XX silubesa

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

Água e Sustentabilidade Ambiental: Desafios e ação

29 junho -1 julho 2022

Universidade de Aveiro

Organização

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

apesb

ABES 55 ANOS

LIVRO DE RESUMOS



Photo by Bruno Ferreira on Unsplash

Platina

POLITEJO

Gold

OLI

Prata

EPAL Grupo Águas de Portugal

sanindusa

Water Wise System

Apoios

ANQIP

universidade de aveiro

ORDEM DOS ENGENHEIROS REGIÃO CENTRO

Livro de resumos

XX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

ORGANIZAÇÃO

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

apesb

ABES 55 ANOS

PATROCINADORES E APOIANTES

Platina

POLITEJO

Gold

OLI

Prata

EPAL Grupo Águas de Portugal

sanindusa

Water Wise System

Apoios

ANQIP

universidade de aveiro

ORDEM DOS ENGENHEIROS REGIÃO CENTRO

APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
APESB - Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária
ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária

Título
Livro de Resumos do XX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

Local
Universidade de Aveiro

Data
29 junho - 1 julho 2022

Edição
Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

ISBN
978-989-8509-31-4

1ª Edição: Julho de 2022

Site do evento: https://www.aprh.pt/20silubesa/
Email APRH: aprh@aprh.pt

INDÍCE

NOTA DE INTRODUÇÃO XXI
Carlos Coelho

Armando Silva Afonso

COMISSÕES XXIII

A ÁGUA E OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 1

13
AÇÕES LOCAIS PARA O USO EFICIENTE DA ÁGUA – UMA REFLEXÃO CRÍTICA 1
Anabela DURÃO , Albertina RAPOSO , Isabel Abreu dos Santos , Lia VASCONCELOS

15
APROVEITAMENTO DE REJEITO DE DESSALINIZADORES COMPACTOS 9
Liliane ARMELIN, Bruno PECINI

22
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE LODO PROVENIENTE DE ETE: LEGISLAÇÃO, PARÂMETROS BIOLÓGICOS, COMPORTAMENTO DOS NUTRIENTES, E CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS 15
Suzete Maria Lenzi CAMINADA, Miriam Moreira BOCCHIGLIERI, Wanderley da Silva PAGANINI

26
DESAFIOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO NO ENFRENTAMENTO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS 21
Ana GAMA, Mário RUSSO

27
PRODUÇÃO DE POLPA DE MADEIRA A PARTIR DO RESÍDUO PROVENIENTE DA INDÚSTRIA MOVELEIRA 27
Isadora Alves Lovo ISMAIL, Maria Eduarda Gomes da SILVA, Gabriel Luis Simão PINHEIRO

38
GOVERNANÇA E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA CIDADE DE SÃO GABRIEL DA CACHOEIRA – AM 33
Luam DA CONCEIÇÃO DA SILVA, Michelle MENDONÇA DE AGUIAR OLIVEIRA, Flávio WACHHOLZ

40
DEMANDA DE ÁGUA EM UNIDADE DE ENSINO SUPERIOR: AVALIAÇÃO PARA INSTALAÇÃO DE SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA E INFLUÊNCIA DA SUSPENSÃO DE ATIVIDADES DEVIDO À CRISE SANITÁRIA 39
Samara Luiza Alves GERALDO, Luana MATTOS DE OLIVERIA CRUZ

45
PARTIDA E OPERAÇÃO DE UM SISTEMA E REATOR PILOTO DE DESAMONIFICAÇÃO TRATANDO DIGESTATOS DA SUINOCULTURA 45
Bruno VENTURIN, Camila Ester HOLLAS, Alice Chiapetti BOLSAN, Heloisa Campeão RODRIGUES, Fabiane Goldschmidt ANTES, Helen TREICHEL, Airton KUNZ

48
AVALIAÇÃO DE INVESTIMENTOS DE SISTEMAS DE SANEMAENTO NOS PALOP 51
Pedro TENREIRO, Filipa FERREIRA

51
POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA REÚSO A PARTIR DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO 57
Karla Alcione da Silva CRUVINEL, Maria Gabriela Souza DAMACENO, Ana Silvia Pereira SANTOS Eva de Melo FERREIRA Joyce Alves NASCIMENTO

56
O USO DE GEORADAR (GPR - GROUND PENETRATING RADAR) NOS SERVIÇOS OPERACIONAIS DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA PARA IDENTIFICAR E COMBATER LIGAÇÕES DE ÁGUA PREDIAIS IRREGULARES (FRAUDES), REDUZINDO A PERDA APARENTE DE ÁGUA TRATADA 63
Joaquim MARINS NETO, Rodolfo Henrique PEREIRA

68
PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NOS FUNDOS DE VALE DO CÓRREGO MANDACARU, EM MARINGÁ-PR 69
Lucas Vinicius DIAS, Ana Claudia dos Santos BELEM, Gabrieli Aparecida VICENTINI, Paulo Fernando SOARES, Jesner Sereni ILDEFONSO

73
SANEAMENTO BÁSICO E ESCOLAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA A EDUCAÇÃO AMBIENTAL DE ABRAÃO-ILHA GRANDE-RJ, BRASIL 77
Maria Clara Vieira Pereira De SOUZA, Rayssa Vogeler Berquó JACOB , Helena de Oliveira SOUZA, Ana Silvia Pereira SANTOS, André Luís de Sá SALOMÃO

74
REUTILIZAÇÃO DE CINZA DE EUCALIPTO COMO FOTOCATALISADOR PARA DESCOLORAÇÃO DE AZUL DE METILENO UTILIZANDO LUZ SOLAR 83
Maria Eliana Camargo FERREIRA, Eduarda Gameleira BERNARDINO, Rosângela BERGAMASCO Natália Ueda YAMAGUCHI

75
MAPEAMENTO DE ÁREAS INUNDADAS USANDO UM ÍNDICE DE ÁGUA BASEADO EM DADOS DO SATÉLITE SENTINEL-2: AS CHEIAS DE 2019 NO BAIXO MONDEGO (PORTUGAL) 91
Romeu GERARDO , Isabel PEDROSO DE LIMA , João L.M. PEDROSO DE LIMA

77
TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ÁGUA POR OSMOSE INVERSA RECICLADA DE BAIXA PRESSÃO 97
Victor R. Moreira, Yuri A. R. Lebron, Gemima S. Arcanjo, Bárbara P. Sousa, Lucilaine V. S. Santos, Míriam C. S. Amaral

82
DESEMPENHO DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL E ORTOFOSFATO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SANTARÉM-PA 103
Natana Costa FARIAS , Iomar Manoel Pereira SOUSA, Dayhane Mayara Santos NOGUEIRA, Lucinewton Silva de MOURA, Israel Nunes HENRIQUE

88
AVALIAÇÃO DE AFLUÊNCIAS INDEVIDAS SALINAS: ESTUDO DE CASO DO TARRAFAL, EM CABO VERDE ... 109
Rita Vieira-Castro, Filipa FERREIRA, José SALDANHA MATOS

90
ANÁLISE AUTOMÁTICA DE CORPOS HÍDRICOS LOCALIZADO EM SOBRADINHO A PARTIR DE IMAGENS ORBITAIS DO LANDSAT-8 UTILIZANDO GOOGLE COLLABORATORY 115
Sabrina O. GOMES, Ana L. CANDEIAS

94
A QUALIDADE DA ÁGUA NAS ORIGENS – ASPETOS CRÍTICOS DO CICLO INTEGRAL DA ÁGUA NOS AÇORES 121
Sílvia QUADROS , Rodrigo SOUSA , Vitor NAPIER, Vera RAPOSO

96
BIORREATOR OSMÓTICO ANAERÓBIO ACOPLADO À DESTILAÇÃO COM MEMBRANAS COMO ALTERNATIVA PARA A CONCENTRAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS 127
Gemima S. ARCANJO, Carolina R. dos SANTOS, Bárbara F. CAVALCANTE, Gabriela de A. MOURA, Bárbara C. RICCI, Ann H. MOUNTEER, Míriam C. S. AMARAL

99
APLICAÇÃO DE MEMBRANAS DE OSMOSE DIRETA NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE REFINARIA PARA REÚSO INDUSTRIAL: FLUXO DE PERMEADO E REMOÇÃO DE COMPOSTOS RECALCITRANTES....133
Gabriel R. A. SILVA, Gemima S. ARCANJO, Welberth A. DIAS, Maria Luíza F. AMORIM, Míriam C. S. AMARAL

101
DIAGNÓSTICO E PROPOSIÇÃO DE TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA BAÍA DA ILHA GRANDE - RJ - BRASIL....139
Rayssa Vogeler Berquó JACOB, Maria Clara Vieira Pereira De SOUZA, Vitor Santos LISBÔA, Ana Silvia Pereira SANTOS, André Luís de Sá SALOMÃO

106
DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESTABELECIMENTO DE METAS DE SANEAMENTO E SAÚDE: EXPERIÊNCIAS EM COMUNIDADES RURAIS E TRADICIONAIS DO ESTADO DE GOIÁS 145
Rafaella Oliveira BARACHO, Nolan Ribeiro BEZERRA, Paulo Sergio SCALIZE

116
ODS 6 – ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO: A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA EM MEIO AO ENFRENTAMENTO DO CORONAVÍRUS 151
Silvana MORALES DE AZEVEDO, Mara Alice JOAQUIM

119
MELHORIA DA CONECTIVIDADE HIDRÁULICA PARA ADAPTAÇÃO DA VALA REAL DA AZAMBUJA E RIBEIRO DE AVEIRAS ÀS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – ABORDAGEM PARTICIPATIVA....157
Pedro TEIGA , António PINTO , José LETRA, Maria SOUSA, Diana FERNANDES

128
TOROH: FERRAMENTA PARA OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE CAPTAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUA DA CHUVA....163
Jadson Alves da COSTA, Caio Enrique Moura SEARA, Juliana Farias ARAÚJO, Anderson de Souza Matos GADÉA, Eduardo COHIM

154
CONTRIBUTOS PARA UMA WATER SENSITIVE CITY – JARDIM DAS COMUNIDADES EM ALMANCIL, LOULÉ.171
Lídia TERRA, Daniel PIMENTA, Carla SANTOS, Horácio CARVALHO, David SILVA, Mário FERREIRA, Manuela MOREIRA DA SILVA

161
AVALIAÇÃO DO RETORNO SOCIAL DO INVESTIMENTO EM SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO: UM ESTUDO DE CASO EM COMUNIDADES RURAIS DO MUNICÍPIO DE VIÇOSA - MINAS GERAIS 177
Lucas Louzada FERNANDES, Alex Cardoso PEREIRA, Otávio Augusto Braga MARTINS, Ana Augusta Passos REZENDE

173
AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS E SUAS INTERCORRELAÇÕES COM OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS/ONU): ESTUDO DE CASO NA TERCEIRA MAIOR FAVELA DO BRASIL 183
Fernando Augusto Braga Castro, Alena Torres Netto, André Luís de Sá Salomão

177
SANEAMENTO BÁSICO EM COMUNIDADES RURAIS BRASILEIRAS: ESTUDO DE CASO DA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS DE SANEAMENTO BÁSICO NA COMUNIDADE DO EGITO, ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE RIO PIRACICABA – MG....189
Gislene da Conceição MARCELINO, Cristiano Martins da Costa GUERRA, Eliane Maria VIEIRA

194
ROADMAP PARA O ESTABELECIMENTO DE UMA POLÍTICA DE PREVENÇÃO E GESTÃO DE CONFLITOS NOS USOS DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ EM CABO VERDE 195
Katila RIBEIRO, Sérgio LOPES, André FONTES

200
AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO À SAÚDE HUMANA PARA REÚSO DE ÁGUA NA AGRICULTURA 201
Ana SANTOS, José VIEIRA

203
ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOAS MARGINAIS DO RIO SÃO FRANCISCO – MG - BRASIL 207
Paulo Vagner dos SANTOS, Pedro Fialho CORDEIRO, Maria Letizia PETESSE, Raquel Coelho Loures FONTES

217
USO DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO BASEADA NO MÉTODO HÍBRIDO AHP/TOPSIS PARA A IMPLANTAÇÃO DE INTERVENÇÕES DE PROGRAMAS HIDROAMBIENTAIS 213
Alex Cardoso PEREIRA, Bruno Augusto de REZENDE, Fabiano Henrique da SILVA, André Luís de Paula MARQUES, Luciana Figueiredo SILVA , Vitor Soares FEITOZA, Heverton Ferreira ROCHA, Adriano Ferreira BATISTA

226
AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DE BIOFERTILIZANTES PRODUZIDOS A PARTIR DA RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DE SISTEMAS DE SANEAMENTO SUSTENTÁVEIS COM BANHEIROS SECOS SEPARADORES 219
Fernanda D. Gonçalves FERREIRA , Priscila CARLON, Vitor Pereira VAZ, Amanda da Silva NUNES Viviane DePieri Anselmo BENTO, Lucas Galvan MILIOLI, Maria Elisa MAGRI

228
MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO FERRAMENTA DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS 225

236
MODELO DE GESTÃO E AVALIAÇÃO ECONÔMICO E FINANCEIRA PARA APLICAÇÃO EM SISTEMAS LOCAIS DE ESGOTOS 231
Fabrício Jacques VIEIRA , Pablo Heleno SEZERINO

240
OS IMPACTOS DA LEI FEDERAL 14.285/2021 NA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUAS URBANOS NO BRASIL 237
Júlia Carolina FATUCH, Emília Wanda RUTKOWSKI

275
OBJETIVO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 6: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE O MONITORAMENTO LOCAL DAS METAS 6.1 E 6.2 243
Ludmila Esteves de Oliveira Costalonga, Mariângela Dutra de Oliveira, Márcia Regina Pereira Lima

276
MEMBRANAS RECICLADAS FOTOCATALÍTICAS A PARTIR DE TIO_2 E ÓXIDO DE GRAFENO (GO) PARA REMOÇÃO DE FÁRMACOS 249
Caique P. M. de OLIVEIRA, Konrad KOCH, Jörg E. DREWES, Marcelo M. VIANA, Miriam C. S. AMARAL

288
ENKI MÓDULO GBA – GESTÃO DE BARRAGENS E ALBUFEIRAS 255
Sotero RIBEIRO, José GASCÃO, Sara ANTUNES, David MAGALHÃES

298
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FERVENÇA – ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) 261
João Vitor SCHLOGEL, Juliana PIETROBELLI, Ramiro MARTINS

311
MELHORIA DA PRECISÃO E OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE ÀS CHEIAS 267
Ana Margarida BENTO, Minh Quang TRAN, Elisabete TEIXEIRA, Hélder SOUSA, José CAMPOS E MATOS

337
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E AS CONDIÇÕES INTRADOMICILIARES EM COMUNIDADES RURAIS DO ESTADO DE GOIÁS 273
Nolan Ribeiro BEZERRA, Thaynara Lorrayne de OLIVEIRA, Paulo Sérgio SCALIZE, Hellem Victoria Ribeiro SANTOS,Humberto Carlos RUGGERI JUNIOR

ENGENHARIA SANITÁRIA E SAÚDE PÚBLICA 279

2
RELAÇÃO ENTRE A TAXA DE MORTALIDADE POR COVID-19 E O SANEAMENTO BÁSICO – ESTUDO DE CASO DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL 279
Thiago LAPPICY, Daniel **BELTRÃO ,** *Márcio BIGONHA*

4
AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DE UM REATOR ELETROQUÍMICO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO E MATADOURO DE SUÍNOS 287
Ruan BOCCHI, Christian C. SCHMITZ, Fabio ORSSATTO, Juliana Bortoli R. MEES, Eduardo EYNG

9
O PDDU 2016 DE SALVADOR-BAHIA-BRASIL E AS ÁGUAS URBANAS: DA LETRA DA LEI À NECESSIDADE DE EFETIVA IMPLEMENTAÇÃO 293
Luiz Roberto Santos MORAES

10
CONSTRUÇÃO E APLICAÇÃO DE ÍNDICE DE SANEAMENTO BÁSICO DE SALVADOR-BAHIA-BRASIL (ISAN_SALVADOR) 299
Patrìcia Campos BORJA, Luiz Roberto Santos MORAES, Saara de Carvalho BOTEON, Maria Elisabete Pereira dos SANTOS

12
ACESSO À ÁGUA PARA A POPULAÇÃO EM SITUAÇÃO DE RUA DE SALVADOR A PARTIR DE MEDIDAS EMERGENCIAIS ADOTADAS PARA AS POPULAÇÕES EM SITUAÇÃO DE RUA NO BRASIL DURANTE A PANDEMIA DA COVID-19 307
SANTOS, Gustavo, SANTOS MORAES, Luiz Roberto, CAMPOS BORJA, Patrícia

16
ESTUDO DE VIABILIDADE TÉCNICA DE TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO DOMÉSTICO ATRAVÉS DE WETLANDS VERTICAIS 313
Ana PINHEIRO, Bruno PECINI, Liliane ARMELIN, Rolando VADAS

19
APLICAÇÃO DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA EM CURSOS D'ÁGUA NA RESERVA FLORESTAL ADOLPHO DUCKE, MANAUS, AM 319
Frankilandio TEIXEIRA COSTA, Ronilson VASCONCELOS BARBOSA, Ieda HOTENCIO BASTISTA

28
ECONOMIA CIRCULAR E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS 325
Uedja Tatyane Guimarães Medeiros LIMA, Gilson Lima da SILVA, Maria do Carmo Martins SOBRAL

30
MODELO DE PREVISÃO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM SISTEMAS DE CLARIFICAÇÃO COM MORINGA OLEIFERA UTILIZANDO REDES NEURAIS ARTIFICIAIS 331
Jéssica Raasch da SILVA, Danieli Soares de OLIVEIRA, Clainer Bravin DONADEL

44
PLANO DE SEGURANÇA DA ÁGUA E O NOVO MARCO DO SANEAMENTO - ESTUDO DE CASO 337
Lorena Olinda Degasperi ROCHA, Edumar Ramos Cabral COELHO, Angela Di Bernardo DANTAS

54
ODS 6 - REDUÇÃO DE PERDAS EM ÁREAS DE VULNERABILIDADE SOCIAL ATRAVÉS DO PROGRAMA ÁGUA LEGAL....343
Paulo Levy de SOUZA RODRIGUES, Cristiane PREVIATELLI

55
ESTIMATIVA DA EMISSÃO DE CARBONO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DO MUNICÍPIO DE GARANHUNS, PERNAMBUCO, BRASIL....349
Thamires MOURA, Eusileide MELO, Tamara OLIVEIRA

60
APERFEIÇOAMENTO DE UM BIODIGESTOR PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E RECICLAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS....355
Ana Laura HONÓRIO SILVA, Lais Roberta Galdino de OLIVEIRA, Marcia Maria dos Anjos MASCARENHA, Agnes Miranda GARCIA

69
A INFLUÊNCIA DO VÁCUO NA REDUÇÃO DA CARGA NITROGENADA EM ESGOTOS SANITÁRIOS....361
Rafael de Freitas OLIVEIRA, Victoria Farias GROTH, Marcelo Oliveira CAETANO, Luciana Paulo GOMES

70
ESTRATÉGIAS DE ECONOMIA CIRCULAR NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS: O USO DE CÂMARAS DE VÁCUO....367
Rafael de Freitas OLIVEIRA, Victoria Farias GROTH, Marcelo Oliveira CAETANO, Luciana Paulo GOMES

78
AVALIAÇÃO DA FERRAMENTA DE MONITORAMENTO EPIDEMIOLÓGICO DO SARS-COV-2 NAS REDES DE ESGOTOS: DESAFIOS DE UMA CIDADE NA AMAZÔNIA....373
Natana Costa FARIAS , Andressa Rodrigues de SOUSA, Josciane Carneiro OLIVEIRA, Marcos Prado LIMA, Lucinewton Silva de MOURA, Israel Nunes HENRIQUE

79
PLANO DIRETOR DE MANAUS E SUA RELAÇÃO COM A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS....379
Frankilandio TEIXEIRA COSTA, Samara AQUINO MAIA, Ieda HOTENCIO BASTISTA

91
RESILIÊNCIA A EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS: O PAPEL DA INVESTIGAÇÃO E DOS ATORES NO TERRENO....385
Barbosa, Ana Estela, Rodrigues, Marta, Freire, Paula

93
REMOÇÃO DE ÁCIDO CICLOHEXANOCARBOXÍLICO DE SOLUÇÕES SALINAS POR FLOCULAÇÃO MICELAR E FILTRAÇÃO....391
Luciana Kaori TANABE , Henrique Alberton de OLIVEIRA , Ivo André Homrich SCHNEIDER André Camargo de AZEVEDO

113
ÍNDICE DE CONFORMIDADE AO TRATAMENTO DE ÁGUA (ICT): PROPOSTA DE CÁLCULO – ESTUDO DE CASO EM CAPTAÇÕES NO DISTRITO FEDERAL....397
Mauro R. Felizatto, Lígia S. V. Gurgel, Eloneide M. F. Arruda, Carlo Renan C. de Brites, Diogo C. M. dos Santos, Fernando L. R. M. Starling, Bruna R. Aragão e Wilde A. Lima

138
AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOMASSA NA APLICAÇÃO DE CONSÓRCIO DE MICROALGA-BACTÉRIA AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA DO PAPEL....403
Josivaldo SÁTIRO , André CUNHA, Maria Vitória MORAIS, Rogério SIMÕES, António ALBUQUERQUE

139
AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E DINÂMICA DAS MICROALGAS EM LAGOA DE ALTA TAXA PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DOMÉSTICAS....409
Josivaldo SÁTIRO , Antonio DOS SANTOS NETO, Jucélia FERREIRA, Anny OLIVEIRA, Bruna FERNANDES, António ALBUQUERQUE, Lourdinha FLORENCIO

148
INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA NA GERAÇÃO DE LODO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA....415
Silvia F. PAFFRATH, Ramiro G. ETCHEPARE

149
DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO POR RADIAÇÃO SOLAR (SODIS) ASSOCIADO A *MORINGA OLEIFERA* E SULFATO DE ALUMÍNIO 421
Higor Aparecido Nunes de OLIVEIRA, Edilaine Regina PEREIRA, Mariana Fernandes ALVES, Thiago Andrade MARQUES, Julio Cesar Angelo BORGES.

150
AVALIAÇÃO E DETERMINAÇÃO DA INCERTEZA EXPANDIDA NO MÉTODO DE CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (CLAE) PARA A QUANTIFICAÇÃO DE 17β ESTRADIOL 427
Sidnei G. dos SANTOS Jr, Paula F. de AGUIAR , Carlos A. S. RIEHL, Daniele M. BILLA

166
AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DE UMA LAGOA COSTEIRA URBANA ASSOCIADA À PRESENÇA DE ADITIVOS PLÁSTICOS....433
Priscila Maria de Oliveira Muniz CUNHA, Juliana Schroeder Damico DE SOUSA, André Luís de Sa SALOMÃO, Patricia DOMINGOS, Enrico Mendes SAGGIORO, Marcia MARQUES

182
ANÁLISE DA VIABILIDADE DE DIFERENTES COAGULANTES A BASE DE POLICLORETO DE ALUMÍNIO (PAC) NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO PELO PROCESSO DE FLOTAÇÃO 439
Mariana Fernandes ALVES, Edilaine Regina PEREIRA, Higor Aparecido Nunes de OLIVEIRA, Bruno de Oliveira FREITAS, Julio Cesar Angelo BORGES, Thiago Andrade MARQUES

185
A EFICIÊNCIA DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM NOVO HAMBURGO....445
Luciane MARIA, Geraldo Tadeu THIESEN

192
SISTEMAS DE LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO: ANÁLISE DE RESULTADOS OBTIDOS EM PESQUISAS NO BRASIL....451
Thaís Salvador ARGENTA, Ariuska Karla Barbosa AMORIM

195
SANEAMENTO BÁSICO E SAÚDE PÚBLICA: OS INDICADORES E SUAS RELAÇÕES COM DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA EM MUNICÍPIOS DE MÉDIO PORTE, NO ESTADO DA PARAÍBA....457
Anderson Matheus de Sousa LIMA, Maria Cecília Paiva NOBREGA, Luísa Eduarda Lucena de MEDEIROS, Maria Adriana de Freitas Mágero RIBEIRO

197
AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS DE POLIETILENO E POLIESTIRENO EXPANDIDO POR COAGULAÇÃO QUÍMICA 463
Thaynara Lorrayne de OLIVEIRA, Francisco Javier Cuba TERAN, Renata Medici Frayne CUBA³, Fernanda Ferreira FREITAS, Hellem Victoria Ribeiro SANTOS

201
ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES EM CARVÃO ATIVADO EM ÁGUA 469
Samara Oliveira SACHT, Edumar Ramos Cabral COELHO

206
GRADIENTE DE DEGRADAÇÃO EM LAGOAS MARGINAIS DO RIO SÃO FRANCISCO – MG – BRASIL....475
Pedro Fialho CORDEIRO, Paulo Vagner dos SANTOS, Carolina Batista de Oliveira VIANA, Rafael Arcanjo de OLIVEIRA FILHO, Vilmar Wander RAMALHO, Maria Letizia PETESSE

216
UTILIZAÇÃO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA PARA ESTUDO DE CONCEPÇÃO DE SISTEMAS COLETIVOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM AGLOMERADOS RURAIS ISOLADOS.....481
Alex Cardoso PEREIRA, Ana Augusta Passos REZENDE, Nilcilene das Graças MEDEIROS, Gustavo Bastos BRAGA, Tatiana Yuri Ramos ODA

218
ATIVIDADE (ANTI)ESTROGÊNICA DE AFLUENTES E EFLUENTES DE ETE: DISTRIBUIÇÃO MULTIFASE E IMPACTOS NA QUANTIFICAÇÃO.....487
Allan dos Santos ARGOLO, Giselle GOMES, Daniele Maia BILA

225
APLICAÇÃO DE FEZES COMPOSTADAS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PLANTIO DE ALFACE: DECAIMENTO DA BACTÉRIA *ESCHERICHIA COLI* NO SOLO E ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO.....493
Fernanda D. Gonçalves FERREIRA , Vitor Pereira VAZ , Priscila CARLON , Amanda da Silva NUNES, Flora FIGUEREDO, Maria Elisa MAGRI, Gislaine FONGARO

227
AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS CAUSADOS PELO LANÇAMENTO DE RESÍDUO DE ETA NA BIOTA AQUÁTICA POR MEIO DO LEVANTAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....499
Silvia Moreira dos SANTOS, Cláudia Alves de SOUZA, Marcela Felix de PAULA , Rafael Rodrigues de PAIVA

234
ENGENHARIA SANITÁRIA E SAÚDE PÚBLICA: PROGRAMA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA DE PREVENÇÃO DA DOENÇA DOS LEGIONÁRIOS NA ARSLVT, IP.....505
Lígia RIBEIRO, Sónia CAEIRO, Patrícia PACHECO, Carla DIAS

237
PRIMEIRA DETECÇÃO DA VARIANTE ÔMICRON DE SARS-COV-2 USANDO SEQUENCIAMENTO NANOPORE NO ESGOTO DE FOZ DO IGUAÇU – BRASIL 513
Lívia de Moraes BOMEDIANO CAMILLO, Adriana Feliciano Alves DURAN, Ieda Carolina Mantovani CLARO, Matheus Ribeiro AUGUSTO, Aline Diniz CABRAL, Gilmara Barros de Lima, Diego Alberto TAVARES, Rodrigo de Freitas BUENO

241
OS IMPACTOS DA LEI FEDERAL 14.285/2021 NA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUAS URBANOS NO BRASIL 521
Júlia Carolina FATUCH, Emília Wanda RUTKOWSKI

244
AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE FÁRMACOS EM PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE LODO DE ETE527
Suzete Maria Lenzi CAMINADA, Miriam Moreira BOCCHIGLIERI, Wanderley da Silva PAGANINI

248
UTILIZAÇÃO DE TIO2 MICROESTRUTURADO COM BIOCARVÃO PARA DESINFECÇÃO SOLAR CATALÍTICA DE EFLUENTES CONTAMINADOS POR MICROORGANISMOS 533
Daphne FERRO, Paloma KOTANI, Laura PAVARIN, Regina AFFONSO, Nilce ORTIZ

258
TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS E RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PEQUENA ESCALA: CONTEXTO E PRÁTICAS.....539
Wanda M. R. GÜNTHER, Antonio O. STOREL JÚNIOR

263
ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LODOS DE ETA NOS MUNICÍPIOS PAULISTAS DA BACIA DO VALE DO PARAÍBA-SP 545
Ana Carolina BRANTS, Fabiana Alves FIORE

277
MEMBRANAS RECICLADAS FOTOCATALÍTICAS A PARTIR DE TIO_2 E ÓXIDO DE GRAFENO (GO) PARA REMOÇÃO DE FÁRMACOS.....551
Caique P. M. de OLIVEIRA, Konrad KOCH, Jörg E. DREWES, Marcelo M. VIANA, Miriam C. S. AMARAL

289
MONITORAMENTO DO VÍRUS SARS-COV-2 EM ÁGUAS RESIDUAIS NO GRANDE ABC, SÃO PAULO, BRASIL557
Ieda Carolina Mantovani CLARO, Adriana Feliciano Alves DURAN, Lívia de Moraes Bomediano CAMILLO, Matheus Ribeiro AUGUSTO, Taís Browne de MIRANDA, Claudio Roberto CALDEREIRO, Guilherme Santos SOUSA, Milena MONTIER, Rodrigo de Freitas BUENO

299
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA EXTRATORA DE ÓLEO DE BAGAÇO DE AZEITONA POR COAGULAÇÃO COMBINADA COM FENTON 563
A. N. SILVA, T. T. GRABOWSKI, J. B. MESS, R. MARTINS

300
CARGA POLUENTE DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA EXTRATORA DE ÓLEO DO BAGAÇO DE AZEITONA.....569
Thais GRABOWSKI, Leticia TESUKA, Luis PINHEIRO, Ramiro MARTINS

301
GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA VIA ESGOTO DOMÉSTICO: O CASO DO OESTE DO PARANÁ.....575
Murilo TORRES, Elias Lira dos SANTOS JUNIOR, Ana Paula TREVISAN, Camilo Freddy Mendoza MOREJON

307
TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO 581
Barbara COSTA PEREIRA, Renato PEREIRA RIBEIRO, Alexandre LIOI NASCENTES, Jaime LOPES DA MOTA OLIVEIRA

319
GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA VIA ESGOTO DOMÉSTICO: O CASO DO OESTE DO PARANÁ.....587
Murilo TORRES, Elias Lira dos SANTOS JUNIOR, Ana Paula TREVISAN, Camilo Freddy Mendoza MOREJON

324
ESTUDO DAS TÉCNICAS DE ANÁLISE ESPACIAL PARA INVESTIGAÇÃO DAS ARBOVIROSES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA 593
Thailany de Almeida MAGALHÃES, Patrícia Campos BORJA

327
SANEAMENTO E SUSTENTABILIDADE NA ESCOLA: UMA PLATAFORMA DE SUPORTE À DECISÃO DA AÇÃO PÚBLICA.....599
Patrícia Campos BORJA, Lidiane Mendes Kruschewsky LORDELO, Juliana Elisa Silva SANTOS, Joan Carlos Santos SILVA, Alessandra Cristina Silva VALENTIM

333
ESTUDO COMPARATIVO DO CICLO DE VIDA DE DOIS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO: REATOR UASB E LAGOA ANAERÓBIA 605
Èdico OLIVEIRA GOMES, Thamires OLIVEIRA DO BOMFIM, Eduardo HENRIQUE BORGES COHIM, Paulo VITOR SANTA ROSA SILVA, Alessandro RESENDE MACHADO

334
RELAÇÃO ENTRE SANEAMENTO BÁSICO E DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA EM TRÊS MUNICÍPIOS BRASILEIROS.....611
Èdico OLIVEIRA GOMES, Thamires OLIVEIRA DO BOMFIM, Rosângela LEAL SANTOS, Alessandro RESENDE MACHADO

CICLO URBANO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA 617

31
AGRICULTURA URBANA: UMA ANÁLISE DA GOVENANÇA DA ÁGUA NA COMUNIDADE AGRÍCOLA NOVA ESPERANÇA EM MANAUS-AM 617
Samara Aquino Maia, Nara Natiere Rocha Fernando, Flavio Wachholz

41
PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS EM LIXIVIADOS DO CENTRO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE GOMECELLO E O SEU TRATAMENTO 623
Brayan RIASCOS

43
PLANO MUNICIPAL DE CONTINGÊNCIA PARA PERÍODOS DE SECA DO MUNICÍPIO DE LOULÉ 629
Horácio CARVALHO, Sérgio COSTA, Lídia TERRA

49
DESENVOLVIMENTO DE ABORDAGEM DE MODELAÇÃO 1D/2D DE SISTEMAS URBANOS DE DRENAGEM PLUVIAL COM RECURSO AOS MODELOS SWMM E MOHID LAND 637
João BARREIRO, Flávio SANTOS, Ramiro NEVES, José S. MATOS, Filipa FERREIRA

50
DESEMPENHO DE COBERTURAS VERDES COMO SOLUÇÃO DE CONTROLO NA ORIGEM EM CLIMA MEDITERRÂNEO 645
Maria Luíza SANTOS, Alexandre MENDONÇA, Cristina M. SILVA Filipa FERRREIRA

61
EFICIÊNCIA HÍDRICA NA ADRA COM PERFORMANCE BASED CONTRACT 653
Alberto ROQUE, Marco COSTA, João MACIEL, Luís MACHADO, Carlos PÓVOA

63
TRANSFORMAÇÃO DIGITAL NA ADRA 659
Nuno SOARES, Micael HENRIQUES, Carlos PÓVOA

64
PLANEJAMENTO URBANO E GESTÃO DO SANEAMENTO BÁSICO: OS DESAFIOS DE SALVADOR, BRASIL ..665
Marcela de ALMEIDA SOUZA MAGALHÃES, Luiz Roberto SANTOS MORAES

66
CONTRA A CONSPURCAÇÃO: AS PRIMEIRAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS NO RIO AVE (1950-1974) 671
José Rafael SOARES

104
TRAGÉDIA ANUAL DAS ENCHENTES: A CULPA NÃO É DE SÃO PEDRO 677
Gesner OLIVEIRA, Flávio NACCAHE, Ceci de CAPRIO, Vicente SANTOS

111
ANÁLISE DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO MUNICÍPIO DE CASSERENGUE/PB 683
Geovanna OLIVEIRA, Dayse BARBOSA, Barbara TSUYUGUCHI, RODRIGUES, Andrea

117
GESTÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS NUM CONTEXTO DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – A EXPERIÊNCIA DE VILA NOVA DE GAIA, PORTUGAL 689
Fernando FERREIRA

123
MODELAGEM DE DESEMPENHO DE DISPOSITIVOS IN-SITU PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO EM RIOS URBANOS 697
Ariel MAGALHÃES, Rodolfo SCARATI, Bárbara DUARTE, Lais DE OLIVEIRA, Fábio NOGUEIRA, Silene BAPTISTELLI

140
EFEITO DO USO DE LODOS ATIVADOS COMO INÓCULO NA SEDIMENTABILIDADE DA BIOMASSA DE LAGOAS DE ALTA TAXA 703
Antonio DOS SANTOS NETO, Josivaldo SÁTIRO, Talita MARINHO, Kamila VERA-CRUZ, Even Figueiroa, António ALBUQUERQUE, Lourdinha FLORENCIO

143
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS AFLUENTES E DO RIO PINHEIROS FRENTE ÀS OBRAS DO PROJETO NOVO RIO PINHEIROS – MONITORAMENTO E MODELAGEM 709
Silene Cristina BAPTISTELLI, Rodolfo SCARATI, Laís AMORIM, Ariel MAGALHÃES, Bárbara DUARTE, Fábio NOGUEIRA

145
MITIGAÇÃO DE FENÓMENOS DE CHEIAS ASSOCIADA AO LICENCIAMENTO DE OBRAS PARTICULARES NO CONCELHO DE COIMBRA 715
Margarida PIEDADE, Luís COSTA, Cecília RIBEIRO, Margarida Seguro

152
USO EFICIENTE DA ÁGUA E NEUTRALIDADE CARBÓNICA – DA ESCOLA PARA A COMUNIDADE URBANA ... 721
Anabela CORDEIRO , Manuela MOREIRA da SILVA

162
EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA E SUA CIRCULARIDADE NO MUNICÍPIO DE PORTIMÃO 727
Ana RODEIRA MESQUITA, Carla PIMENTEL-RODRIGUES, Gonçalo PRATES, Manuela MOREIRA DA SILVA

168
CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LODOS CENTRIFUGADOS E PÓS SECAGEM TÉRMICA, PRODUZIDOS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS LOCALIZADAS NO ESTADO DE SÃO PAULO (BRASIL) 733
Fabiana FIORE, Eloisa CHERBAKIAN, Iara CHAO

171
REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA USOS NÃO POTÁVEIS NO CONCELHO DE ÉVORA 739
Marília MARQUES Anabela REBELO & Manuela MOREIRA DA SILVA

172
REMOÇÃO NATURAL DE COLIFORMES EM ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE LODOS ATIVADOS – UM ESTUDO DE CASO 745
Arlindo SOARES RÄDER, Luciana PAULO GOMES, Ester SOUZA LOPES, Aline BAUER LACERDA

191
REUSO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE EQUIPAMENTOS AUTOMATIZADOS DE ANÁLISES CLÍNICAS .. 751
André Conte Canton

193
PREVISÃO DE RISCO DE ROTURAS – ABORDAGEM ORIENTADA A DADOS 757
Vítor SOUSA, Ana Paula BARROS

200
AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO À SAÚDE HUMANA PARA REÚSO DE ÁGUA NA AGRICULTURA 763
Ana SANTOS, José VIEIRA

209
PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND FOR URBAN WASTEWATER TREATMENT 769
Pablo Heleno SEZERINO, Bárbara Beatriz Barbosa SILVA, Arieleen Reis da SILVA, Leandro BASSANI, Catiane PELISSARI

210
PROPOSTA PARA MELHORAR A EFICIÊNCIA HÍDRICA NUM PAVILHÃO DA INDÚSTRIA AUTOMÓVEL 773
Flora SILVA , Mariana SCHULZE, Mariane KEMPKA, Ana Maria ANTÃO-GERALDES , António ALBUQUERQUE

213
APOIO À DECISÃO NO COMBATE ÀS PERDAS DE ÁGUA EM REDES DE DISTRIBUIÇÃO. COMO ARTICULAR A GESTÃO OPERACIONAL, A AQUISIÇÃO DE DADOS E A IA ATRAVÉS DA PLATAFORMA NAVIA. 779
Nélson SILVA, Sérgio TATO, Artur SILVA, Joel LEITÃO, Sónia NOGUEIRA, Jorge TAVARES

219
DIGITALIZAÇÃO DOS PROCESSOS DE INVENTARIAÇÃO E INSPEÇÃO DE ATIVOS DO CICLO URBANO DA ÁGUA 787
Gonçalo Nuno MENDES, José GASCÃO, Miguel ROLDÃO, Sara ANTUNES

222
ESTIMATIVA DE CUSTOS DE INVESTIMENTO DE INVESTIMENTOS NO SETOR DA ÁGUA, UMA SOLUÇÃO DE ATUALIZAÇÃO CONTÍNUA DOS DADOS DE SUPORTE 793
Luis MAMOUROS, José GASCÃO, Sara ANTUNES, Fernando FONSECA

224
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR NASCENTES URBANAS. ESTUDO DE CASO REALIZADO NO MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DOS CAMPOS 799
Brunna BALIZA, Fabiana FIORE

239
ALTERNATIVAS PARA A COBRANÇA DO SERVIÇO DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS 805
Maria Elisa Leite COSTA , Ana Cristina Santos Strava CORREA, Ruth CORDIDO, Pedro Gallotti KNEICKE

246
SEPARAÇÃO DE MICROALGAS CULTIVADAS ANAEROBICAMENTE EM CONDIÇÃO EXTERNA UTILIZANDO *MORINGA OLEIFERA LAM*, TANINO E SULFATO DE ALUMÍNIO 811
Gabriela CARDOZO , Thalita SANTOS , Abraham JAMES , Abayomi BANKOLE, Fabiana FIORE , Gustavo SILVA

252
DRENAGEM SUSTENTÁVEL DAS RIBEIRAS PARA A PROTEÇÃO DAS PRAIAS DO PORTO 817
Cláudia COSTA, Joana TEIXEIRA, Rita CUNHA, Catarina TUNA

254
ESTUDO DE RESILIÊNCIA DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DA ÁGUAS DO ALTO MINHO 823
Joana Pinto Coelho, Daniel MENDES, Sotero RIBEIRO, José GARCEZ, António LISBOA, Soraia MONTEIRO

261
A DIGITALIZAÇÃO INTEGRAL DE SISTEMAS INTEGRADOS DE SANEAMENTO. BALANÇO DE 20 ANOS DE UTILIZAÇÃO DE UMA PLATAFORMA INTEGRADA DE GESTÃO OPERACIONAL NO SISTEMA DE DESPOLUIÇÃO DO VALE DO AVE 829
João DELGADO, Andreia Vieira, Joel LEITÃO, Jorge TAVARES, Claudio CLAUDIO

295
TRATAMENTO ALTERNATIVO DE LAMAS COM COAGULANTE ORGÂNICO DE MORINGA OLEIFERA 835
Gustavo HIGAWA, Joseane THEODORO, Ramiro MARTINS

297
CIRCULARIDADE DA ÁGUA....841
Cristina MATOS, Isabel BENTES

303
PROJETO DE LOTEAMENTO SUSTENTÁVEL. APROVEITAMENTO, REUTILIZAÇÃO E HIDROGERAÇÃO 847
Jorge CARDOSO-GONÇALVES, Samuel GONÇALVES

304
EFICIÊNCIA HÍDRICA E NEXUS ÁGUA-ENERGIA: MODELO QUANTITATIVO DE IMPACTO DE MEDIDAS DE MELHORIA NOS EDIFÍCIOS RESIDENCIAIS....853
Vanessa FAIA, Ana POÇAS, Carlos SILVA, Filipa NEWTON, Patrícia MALTA DIAS

305
GESTÃO INTEGRADA CIRCULAR DOS SERVIÇOS DE ÁGUAS....859
Jorge CARDOSO-GONÇALVES, José TENTÚGAL-VALENTE

306
ANÁLISE DE METAIS DAS ÁGUAS, SEDIMENTOS E DE PEIXES DO RIO CACHOEIRA, UM RIO URBANO (JOINVILLE-SC)....865
Aline SCHELLER, Therezinha Maria Novais OLIVEIRA

314
MODELAGEM ESTOCÁSTICA DA DEMANDA DE ÁGUA DOMICILIAR E IMPACTOS NA GESTÃO DA DEMANDA871
Vanessa SILVA SANTOS, Anderson de S. M. GADEA, Eduardo COHIM

331
DIAGNÓSTICO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DOS PRINCIPAIS MUNICÍPIOS DO OESTE DO PARANÁ E PROPOSIÇÃO DE MODELO DE GESTÃO 877
Angela Maria MÜLLER, Ana Paula TREVISAN, Eduardo Borges LIED, Elias Lira dos Santos JUNIOR, Camilo Freddy Mendoza MOREJON

336
O NOVO RÓTULO UNIFICADO EUROPEU PARA A EFICIÊNCIA HÍDRICA E ENERGÉTICA DE PRODUTOS 883
Carlos VELAZQUEZ, Armando SILVA-AFONSO , Carla PIMENTEL-RODRIGUES

342
INFRAESTRUTURAS VERDES URBANAS E A SUA CONTRIBUIÇÃO PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA EM MEIO URBANO 889
Cristina SANTOS, Cristina MONTEIRO

NEXO ÁGUA-ALIMENTAÇÃO-ENERGIA 895

57
GESTÃO DE LAMAS FECAIS EM PAÍSES DE BAIXO E MÉDIO-BAIXO PIB....895
João ÂNGELO, Filipa FERREIRA

65
CALCULADORA E CADERNO DIGITAL DA UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO 903
Adriano CORTEZ DOS SANTOS, Alexandre FREIRE MARTINS, Anelise ZIGLIO RIBEIRO PEDRO, Giselle BOSCHI, José Antonio BIANCARDI, Márcia MONTOYA PERESTRELO, Maria Lúcia PIMENTEL FUSCELLA

76
IMPACTE DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS: UM ESTUDO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO MONDEGO....909
Mário SEQUEIRA, Ana CASTILHO, Pedro DINIS, Alexandre TAVARES

80
ALTERNATIVAS PARA A GESTÃO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS EM INSTALAÇÕES MILITARES ISOLADAS .915
Raquel ALVES RIBEIRO PONTES, Paula LOUREIRO PAULO, Marc ÁRPÁD BONCZ

86
UMA ABORDAGEM TRANSDISCIPLINAR DO PAPEL DA ÁGUA COMO PILAR DA NATUREZA E DA SAÚDE E BEM-ESTAR 921
Ana Estela BARBOSA, Margarida REBELO

107
INVENTÁRIO DE ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS NEXUS ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTO APLICÁVEIS À ESTUDOS DA RELAÇÃO ÁGUA-SAÚDE.....929
Rafaella Oliveira BARACHO, Denilson TEIXEIRA

112
RECUPERAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE BIOPOLÍMERO DE LODO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO DE ESGOTO REAL 935
Maria Beatriz CAETANO, Amanda Borges MORAIS, Lorena Miranda de Almeida SILVA, Frieda Keifer CARDOSO, Lorena Bittencourt GUIMARÃES Thibau

142
LANDFILL LEACHATE TREATMENT THROUGH THE INTEGRATION OF AIR-STRIPPING, AEROBIC MEMBRANE BIOREACTOR, ADVANCED OXIDATIVE PROCESS AND NANOFILTRATION 941
Yara L.BRASIL, Ana F. R. SILVA, Yuri A. R. LEBRON, Míriam C. S. AMARAL, Gemima S. ARCANJO

165
CIRCULARIDADE DA ÁGUA E ECOEFICIÊNCIA NA ILHA DA CULATRA, ALGARVE 947
María TORRES, Cláudia SEQUEIRA, André PACHECO , Manuela MOREIRA da SILVA

204
EVALUATION OF BACTERIA AND BACTERIOPHAGES BEHAVIOR DURING STRUVITE PRECIPITATION 953
Lenise Câmara FRANCO, Priscila CARLON, Daiane Luiza SCHWARZ, Amanda da Silva NUNES, Fernanda D. Gonçalves FERREIRA, Vitor Pereira VAZ, Maria Elisa MAGRI

214
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO ESTRATÉGIA PARA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO ALTO CURSO DO RIO ALEGRIA – MEDIANEIRA/PARANÁ/BRASIL 959
Tiago Oliveira dos SANTOS, Eduardo Borges LIED, Ana Paula TREVISAN, Camilo Freddy Mendoza MOREJON

283
A INTEGRAÇÃO DOS RECURSOS ÁGUA – ENERGIA -ALIMENTAÇÃO: ABORDAGEM DO (E PARA O) FUTURO – UM MODELO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 965
Ana Helena PINTO, Jorge CARDOSO-GONÇALVES, Rafael Costa TORRES, Luísa ALVES

313
CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA POR ULTRAFILTRAÇÃO: UMA ALTERNATIVA PARA PRODUÇÃO DE FERTILIZANTE ORGANOMINERAL.....971
Thais G. CARPANEZ, Victor R. MOREIRA, Gemima S. ARCANJO, Miriam C. S AMARAL

317
ESTRATÉGIAS PARA NITRITAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM BAIXAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO 977
Thiago Mauricio ANDRADE, Leandro Sandei FOLTRAN, Matheus Ribeiro AUGUSTO, Rodrigo de Freitas BUENO

REUTILIZAÇÃO E RECICLAGEM DE RESÍDUOS 983

5
AVALIAÇÃO CIENCIOMÉTRICA DA CORRELAÇÃO ENTRE LÂMPADAS DE LED E O VALOR DO CONSUMO ENERGÉTICO....983
Jaqueline Maria de Castro AVELAR, Sandro Morais PIMENTA, Flávio Roldão de Carvalho LÉLIS, Aldo MURO Jr.

6
IDENTIFICAÇÃO DE OPORTUNIDADES DE PRODUÇÃO MAIS LIMPA EM AMBIENTE CORPORATIVO 989
Ana Vitória OLIVEIRA, Flávio Roldão de Carvalho LÉLIS, Sandro Morais PIMENTA, Aldo MURO JR

11
PERCEPÇÃO DO RACISMO AMBIENTAL NO ACESSO AO SERVIÇO PÚBLICO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO BAIRRO NEGRO RUA NOVA, EM FEIRA DE SANTANA-BAHIA-BRASIL 997
Thiago ASSUNÇÃO DOS SANTOS, Luiz Roberto SANTOS MORAES, Cristina LARREA-KILLINGER

29
UTILIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM PARA TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE PODA DO MUNICÍPIO DE CAMARAGIBE....1003
Anna K. N. AVILA, Maria F. G. OLIVEIRA, Erika S. TAKATA, Kaio O. ARAÚJO

37
USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS: AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS PARA TRABALHADORES RURAIS 1009
Ivete Vasconcelos Lopes FERREIRA, Pedro Henrique Araújo de Lima SANTOS, Emanuelle Santos BARROS , Daniele Vital VICH

72
INDICATÓRIO PARA O REÚSO DE ÁGUAS NAS ÁREAS PÚBLICAS NA CIDADE DE GOIÂNIA....1015
Ingrid Karoline Neres DIAS, Karla Alcione da Silva CRUVINEL, Pollyana Evangelista SILVA

81
IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DEVIDO DESCARTE INADEQUADO DE MANIPUEIRA E RESÍDUOS ORGÂNICOS EM COMUNIDADE NO BAIXO AMAZONAS 1019
Natana Costa FARIAS , Tiago Reis SCALABRIN, Dayhane Mayara Santos NOGUEIRA, Lucinewton Silva de MOURA, Israel Nunes HENRIQUE

97
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO LODO E DA DINÂMICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE REFINARIA DE PETRÓLEO UTILIZANDO BIORREATOR COM MEMBRANA OSMÓTICO....1025
Gabriel R. A. SILVA, Gemima S. ARCANJO, Priscila B. MOSER, Amanda SOALHEIRO, Bárbara P. SOUZA, Míriam C. S. AMARAL

98
CONVENÇÃO DA BASILÉIA: PANORAMA BRASILEIRO DA MOVIMENTAÇÃO TRANSFONTEIRIÇA DE RESÍDUOS PERIGOSOS....1031
Rafaella de Moura MEDEIROS, Adjane DAMASCENO DE OLIVEIRA, Daniela dos Santos SANTANA, Ricardo VALADÃO DE CARVALHO, José Fernando Thomé JUCÁ

100
TORRES VEDRAS + BIO: SENSIBILIZAR PARA COMPOSTAR 1037
Sandra PEDRO, Fabíola CORREIA, Ana SILVA

153
DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DE UMA MINA DE SAL-GEMA PARA USOS URBANOS NÃO POTÁVEIS E RECUPERAÇÃO DO SAL....1043
Greta GIL, Manuela MOREIRA da SILVA, Cláudia SEQUEIRA, Cristiano CABRITA, Jânio MONTEIRO

163
PROPOSIÇÃO DE USO EFICIENTE DE ÁGUA E REÚSO DE ÁGUA CINZA EM BAIRRO DE INTERESSE SOCIAL 1049
Hellem Victoria Riveiro dos SANTOS, Thaynara Lorrayne de OLIVEIRSA, Karla Alcione da Silva CRUVINEL, Eva de Melo FERREIRA

171
REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA USOS NÃO POTÁVEIS NO CONCELHO DE ÉVORA 1055
Marília MARQUES Anabela REBELO, Manuela MOREIRA DA SILVA

183
CARACTERÍSTICAS SAZONAIS DO LODO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE DOIS MUNICÍPIOS DO INTERIOR PAULISTA 1061
Beatriz Engel DIAS, Gustavo Lemos SANTOS, Rosane Freire BOINA

188
ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DE PUBLICAÇÕES NA ÁREA DE RESÍDUOS DOMICILIARES E COMPORTAMENTO PRÓ-AMBIENTAL 1067
de Albuquerque Fujiwara FLORA LYN, Javier Contreras Pineda FRANCISCO

190
USO DE INÓCULO ACLIMATADO PARA A METANIZAÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR 1073
Laís Roberta Galdino de OLIVEIRA, Derovil Antonio dos SANTOS FILHO, José Fernando Thomé JUCÁ, Maurício Alves da Motta SOBRINHO, Sérgio Peres Ramos SILVA

207
AGRONOMIC POTENTIAL OF EXCRETA-BASED BIOFERTILIZERS MADE FROM TREATED HUMAN FECES AND URINE FOR CROP PRODUCTION 1079
Priscila CARLON, Fernanda D. G. FERREIRA, Amanda da S. NUNES, Rafael N. SILVEIRA, Laura de Lucca MELLER, Vitor Pereira VAZ, Cácea F. Maggi CARLOTO, Maria Elisa MAGRI

211
DESCARTE RESPONSÁVEL: UMA REFLEXÃO CRÍTICA A PARTIR DOS CONTENTORES DE DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA ESPANHA 1085
Beatriz Martins ARRUDA, Rebecca Lorenzetti BEZERRA, Emília Wanda RUTKOWSKI, Rafael Costa FREIRIA

232
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO SETOR HOTELEIRO EM ÁREAS URBANAS: CASO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB, BRASIL 1091
Igor QUARESMA, Gilson ATHAYDE JÚNIOR Rémy BAYARD, Joácio MORAIS JÚNIOR, Igor BELLI, Adjane OLIVEIRA

233
TRATAMENTO E RECUPERAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: ANÁLISE E COMPARAÇÃO DA SITUAÇÃO REGULATÓRIA NA UNIÃO EUROPEIA E NO BRASIL 1097
Igor QUARESMA, Gilson ATHAYDE JÚNIOR, Rémy BAYARD, Joácio MORAIS JÚNIOR, Armando BORGES DE CASTILHOS JUNIOR, Igor MARCON BELLI

242
COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ANÁLISE DO CENÁRIO LEGAL E NORMATIVO NO BRASIL E NA UNIÃO EUROPEIA 1103
Adjane Damasceno de OLIVEIRA, José Fernando Thomé JUCÁ, Sérgio Ramos PERES, Gaëlle DUCOM, Rémy BAYARD, Igor QUARESMA

249
EFEITOS DO USO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO NA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE *CAESALPINIA FERREAE* *1109*
Ariane de Brito SILVA, Lucas da SILVA

251
A PRÁTICA DA COMPOSTAGEM COMO METODOLOGIA ATIVA NA EDUCAÇÃO PARA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS 1115
Jacqueline R. BRINGHENTI, Adriana M. N. KORRES, Wanda M.R. GUNTHER

255
UTILIZAÇÃO DO PÓ DE ACIARIA ELÉTRICA COMO CATALISADOR NO FOTOTRATAMENTO DE EFLUENTE REAL PROVENIENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL 1121
Arthur Marinho CAHINO, Igor do Nascimento QUARESMA, Larissa Granjeiro LUCENA, Elisângela Maria Rodrigues ROCHA

260
COMO INICIAR A GESTÃO DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS AMBIENTALMENTE CORRETA EM UMA EMPRESA DE SANEAMENTO? 1127
Nathália Bandeira CARVALHO DOS SANTOS, Rosangela Monteiro GOMES,Tatiane Maria Lafayette GOIS,Natercia Maria CORREIA DE ARAUJO, Gabriel José de Brito Leite NUNES, Mercia Cristiane BRITO DOS SANTOS

263
ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LODOS DE ETA NOS MUNICÍPIOS PAULISTAS DA BACIA DO VALE DO PARAÍBA-SP 1133
Ana Carolina BRANTS, Fabiana Alves FIORE

280
VALORIZAÇÃO DE LAMAS DE ETAR – AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE 1139
Elisabete SILVA , Ana RODRIGUES, Cláudia DUARTE, Isaura SILVA, Mariana SELL, Anna BARRETO, Francisco GRAÇA, Lenise SANTOS, Rafaela FERREIRA, Pedro ANTUNES, Isabel BRÁS

285
CARGAS DE FÓSFORO NA ETE BRASÍLIA NORTE: POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO E IMPACTO DA RECIRCULAÇÃO DO LÍQUIDO CLARIFICADO DAS CENTRÍFUGAS 1145
Daniel BELTRÃO, Vitória RIBEIRO, Ana Maria MOTA, Lucilene BATISTA, Ariuska AMORIM

293
DESAFIOS DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL E PORTUGAL 1151
Ana GAMA, Mário RUSSO

310
BIOTRANSFORMAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS E INORGÂNICOS POR TRÊS ESPÉCIES DE MICROALGAS DULCÍCOLAS 1159
Gabriele Araujo Correa da ROCHA, Vinicius Malta RABELLO ,Thaís Barros Matheus PINHO, André Luís de Sá SALOMÃO

ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS E PROTEÇÃO DAS ZONAS URBANAS E COSTEIRAS 1165

34
MODELAGEM DE DISPERSÃO DAS PLUMAS NO CAMPO PRÓXIMO E AFASTADO DOS SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO OCEÂNICA DA BAIXADA SANTISTA – SÃO PAULO 1165
Silene Cristina BAPTISTELLI, Tobias BLENINGER, Mauricio Felga GOBBI, Camila de Carvalho ALMEIDA, Claudio Evaldo de SOUSA JUNIOR, José Antonio OLIVEIRA DE JESUS

58
PROJETO IWAN – REDES DE DRENAGEM COM CONTROLO EM TEMPO REAL 1173
Alfeu Sá MARQUES , Nuno SIMÕES, Luís COSTA, Luís GIRÃO

144
SUBIDA DO NÍVEL MÉDIO DO MAR NAS ZONAS COSTEIRAS – DESAFIOS NAS POLÍTICAS LOCAIS 1179
Júlio SOUSA, Lídia TERRA

158
AVALIAÇÃO DE ECOSSISTEMAS E ESTIMATIVA DE BENEFÍCIOS NO ÂMBITO DO PROJETO COAST4US 1187
Márcia LIMA , Pedro NARRA, André CARDOSO, Bruno ROCHA, Caroline FERREIRA, André MONTEIRO

164
MODELAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DO AQUÍFERO SALITRE, BACIA SEDIMENTAR DE IRECÊ, BAHIA, BRASIL.... 1193
Manoel Jerônimo Moreira CRUZ, Manuel Vitor Portugal GONÇALVES, Mônica PRINGSHEIM DA CUNHA

196
ANÁLISE DA OCORRÊNCIA DE TRANSTORNOS GERADOS POR CHUVAS INTENSAS NO MUNICÍPIO DE CABO DE SANTO AGOSTINHO, EM PERNAMBUCO 1199
Maria Cecília Paiva NOBREGA, Anderson Matheus de Sousa LIMA, Maria Adriana de Freitas Mágero RIBEIRO, Luísa Eduarda Lucena de MEDEIROS

198
ARE WE ADAPTING WASTEWATER TREATMENT PROCESSES TO CLIMATE CHANGE FAST ENOUGH? 1205
Vitor VAZ , Fernanda FERREIRA, Priscila CARLON, Amanda NUNES, Philippe JUNEAU, David DEWEZ , William MATIAS, Maria Elisa MAGRI

223
GALGAMENTOS COSTEIROS E MEDIDAS DE MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NO LITORAL DE OVAR 1211
Márcia LIMA , Carlos COELHO, Filipa JESUS

NOTA DE INTRODUÇÃO

A Universidade de Aveiro acolheu, entre 29 de junho e 1 de julho de 2022, o XX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foram responsáveis pela organização deste evento a APRH (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos), a ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental) e a APESB (Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental). Num espaço de menos de 1 ano, este foi o segundo SILUBESA, já que em agosto de 2021, ocorreu em formato online o XIX SILUBESA, organizado pela ABES. Em 2022 foi possível realizar o evento em formato essencialmente presencial e, talvez por isso, conseguiu-se mobilizar um número muito significativo de participantes, superando largamente a expectativa inicial, apesar do curto espaço temporal entre os dois eventos.

Este simpósio insere-se na missão de "Estimular o tratamento dos assuntos relacionados com a quantidade e a qualidade das águas, constituindo um fórum para profissionais de diversas formações e sectores de atividade com intervenção no domínio dos recursos hídricos." É esta uma das funções da APRH e foi seguramente com este foco, que a 22 de novembro de 1982 foi assinado um acordo de cooperação entre a ABES e a APRH. Na sequência desse acordo, de 26 a 30 de setembro de 1984 decorreu o 1º SILUBESA. Deste então, alternando entre Portugal e Brasil, foram realizadas 19 edições do simpósio, pelo que a 20ª edição completou 40 anos de cooperação entre estas associações, concretizada de forma explícita através dos SILUBESA.

Durante 3 dias houve oportunidade de acompanhar 19 sessões técnicas de apresentação oral de trabalhos, muitos posters, em formato online e presencial, e 3 mesas redondas abordando tópicos que foram ao encontro do tema central da edição do congresso: "Água e Sustentabilidade Ambiental: Desafios e Ação". Os trabalhos foram compilados neste livro de resumos, que corresponde assim a um documento que se pretende que sirva de suporte para a disseminação e partilha do conhecimento na área da Engenharia Sanitária e Ambiental.

Carlos Coelho

Armando Silva Afonso

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

COMISSÕES

Comissão Organizadora Internacional

Carlos Coelho - Presidente

Josivan Moreno

Lígia Pinto

Maria Lúcia Silva

Pedro Álvaro

Susana Neto

Comissão Organizadora Local

Armando Silva Afonso - Presidente

Carla Rodrigues

Jorge Cardoso Gonçalves

Comissão Científica

Carlos Mineiro Aires - Presidente

Arlindo Philippi Junior (USP)

Armando Silva Afonso (UAveiro)

Cristina Matos (UTAD)

Francisco Taveira Pinto (FEUP)

Graça Lopes (IPL-ISEL)

Isabel Brás (ESTV)

Isabel Marta Bentes (UTAD)

Jaime Melo Baptista (LisWater)

João Pedroso Lima (FCTUC)

José Saldanha Matos (IST)

Joaquim Poças Martins (FEUP)

José Luís Pinho (UMinho)

José Manuel Vieira (UMinho)

José Tentúgal Valente (FEUP)

Leonor Amaral (FCTUNL)

Lígia Pinto (UMinho)

Maria João Rosa (LNEC)

Manuela Moreira da Silva (UAlgarve)

Miguel Mansur Aisse (UFPR)

Nídia Caetano (IPP-ISEP)

Paulo Ramisio (UMinho)

AÇÕES LOCAIS PARA O USO EFICIENTE DA ÁGUA – UMA REFLEXÃO CRÍTICA

Anabela DURÃO[1 4], Albertina RAPOSO[1 5], Isabel Abreu dos Santos[2 5], Lia VASCONCELOS[3 5]

[1] *Instiotuto Politécnico de Beja, Rua Pedro Soares, Campus do IPBeja, 7800-295 Beja adurao@ipbeja.pt, albertina@ipbeja.pt email de todos os autores da instituição 1, por ordem de autores*

[2] *Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Campo Grande, 376, 1749-024 Lisboa, isabel.abreu.santos@ulusofona.pt*

[3] *Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia 2826-5216 Caparica, ltv@fc.tunl.pt*

[4] *ICT-Instituto Ciência da Terra*

[5] *MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente*

O recurso água é imprescindível à existência de vida. Porém, a sua escassez coloca um problema global que é necessário resolver. Este recurso natural é limitado sendo a sua gestão e respetivos serviços um tema prioritário da Agenda Internacional, pelas pressões sociais, ambientais e económicas que nele são colocadas. Garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água é uma prioridade do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS6). Embora a escassez de água seja pensada e trabalhada à escala global, as diferentes especificidades locais exigem que as suas soluções sejam racionalizadas em função do contexto onde se inserem, para que se obtenha o sucesso desejado. Cabo Verde, com clima tropical semi-desértico, regista precipitações pouco frequentes e pouco intensas ao longo do ano, sendo importante e urgente definir estratégias para a aplicação do ODS6. Este trabalho reflete as visões de um grupo de estudantes caboverdianos, do ensino superior e no ativo, que foram desafiados com as questões “Pensar a problemática da água: que problemas, oportunidades e soluções?” e “No futuro, o que teremos que alterar na forma como trabalhamos, comunicamos, aprendemos, agimos?”. Paralelamente, apresenta-se também uma reflexão crítica das autoras face a esta problemática. A “ciência e a engenharia” são fundamentais como fonte de conhecimento, porém, por vezes, omitem saberes locais específicos e imprescindíveis na definição de estratégias e ações de implementação. Para além de não existirem soluções fáceis e lineares, os resultados enfatizam a necessidade e a importância da educação ambiental para a mudança de comportamento que é decisivo nas ações para um uso eficiente da água.

Palavras-Chave: conhecimento local; uso eficiente da água; ODS6; escassez hídrica; socio-ecologia.

1. INTRODUÇÃO

A água é em recurso, indispensável e fundamental para as actividades humanas e económicas e por isso, é um recurso estratégico, pois para além de permitir e manter a vida no planeta, impulsiona o desenvolvimento económico, sociocultural e ecológico.

O aumento populacional de 6,5 mil milhões de habitantes em 2010 para 12 a 15 mil milhões em 2050, coloca uma enorme pressão sobre o recurso água, para além, do aumento da incerteza e dos riscos associados às alterações climáticas (irregularidades, escassez e secas) (Godinho, 2014). A sua escassez conduz a uma série de problemas que devem ser resolvidos de uma forma multidisciplinar, integrada e participada.

A Organização das Nações Unidas (ONU) tem contribuído de forma significativa, através dos seus relatórios sobre a temática de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos, para a conscientização do planeta acerca da necessidade de preservação do recurso de água, com publicação de relatórios e de audiovisuais, que apoiem e impulsionem em ações, políticas e comportamentos direcionados para a busca da sustentabilidade, responsabilidade partilhada e inovação, como parte integrante das políticas sectoriais (https://unric.org/pt/agua)

É sobejamente conhecido que cerca de 71% da superfície do planeta terra está coberta com água; desse total cerca de 97,5% encontra-se nos mares sob a forma salgada e os restantes 2,5% são água doce. Somente 0,3% correspondem a água armazenada em rios e lagos sendo esta a quantidade que normalmente é utilizada para o consumo humano, animal e agrícola (Viriato *et al*, 2015), o que torna a água um recurso de alto valor (UNESCO, 2017) ao mesmo tempo que, pelo aumento da procura e da intensidade de utilização, este recurso se torna cada vez mais vulnerável e escasso.

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável constitui um enquadramento global, inovador e ambicioso para fomentar e incentivar, junto dos governos nacionais, regionais e locais, setor privado, academia, organizações da sociedade civil e cidadãos em geral, a promoção de um mundo mais inclusivo e sustentável (Ferreira, 2020).

Um dos dezassete ODS desta Agenda, o ODS 6 - *garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos* - propõe para 2030 um conjunto de metas que tornam indispensável aumentar a eficiência do uso da água (em todos os setores), assegurar a sua captação de forma sustentável e garantir o seu fornecimento e abastecimento. Países como Cabo Verde, com disponibilidade de água reduzida, expostos a uma vulnerabilidade de escassez deste recurso vital para a sua vida social, económica, ambiental, têm vindo a vivenciar a agudização deste problema, com os cenários da ciência a confirmarem e alertarem para um futuro incerto e mais preocupante.

O arquipélago de Cabo Verde é constituído por 9 ilhas tendo registado em 2021 um regime pluviométrico médio de 146,1 mm. Os valores médios de precipitação são diversificados: Santo Antão (159,6 mm), São Vicente (52,5 mm), São Nicolau (32,5 mm), Sal (26,5 mm), Boa Vista (89,6 mm), Santiago (289,3 mm), Maio (188,1 mm), Fogo (352,3 mm) e Brava (124,3 mm) (INE, 2022).

Apesar das diversas origens da água (subterrâneas, superficiais e água do mar) para produção de água para consumo, a sua disponibilidade é incerta, escassa e desigual para as diferentes ilhas.

No mundo, dos quase 8 mil milhões de pessoas, cerca de 4,4 mil milhões não têm acesso a saneamento, como casas de banho ou latrinas e cerca de 2,1 mil milhoes não tem acesso a água potável (Nações Unidas, 2022).

Segundo INE(2019a.p67), em 2012, 84,5% da população global de Cabo de Verde teve a água potável.

Em 2019, o acesso às fontes melhoradas de água potável, que Cabo Verde considera, como sendo, "água canalizada da rede pública, chafariz incluindo casa dos vizinhos" (INE, 2019.p61), registou um aumento de 1% face a 2012 (INE, 2019a.p67), tendo melhorado significativamente face a valores de 1990 (40%) (Barros *et al*, 2007)). O baixo aumento registado entre 2012 e 2019 pode significar que o acesso às fontes melhoradas de água potável é agora mais generalizado. Apesar de tudo, estes dados estão ainda aquém do que é preconizado pela Agenda 2030 e em particular pelo ODS 6: que o acesso à água potável e segura seja universal; que o acesso a saneamento e higiene seja adequado e equitativo; ou ainda que se apoie e fortaleça a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento.

Relativamente ao uso eficiente da água e perante a necessidade de fazer face à sua escassez, o Governo de Cabo Verde, tem vindo a apostar fortemente na construção de infraestruturas para aproveitamento de água superficial, em algumas bacias hidrográficas do arquipélago, contudo de acordo com (Ruth, 2013) a água armazenada não é suficiente para fazer face às necessidades no período seco, uma vez que a partir de maio a reserva disponível nos aquíferos se esgota.

Pretende-se com este trabalho dar voz às opiniões e visões de um grupo de estudantes caboverdianos, do ensino superior e no ativo, que, durante uma sessão online com a duração de 3 horas, foram desafiados a pensar a problemática da água, as oportunidades e as soluções.

2. O PROBLEMA DA ESCASSEZ DA ÁGUA E A SUA GESTÃO

A escassez hídrica atinge várias áreas do planeta, e traz consigo a insegurança, a ameaça à vida e à biodiversidade e até ao comprometimento do próprio recurso água. A ação humana e alguns fenómenos naturais contribuem para a não disponibilidade de água, assim como, para a alteração do regime pluvial. A gestão sustentável da água deve, pois, ser vista como uma forma de satisfazer requisitos económicos, ecologicos e qualidade associados às necessidades da vida, sem comprometer a capacidade para atender a essas necessidades nem comprometer o futuro. Neste contexto, Myatt *et al*. (2019) propõem o perfil concetual para a gestão da água em 4 fases: beneficiando a tomada de decisão, acompanhando o progresso e do sucesso e identificando as vulnerabilidades, de forma a deliniar e articular um caminho para a sustentabilidade à escala regional e local (Figura 1). Este perfil é utilizado na Califórnia, EUA como sendo uma ferramenta de avaliação padronizada, que beneficia a tomada de decisão e os gestores de recursos

hídricos, pois permite acompanhar o progresso e o sucesso, e simultaneamente, identificar as vulnerabilidades, permitindo o delineamento, a articulação e construção do caminho para a sustentabilidade às escalas regional e local (Myatt *et al*., 2019).



Fig. 1. Perfil conceptual para atingir a gestão sustentável da água (adaptado de Myatt *et al*., 2019).

Tendo como base o ODS 6 e para fazer face para face à escassez hídrica, diferentes soluções/ações têm vindo a ser adoptadas pelos diferentes países, com o objetivo de evitar ou combater a insuficiência deste recurso. A título de exemplo ilustram-se algumas medidas/ações adotadas: a Austrália efetuou um investimento significativo em infra-estruturas de tratamento e de re-utilização de águas cinzentas; nos Estados Unidos as ações centram-se na economia individual de água e na alteração paisagística, com a substituição de plantas que exigem menor consumo de água; em Israel as águas residuais tratadas são reutilizadas para agricultura, e dispõem de centros de dessalinização de água do mar vermelho, para além de utilizar técnicas para obtenção de água de geadas. Na China adoptaram como medidas para fazer face à escassez hídrica a implementação de cisternas e a construção de reservatórios artificiais, para além de desenvolverem um projecto para a rotulagem da eficiência hídrica para mictórios, torneiras, autoclismos, com vista a reduzir o consumo de água e custos associados (https://blog.brkambiental.com.br/escassez-de-agua/).

A adopção de estratégias com o objetivo de conservar os recursos hídricos e alcançar a eficiência hídrica, para além de se traduzir numa redução dos consumos de água, impõe também um aproveitamento e uma gestão adequada de origens alternativas (água pluvial, águas cinzentas), em função das utilizações (Afonso, 2017). Com efeito, um pouco por todo o mundo, a necessidade da gestão da água constitui uma prioridade em termos de conservação; em Portugal, o Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA 2012-2020), tem várias ações propostas, destacando-se a implementação de um sistema de rotulagem de produtos e de um sistema de eficiência de utilização de água, que passa pela certificação de dispositivos e equipamentos (rotulagem de produtos e a certificação de eficiência hídrica de edifícios) (Afonso, 2017)), assim como o aproveitamento de águas pluviais são medidas essenciais para os edifícios, tendo em consideração o princípio dos

5R: 1Reduzir os consumos; 2Reduzir as perdas e os desperdícios; 3Reutilizar a água; 4Reciclar a água;5Recorrer a origens alternativas.

A dificuldade no acesso à água e/ou falhas no fornecimento e/ou deficiente saneamento e/ou cuidados de limpeza entre outros, são factores que interferem na saúde pública das populações, podendo até ser consideradas como um dos factores mais eficazes de prevenção da doença com impactos imediatos da pandemia COVID-19 no ODS 6, como referido por Ferreira (2020). Pode-se afirmar que a gestão integrada da água conduz a novas dimensões de respeito, compreensão do conhecimento do ciclo da água, conservação da água e a interrelação entre a água e os ecossistemas à gestão partilhada da água pelo governo, utilizadores e população local (Piccoli *et al.*, 2016).

3. METODOLOGIA

Este trabalho reflete as visões de um grupo de estudantes caboverdianos, do ensino superior e no ativo. Durante uma sessão online com recurso a dinâmicas promotoras da participação, os estudantes foram desafiados a Pensar a problemática da água: que problemas, oportunidades e soluções? e a refletir sobre "O que teremos que alterar no futuro, na forma como trabalhamos, comunicamos, aprendemos, agimos?".

Estruturada em quatro momentos, a sessão procurava (1) abordar diferentes formas de conceptualizar Ambiente e Ecologia; (2) conhecer, compreender e saber utilizar a ferramenta do pensamento sistémico como forma de pensar diferentes temáticas interrelacionadas e multidisciplinares; (3) pensar a problemática da água: problemas, oportunidades, soluções e por fim (4) trabalhar a problemática água numa perspetiva de pensamento sistémico, estimulando a criatividade, o pensamento crítico, a colaboração e o debate.

Depois de uma breve exposição de conceitos que relacionam Ambiente – Natureza – Ecologia, seguiu-se um diálogo aberto mas estruturado que permitiu explorar de forma livre, diferentes ideias e opiniões relativamente às diversas formas de conceptualizar cada uma das áreas. Este debate, conduziu o grupo para o tema Água.

Para pensar a problemática de água recorreu-se ao visionamento do audiovisual, intitulado "O mundo enfrenta uma crise de água e precisa reagir", disponibilizado pela ONU em https://www.youtube.com/watch?v=1RLhXg_7bKw.

Como resultado do visionamento, houve uma breve partilha de opiniões/visões acerca de problemas, oportunidades e soluções para a temática da água em grande grupo e logo depois, deu-se início à discussão em pequeno grupo sobre as questões mais específicas. Para dar espaço a que todos os contributos pudessem ser ouvidos/conhecidos, convidou-se cada participante a registar num *padlet* (uma ferramenta informática de que, para se manter a confidencialidade dos dados, não se partilha o link) as suas ideias e/ou reflexão ou questionamentos tendo-se de seguida analisado os registos, aprofundado o conhecimento e sistematizado a discussão.

Posteriormente, introduziu-se um enquadramento teórico ao pensamento sistémico e pediu-se aos participantes que, individualmente, construíssem um mapa mental que integrasse conceitos, problemáticas e relações de causa e efeito, numa abordagem multidisciplinar. Os mapas construídos foram descarregados no *padlet* por cada um dos participantes para que todos tivessem acesso e por último, comentados e debatidos em grande grupo.

4. PROBLEMAS, OPORTUNIDADES E SOLUÇÕES INDENTIFICADAS DURANTE A SESSÃO

Como problemas apontados pelos participantes, os resultados evidenciaram os seguintes: escassez hídrica; distribuição de água deficiente; custos elevados (custos energéticos) com o processo de dessalinização de água; problemas de qualidade da água uma vez que a maior parte é água salobra; falta de investimento no sector das águas; elevadas perdas de água; baixo nível de participação da população e atores sociais na gestão dos recursos hídricos, bem como na dificuldade das populações em transferirem hábitos adquiridos para a utilização de infraestruturas de saneamento doméstico (foi mencionado pelos participantes a utilização de espaços abertos na natureza para alívio de necessidades fisiológicas e recusa de uso de casas de banho), fornecimento e venda de água com recurso a auto-tanques.

Relativamente às oportunidades os participantes destacaram: a disponibilidade e o acesso à água do mar, a existência de águas subterrâneas; a ocorrência de cheias e a necessidade de se equacionar o aproveitamento do caudal proveniente das chuvas; a importância da participação da população; a disponibilidade de água nas nascentes.

No que respeita às soluções o grupo frisou a importância e a necessidade de: uma gestão participativa de recursos hídricos; uso de culturas agrícolas menos exigentes em termos de água; captação de água das chuvas; reutilização e aproveitamento de águas residuais tratadas; sensibilização das populações para o uso adequeado de casas de banho; captação de água de nevoeiro; aproveitamento de águas pluviais; aproveitamento de águas subterrâneas; redução das perdas de água ao nível dos sistemas de abastecimentos de água e ainda promoção de energia solar como ajuda energética ao processo de dessalinização. A captação de água do mar e consequentemente a implementação de dessalinadores, já que a maior parte das águas subterrâneas apresentam também, valores de salinidade extremamente elevados, foi um dos assuntos debatidos.

Ao nível da rede de distribuição de água potável, foi também referido pelos estudantes a existência de muitas ligações domiciliárias ilegais.

Ao longo da discussão, os estudantes também referiram a importância da Educação Ambiental, da mudança de comportamentos em geral e em particular, de se evitar o desperdício da água. A interligação entre estes temas fica patente nos mapas mentais apresentados.

5. REFLEXÃO CRÍTICA

Os desafios que a sociedade, as entidades governamentais e não governamentais e as entidades gestoras enfrentam para alcançar o abastecimento de água sustentável é inequestionável e estão relacionados com o aumento da população, o envelhecimento das infra-estruturas, a degradação dos ecossistemas, as atividades económicas, as alterações climáticas, entre outros.

Atualmente, apesar da abordagem ao tema água nas principais cidades, ser feita na ótica da sustentabilidade (proteção e conservação do recurso) com distribuição de forma segura e confiável, nas zonas rurais ou países onde o fornecimento de água ainda é efetuado por fontenários e/ou instalação de bombas manuais e saneamento básico deficitário (MCC, 2020) mas em que exista abundância de água do mar como é o caso de Cabo Verde, parece ser prioritária a aposta em tratamentos de potabilidade do recurso. Assim, para além de se continuar a melhorar as infra-eestruturas, o recurso a fontes de água alternativas, como por exemplo a reutilização da água residual tratada, a recuperação da água de geadas e sobretudo a dessalinilzação, pode fazer parte da solução. O processo de dessalinização tem sido estudado, expandindo e aperfeiçoado de forma a permitir um melhor desempenho, segurança, viabilidade técnica e económica, sobretudo nas regiões semiáridas e em países onde a água potável é escassa, apesar dos custos de instalação e de operação elevados (Villes *et al*. 2019).

É de se realçar que o direito à água potável segura e o acesso ao saneamento só é possível por meio da gestão democrática e participativa dos recursos hídricos (Piccoli *et al*., 2016). Para além de não existirem soluções fáceis e lineares os resultados enfatizam a necessidade e importância da Educação Ambiental. Neste sentido, a inclusão de conteúdos relacionados com os ODS nos currícula e a utilização da pedagogia transformadora orientada para a ação (UNESCO, 2017), constitui uma mais-valia, para a educação ambiental. Permite que os indivíduos se tornem agentes de mudança no mundo. Para tal precisam de conhecimentos, habilidades, valores e atitudes que lhes permitam contribuir para o desenvolvimento sustentável.

Tendo como foco a necessidade de se pensar global para agir no local e indo ao encontro do ODS 6, de acordocom a ações identificadas pelos participantes, considera-se que, embora a ciência e a engenharia sejam universais, há que ter sempre em consideração o contexto local. Mesmo no arquipélago de Cabo Verde, que dispõe de 9 ilhas com diferentes regimes pluviométricos como atrás referido, não é viável a adopção de uma solução única para todo o arquipélago. A sensibilização, consciencialização e envolvimento da população promove por um lado o conhecimento dos problemas e desafios ambientais, sociais e económicos e por outro lado, a alteração de comportamentos ambientalmente responsáveis que respeitem e valorizem a água, para além de conduzir também a um consumo de água consciente permitindo reduzir o desperdício da água. Como argumentam Piccoli *et al*. (2016) a participação pública efetiva só é possível capacitando a sociedade civil e mobilizando os cidadãos em torno da importância da água e do saneamento.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FCT – Fundação para a Ciência e Tecnologia (Portugal) através do projeto estratégico UIDB/04292/2020 atribuido ao MARE, e do projeto LA/P/0069/2020 atribuido ao Laboratório Associado ARNET.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Afonso A, Rodrigues C, (2017) Manual de Eficiência Hídrica em Edifícios. ANIPQ. Aveiro.

Ferreira P, (2020) Portugal e a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Plataforma Portuguesa das ONGD.https://www.plataformaongd.pt/canais2/portugaleaagenda2030paraodesenvolvimentosustentaavel.pdf

Godinho R (2014) A gestão da água como fator de sustentabilidade: uma responsabilidade coletiva. Comunicação oral apresentada no IPBeja, Beja

INE- Instituto Nacional de Estatística Cabo Verde (2019). Relatório Estatístico. Agenda 2030/2063.

Myatt M, Andrews E, Vorster P, Corwall C, Mitchell M-Cubed D, Antos M (2019) The Sustainable Water Management Profile: An Assessment Tool to Advance Water Supply Sustainability. http://waterfdn.org/resources/swmprofile/.

Piccoli A, Kligerman D, Cohen S,_Assumpção R (2016) Environmental Education as a social mobilization strategy to face water scarcity. Ciência & Saúde Coletiva, 21(3):797-808, 2016

PNUEA (2012) Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água. Implementação 2012-2020. Agência Portuguesa do Ambiente. Ministérios da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território.

UNESCO (2017) Educação para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – Objetivos de Aprendizagem, Educação 2030. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/. Acesso em: 23 maio 2019.

Villes V, Velho J, Christofari L. Lazzari R, (2019) Água como bem econômico: dessalinização para o combate da escassez hídrica no agronegócio. Multitemas, Campo Grande, MS, v. 24, n. 57, p. 217-231, maio/ago. 2019 DOI: http://dx.doi.org/10.20435/multi.v24i57.2152

Viriato M, Barros H, Souza, Chicó L, Barosi K (2015) Água: Escassez, crise e perspectivas para 2050. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. DOI: http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v10i5.3869

REFERÊNCIAS INTERNET

Nações Unidas. Disponível em: (https://unric.org/pt/agua) Acesso em 5 de junho de 2022

INE (2019a). Estatística das famílias e condições de vida. Inquérito Multi-objetivo contínuo. https://ine.cv/publicacoes/estatisticas-das-familias-condicoes-vida-inquerito-multi-objectivo-continuo-2019/

INE C(2022).Brochura do dia Mundial da Água. Água subterrânea: Vamos tornar o invisível, visível. Disponível em: https://ine.cv/publicacoes/brochura-dia-mundial-da-agua-2/Acesso Acesso em 10 maio 2022

Escassez de água. Disponível em: https://blog.brkambiental.com.br/escassez-de-agua/. Acesso em 13 de maio de 2021

MCC- Millennium Challenge Corporation (2020) Improving water and sanitation in Cabo Verde policy reform, utility restructuring, and grants led to short-term improvements. Disponível em: https://www.mcc.gov/resources/doc/evalbrief-032020-cvii-wash Acesso a 26 maio 2022

Barros *et al*, 2007 Diagnóstico do sector de água em Cabo Verde. Disponível em: http://www.anas.gov.cv/images/PDF/diagnostico-agua-e-saneamento.pdf Acesso a 26 maio 2022

Nações Unidas Disponível em: https://news.un.org/pt Acesso 9 junho 2022

15

APROVEITAMENTO DE REJEITO DE DESSALINIZADORES COMPACTOS

Liliane ARMELIN[1], Bruno PECINI[1]

[1] *Universidade Presbiteriana Mackenzie – Escola de engenharia, Rua da Consolação, 930, liliane.armelin@mackenzie.br*

[2] *UPM – Escola de engenharia, Rua da Consolação, 930,São Paulo, Brasil. bruno.pecini@mackenzie.br*

RESUMO

Um dos grandes problemas da sociedade é a escassez de água potável. A produção de água para abastecimento difere de forma drástica entre as regiões do planeta devido à disponibilidade deste recurso, sendo escassa em regiões áridas. Deste modo surgiram às usinas de dessalinização para suprir a demanda por água doce, porém um dos principais problemas da tecnologia utilizada é o rejeito salino, que nem sempre é descartado de forma adequada. No Brasil, na região do semiárido nordestino, para suprir a demanda, foram implantados diversos dessalinizadores que tratam a água salobra do subsolo através de osmose reversa. Estes sistemas também produzem uma grande quantidade de rejeito que não é reaproveitado, apesar de ser um recurso escasso em região onde vivem pessoas que dependem da agricultura. Diante desta problemática este trabalho apresenta uma solução alternativa e sustentável para utilização do rejeito salino que é através do cultivo de uma halófita brasileira, *Sarcocornia ambigua* que apesar de crescer no sul do país, se adaptou ao clima da região do nordeste brasileiro e consegue suportar uma concentração elevada de sais podendo ser utilizada para alimentação de humanos e animais, indústria farmacêutica e produção de biocombustível.

Palavras-Chave: Dessalinização; *Sarcocornia ambigua*; Aproveitamento de rejeito salino.

1. INTRODUÇÃO

A capacidade de produção de água doce para ao abastecimento difere muito entre as regiões de nosso planeta. Algumas regiões, por inúmeros motivos carecem de disponibilidade hídrica e as usinas de dessalinização surgiram a partir da década de 70, como uma alternativa viável, uma vez que a água dos oceanos é inesgotável. Segundo a International Desalination Association – IDA, em 2017, diariamente eram produzidos 80 milhões de m3 por dia de água dessalinizada e o mesmo de rejeito, denominado salmoura que é descartado no oceano quando a usina produtora está localizada na costa.

No Brasil, no semiárido nordestino, onde vivem 23 milhões de pessoas, existem inúmeros dessalinizadores compactos implantados em comunidades rurais que tratam a água salobra do subsolo através de osmose reversa. Estes sistemas também produzem uma

grande quantidade de rejeito que nem sempre tem destinação adequada, sendo lançados em redes coletoras, corpos hídricos ou no solo, impactando um ambiente com inúmeras dificuldades para a agricultura como a escassez de chuvas e subsolo raso.

O Programa Água Doce, implantado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional e responsável pela instalação desses pequenos sistemas pensou na gestão compartilhada dos sistemas de dessalinização com a participação da comunidade que consistiu em uma destinação adequada como o cultivo de plantas resistentes, como a erva sal, para oferta ao gado e produção de tilápias, no entanto os acordos de gestão compartilhada que definem as responsabilidades de gestão não foram bem sucedidos em todas as localidades onde os dessalinizadores foram implantados.

Este trabalho apresenta mais uma alternativa para a utilização do rejeito de forma sustentável, através do cultivo de uma halófita brasileira, *Sarcocornia ambigua*, que se adaptou muito bem ao clima do nordeste. Plantas halófitas podem ser definidas como plantas superiores vasculares que desenvolveram determinadas adaptações para viverem em ambientes salinos. Contém elementos minerais em seu caule e suas sementes como o potássio, magnésio, cálcio e zinco. (Bertin *et al*, 2014 apud Costa e Bonilla, 2016). Apresenta também, grande potencial para a alimentação de humanos e animais, na indústria farmacêutica através da produção do sal verde, utilizado como tempero sem os malefícios do sal comum e produção de biocombustível, o que a torna atrativa para o uso no processo de dessalinização, não necessitando ser descartada ao atingir o limite de seu crescimento e armazenamento de sais.

2. METODOLOGIA

A metodologia consistiu a princípio na observação do consumo de água pela Sarcocórnia Ambigua, e o seu desenvolvimento ao longo do tempo em que foi submetida a uma rega de água com alta concentração de cloreto de sódio e cloreto de potássio.

Para os teste com o cloreto de sódio, algumas unidades adultas da espécie, foram arranjadas em vasos especiais com compartimentos fechados onde foi acondicionada a água da rega, a qual, foi preparada a princípio com concentração de 20 g/L de cloreto de sódio, NaCl aumentando para 30g/L nos últimos 40 dias. Foi acrescentado um determinado volume no compartimento de cada vaso, além dos nutrientes, constituído de nutrição completa para hortaliças folhosas (crescimento vegetativo) de base mineral, sendo o substrato em terra contendo turfa, vermiculita, casca de arroz carbonizada e perlita, sendo o furo de drenagem coberto preliminarmente com manta geotêxtil. O substrato foi o meio físico que deu sustentação ao sistema radicular, além de ser um suporte para a planta e veículo para os nutrientes. Essas unidades foram denominadas plantas 1,3, 4 e 5 (Figura 1).



Fig. 1. Imagens das plantas ao final do experimento com cloreto de sódio.

A fim de comparação, uma das unidades foi preparada da mesma forma, porém a água de rega foi suprida apenas com nutrientes, sem a adição do cloreto de sódio. Esta unidade foi denominada planta 2 e serviu de referência para a comparação de suas características físicas, além do consumo de água com as demais unidades do experimento.

Ainda sobre a rega, foi monitorado o pH, potencial hidrogeniônico, variável importante pois influencia a capacidade de absorção dos nutrientes, sendo o pH neutro (Entre 6,0 e 7,0) adequado para algumas plantas, enquanto outras preferem condições um pouco mais ácidas. Silva, 2016, trabalhou com o cultivo aquapônico da S. Ambigua submetidas a pH aproximado de 8,1 e temperatura de 28,4 oC. No presente teste, após a mistura do cloreto de sódio à água para a obtenção da concentração desejada, observou-se pH entre 6,8 e 7,0.

As unidades foram acondicionadas em estufa com temperatura controlada em 28oC, sistema de ventilação e fotoperíodo de 12 horas. Periodicamente a cada 7 dias (aproximadamente) , as plantas eram observadas, com relação ao seu tamanho, ramificações, existência de pragas e o quanto de água salgada era consumida. O monitoramento iniciou no dia 16/12/2020 e finalizou no dia 10/03/2021.

O mesmo procedimento foi realizado com outras 4 unidades, denominadas planta 6, 7 8 e 9 porém à água de rega foi adicionado o cloreto de potássio KCl, na concentração inicial de 10g/L aumentando em determinado momento (23/06) para 20 g/L. Este segundo experimento iniciou no dia 04/05/2021 e finalizou no dia 02/08/2021.

3. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O consumo de água observado nas unidades do experimento está ilustrado nas figuras 2 e 3 e esteve entre 14 e 60 ml por dia. Neste período todas as unidades apresentaram flores e sementes.

Ocorreu também em algumas unidades a presença de uma praga que se acopla ao caule ou no encontro da folha com o caule, sugando a seiva. Trata-se de um pequeno organismo de 2 a 5mm de cor cinza claro e forma oval.

As plantas 5, 7 e 9 apresentaram picos de consumo que não foram observados nas demais e diante disso seria necessário aumentar o tempo de observação para verificar se este fato volta a ocorrer. As demais apresentaram um consumo que ao longo do tempo aumenta, enquanto a concentração de sais da rega está em 20 g/L para o cloreto de sódio e no caso da rega com o cloreto de potássio, a concentração está em 10 g/L.

A partir do momento em que se aumenta a concentração de sais da rega foi alterada de 20 para 30 g/L no cloreto de sódio e de 10 para 20 g/L no cloreto de potássio observa-se um comportamento diferente de redução no consumo, indicando stress. A resposta das plantas à alta concentração de sais, foi a redução no consumo de rega, o que pode ser observado em todas as unidades, exceto na unidade 2 usada como referência.

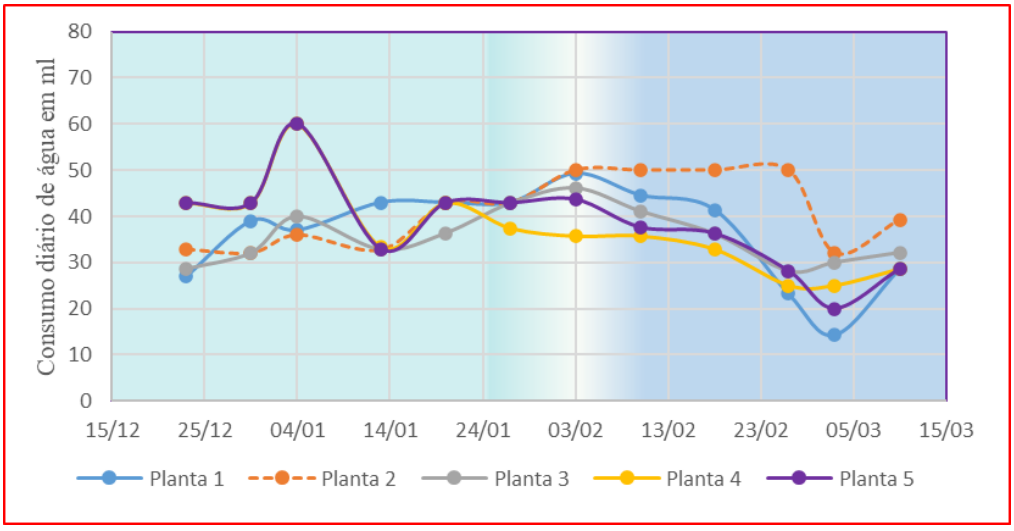


Fig. 2. Consumo de água de rega com cloreto de sódio ao longo do tempo.

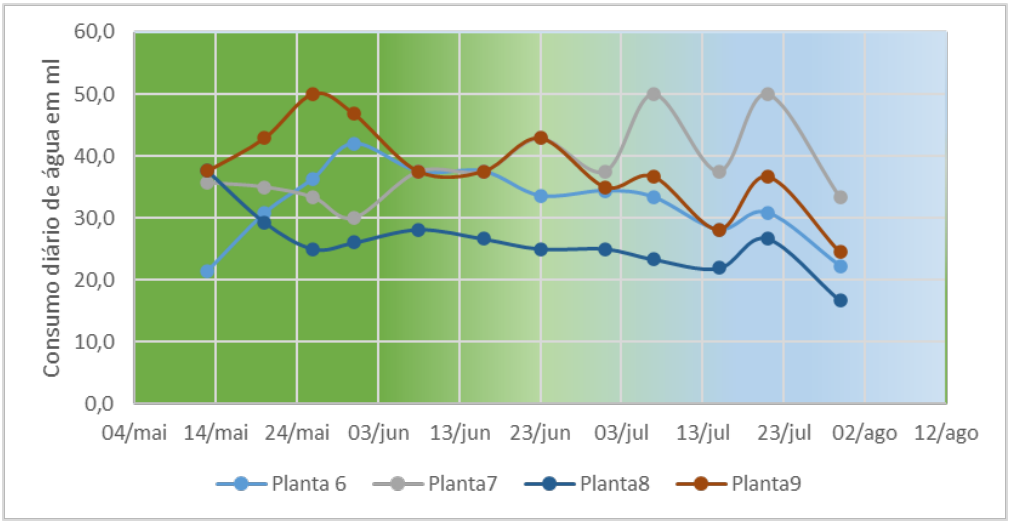


Fig. 3. Consumo de água de rega com cloreto de potássio ao longo do tempo.

A aparência das plantas mostrou-se excelente e apta para consumo com hastes suculentas e salgadas. Existe um período certo para o corte pois algum tempo depois, essas hastes começam a secar. Quando é realizada a poda, novas hastes começam a surgir nos caules e iniciam o mesmo ciclo de crescimento.

Haviam outras halófitas no laboratório que não estavam na estufa mas recebiam também

rega com sais e observou-se que o consumo de água nas unidades acondicionadas na estufa foi demasiado, comparando com estas outras indicando que as horas e a qualidade da luminosidade incentivam o consumo de água e consequentemente o desenvolvimento das plantas que crescem e formam novos ramos.

A planta 2, aquela que tem rega com água apenas com nutrientes, comportou-se da mesma maneira que as demais em relação a esse consumo, sendo o seu aspecto físico muito parecido também pois as suas folhas e caule não se mostraram menos desenvolvidos, o que evidencia a não necessidade de sais para a suas funções orgânicas, apesar de tratarem-se de halófitas. Essas análises indicaram ser esta espécie uma alternativa viável para reduzir o impacto do rejeito salino.

Sabe-se que as secas recorrentes da região do semiárido brasileiro causam grandes irregularidades na produção que tem o objetivo primordial de assegurar a subsistência dos produtores rurais. A halófita brasileira Sarcocórnia Ambigua mostrou-se com um potencial promissor para cultivo na região nordeste, junto aos dessalinizadores que operam no semiárido, podendo constituir uma das alternativas de cultivo para as famílias residentes nessas localidades.

A produção de rejeito pelos dessalinizadores compactos está em torno de 55% do total de água salobra tratada sendo o montante produzido, excessivo para que somente as plantas pudessem reduzir o volume do efluente que necessita de um descarte sustentável, no entanto, alguns arranjos podem ser realizados de uma maneira a otimizar o sistema, como reservatórios para o favorecimento da evaporação.

Este trabalho não teve como objetivo apresentar uma alternativa para a redução do volume de rejeito mas sim uma outra maneira de aproveitamento desse recurso, viabilizando uma atividade econômica possível para a região.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem pelo apoio financeiro do Mackpesquisa neste projeto e a Escola de Engenharia da Universidade Presbiteriana Mackenzie pela utilização de seus laboratórios de pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves P, Alons M, Crespo M. (2016) Cultivo de Sacocornia ambígua irrigada com efluentes salino. 97 p. Dissertação, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza.

Anders C *et al* (2013) Qualidade e impactos causados pela destinação do rejeito da dessalinização da água salobra no oeste Potiguar. In: Workshop Internacional Sobre Água no Semiárido Brasileiro Campina Grande-PB, p. 1-5

Bertin R (2014) Prospecção para elaboração da erva de sal (Sarcocornia ambígua – Amaranthaceae): análise histológica, caracterização química, valor nutricional e potencial antioxidante, tese, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. 152 p

Costa C, Bonilla O (2016) Halófitas brasileiras: Formas de cultivo e usos. Cap 16. Manejo de salinidade na agricultura. ISBN 978-85-420-0948-4. Fortaleza – CE . p. 243-258. Livro.

Holanda J *et al* (2016) Qualidade da água para irrigação. In: Gheyi. h. r. *et al*. (ed.). Manejo da Salinidade na Agricultura: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade. cap. 4, p. 35-47.

Izeppi E (2011) Efeitos da densidade de plantio na sobrevivência, desenvolvimento e produção de biomassa da halófitas Sacocornia ambígua (Michx.). 70 p. Dissertação Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

Julião M (2013) Avaliação do potencial da salicornia ramosissima para saladas frescas ou em pó (sal verde). 106 f. Dissertação. Universidade do Algarve. Portugal.

Lacerda L (2012) Utilização de plantas para redução de salinidade da água e produção de biomassa por meio de cultivo hidropônico. 166 f. Tese. UFMG. Belo Horizonte.

Mendes L *et al* (2014) Cultivo do camarão branco do Pacífico e da halófita Sacocórnia Ambigua em aquaponia: Estudo preliminar. Disponível em https://www.researchgate.net/publication/316622634.

Pinheiro I (2015) Produção da halófita Sacocornia ambígua e Litopenaeus vannamei em sistema de aquaponia com bioflocos. 48 p. Dissertação, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

22

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE LODO PROVENIENTE DE ETE: LEGISLAÇÃO, PARÂMETROS BIOLÓGICOS, COMPORTAMENTO DOS NUTRIENTES, E CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS

Suzete Maria Lenzi CAMINADA1, Miriam Moreira BOCCHIGLIERI2, Wanderley da Silva PAGANINI3

1. Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. Av. Dr. Arnaldo, 715 – São Paulo – SP – Brasil, slcaminada@gmail.com

2. Sabesp. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Rua Costa Carvalho, 300. São Paulo – SP – Brasil, miriammoreira@sabesp.com.br

3. Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. Av. Dr. Arnaldo, 715 – São Paulo – SP – Brasil, paganini@usp.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho é acompanhar e avaliar o desenvolvimento de processo de compostagem, considerando o comportamento dos nutrientes, agentes patogênicos e as condições físico-químicas observados durante o processo. As avaliações foram realizadas em escala real na ETE em estudo, que possui uma produção diária de lodo de aproximadamente 15 m³/dia. Os resultados apontam que o lodo compostado, utilizando como material estruturante a poda de árvores, atende às especificações do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária podendo ser utilizado como fertilizante Classe D, além parâmetros de controle de temperatura e presença de patógenos estabelecidos em Resolução do CONAMA, corroborando com estudos pretéritos, destacando a importância da aplicação de biossólidos em solos para a reciclagem de nutrientes, além de outros benefícios ambientais, econômicos e sociais, considerando o interesse pelo produto, dos produtores agrícolas, tanto em larga escala de produção quanto em relação aos produtores familiares.

Palavras-Chave: Compostagem, biossólido, Lodo de ETE.

1. INTRODUÇÃO

A utilização do lodo como um insumo agrícola, promove a reciclagem dos nutrientes, contribuindo para fechar o ciclo bioquímico dos nutrientes minerais, fornecendo, ainda, matéria orgânica ao solo, estocando, carbono na forma de compostos estáveis e não liberando CO2 na atmosfera, que contribui para aumentar o efeito estufa.

De acordo com Tsutiya *et al*. (2002) os biossólidos contém macro e micronutrientes e matéria orgânica que contribuem para a manutenção da fertilidade do solo, além de contribuir para o aumento do conteúdo de húmus, favorecendo o aumento da resistência dos agregados e reduzindo a erosão, tendo papel fundamental na produção agrícola. Os macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (zinco, cobre, manganês, cloro, molibdênio e boro) impactam diretamente no desenvolvimento e rendimento das plantas. Diante do potencial brasileiro para o desenvolvimento da compostagem do lodo de esgoto com finalidades agrícolas, o objetivo deste trabalho é acompanhar e avaliar o desenvolvimento de processo de compostagem, considerando o comportamento dos nutrientes, agentes patogênicos e as condições físico-químicas observadas durante o processo, visando apresentar informações que possam contribuir para aprimorar os conhecimentos sobre essa prática.

2. DESENVOLVIMENTO

O presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Lageado, localizada em Botucatu, um município da região oeste do estado de São Paulo. Sua população estimada é de 149.718 habitantes sendo sua área de unidade territorial de 758,227 km2 (IBGE, 2021).

A ETE utiliza o processo de tratamento em nível secundário, composto por Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente por tratamento (RAFA), operando com tempo de detenção hidráulica médio de 6,7 horas, e atende uma população de cerca de 119.994 habitantes. O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20% e 25%. A produção diária de lodo é de aproximadamente 15 m³/dia.

2.1 Caracterização do teor de umidade do lodo bruto, lodo desidratado e material estruturante

A umidade é um dos parâmetros físicos mais monitorados nos processos de compostagem, sendo de extrema importância para a vida e eficiência da atividade microbiana, devendo ser mantida, no interior da leira, em torno 60%. De acordo com Souza *et al*. (2020) os microrganismos assimilam os nutrientes na forma dissolvida.

Cooper *et al*. (2010) discutem que os limites ideais para a umidade do composto, nos quais os microrganismos decompositores desempenham suas funções, são acima de 40% e abaixo de 60%. A umidade em excesso pode dificultar a circulação de ar dentro da leira e a diminuição excessiva da umidade ocasiona a redução da atividade microbiológica. O parâmetro avaliado para o lodo bruto, lodo desidratado e agente estruturante refere-se à determinação do teor de umidade, gerando dados primários dos referidos parâmetros. O ensaio foi realizado no Laboratório da ETE Lageado, Analisador de Umidade por infravermelho-GEHAKA, modelo IV-2000. Os resultados obtidos podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização do teor de umidade, obtidos para caracterização do lodo gerado na ETE. Lageado e material estruturante.

Amostras	Teor umidade (percentual)
Lodo Bruto	94,6 %
Lodo desidratado	69,6 %
Material estruturante (poda de árvore)	17,9 %

Fonte: Autor. Laboratório ETE Lageado, 2019.

Processo de compostagem

Os dados referentes ao projeto, instalação e aspectos operacionais do processo de compostagem, estão descritos na Tabela 2 e mostrado na Figura 1.

Tabela 2 – Dados operacionais do processo de compostagem.

DADOS OPERACIONAIS LEIRA COMPOSTAGEM
Dimensões aproximadas: 2,75m x 8,0m x 0,85m
Agente estruturante: poda de árvore (proveniente poda realizada pela Prefeitura Botucatu-SP)
Volume de lodo desidratado: aproximadamente 10 m^3
Volume total da leira (agente estruturante + lodo desidratado): aproximadamente 20 m^3
Periodicidade de revolvimento: 15/05/2019; 07/06/2019; 24/06/2019

Fonte: Autor, 2019.

A leira foi composta por lodo desidratado proveniente da ETE Lageado e poda de árvore, utilizado como agente estruturante, na proporção de 1:1. As podas de árvore são provenientes do serviço de podas da Prefeitura Municipal de Botucatu e foram adquiridas mediante contato com o responsável pelo serviço. O processo utilizado foi de leiras revolvidas, instalada em galpão coberto.



Figura 1 - Instalação do sistema compostagem.
(A)Lodo seco; (B) Lodo desidratado e agente estruturante; (C) Montagem da leira; (D) Revolvimento; (E) Leira
Fonte: Autor, 2019

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o período de acompanhamento do processo de compostagem, com duração de 75 dias, foram realizadas 6 campanhas de amostragem, a cada 15 dias, nas quais foram determinadas as propriedades físico-químicas e composição dos nutrientes disponíveis.

As análises quantitativas foram realizadas, em parceria com o laboratório de solos da Faculdade de Ciências Agrárias (UNESP), Campi Lageado, na cidade de Botucatu-SP.

Avaliação do comportamento dos nutrientes disponíveis e umidade

A utilização de biossólido proveniente de lodo de ETE, para fins agrícolas, deve atender às condições estabelecidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária,

Os resultados obtidos para o acompanhamento da leira de compostagem, avaliado para a coleta 6 (17/07/2019) que corresponde ao final do processo de compostagem, apresentado na Tabela 4, mostram que o biossólido obtido atende às condições estabelecidas pela pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária, podendo ser utilizado como fertilizante Classe D (MAPA, 2017; 2020).

A Tabela 4 – Resultados obtidos pela amostra 17/07/2019 em comparação com as exigências para fertilizante.

Parâmetros Agronômicos	**Fertilizante Orgânico Composto Classe D**	**Lodo de ETE Lageado + Poda de árvore**
Umidade Máxima (%)	70,0	29,1
N total mínimo (%)	0,5	1,75
C orgânico mínimo (%)	15	34,7
pH mínimo	6,0	6,1
Relação C/N - máxima	20	11,1/1

Fonte: Autor. Dados gerados FCA-UNESP, 2019.

Avaliação da temperatura e análise microbiológica, do processo de compostagem durante o período de ensaio

O controle da temperatura foi realizado diariamente, considerando a profundidade da leira em três pontos: fundo, meio e topo. Também se levou em consideração o seu comprimento, realizando-se as medições no início, meio e final da leira, obtendo-se desta forma, a média dos 9 pontos amostrados/dia. A Figura 2 apresenta o gráfico de dispersão que representa o acompanhamento da temperatura durante o processo de compostagem. A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos para o controle de temperatura e avaliação da presença de patógenos, realizado mediante análise da amostra 6, (17/07/2019), que configura o final do processo de compostagem.

A Resolução CONAMA nº 498/2020 (CONAMA, 2020), define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, pode-se considerar que o biossólido produzido seria classificado como Classe B, pois atende a exigência para o processo de compostagem que considera que a biomassa atinja uma temperatura mínima de 40°C, durante pelo menos cinco dias, com a ocorrência de um pico de 55ºC, ao longo de quatro horas sucessivas durante este período. Analisando os resultados apresentados na Figura

2, em relação ao acompanhamento da temperatura durante o processo de compostagem, observa-se que a área demarcada corresponde ao período em que foi temperatura igual ou superior a 55ºC, Os resultados apresentados na Tabela 9 permiotem observar que os limites estabelecidos para agentes patogênicos também são atendidos.

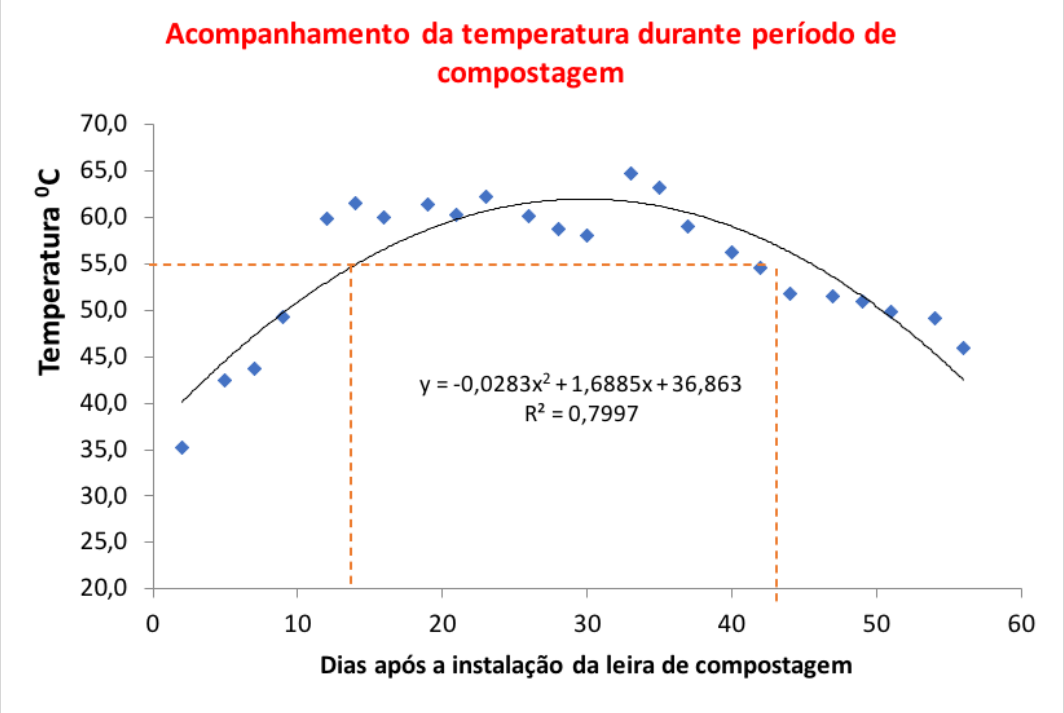


Figura 2 – Acompanhamento da temperatura durante processo de compostagem.
Fonte: Autor. Dados gerados FCA-UNESP, 2019.

Tabela 5 - Controle de temperatura e presença de patógenos.

Parâmetro	Exigência legal	Valores obtidos (compostagem)
Temperatura	Mínimo > 55 ºC por 14 dias ou > 65 ºC por 3 dias	Manteve-se > 55 ºC por, aproximadamente, 30 dias
Agentes Patogênicos *	a) Ovos viáveis de helmintos: 1,0/4,0g de Sólidos Totais (ST)	0,64/4,0g Sólidos Totais (ST)
	b) Salmonella sp: ausência/10g de matéria seca	Ausente

*Análise realizada pelo Instituto Agronômico de Campinas, sob o número: MS297/2019.
Fonte: Autor. Dados gerados FCA-UNESP, 2019

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente estudo apontam que o processo de compostagem desenvolvido atende à legislação em relação aos padrões de valor agronômico assim como os parâmetros físico-químicos, apresentando potencial para o uso agrícola, possibilitando constatar a contribuição da metodologia para avaliar a eliminação de patógenos.

A legislação federal, por meio da publicação da Resolução CONAMA nº 498/2020, representou um avanço para o setor desaneamento e vai estimular essa importante alternativa para a destinação final dos lodos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários. Sua abordagem considera o potencial agronômico; a redução de atratividade de vetores; as substâncias químicas; e a qualidade microbiológica, fundamentada em estudos de avaliação quantitativa de risco microbiológico, bem como o atendimento a parâmetros operacionais específicos, baseados nos processos de produção do biossólido.

A partir da utilização agrícola do lodo, podem-se reduzir os custos de transporte e disposição final dos lodos em aterros, por exemplo. Alguns casos viabilizados no país mostram que o interesse é grande por parte dos produtores agrícolas, tanto em larga escala de produção quanto em relação aos produtores familiares, ou seja, essa prática pode representar ganhos econômicos e trazer benefícios sociais.

AGRADECIMENTOS

Faculdade de Saúde Pública (Universidade de São Paulo - USP) ; Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP; Faculdade de Ciências Agrárias-FCA (UNESP) e Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia-NUPAM (UNESP).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CONAMA-Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências.

Cooper, M., Zanon, A.R., M.Y., Morato, R.W. Compostagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos agroindustriais: teórico e prático. Piracicaba: ESALQ – Divisão de Biblioteca, 35 p: il. (Série Produtor rural, Edição Especial), 2010.

Instituto Brasileiro de Gegrafia e Estatística (IBGE). Panorama (2021). DisponíVel em: < https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/botucatu/panorama>. Acesso em 03 de maro de 2022.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária. INSTRUÇÃO NORMATIVA nº 61, de 08 de Julho de 2020.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária. INSTRUÇÃO NORMATIVA SDA nº 25, de 23 de Julho de 2009.

Souza, L.A. *et al*. Análise dos principais parâmetros que influenciam a compostagem de resíduos sólidos urbanos.

Revista Brasileira de Meio Ambiente. v.8, n.3, 2020.

Tsutiya, M. T.*et al*. Biossólidos na Agricultura. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. 468 p.

26

DESAFIOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO NO ENFRENTAMENTO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Ana GAMA[1], Mário RUSSO[2]

[1] *Investigadora, UI ProMetheus, Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Rua Onda Azul 41, Silveira – Torres Vedras/ Lisboa, e-mail: anacfgama@gmail.com, Orcid: 0000-0003-4022-0705,*

[2] *Professor/Coordenador, Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Av. Atlantico, Viana do Castelo, e-mail: mariorusso@estg.ipvc.pt, Orcid:0000-0002-4515-5554.*

RESUMO

O Estado de Pernambuco é um dos Estados do Brasil, cuja área e população é semelhante à de Portugal, sendo considerada uma das regiões do mundo mais vulneráveis aos efeitos da mudança do clima. Com efeito, dos 185 municípios, verifica-se que 135, localizados nas regiões do Agreste e do Sertão encontram-se em áreas ameaçadas pela desertificação e sofrem com o aumento médio da temperatura e com a escassez dos recursos hídricos, enquanto, no litoral, onde se concentra a maior parte da população e da economia do Estado, existe um cenário extremamente vulnerável aos efeitos do clima: com a concentração de chuvas e o aumento do nível médio da água do mar, que podem ser seriamente afetados com o agravamento potenciado pelas mudanças do clima que se vêm verificando no mundo, em consequência das emissões gasosas de efeito de estufa (GEE). De facto, estudos apontam que cerca de 40 a 50% do território das principais cidades pernambucanas litorâneas ficará submerso, principalmente a Cidade do Recife, capital do estado, reconhecida pelo IPCC como uma das mais vulneráveis às mudanças climáticas no mundo. Neste artigo apresentam-se os principais aspectos da vulnerabilidade do Estado de Pernambuco às mudanças climáticas, assim como os setores que mais contribuem para o agravamento das emissões de GEE. Por meio de pesquisa documental identificou-se os riscos climáticos, por um lado, e o avanço da agenda do clima no Estado, por outro. O artigo evidencia fatores que podem auxiliar no fortalecimento de ações no combate à mudança climática para as cidades, principalmente nos países em desenvolvimento. Em Pernambuco, as maiores contribuições para emissões de GEE são dos setores de resíduos sólidos, devido à existência de lixões e aterros sem aproveitamento energético; a pecuária, relacionada ao uso do solo, seguidos pelos setores dos transportes e da energia. O Estado tem sido pioneiro no Brasil no debate das questões climáticas. Em 2008 e 2009 instituiu o Comitê e o Fórum Estadual de Mudança do Clima. Em 2010, a Política e o Plano de Enfrentamento às Mudança Climáticas, o inventário de GEE em 2019 e em 2021 elaborou o Plano de Descarbonização de Pernambuco.

Palavras-Chave: Alterações climáticas; Vulnerabilidade; Emissões de GEE; Resíduos sólidos; IPCC.

1. INTRODUÇÃO

A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, em 1992, trouxe o compromisso de construção de um desenvolvimento urbano que propiciasse condições à criação de cidades sustentáveis, para a atual e futura geração.

As mudanças climáticas, suas causas e consequências são reconhecidas pela comunidade científica, governos, setor privado, organizações não governamentais e pela população em geral, que admitem a necessidade de ações para redução das emissões dos gases de efeito estufa, pela sua contribuição no aquecimento global (Gama, 2020).

As diretrizes para a governança climática global é parte integrante do texto da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC, sigla em inglês), elaborado pelo Comitê Intergovernamental de Negociação (INC) durante reunião em Nova York, em 1992. Uma das primeiras tarefas estabelecidas pela UNFCCC foi que os países signatários estabelecessem inventários nacionais e locais de emissões e remoção de gases de efeito estufa, os quais deveriam ser utilizados para estabelecer os níveis de referência do ano 1990 e o compromisso dos países integrantes do Protocolo de Quioto com relação às reduções de GEE, os quais deveriam ser enviados anualmente ao UNFCCC.

Em 1997, o Protocolo de Quioto foi concluído e estabeleceu obrigações juridicamente vinculativas para os países desenvolvidos reduzir suas emissões de gases de efeito estufa no período 2008-2012, tendo sido alterado em 2012 para abranger o período 2013-2020.

Em 2010, os acordos de Cancun afirmam que o futuro aquecimento global deveria ser limitado a menos de 2,0 °C (3,6 °F) em relação ao nível pré-industrial. Em dezembro de 2015, o Acordo de Paris foi assinado regulamentando as reduções de emissões a partir de 2020, num esforço das nações signatárias para adotar uma economia de baixo carbono até o fim deste século, uma vez que o efeito do aquecimento global já se sente em todo o planeta.

O Acordo de Paris entrou em vigor em 4 de novembro de 2016 e foi ratificado em 2021, visando alcançar a descarbonização das economias mundiais e estabelece como um dos seus objetivos de longo prazo limitar o aumento da temperatura média global a níveis bem abaixo dos 2ºC acima dos níveis pré-industriais e prosseguir esforços para limitar o aumento da temperatura a 1,5ºC (APA.PT, 2022).

Neste contexto, para enfretamento das mudanças climáticas, os governos possuem à sua disposição uma variedade de políticas e instrumentos a serem aplicados por meio de medidas de mitigação e adaptação, sendo que sua aplicação dependerá de circunstâncias específicas a serem mensuradas por cada nação.

Por sua vez, o Governo brasileiro para o enfrentamento das questões do clima, em 2007, criou a Secretaria de Mudança Climática, subordinada ao Ministério do Meio Ambiente, e com base no trabalho da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima o Brasil lançou em 2008, o Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), o qual se

comprometia com a redução de 70 por cento no desmatamento até 2017. Em 2009, o Parlamento Brasileiro aprova a Lei No. 12.187/2009 da Política Nacional das Mudanças Climáticas (PNMC), assim como um conjunto de metas voluntárias de redução dos gases de efeito estufa, entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020. Em 2010, com regulamentação da PNMC, por meio do Decreto No. 7.390/2010 BRASIL.

Seguindo as diretrizes nacional o Estado de Pernambuco, em 2008, criou um Comitê Estadual de Enfrentamento das Mudanças Climáticas por meio do Decreto N°. 31.507/2008. Em 17 de Junho de 2010, a Lei Estadual Nº 14.090/2010, institui a Política Estadual de Enfrentamento às Mudanças Climáticas (PEEMC) de Pernambuco, com o objetivo de garantir que o poder público promovesse os esforços necessários para aumentar a resiliência da população à variabilidade e às mudanças climáticas e contribuir para redução dos gases de efeito estufa, o qual estabelece vários instrumentos para sua implementação, entre eles o Plano Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC) (PERNAMBUCO, 2011).

Uma das metas obrigatórias do Plano Estadual de Mudanças Climáticas (PERNAMBUCO, 2011) foi a elaboração do inventário das contribuições do estado para as emissões brasileiras de gases de efeito estufa e redução das emissões. Em 2019, o inventário das emissões do período de 2015 a 2018 foi realizada e foi feita a revisão do PEMC do Estado que originou o Plano de Descarbonização de Pernambuco (Pernambuco 2021), cujas medidas impacta praticamente todos os setores em especial de energia, indudtria, transportes, resíduos, agricultura, florestais e uso do solo.

2. PERNAMBUCO E AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O Estado de Pernambuco, cuja área e população assemelha-se a Portugal, situa-se no Nordeste brasileiro tem uma área de 98.067,88 Km2, uma população estimada de 9.674,793 habitantes, correspondente a 19ª maior área territorial e 7ª contigente populacional dentre os estados do Brasil (IBGE, 2021). Segundo Baettig & Imboden, 2007, Pernambuco é uma das regiões do mundo mais vulneráveis aos efeitos da mudança do clima. De facto dos 185 municípios, verifica-se que 135 encontram-se em áreas ameaçadas pela desertificação (Pernambuco, 2009), e sofrem com o aumento médio da temperatura e com a escassez dos recursos hídricos. Enquanto, no litoral pernambucano, onde se concentra a 60% parte da população e maior parte da economia do estado, temos um cenário extremamente vulnerável aos efeitos do clima: com a concentração de chuvas e o aumento do nível do mar. Costa *et al*., (2010), apontam que cerca de 40 a 50% do território das principais cidades litorâneas ficará submerso, principalmente a Cidade do Recife, capital do estado, situada na Região Metropolitana, reconhecida pelo IPCC (IPCC, 2016) como uma das mais vulneráveis às mudanças climáticas no mundo, devido a caracteristicas geográficas e processo de ocupação urbana. Ainda, de acordo com o Quinto Relatório do Intergovernamental do “Panel on Climate Change” (IPCC, 2016), a cidade do Recife, levando em consideração a alta densidade populacional de seu litoral, o percentual elevado de impermeabilização do solo e a sua baixa altitude é considerada pelo

IPCC um dos “hotspots” mundiais - áreas com grande biodiversidade, ricas principalmente em espécies endêmicas, e que apresentam alto grau de ameaça, estando sujeitas a maior vulnerabilidade aos efeitos das mudanças climáticas.

O aumento do nível do mar pode causar inundações de áreas importantes da cidade (Recife,2016). Costa *et al*, 2010, indicou que a elevação 0,5m em 2100 produziria uma área inundada de 25,38km2 e a uma cota de 1m seria 33,71 km2 e 81% das construçoes urbanas seriam afetadas, uma vez que o litoral da cidade tem aproximadamente 45%, de sua extensão sob uma zona altamente vulnerável (Recife, 2017).

No Brasil, as contribuições para as emissões de GEE são provenientes de quatro setores. O primeiro, e o mais importante, é o setor de emissões do desmatamento e relacionadas ao uso da terra e às mudanças de uso da terra (conhecidas como emissões LULUCF, sigla em inglês). Seguido dos setores de energia, transportes e manejo de resíduos sólidos e líquidos, em função das emissões que produzem (Gama, 2020).

Segundo Pernambuco, (2019) as emissões de gases de efeito estufa do Estado de Pernambuco estimadas no Inventário realizado considerando o período de 2015 – 2018, situaram - se entre 19,2 e 20,2 Mt de CO2. Onde as principais emissões são provenientes dos setores de resíduos e AFOLU, que representaram 29,2% e 29,1% das emissões totais em 2018, respectivamente. O terceiro setor mais representativo nas emissões do estado em 2018 foi o de transportes (24,5%), seguido pelo de energia estacionária (16,7%) e, finalmente, o de processos industriais (0,6%). (Permanbuco, 2018). As emissões estaduais de resíduos foram progressivas de 5,5 a 6.1 milhões de tCO2e entre os anos de 2015 e 2018, representando de 25 a 30% das emissões do estado (Pernambuco, 2019), o que é muito alto quando comparado com a representatividade deste setor no Brasil, que é cerca de 3% (MCTIC, 2016). Baltar de Souza leão, *et al*.; (2021) constataram que em 2019, o descarte e o tratamento de resídos sólidos é a segunda fonte de emissões em Pernmabuco.

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática (IPCC, 2016) aponta o setor de resíduos como potencial emissor dos gases de efeito estufa - GEE , devido a geração do gase metano (CH4), que é até 28 vezes maior do que o dióxido de carbono (CO2).

2.1 A medidas do plano de descarbonizicação de Pernmabuco

As medidas do Plano de Descarbonozação do Estado foram regulamentadas por meio do Decreto 52458/2022 de 15 de março quando também foi instituído o Comitê Estadual Pernambuco Neutro –CPEN, com a finalidade de implemtentar e monitorar o Plano de Descarbonização de Pernambuco, abrangendo os setores energia e indústria; transporte; setor de resíduos e de agricultura, florestas e outros usos do solo (Pernambuco 2022), (Quadro 1).

Quadro 1 – Setores de emissões.medidas de mitigação.

Setores de emissões	Medidadas de mitigação/adaptação
Energia e Industria	a) Ampliação da geração elétrica renovável (eólica / solar) b) Nova matriz de conbustíveis c) Desenvolvimento da captura, transporte, utilização e armazenamento de CO^2 d) Produção industrial de baixo carbono
Transporte	a) Mobilidade urbanade baixo carbono b) Redução da pegada de carbonodo transporte rodoviário de cargas c) Transição para biocombustível nos transporte pesados
Resíduos	a) Melhoria da gestão dos rsíduos sólidos e conscientização da população b) Avanço na recuperação e aproveitamento de biogás no metano
Agricultura, florestas e outros usos do solo	a) Descarbonização pelo uso do solo b) Agropecuária de baixo carbono

Fonte: Adaptado: Pernambuco, (2022).

3. CONCLUSÕES

Apesar de toda a tragetória de Pernambuco, mesmo sendo pioneiro nas ações para adapatação às mudanças climáticas, a implementação das medidas a serem adotadas representam um grande desafio para o estado, uma vez que, para atingir as metas para descarbonização propostas e alcançar a neutralidade climáticas em 2050, significa uma reduzir as emissões de GEE em Pernambuco de 15% em 2025 e de 32% em 2035 em relação as emissões projetadas, sendo necessário a realização de diferentes ações tais como: acabar com o desmatamento restaurando a vegetação nativa; capturar biogás de aterros sanitários, efetivar a coleta seletiva dos materiais recicláveis e a compostagem dos resíduos orgânicos; produzir biocombustíveis para modais de transporte de difícil descarbonização; eletrificar veículos leves e expandir a geração elétrica renovável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GAMA. A.C. F. *Estudo das emissões e cenários de mitigação de gases de efeito estufa no setor de resíduos sólidos na Região Metropolitana do Recife*. Recife, 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco. 2020.

APA. Acordo de Paris. Disponível em https://apambiente.pt/clima/acordo-de-paris. Acesso em 17.05.2022.

BAETTIG, M.B.; WILD, M.; IMBODEN, D.M. A climate change index: where climate change may be most prominent in the 21st century. *Geophysical Research Letters*, EUA, v. 34, Jun, 2007.

BALTAR de Souza Leão, Nascimento, L. F. M., Andrade, J. C. S., Recife: A climate action profile. *Journal Cities, Elsevier*. Maio 2021.

BRASIL. Ministério da Ciência. Tecnologia, Inovações e Comunicações. *Terceiro inventário de gases de efeito estufa*, 2016. Disponível <sirene.mcti.gov.br/publicações>. Acesso em 06.01.2018.

COSTA, M. B.S. F.; MALLMANN, D. L. B.; PONTES, P.M.; ARAUJO, M. Vulnerability and impacts related to the rising sea level in the metropolitan Center of Recife, Northeast Brazil. *Pan-American*

Journal of Aquatic Sciences, v. 5. n. 2, p. 341-349. 2010.

IPCC, *Summary for policymakers of IPCC special report on global warming of 1.5°C approved by governments*, October 8, 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geográfico a Estatística. *Cidades*. 2021. Acessado em https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/panorama em 17.05.2022.

PERNAMBUCO. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado de Pernambuco. *Plano Estadual de mudanças climáticas*, SEMAS. Recife, 2011.

_____. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado de Pernambuco. *Inventário de emissões de gases de efeito estufa do Estado de Pernambuco - 2015 a 2018*, SEMAS. Recife, 2019.

_____. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado de Pernambuco. *Plano de Descarbonização de Pernambuco*, SEMAS. Recife, 2022.

RECIFE. *Plano de redução de emissões de gases de efeito estufa da Cidade do Recife*. Recife: PCR/ICLEI. 2016.

_____. *3o Inventário de emissões Recife*, 2016 -2017. Recife: PCR/CAF. 2017.

27

PRODUÇÃO DE POLPA DE MADEIRA A PARTIR DO RESÍDUO PROVENIENTE DA INDÚSTRIA MOVELEIRA

Isadora Alves Lovo ISMAIL[1], Maria Eduarda Gomes da SILVA[1], Gabriel Luis Simão PINHEIRO[1]

[1] *Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto – SP – Brasil, eng.isadoralovo@gmail.com, maria.esilva@sou.unaerp.edu.br, gabriel.pinheiro@sou.unaerp.edu.br*

RESUMO

Os resíduos sólidos são provenientes de atividades humanas na sociedade e, devido ao crescimento populacional aliado ao incremento de atividades industriais, houve um aumento considerável em sua geração. Todavia, cada vez mais alternativas sustentáveis estão sendo criadas para reaproveitamento e reutilização desses resíduos. Um tipo de resíduo sólido industrial é aquele proveniente da madeira utilizada em indústrias moveleiras. Existe uma grande quantidade de resíduos gerados nesse tipo de indústria e, tendo em vista a sustentabilidade ambiental e a economia, um dos produtos que podem ser produzidos a partir desse resíduo é denominado polpa de madeira. A polpa de madeira possibiita o aproveitamento dos resíduos sólidos, neste caso pó de madeira, provenientes de alguns tipos de indústrias, como a indústria moveleira, além de substituir a madeira natural cara, que é difícil de processar. A polpa de madeira é uma pasta marrom semissólida, de composição homogênea, e pode ser utilizada na decoração de casas modernas, além de ser acessível para criar esculturas em madeira. De forma simples, é uma mistura pastosa de pó, partículas moídas de resíduos de madeira e polímeros com a adição de cola, óleos e solventes, sendo o polímero o principal aglutinante da polpa. A pasta endurece rapidamente e torna-se indistinguível da madeira natural. Com o auxílio de rolos e formas especiais, a massa é conformada e prensada, tomando a forma do elemento desejado.

Palavras-Chave: resíduos sólidos; pó de madeira; polpa de madeira; indústria moveleira; aproveitamento.

1. INTRODUÇÃO

A celulose pode ser definida como um polímero de glicose, destacando-se por ser um carboidrato insolúvel e resistente a várias reações químicas. É uma matéria-prima renovável e biodegradável feito em árvores, caracterizada por ser extremamente versátil. Seus produtos são uma escolha sustentável e podem substituir com segurança materiais não renováveis, como os plásticos (AGROPÓS, CROPLIFE, 2022).

A madeira atualmente fornece a base para a grande maioria da produção global de celulose,

sendo um material difícil de definir quimicamente porque é composto por centenas de moléculas complexas (AGROPÓS, CROPLIFE, 2022).

Atualmente, novas técnicas de produção de madeira vem sendo desenvolvidas, tendo em vista a utilização da madeira em diferentes ramos, bem como a necessidade de novos materiais e metodologias que facilitem seu manuseio e ocasionem diminuição no custo de produção. Umas dessas técnicas está relacionada à produção da pasta de polpa de madeira utilizando-se madeira em pó, a qual é utilizada para itens de decoração.

Decorar com produtos de madeira é uma tradição muito antiga e ainda é utilizada na concepção de casas, louças, no interior de instalações, móveis, utensílios domésticos e brinquedos infantis. A polpa de madeira (celulose) veio substituir a madeira natural cara, que é difícil de processar (DECORLINE, 2022).

Um tipo de pasta da polpa de madeira está apresentado na Figura 1.

A polpa de madeira, é uma mistura pastosa de pó, partículas moídas de resíduos de madeira e polímeros com a adição de cola, óleos vegetais e solventes, pondendo-se adicionar tintas para obter o tom de coloração desejado. A composição dos materiais completamente misturados é convertida em uma consistência macia homogênea, que assemelha-se a uma massa fracamente amassada, endurecendo-se rapidamente e tornando-se indistinguível da madeira natural (DECORLINE, 2022).



Fig. 1. Polpa de madeira obtido da mistura de pó, partículas de madeira e polímero.
Fonte: Decorline.

Além do mais, a massa pode adquirir a forma do elemento desejado com o auxílio de rolos e formas especiais, onde a massa é conformada e prensada, assim como apresentado na Figura 2 (CAPPELINI DUE SAS, 2022).

A polpa de madeira pode ser aplicada em superfícies de madeira, independentemente da forma e irregularidade do substrato. Isso se torna possível devido à composição da polpa e à maciez do próprio material que pode assumir formas intrincadas de padrões na decoração de vários produtos (CAPPELINI DUE SAS, 2022).

No entanto, atualmente a polpa de madeira é produzida utilizando-se a madeira em pó como matéria-prima, destinada única e exclusivamente para esse processso de produção.

Dentre os materiais utilizados em seu processo produtivo, a polpa de madeira possui o polímero líquido como principal aglutinante. Sua vida útil média é de um ano, se armazenada em recipiente hermético em uma área ventilada (CAPPELINI DUE SAS, 2022).

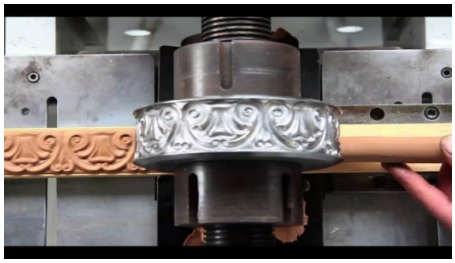


Fig. 2. Polpa de madeira sendo conformada.
Fonte: Cappelini Due SAS.

2. OBJETIVOS

O objetivo do trabalho foi o aproveitamento de resíduos sólidos (madeira em pó) provenientes de indústrias moveleiras (produção de móveis e artefatos de madeira) para produção de polpa de madeira, como proposta para substituição da madeira em pó pura utilizada única e exclusivamente para esse processo produtivo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para produção da polpa de madeira atualmente, conforme mencionado, utiliza-se madeira em pó única e exclusivamente para esse objetivo e não os resíduos de processos fabris que utilizam a madeira para outros processos produtivos. Além do mais, a composição exata da polpa de madeira é considerada “secreta”, de posse apenas dos grandes produtores.

Partindo-se desse referencial e analisando-se a necessidade de aproveitamento dos resíduos sólidos de indústrias moveleiras, propôs-se sua utilização como matéria-prima principal da polpa de madeira, de forma a criar uma nova fórmula para sua composição.

Para determinação da composição da polpa de madeira, foram realizados ensaios utilizando-se como componentes: resíduos sólidos (madeira em pó), polímero, adesivo transparente, solventes, oleos minerais e vegetais.

Os ensaios foram realizados em laboratório e os materiais e reagentes foram devidamente misturados até a produção de uma pasta marrom semissólida, variando-se a quantidade adicionada de cada *item*, até a determinação da consistência desejada.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A polpa de madeira é uma mistura pastosa de pó de madeira e polímeros com a adição de cola, óleos e solventes. A composição de componentes completamente misturados é convertida em uma consistência macia homogênea, assemelhando-se a uma massa

fracamente amassada, conforme pode ser visto na Figura 3, a qual apresenta a polpa de madeira obtida em laboratório. Nota-se que a polpa de madeira assemelha-se a uma massa de modelar, mas com coloração de madeira natural.

O polímero é o principal componente da polpa de madeira, devendo ser adicionado na quantidade exata para que possa reagir com o pó de madeira e os demais componentes, como os solventes.



Fig. 3. Polpa de madeira obtida em laboratório.

Com o auxílio de rolos e formas especiais, a massa é conformada, prensada, tomando forma do elemento desejado, conforme Figura 4. A massa apresentada na Figura 4 representa o momento final de produção da peça e deverá ser encaminhada para o processo de secagem. A utilização de diferentes tipos de rolos e formas permite a obtenção de uma grande variedade de itens, os quais poderão ser utilizados como itens de decoração, artefatos requintados, dentre inúmeros outros tipos.

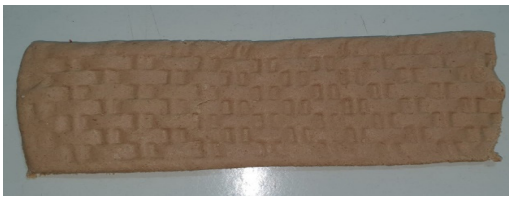


Fig. 4. Polpa de madeira após ser conformada.

Enquanto ainda não está seca, é possível a obtenção e aplicação do material em qualquer superfície desejada. A Figura 5 apresenta itens produzidos com a polpa de madeira após a secagem.

Nota-se, pela Figura 5, que os itens produzidos estão totalmente “secos” e, dessa forma, não podem ser modelados ou aplicados em superfícies. Nesse ponto, o *item* já está em sua forma finalizada. O *item* produzido é idêntico à madeira natural.

No entanto, esse material possui um diferencial. Caso, depois do processo de secagem, o material seja submetido a elevadas temperaturas, o mesmo adquire novamente suas propriedades iniciais para modelagem e aplicação, ou seja, ele fica com consistência flexível e e macia novamente. Isso torna possível a produção de várias peças conformadas, sua armazenagem e, posteriormente, sua utilização em diferentes momentos e locais após serem submetidas a elevadas temperaturas, facilitando o processo produtivo, armazenamento e comercialização.



Fig. 5. Itens produzidos com a polpa de madeira.

5. CONCLUSÕES

A polpa de madeira possibilita o aproveitamento dos resíduos sólidos, neste caso pó de madeira, provenientes de alguns tipos de indústrias, como a indústria moveleira, além de substituir a madeira natural cara, que é difícil de processar.

É produzida com diferentes componentes, tendo o pó de madeira como sua matéria-prima e o polímero como principal aglutinante, além de óleos vegetais, minerais e solventes. É uma pasta marrom semissólida, de composição homogênea, podendo ser utilizada na decoração de diversos itens. A pasta endurece rapidamente e torna-se indistinguível da madeira natural, podendo adquirir a forma de qualquer elemento desejado por meio de rolos e formas especiais.

Sendo assim, nota-se que é possível um aproveitamento dos resíduos sólidos provenientes da indústria moveleira por meio da produção da polpa de madeira, a qual também fornece valor agregado ao material produzido.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Curso de Engenharia Química e ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aecoteka. Polpa de madeira. Disponível em: <https://lesoteka.com/izdeliya/pulpa-drevesnaya>. Acesso em 21 de fevereiro de 2022.

Agropós. Celulose: Descubra o que é e sua Utilização! Disponível em: < https://agropos.com.br/celulose/>. Acesso em 02 de março de 2022.

Campos, E. S. Curso básico de fabricação de celulose e papel (2011). Disponível em: < chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/viewer.html?pdfurl=https%3A%2F%2Fwww.eucalyptus.com.br%2Fartigos%2Foutros%2F2011_Curso_Fabricacao_Celulose_Papel.pdf&clen=7474285&chunk=true>.

Cappellini Due S.A.S. Capwood Wood Pulp (Compo). Disponível em: < http://www.cappellinidue.it/index_eng.php> . Acesso em 01 de março de 2022.

Croplife Brasil. O que é celulose? Da extração à produção de papel. Disponível em: < https://croplifebrasil.org/noticias/da-celulose-ao-papel-como-funciona-essa-cadeia-produtiva/>. Acesso em 01 de março de 2022.

Decorline. Polpa de madeira. Disponível em: <http://www.decorline.pro/drevesnaya_pasta_syre.html>. Acesso em 20 de fevereiro de 2022.

Numera Analytics. Visão geral da pasta de madeira. Disponível em: <https://numeraanalytics.com/overview-wood-pulp/>. Acesso em 01 de março de 2022.

Oliveira, D. G.; Ismail, I. A. L.; Silva, M. E. G.; Pinheiro, G. L. S. (2022). Aproveitamento de resíduos sólidos provenientes de indústrias moveleiras para produção de pasta de polpa de madeira. 5º Congresso Sul-americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade – ConResol.

38

GOVERNANÇA E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DA CIDADE DE SÃO GABRIEL DA CACHOEIRA – AM

Luam DA CONCEIÇÃO DA SILVA[1], Michelle MENDONÇA DE AGUIAR OLIVEIRA[2], Flávio WACHHOLZ[3]

[1] Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Manaus – AM, Brasil, ldcs.mgr21@uea.edu.br 1

[2] Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Manaus – AM, Brasil, mmdao.mgr21@uea.edu.br 2

3. Universidade do Estado do Amazonas – UEA, Manaus –AM, Brasil, fwalemao@gmail.com 3

RESUMO

O conhecimento da bacia hidrográfica é de suma importância para atender a legislação vigente do ordenamento do Uso da Terra. A remoção da cobertura vegetal impacta diretamente os recursos hídricos, uma vez que tal ação repercute na qualidade de vida da sociedade, a prática da retirada da cobertura vegetal, aliada a diversas atividades antrópicas, causam o desequilíbrio ambiental das bacias hidrográficas. O presente trabalho tem como objetivo verificar os conflitos/problemas oriundos do Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica, relacionados a gestão de corpos hídricos na cidade de São Gabriel da Cachoeira – AM. Para fazer o mapeamento da área de estudo foram necessários dados vetoriais dos setores censitários do IBGE e cartas topográficas do Banco de Dados Geográficos do Exército (BDGEx). Os dados apresentados são relacionados aos usos da terra e cobertura vegetal da bacia hidrográfica do território da cidade de São Gabriel da Cachoeira. Foi necessário aquisição de imagem satélite Planet, com imageamento de 22 de setembro de 2020, resolução espacial de 3 metros e resolução radiométrica de 12 bits. As classes quantificadas foram: Vegetação (89,70 km², 82,34% da área), Área Construída (6,71 km², 6,17% da área), Solo Exposto (1,09 km², 1% da área) e Lâmina d'água (11,42 km², 10,49% da área). Os resíduos sólidos e o esgoto produzido nas áreas construídas, problemas/conflitos indentificados neste estudo, ocasionam mudanças nas propriedades físicas e químicas da água dos corpos hídricos da cidade. O Plano Diretor de São Gabriel da Cachoeira (2006), instrumento de política pública de desenvolvimento territorial, em seu escopo legal, apresenta as diretrizes do Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB. Este, deveria ser elaborado 12 meses após aprovação do referido documento (2006), porém até o presente momento não foi elaborado, potencializando a poluição da rede hidrográfica da sede municipal.

Palavras-Chave: Sensoriamento Remoto, Processamento de Imagens, Uso da Terra, Poluição Hídrica, Gestão de Águas.

1. INTRODUÇÃO

Segundo Tundisi (2016), a governaça e a gestão das águas, é, consequentemente, de grande relevância no desenvolvimento territorial e econônico, tornando-se um componente estratégico essencial no que tange a gestão dos recursos hídricos. Conforme a economia das sociedades se desenvolve, maior a necessidade de uma gestão eficiente e participativa, de maneira a auxiliar no gerenciamento da escassez ou estresse hídrico, coordenar a demanda e ratear os usos múltiplos.

Diante deste cenário, a Política Nacional dos Recursos Hídricos, criada pela lei n° 9.433/97, conhecida como Lei das águas, tem como principais objetivos assegurar a disponibilidade hídrica as futuras gerações, em padrões de qualidade e quantidade adequados aos respectivos usos e utilização racional dos recursos hídricos com vistas ao desenvolvimento sustentável. De acordo com a referida lei, a bacia hidrográfica é a unidade territorial adotada para fins de planejamento da gestão hídrica (BRASIL, 1997).

A remoção da cobertura vegetal impacta diretamente os recursos hídricos, uma vez que tal ação repercute na qualidade de vida da sociedade, a prática da retirada da cobertura vegetal, aliada a diversas atividades antrópicas, causam o desequilíbrio ambiental das bacias hidrográficas. Não há dúvidas que água é essencial para manutenção da vida, mesmo com toda sua importância, o elemento é usado de maneira não sustentável (NASCIMENTO *et al*., 2005).

O conhecimento da bacia hidrográfica é de suma importância para atender a legislação vigente do ordenamento do Uso da Terra (ROSTAGNO,1999 apud PINTO *et al*., 2005), tal conhecimento é relevante no que se diz respeito ao estudo da qualidade da água, pois essa temática tem relação com processos hidrológicos, infiltração da água no terreno, escoamento superficial (LIMA, 1986 apud PINTO *et al*., 2005).

Em face do exposto, o mapeamento do Uso da Terra e Cobertura fornece a sociedade o conhecimento suficiente para a planejamento da utilização do espaço, além dos fatores que têm influência direta como o clima que interferem nas propriedades físicas do solo. Com estas informações em gabinete é possível quantificar classes e fazer projeções de problemas ambientais quanto ao seu uso (RODRIGUES *et al*., 2001).

Em consonância, segundo Moreira (2008), o Plano Diretor tem como objetivo principal ser instrumento de planejamento e gestão do território, também ter caráter norteador no tange a política de desenvolvimento e expansão urbana, consequentemente, conceber cidades com qualidade urbana para todos, levando em consideração variáveis como: habitação, saneamento básico, transporte urbano, uso e ocupação do solo urbano, visando, sobretudo, a preservação da qualidade ambiental das cidades.

O Plano Diretor do município de São Gabriel da Cachoeira (2006) é a Lei municipal número 209/2006, aprovada pela câmara dos vereadores em 21 de novembro de 2006, após processo participativos da sociedade civil e representantes do poder executivo e legislativo local, tem por objetivo organizar o crescimento e funcionamento do município, planejar o futuro, de acordo com as prioridades elencadas através da demanda evidenciadas pelos representantes sociais que participaram do processo de sua elaboração. O documento

obriga a Prefeitura Municipal a realizar investimentos públicos como: rede de esgoto, os postos de saúde, o transporte público, assim como estabelecer regras para usar e ocupar adequadamente os terrenos da cidade orientando o crescimento urbano.

No entanto, conforme Giatti (2007), mesmo cidade de São Gabriel da Cachoeira estando localizada as margens do imponente Rio Negro, é nítida a problemática relacionada ao abastecimento público de água que os munícipes enfrentam. Pecando em qualidade e quantidade, a Prefeitura municipal oferece aos habitantes água através de dois sistemas distintos: 1° "água preta" – captada diretamente do rio e distribuída a população sem tratamento, sendo cobrado uma taxa fixa de R$ 9,00 por ligação, não havendo controle de vazão, consequentemente, possibilitando desperdícios de água aduzida; 2° "água branca" – sistemas isolados de distribuição de água oriundas de poços localizados no perímetro urbano, armazenadas em caixas d'água e distribuídas através de torneiras públicas, sem ligações domiciliares.

Além dos problemas de abastecimento de água, a inexistência de coleta de esgoto produzido no meio urbano, muito menos o tratamento desses efluentes domésticos, a poluição dos corpos hídricos presentes na cidade é evidente. Os efluentes domésticos são lançados diretamente nos igarapés para consequente deságue no Rio Negro nas proximidades do Porto Queiroz Galvão, à montante do ponto de captação da "água preta" para abastecimento público (GIATTI, 2007).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo verificar os conflitos/problemas oriundos do Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica, relacionados a gestão de corpos hídricos no Município São Gabriel da Cachoeira – AM.

2. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

São Gabriel da Cachoeira é um dos 62 municípios do Estado do Amazonas. Localizado na porção noroeste do estado seu território está situado na fronteira com a Colômbia e Venezuela, o município também é conhecido como "Cabeça do Cachorro", uma vez que seu território apresenta semelhança com a cabeça desse animal (Latitude: 0° 7' 48'' Norte, Longitude: 67° 5' 20'' Oeste). A distância da capital Manaus para sede municipal é de 852 km em linha reta e de 1.061 km pelo Rio Negro. Segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), sua população em 2020 é de 46.303 habitantes, aproximadamente 50,3% residem na sede municipal.

3. METODOLOGIA

Para atingir os objetivos deste trabalho foram necessários necessário fazer aquisição de imagem de satélite Planet, com imageamento do dia 22 de novembro de 2020, sem a presença de nuvens, adquirida através do website da SCCON GEOSPATIAL. Com resolução espacial de 3 metros, possui 4 bandas espectrais (Azul, Vermelho, Verde e Infravermelho Próximo) e resolução radiométrica de 12 bits.

Para fazer a delimitação da área de estudo foram necessários fazer download de shapefiles dos setores censitários do IBGE e cartas topográficas do Banco de Dados Geográficos do

Exército (BDGEx). Por meio das cartas topográficas foi possível fazer extração da malha hídrica da sede municipal de São Gabriel da Cachoeira – AM, através do Software Qgis.

Sequencialmente foi criado um banco de dados no Software Qgis (versão 3.10.14), dentro desse banco de dados foi configurado um projeto para quantificar os dados de Uso da Terra e Cobertura Vegetal da área de estudo. Com base no Manual Técnico do Uso da Terra do IBGE (2013), foram definidas as classes de uso. Fazendo uso das bandas 1, 2, 3, e 4 foi realizada a composição cor verdadeira R (1) G (2) B (3) da imagem. Em seguida, por meio da ferramenta contraste, alterações se fizeram necessárias para melhor visualização das classes, esse processo se deu por meio do software Qgis 3.10.14.

Por fim, através do plugin dezetsaka, foram criadas as amostras da classe e o recolhimento de amostras de dados na imagem, associando as classes: Vegetação, Área Construída, Terra Exposta e por fim Lâmina d'água. O classificador que se mostrou o mais indicado para ser utilizado para o trabalho foi o MAXVER. A produção cartográfica, assim como a geração de mapas se deu através da utilização do software Qgis 3.10.14, através do Compositor de Impressão.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados apresentados são relacionados aos usos da terra e cobertura vegetal da bacia hidrográfica do território da cidade de São Gabriel da Cachoeira pelas classes Vegetação, Área Construída, Solo Exposto e Lâmina d'água. Os dados quantitativos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Dados quantitativos das classes de uso da terra.

Classe de Uso	Área Km²	%
Vegetação	89,70	82,34
Área Construída	6,71	6,17
Solo Exposto	1,09	1
Lâmina d'água	11,42	10,49
Total	108,92	100

5. PRINCIPAIS FONTES POLUIDORAS PONTUAIS E DIFUSAS

Através do trabalho de campo foram observadas e identificadas as principais fontes poluidoras que contribuem para a degradação ambiental do ambiente aquático em questão. Segundo Porto (1995 apud TOMAZ, 2006) fonte de poluição difusa são pequenos resíduos sólidos oriundos de diversas atividades humanas e animais como: queima de combustíveis fósseis, detritos de borracha do desgaste de pneus, fezes e urina de animais domésticos, ou seja, todo tipo de material que é levado pelo escoamento superficial. Já as pontuais, são caracterizadas pelo direcionamento dos efluentes domésticos e esgoto sanitário aos cursos d'água sem qualquer tratamento.

Identificado como fonte de poluição pontual posto de lavagem de veículos localizado no km 1 da BR-307, dentro do perímetro urbano. Os efluentes, resultado da lavagem dos veículos automotores não recebem qualquer tipo de tratamento, são canalizados e direcionados aos corpos hídricos.

6. POLÍTICAS PÚBLICAS DA ESFERA MUNICIPAL RELACIONADAS A GESTÃO HÍDRICA E TERRITORIAL

O Plano Diretor de São Gabriel da Cachoeira (2006), segundo consta em seu artigo 2° é um instrumento básico de política pública de desenvolvimento territorial do Município. Em seu artigo 4° consta o objetivo geral do documento que é instituir a política de desenvolvimento territorial abrangendo os seguintes temas setoriais: I – habitação; II - saneamento ambiental; III - mobilidade; IV - desenvolvimentos urbanos, rurais e regulação fundiária; V - meio ambiente; e VI – economia.

No capítulo II, artigo 7° do documento é abordada a questão do Plano Municipal de Saneamento Básico, sua elaboração deve ser participativa envolvendo representantes da sociedade civil. Uma das diretrizes observadas em sua elaboração é a integração entre os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana, limpeza urbana e recuperação de igarapés. Segundo consta no Plano Diretor de São Gabriel da Cachoeira (2006), o Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB deveria ser elaborado 12 meses após aprovação do referido documento (2006), porém até o presente momento não foi elaborado.

No dia 24 de março de 2021, o governador do estado do Amazonas, Wilson Lima, assinou um Termo de Cooperação Técnica que formaliza uma parceria entre a Companhia de Saneamento do Amazonas – COSAMA e a Prefeitura Municipal de São Gabriel da Cachoeira com objetivo de analisar o sistema de abastecimento de água do município. Após a análise a COSAMA irá assumir o serviço de abastecimento.

“Essa ação viabiliza o projeto de melhoria da rede de abastecimento de água pra que a COSAMA, futuramente, assume o serviço de abastecimento. Vamos garantir água de qualidade, potável, nas torneiras de quem vive em São Gabriel da Cachoeira. Assim, vamos promover saúde pública para o município”, disse o governador. O novo sistema de abastecimento de água de São Gabriel da Cachoeira contará com um investimento anual de R$ 6.915.897,57 e deverá beneficiar 9.646,46 unidades consumidoras no perímetro urbano. A parceria gerará ainda uma economia de R$ 960.000,00 ao município (GOVERNO DO ESTADO DO AMAZONAS, 2021).

7. CONCLUSÕES

Os resíduos sólidos e o esgoto produzido nas áreas construídas direcionados aos igarapés causam mudanças nas propriedades físicas e químicas da água. Tal problemática apresenta intima relação com o uso da Terra na bacia hidrográfica do território da cidade de São Gabriel da Cachoeira, objeto de estudo deste trabalho. A falta de sanemento

básico e ausência de tramento do esgoto contribuem negativamente para com os corpos hídricos do perímetro urbano. Diante destes fatos, faz-se necessário que o saneamento básico seja estendido a todos os bairros da cidade de São Gabriel da Cachoeira, e que de fato os efluentes sejam tratados em sua totalidade antes de serem despejados na rede de drenagem. E, ainda os fragmentos florestais, principalmente nas margens de cursos d'água, devem ser preservados sem ocupação antrópica.

8. AGRADECIMENTOS

À Universidade do Estado do Amazonas – UEA por oportunizar aos discentes crescimeto acadêmico, profissional e pessoal. À Agência Nacional de Águas e Saneamento – ANA, por meio do projeto CAPES/ANA AUXPE n° 2717/2015, que financia o programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Profágua, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, código de financiamento 001, por disseminar e solidificar a pós-graduação stricto sensu em todos os Estados do país, a Fundação de Âmparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, por conceder bolsas de estudos para produção de minha pesquisa.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

TOMAZ, P. *Poluição Difusa***.** 1 ed. São Paulo: Navegar, 2006.

10. REFERÊNCIAS INTERNET

TUNDISI, J. G. Governança da água. *Revista da Universidade Federal de Minas Gerais*, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 222–235, 2016. DOI: 10.35699/2316-770X.2013.2698. Disponível em: https://periodicos.ufmg.br/index.php/revistadaufmg/article/view/2698. Acesso em: 18 dez. 2021.

BRASIL. Lei Federal 9.433 de 8 de janeiro de 1997. *Política Nacional dos Recursos Hídricos*. 1997. Disponível em: http:// www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm. Acesso em: 16 dez. 2021.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. Á. S.; SILVA, E. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio alegre, espírito santo. *Ciência Florestal***,** Santa Maria, v. 15, n. 2, p.207-220, jan. 2005. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1838/1227>. Acesso em: 21 out. 2021.

PINTO, L. V. A.; FERREIRA, E.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Caracterização física da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e Uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente. *Revista Cerne***.** v. 11, n. 1, p. 49-60, 2005. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74411106>. Acesso em: 21 de out. de 2021.

RODRIGUES, J. B. T.; ZIMBACK, C. R. L., PIROLI, E. L. Utilização de Sistema de Informação Geográfica na Avaliação do Uso da Terra em Botucatu (SP). *Revista Brasileira de Ciências do Solo***.** São Paulo, v. 25, n. 2, p.675-681, ago. 2001. Disponível em: < encurtador.com.br/rDTU7 >. Acesso em: 21 out. 2021.

MOREIRA, HELION F. O plano diretor e as funções sociais da cidade. Rio de Janeiro: CPRM. Serviço Geológico do Brasil, 2008. Disponível em: https://goo.gl/1GsGAE. Acesso: 21 outubro de 2021.

SÃO GABRIEL DA CACHOEIRA (Cidade). Relatório do *Plano Diretor* da Cidade de São Gabriel da Cachoeira. São Gabriel da Cachoeira: 2006. Disponível em: <encurtador.com.br/dowO4>. Acesso em: 21 out. 2021.

40

DEMANDA DE ÁGUA EM UNIDADE DE ENSINO SUPERIOR: AVALIAÇÃO PARA INSTALAÇÃO DE SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA E INFLUÊNCIA DA SUSPENSÃO DE ATIVIDADES DEVIDO À CRISE SANITÁRIA

Samara Luiza Alves GERALDO[1], Luana MATTOS DE OLIVERIA CRUZ[2]

[1] *samara_alvesg@outlook.com*

[2] *Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade de Campinas, Rua Saturnino de Brito 224 Cidade Universitária Zeferino Vaz Campinas - São Paulo CEP: 13083-889 Caixa Postal: 6143, luanamoc@unicamp.br*

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo averiguar a viabilidade da implantação de um sistema de captação de água pluvial na unidade de salas de aulas da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), tendo como base a demanda local, o regime pluviométrico ao longo de 3 anos (2017-2020) e simulação do potencial econômico de água potável com o uso de água pluvial para fins não potáveis no software Netuno. Além disso, verificar a mudança de demanda de água mediante a paralização das atividades presenciaias em decorrência da pandemia de COVID-19, durante um ano. Com isso, para o período de 3 anos obteve-se um Índice de Consumo de 8,30 L/aluno/dia com comparação a índices de demais instituições de ensino pelo mundo, ao passo que, a simulação em software apresentou 76,6% de atendimento completo da demanda. Quanto ao período pandêmico, o sistema apresentou Índice de Redução de 46% com Índice de Consumo de 3,82 L/aluno/dia.

Palavras-Chave: Covid-19; ODS; água pluvial; captação.

1. INTRODUÇÃO

Sistemas com propósito de desenvolvimento sustentável têm sido mais procurados, visto que se alinham aos ODS, sendo uma das alternativas para esse uso, o aproveitamento de águas de chuvas. Concomitantemente, mediante as novas medidas de convivência em decorrência da circulação do SARS-CoV-2 que provoca uma severa síndrome respiratória chamada de COVID-19, nossas demandas por água serão significantemente acrescidas no futuro.

Dessa forma, é importante implementar mudanças nos setores de planejamento e gestão da água tendo em vista os padrões de crescimento populacional e padrões de qualidade. Por tanto, a presente pesquisa teve como objetivo averiguar a viabilidade da implantação de um sistema de aproveitamento de água pluvial em uma das unidades prediais da

UNICAMP, tendo como base a demanda local e o regime pluviométrico ao longo de 3 anos bem como a simulação do potencial econômico de água potável com o uso de água pluvial para fins não potáveis em software. Além disso, verificou-se a mudança de demanda de água mediante a paralização das atividades em decorrência da pandemia de COVID-19, durante um ano.

2. ENQUADRAMENTO

A pesquisa foi desenvolvida na Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP, situada no campus de Campinas/SP (-22.816604133740416, -47.06205884680652). Foram levantados e analisados dados quantitativos da demanda de água do edifício de salas de aula de maio de 2017 a fevereiro de 2019 e de setembro de 2019 a março de 2021, e da precipitação pluviométrica da área para a série histórica de 1969 a março de 2021, de modo a verificar a viabilidade de instalação de um sistema de aproveitamento de água de chuva. Esta verificação foi realizada, também, via software (Netuno 4). Além disso, como durante o período de estudo, houve a suspensão das atividades presenciais (desde o dia treze de março de dois mil e vinte) devido à crise sanitária causada pela COVID-19, também foi possível avaliar o impacto da pandemia no consumo de água da unidade de ensino.

2.1 Estudo sobre instalação do sistema de aproveitamento de água de chuva

A análise da demanda bem como a oferta de água pluvial foi baseada e é continuidade de estudos prévios (Assis da Silva & Mattos de Oliveira Cruz, 2021). A demanda foi obtida por meio da leitura periódica do hidrômetro da instituição, localizado na Rua Saturnino de Brito, 224 - Cidade Universitária, Campinas – SP. As leituras inicialmente se deram no período de 15 dias e após entendimento do regime de consumo, o período de leitura foi estendido para 30 dias.

Os dados de precipitação da série histórica de 1989 a março de 2021 foram fornecidos pela instituição CEPAGRI/UNICAMP (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura), que possui grande proximidade geográfica do local de estudo (-22.816604133740416, -47.06205884680652).

Além disso, adotando-se a metodologia (Oliveira, 1999) e (Nunes *et al*., 2019), calculou-se o Índice de Consumo da instituição, considerando-se número padrão de dias úteis de 22 e o número de agentes como somente a quantidade de estudantes, visto padrão adotado por referências bibliográficas. O número considerado de estudantes é de 1.217 alunos e engloba alunos de graduação dos cursos de Engenharia Civil (diurno) e de Arquitetura e Urbanismo (noturno), além de alunos de pós-graduação (mestrado, doutorado) e de cursos de especialização. Ademais, ressalta-se a presença de cursos diurnos e noturnos, o que varia ainda mais o consumo da instituição.

Assim, o Índice de Consumo (IC) é dado pela Eq. 1.

$$IC=((CM\times1000)) / ((NA\times DM)) \ [L/(aluno/(dia))] \quad \text{[Eq. 1]}$$

Sendo CM o consumo médio mensal (m³), NA é o número de agentes (aluno) e DM a quantidade de dias úteis por mês (dias). Por fim, com base nos métodos descritos forneceu-se modelos gráficos comparativos tendo em vista os períodos de atividades regulares e o período de atividades suspensas com intuito de averiguação científica.

2.2 Simulação em Software

O programa Netuno 4 foi adotado para simulação uma vez que tem por finalidade, estimar o potencial econômico de um sistema de uso de água pluvial para fins não potáveis tais como vasos sanitários, limpeza de pisos, rega de jardins, lavagem de carros etc.

Dessa forma, utilizou-se os registos de consumo dado pela leitura de hidrômetro, as precipitações disponibilizadas pelo CEPAGRI, bem como a área de capitação dos telhados, o número de usuários e coeficiente de escoamento já mencionados e por fim, o potencial de demanda avaliado em 22% assim como apresentado em literatura para o uso de vaso sanitário (Hafner, A. V., 2007).

2.3 Impactos da Pandemia na demanda de água

Com o intuito de aprimorar a pesquisa, averiguou-se o consumo registado para os meses com atividades suspensas o que possibilitou estimar o Índice de Redução do Sistema dado pela Eq. 2.

$$IRS = \frac{CPAND}{MC} \times 100 \ [\%] \quad \text{[Eq. 2]}$$

Na qual MC é a média de consumo entre os anos (m³) e CPAND é a média de consumo para os meses com atividades suspensas/reduzidas por conta da pandemia (m³).

3. RESULTADOS

O histórico de consumo do local de ensino desde maio de 2017 a fevereiro de 2021 é apresentado na Fig. 2. Para tanto, ressalta-se que para os meses de março de 2019 a agosto de 2019 foram realizadas médias para registo do consumo, em virtude da suspensão do estudo.

Com isso, observa-se o decréscimo da média de consumo. Ainda na tentativa de compreender o regime de consumo da edificação, procurou-se estabelecer IC da instituição conforme Eq. 1. Dessa forma obteve-se o resultado exposto na Tabela 1.

Utilizando o consumo registado por leitura do hidrômetro como explicado anteriormente, para o período de análise da presente pesquisa bem como, as precipitações disponibilizadas pelo CEPAGRI, realizou-se simulação no software Netuno 4. Adotando-se reservatório

inferior de 22.000 litros, para o período analisado ocorre-se atendimento completo da demanda considerada em 76,60% do tempo, ao passo que o atendimento parcial ocorre em 1,77% e não atende à demanda em 21,63%.

Dessa forma, observando-se a Fig. 2 destaca-se a redução do consumo tendo em vista a redução das atividades, ou ainda, suspensão. Assim, por meio da Eq. 2 determinou-se a média de consumo para o período já anteriormente analisado (222,29 m³), bem como a média para o período de março de 2020 a março de 2021 (103,20 m³), correspondente ao novo regime de atividades em decorrência da pandemia. O IRS foi de 46%.

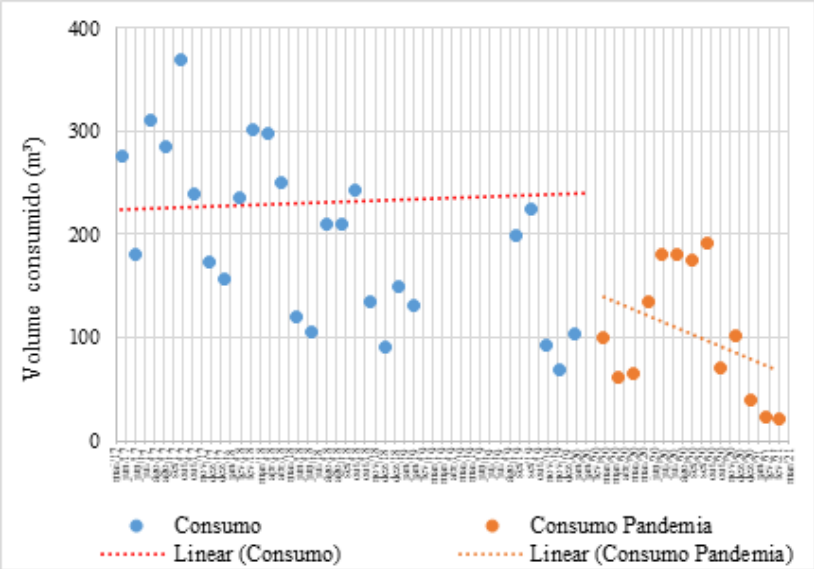


Fig. 2: Gráfico para histórico de consumo da instituição.

Tabela 1. Índice de consumo da instituição.

Média mensal (m³)	222,29
População Alunos	1217
Dias Uteis	22
IC (L/aluno/dia)	8,30

4. CONCLUSÕES

Dessa forma, mediante dados apresentados anteriormente percebe-se que a implementação de um sistema de aproveitamento de água pluvial possui possibilidade de sucesso uma vez que, ocorre atendimento completo da demanda considerada em 76,60% do tempo. Todavia, ressalta-se a importância de estudos futuros verificarem a porcentagem que o uso de água para descarga em vasos sanitários represente em relação ao gasto total.

Quanto a influência da pandemia na demanda de água da Instituição observa-se que a hipótese de redução foi confirmada, dado metodologia e discussão apresentada

anteriormente. Isso se deve aos 76,60% de atendimento completo, como já citado anteriormente, assim como, o Índice de Consumo para os três anos avaliados em 8,30 (L/aluno/dia) estando em conformidade com demais instituições de ensino e por fim, o Índice de Redução do Sistema em 46% para o período pandêmico.

Por fim, é possível estender o estudo para expansão da área de coleta através de novas tecnologias ou aumento do setor coletor de água pluvial. Além disso, é possível mudar o foco de uso do recurso em virtude da qualidade da água coletada.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Pibic/CNPq, a UNICAMP e CEPAGRI pelo apoio na pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Assis da Silva, I., & Mattos de Oliveira Cruz, L. (2021). Estudo sobre a viabilidade quantitativa do aproveitamento de água de chuva em campus universitário. Revista DAE, 69(233), 119-129. https://doi.org/10.36659/dae.2021.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos. Rio de Janeiro, 2007.

Bich-Ngoc, N., & Teller, J. (2020). Potential Effects of the COVID-19 Pandemic through Changes in Outbound Tourism on Water Demand: The Case of Liège (Belgium). Water, 12(10), 2820. MDPI AG. Retrieved from http://dx.doi.org/10.3390/w12102820

CEPAGRI. Banco de Dados hidrológicos.

CUNHA, K. F. (2013). Caracterização e Monitoramento do Consumo de Água em Habitações de Interesse Social. 2013. 93 f. Monografia (Especialização) – Curso de Bacharel em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

Tucci, C., Goldenfum, J., & Araujo, P. (2000). Avaliação Da Eficiência Dos Pavimentos Permeáveis Na Redução De Escoamento Superficial. Revista Brasileira De Recursos Hídricos, 5(3), 21-29. https://doi.org/10.21168/rbrh.v5n3.p21-29Dias D M, Martinez C B & Libanio M Avaliação do impacto da variação da renda no consumo domiciliar de água. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 15, n. 2, p. 155-166, Junho 2010.

Dias, D., Martinez, C., & Libânio, M. (2010). Avaliação do impacto da variação da renda no consumo domiciliar de água. Engenharia Sanitaria E Ambiental, 15(2), 155-166. https://doi.org/10.1590/s1413-41522010000200008

Dornelles, F., Goldenfum, J., & Tassi, R. (2012). Metodologia para Ajuste do Fator de Esgoto/Água para Aproveitamento de Água de Chuva. Revista Brasileira De Recursos Hídricos, 17(1), 111-121. https://doi.org/10.21168/rbrh.v17n1.p111-121

Freitas, F. G. & Magnabosco, A. L. (2017). Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Brasil. EX Ante Consultoria Econômica, [S. l.], p. 74.

Ghisi, E. & Cordova, M. M. (2014) Netuno 4. Programa computacional. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Civil. Disponível em: http://www.labeee.ufsc.br/

Hafner, A. V. (2007) Conservação e Reúso de Água em Edificações - Experiências Nacionais e Internacionais. 2007. 161p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

Guidelines for Water Reuse | US EPA. US EPA. (2022). Retrieved 29 May 2022, from https://www.epa.gov/waterreuse/guidelines-water-reuse.

Marinoski, A., & Ghisi, E. (2018). Avaliação de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de água pluvial em habitação de baixo padrão: estudo de caso em Florianópolis, SC. Ambiente Construído, 18(1), 423-443. https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000100230

Oliveira, L. H. (1999). Metodologia para a implantação de programa de uso racional da água em edifícios. Tese de Doutorado, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Doi:10.11606/T.3.2018.tde-16042018-084622. Recuperado em 2022-05-29, de www.teses.usp.br

Oliveira, F. R. G., Salla, M. R., Melo, N. A. &Cunha, N. C. (2013) Relações entre indicadores de consumo de água, de desenvolvimento da educação e sociais no ambiente escolar. In: Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, Bento Gonçalves. Água: Desenvolvimento Econômico e Socioambiental.

Anuário Estatístico | Universidade Estadual De Campinas. (2019). Disponível em: https://www.aeplan.unicamp.br/anuario/2019/anuario2019.pdf. Acesso em: 10 jan. 2020.

Seinfeld, J., Pandis, S., & Noone, K. (1998). Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. Physics Today, 51(10), 88-90. https://doi.org/10.1063/1.882420

Diagnóstico dos Serviços de Águas Pluviais | SNIS. (2018). Brasília: Ministério das Cidades/SNSA/PMSS. Disponível em <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2018/Diagnostico_AP2018.pdf> Acesso em 15 jan. 2020.

Nunes, L., Soares, A., Soares, W., & da Silva, S. (2019). Water consumption in public schools: a case study. Journal Of Water, Sanitation And Hygiene For Development, 9(1), 119-128. https://doi.org/10.2166/washdev.2019.074

Sivakumar, B. (2020). COVID-19 and water. Stochastic Environmental Research And Risk Assessment, 35(3), 531-534. https://doi.org/10.1007/s00477-020-01837-6

The Guide to Hydrological Practices | WMO (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION). (2009). 6ª ediçãodo, Vol 1, cap 10, PG 18.

Wong, J., Zhang, Q., & Chen, Y. (2010). Statistical modeling of daily urban water consumption in Hong Kong: Trend, changing patterns, and forecast. Water Resources Research, 46(3). https://doi.org/10.1029/2009wr008147

Zhao, Z., & Xu, H. (2012). Study on the Supplying System of Cooling Water of Air Conditioner based on the Urban Street Rainwater. Energy Procedia, 16, 8-13. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.01.003

PARTIDA E OPERAÇÃO DE UM SISTEMA E REATOR PILOTO DE DESAMONIFICAÇÃO TRATANDO DIGESTATOS DA SUINOCULTURA

Bruno VENTURIN[1], Camila Ester HOLLAS[1], Alice Chiapetti BOLSAN[2], Heloisa Campeão RODRIGUES[2], Fabiane Goldschmidt ANTES[3], Helen TREICHEL[4], Airton KUNZ[1,3,4]

[1] *UNIOESTE, Cascavel – PR – Brasil, brunoventurin583@gmail.com - camila.hollas@gmail.com*

[2] *UTFPR, Dois Vizinhos – PR – Brasil, alice1bolsan@gmail.com - heloisarodrigues@alunos.utfpr.edu.br*

[3] *EMBRAPA – Suínos e Aves, Concórdia – SC – Brasil, fabiane.antes@embrapa.br - airton.kunz@embrapa.br*

[4] *UFFS – Erechim – RS – Brasil, helen.treichel@uffs.edu.br*

RESUMO

A digestão anaeróbia é uma tecnologia comumente empregada para gerenciamento do grande volume de resíduos gerados pela suinocultura, via estabilização da matéria orgânica presente em dejetos suínos, apresentando vantagens devido ao baixo consumo energético geração de biogás e biofertilizante (digestato). O digestato, rico em nutrientes, pode ser utilizado diretamente no solo ou após determinados tratamentos. Por outro lado, a aplicação desordenada do digestato advindo de biodigestores em áreas em que o balanço de nutrientes não é respeitado pode levar ao acúmulo de nutrientes no solo ou ser lixiviado para corpos d´água. A desamonificação, técnica que combina os processos de nitritação parcial (NP) e anammox (A) destaca-se entre os processos biológicos para remoção autotrófica de nitrogênio. Seguindo este preceito foi desenvolvido um reator com processo NP/A ocorrendo em única fase. Assim sendo, o presente estudo tem o propósito de apresentar o reator NITRAMMOX® em escala piloto tratando digestatos da suinocultura e seu sistema de preparo de efluente acoplado. O reator foi inoculado com uma concentração de biomassa anammox de 100 mL L^{-1}. As eficiências de remoção de amônia foram em média de 50%, quando os coeficientes estequiométricos calculados estiveram próximos aos citados na literatura, ou seja, após 115 dias.

Palavras-Chave: Tratamento de digestato suíno; remoção de nitrogênio; anammox; nitritação parcial.

1. INTRODUÇÃO

A digestão anaeróbia é um processo biológico que tem potencial para converter carbono orgânico biodegradável em biogás e este em energia elétrica, térmica ou outra (Hollas *et al.*, 2021). Porém, neste caso, o efluente gerado, chamado de digestato, ainda é rico em nitrogênio (N) e somente pode ser descartado no solo até a capacidade limite de absorção

deste nutriente. Em muitos casos o produtor não tem área suficiente para a aplicação do digestato suinícola no solo devido à sobrecarga de nutrientes, ou seja, o solo já se encontra saturado (do Amaral *et al*., 2016).

Neste cenário, uma das possibilidades que vêm sendo estudadas como tecnologia alternativa para remoção de nitrogênio e redução do potencial poluidor de digestatos é o processo de desamonificação (Chini *et al*., 2019). As principais vantagens da desamonificação quando comparada as demais rotas biológicas de remoção de nutrientes são a redução do consumo de energia e alta carga de N removida (Gu *et al*., 2019; Strous *et al*., 1998).

Apesar das vantagens apresentadas por tal processo, a baixa taxa de crescimento das bactérias anammox e sua fácil inibição via amônia livre e ácido nitroso, dificultam a implementação do sistema em larga escala. Neste sentido, recentemente desenvolveu-se e validou-se um protótipo de reator de desamonificação denominado NITRAMMOX®. Este reator foi concebido para operação em única fase baseando-se nos conceitos de reator airlift. Para que seja possível o favorecimento de ambos os grupos microbianos em um reator que opera com injeção de ar contínua. A alimentação de digestato no reator ocorre de maneira ascendente e através da contínua aspersão de bolhas de ar o líquido é movido da base para o topo do reator e retorna de cima para baixo por uma região distinta a de subida.

Diante disto, o objetivo do presente trabalho foi a avaliação do processo de remoção de nitrogênio amoniacal de digestatos suinícolas de biodigestores do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) em um reator NITRAMMOX® piloto, buscando-se comprovar a eficiência e estabilidade do processo em relação a ampliação de escala e partida com reduzida quantidade de biomassa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O reator piloto foi construído com um volume útil de 143,5 litros, (Figura 1.a) para operar em fase única, com alimentação, recirculação e homogeneização pneumática (via injeção de ar) contínua. O sistema experimental foi instado na unidade experimental da Embrapa Suínos e Aves (Concórdia, SC-Brasil) e pode ser visto na Figura 1.b).

O reator NITRAMMOX® é mantido em temperatura de aproximadamente 35 ºC, utilizando a vazão de recirculação que passa por um banho termostático. A aeração contínua é provida por um compressor de ar acoplado a um rotâmetro (Gilmont, GF-9260) com difusão via pedra porosa submersa. A vazão de ar alterna entre 200 e 3000 mL min^{-1} em função da oxidação de amônio (NH_4+). Sendo que o ajuste de vazão de ar é feito de forma automática por um sistema autônomo, que toma decisão em função do pH, que é medido em tempo real. Baseando-se em estudos prévios, o reator foi mantido com tempo de retenção hidráulico (TRH) fixo em 6 horas, alimentação e recirculação de efluente controladas a uma vazão de 574 e 1148 L d^{-1}, respectivamente.



Fig. 1. a) Desenho do reator piloto. b) Imagem do aparato experimental em operação.

O reator foi inoculado com biomassa nitrificante (1 L) e anammox (15 L) previamente aclimatadas em biorreatores com efluente sintético (Concórdia, Santa Catarina, Brasil – BRMSA 00323) (VIANCELLI *et al*., 2011). Para alimentação do reator NITRAMMOX® utiliza-se como substrato digestatos de origem suinícola proveniente de reator UASB com concentrações médias de amônia ($N\text{-}NH_3$) e carbono orgânico total (COT) de 1500 mg L^{-1} e 300 mg L^{-1}, respectivamente. Este digestato foi diluído a uma concentração de aproximadamente 100 mg L^{-1} $N\text{-}NH_3$ de forma contínua.

Nitrogênio amoniacal total (expresso como $N\text{-}NH_3$), nitrito ($N\text{-}NO_2$-) e nitrato ($N\text{-}NO_3$-) foram determinados via método colorimétrico em sistema de análise por injeção em fluxo (modelo 2500, Fialab Instruments, Seattle, USA (APHA/AWWA/WEF 2012). A determinação de alcalinidade, expressa em mg $CaCO_3$ L^{-1}, foi determinada via titulação automática (modelo 848 Titrino plus, Metrohm, Herisau, Switzerland). Os coeficientes estequiométricos foram calculados de acordo com Bonassa *et al*. (2022), baseando-se nas concentrações das espécies nitrogenadas e alcalinidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O reator de desamonificação está sendo mantido em operação durante aproximadamente 145 dias sem interrupção. Com uma carga média de 0,44 ± 0,15 kgN m^{-3}_{reator} d^{-1} (aproximadamente 100 ± 36 mg L^{-1} de $N\text{-}NH_3$). O desempenho do reator durante a partida e condução do processo de desamonificação é mostrado na Figura 2.

Os coeficientes estequiométricos das espécies químicas envolvidas no processo de desamonificação no reator NITRAMMOX® foram calculados para certificar-se da similaridade com os coeficientes teóricos citados na literatura. Tais valores estão mostrados na Figura 3.

A partir do dia 115 de operação pode-se observar que o processo estava estabelecido e os coeficientes estequiométricos estavam coerentes aos citados na literatura (Chini *et al*., 2019). Até aproximadamente o dia 60, o sistema passou por uma série de problemas

hidráulicos, os quais acarretaram grande instabilidade na remoção de nitrogênio (baixa eficiência) e um enorme desvio dos coeficientes estequiométricos. Além, é claro, do processo de aclimatação dos microrganismos que agora devem conviver em consórcio (nitrificantes e anammox). Tal instabilidade observada é bastante comum após as mudanças de carga e partida de reatores, devido à baixa taxa de duplicação das bactérias anammox (Yang *et al*., 2019; Chini *et al*., 2019). Os autores acreditam que quantidades maiores de biomassa inoculadas na partida dos reatores, também possam diminuir o tempo de partida, neste trabalho utilizou-se apenas 11% do volume do reator.

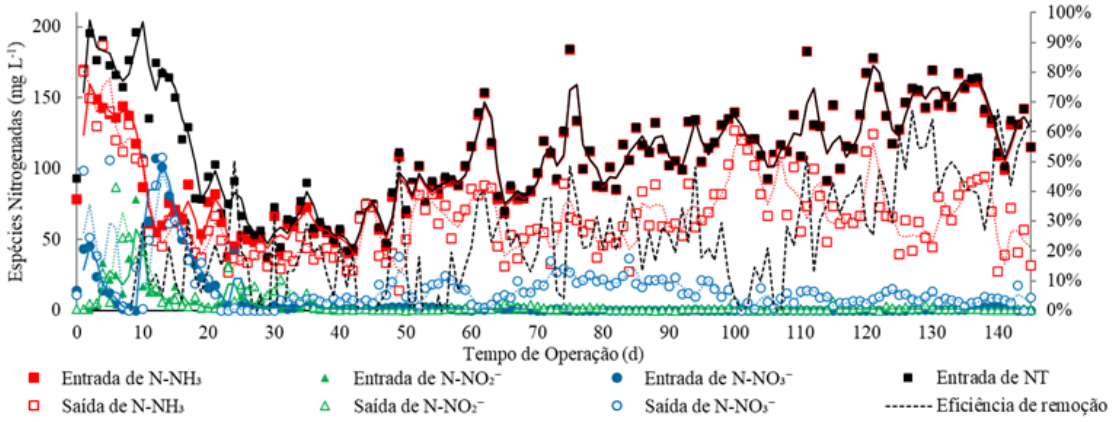


Fig. 2. Acompanhamento das concentrações das espécies de nitrogênio no reator NITRAMMOX® e da eficiência de remoção de nitrogênio total.

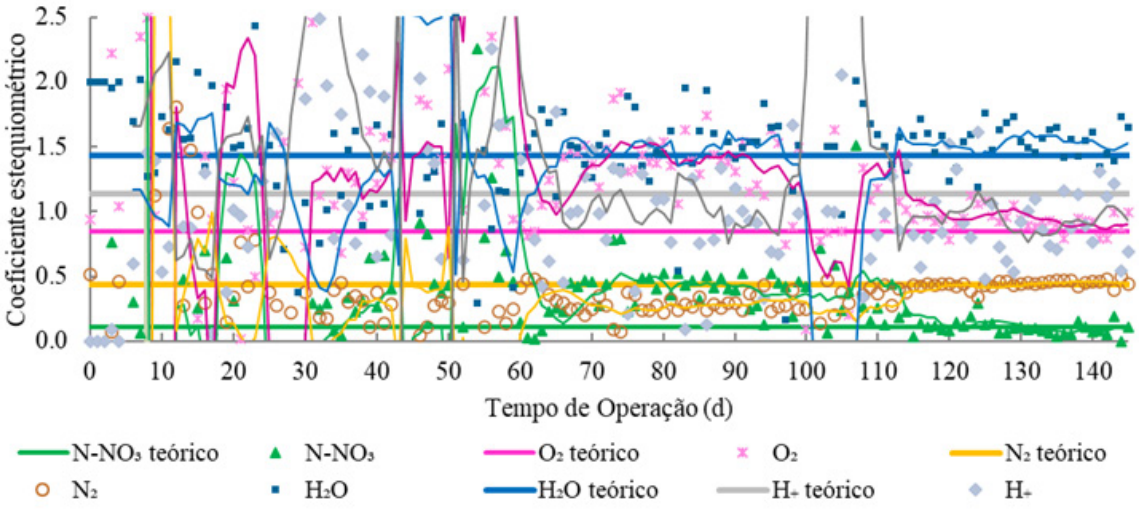


Fig. 3. Coeficientes estequiométricos teóricos comparados aos coeficientes calculados.

No estudo de Iannacone *et al*. (2019) o processo de nitrificação/desnitrificação operou com cargas de nitrogênio de 0,03 a 0,06 kgN m^{-3}_{reator} d^{-1}. Em trabalhos usando processo de nitrificação/desnitrificação, a máxima carga de nitrogênio aplicada ao processo em que foi possível obter eficiência de remoção satisfatória foi de 0,35 ± 0,06 kgN m-3reator d^{-1},

para um reator em escala de bancada (Hollas *et al*., 2019). A carga alimentada no reator NITRAMMOX® também foi bastante superior ao processo em biorreator do tipo EGSB (0,01 kgN m^{-3}_{reator} d^{-1}) (Xiang & Gao 2019) e a biorreatores com membrana (Yang *et al*., 2019), evidenciando-se as vantagens da aplicação do mesmo em processos de remoção de N. Chini *et al*. (2019) utilizando digestatos de origem suinícola em reatores do tipo EGSB obteve eficiências de remoção de nitrogênio superiores a 70% operando com cargas de aproximadamente 1,2 kgN m^{-3}_{reator} d^{-1}.

4. CONCLUSÕES

O reator NITRAMMOX® comprovou ser uma tecnologia promissora para a remoção de compostos nitrogenados de digestatos suinícolas, com características bastante estáveis e robustas para trabalhar com cargas de nitrogênio amoniacal superiores aos processos biológicos convencionais e aos demais tipos de biorreatores descritos na literatura. As eficiências de remoção de amônia foram em média de 50%, quando os coeficientes estequiométricos calculados estavam próximos aos citados na literatura, ou seja, após dia 115. O que pode ser considerado o período de partida do reator.

AGRADECIMENTOS

CAPES, CNPq e Kemia - Tratamento de Efluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA/AWWA/WEF (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods, 541

Bonassa G, Bolsan AC, Venturin B, De Prá MC, Antes FG, Hollas CE, Johann, G, Coldebella A, Kunz A (2021) A new kinetic model to predict substrate inhibition and better efficiency in an airlift reactor on deammonification process. Bioresource Technology. 2021, 319, 124158

Bonassa G, Venturin B, Bolsan, AC, Hollas CE, Candido D, Rodrigues HC, Cantão ME, Ibelli AMG, de Prá MC, Antes FG, Kunz A (2022) Performance and microbial features of Anammox in a single-phase reactor under progressive nitrogen loading rates for wastewater treatment plants. Journal of Environmental Chemical Engineering 2022, 10, 107028

do Amaral, AC, Kunz A, Steinmetz RLR, Scussiato LA, Tápparo DC, Gaspareto TC (2016) Influence of solid–liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. Journal of Environmental Management. 2016, 168, 229–235

Chini A, Bolsan AC, Hollas CE, Antes FG, Fongaro G, Treichel H, Kunz A (2019) Evaluation of deammonification reactor performance and microrganisms community during treatment of digestate from swine sludge CSTR biodigester. Journal of Environmental Management. 2019, 246, 19–26,

Gu J, Zhang M, Wang S, Liu Y (2019) Integrated upflow anaerobic fixed-bed and single-stage step-feed process for mainstream deammonification: A step further towards sustainable municipal wastewater reclamation. Science of The Total Environment. 2019, 678, 559–564

Hollas CE, Bolsan AC, Chini A, Venturin B, Bonassa G, Cândido D, Antes FG, Steinmetz RLR,

Prado NV, Kunz A (2021) Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle assessment approach. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2021, 150, 111472

Hollas CE, Chini A, Antes FG, do Prado NV, Bortoli M, Kunz A (2019) Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. International Journal of Environmental Science and Technology. 2019

Iannacone F, Di Capua F, Granata F, Gargano R, Pirozzi F, Esposito G (2019) Effect of carbon-to-nitrogen ratio on simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal in a microaerobic moving bed biofilm reactor. Journal of Environmental Management. 2019, 250, 109518

Strous M, Heijnen JJ, Kuenen JG, Jetten MSM (1998) The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. Applied Microbiology and Biotechnology. 1998, 50, 589–596

Viancelli A, Kunz A, Esteves PA, Bauermann FV, Furukawa K, Fujii T, Antônio RV, Vanotti M (2011) Bacterial biodiversity from an anaerobic up flow bioreactor with ANAMMOX activity inoculated with swine sludge. Brazilian Archives of Biology and Technology. 2011, 54, 1035–1041

Xiang T, Gao D (2019) Comparing two hydrazine addition strategies to stabilize mainstream deammonification: Performance and microbial community analysis. Bioresource Technology. 2019, 289, 121710

Yang Y, Li Y, Gu Z, Lu F, Xia S, Hermanowicz S (2019) Quick start-up and stable operation of a one-stage deammonification reactor with a low quantity of AOB and ANAMMOX biomass. Science of The Total Environment. 2019, 654, 933–941

48

AVALIAÇÃO DE INVESTIMENTOS DE SISTEMAS DE SANEMAENTO NOS PALOP

Pedro TENREIRO[1], Filipa FERREIRA[2]

[1] *Instituto Superior Técnico, Avenida Rovisco Pais 1, pedrocrtenreiro@gmail.com*

[2] *CERIS – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, Lisboa, Portugal., filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

A carência de infraestruturas adequadas que proporcionem um nível de saneamento básico é ainda muito elevada em diversos países do mundo, em particular nos PALOP, tornando-se assim uma prioridade o investimento em infraestrutras de saneamento adequadas e seguras. O presente artigo divulga um trabalho de investigação com vista à estimativa de custos de construção de sistemas de saneamento nos PALOP, que considera diversas soluções unifamiliares, nomeadamente sistemas descentralizados a seco (e.g., latrinas) e a água (compostos por infraestruturas de tratemento primário e de disposição final). Conclui-se que as soluções a seco são, em muitos casos, as únicas soluções viáveis, uma vez que o acesso a água é limitado e difícil. Por forma a estimar os custos de construção destas infraestrturas recorreu-se ao pré-dimensionamento tipificado, com base na dimensão média dos agregados familiares, consumo de água e produção de lamas fecais nos diferentes países em estudo. As estimativas orçamentais tiveram por base mapas de quantidades detalhados com os trabalhos necessários à sua correta execução das infraestruturas. Foi ainda desenvolvida uma ferramenta interativa, disponível *online*, onde constam os mapas de quantidade, os custos unitários considerados, e as estimativas obtidas para as diversas infraestrutras analisadas. A ferramenta permite a alterção dos custos unitários, permitindo a atualização dos custos e de outros parâmetros, podendo ser útil para diferentes projetos.

Palavras-Chave: custos de infraestruturas; países em desenvolvimento; PALOP; saneamento a seco; saneamento “on-site”.

1. INTRODUÇÃO

A carência de infraestruturas adequadas que proporcionem um nível de saneamento básico é ainda muito elevada em diversos países do mundo, com consequências significativas na saúde pública daqueles países e, consequentemente, nas respetivas taxas de mortalidade. O aumento populacional exponencial, o desenvolvimento acelerado das grandes cidades, as condições de pobreza e a limitação de recursos, contribuem para o agravamento desas situações.

Em 2015, a ONU aprovou os Objetivos do Desenvolvimento Sustentáve, que define 17 objetivos principais, sendo que o 6º Objetivo se refere à necessidade de assegurar, universalmente, o acesso a água potável e ao saneamento adequado (UN, 2015). Apesar de, nos países em desenvolvimento, já se observar uma melhoria global nas condições de saneamento, ou seja, a percentagem da população com acesso a infraestruturas de saneamento básico aumentar numa base regular, reconhece-se haver ainda uma significativa parte da população sem qualquer acesso a tais infraestruturas. A África Subsariana é a região atualmente mais afetada e que mais sofre com este problema, enquadrando-se neste grupo alguns PALOP, como Angola e Moçambique.

Por forma a definir diferentes níveis de saneamento, a WHO (2008) propõe a "*Escada de Saneamento*", onde se distinguem 4 diferentes níveis: básico ou melhorado, limitado (partilhado), não melhorado e defeção a céu aberto. Entende-se por saneamento básico aquele que assegura uma barreira física entre a utilizador e a matéria fecal, de utilização unifamiliar, e por saneamento melhorado aquele que considera, para além do nível básico, uma gestão segura e apropriada das lamas fecais/águas residuais. Atualmente, estima-se que cerca de 2 mil milhões de pessoas não tenham acesso a instalações de saneamento básico. Destas, cerca de 673 milhões defecam a céu aberto WHO (2021).

A utilização de soluções de saneamento descentralizado, sobretudoo a seco (como latrinas e fossas alternas, dado o facto do acesso a água ser frequentemente limitado e difícil), nos países da África Subsariana, é essencial para garantir um saneamento adequado, tornando-se assim uma prioridade o investimento em infraestrutras de saneamento deste tipo.

Uma das principais limitações para a sua implementação consiste no financiamento necessário, frequentemente incompatível com a adisponibilidade económica local, pelo que se recorre a financiamento exterior. Para o efeito, é fundamental dispor de projetos adequados que incluam estimativas de custos fidedignas.

O presente artigo divulga um trabalho de investigação com vista à estimativa de custos de construção de sistemas de saneamento nos PALOP, com especial foco na África Subsariana. Foram estudadas diversas soluções unifamiliares de saneamento, a seco e a água (compostos por infraestruturas de tratemento primário e de disposição final).

2. ENQUADRAMENTO

Para a estimativa de custos das diferentes soluções de saneamento foi utilizada a plataforma www.geradordeprecos.pt que disponibiliza uma base de dados *online* com valores associados a trabalhos de construção civil e materiais. Alguns dos preços obtidos, nomeadamente para Angola, foram considerados excessivamente reduzidos, possivelmente em resultado da acentuada desvalorização da moeda local (kuanza), não refletindo os custos reais. Assim, com base no conhecimento local e em dados de obras colocadas a concurso, utilizaram-se os custos unitários de Portugal majorados em 1.5 vezes.

Os valores foram adaptados para os diferentes países em análise e as medições mapeadas para cada tipo de infraestrutura, nos diferentes países, atendendo à dimensão média dos agregados familiares, capitações, tipos solos e nível freático. Procedeu-se, assim ao prédimensionamento tipificado das diferentes infraestruturas.

Os trabalhos considerados para a construção de emissários gravíticos, foram os seguintes: escavação de vala; aterro compactado; levantamento e reposição de pavimento existente, asfáltico ou betuminoso; fornecimento e montagem de coletor em PVC; camada de areia para cobrir o coletor; construção de caixas de visita, de 40 em 40 metros.

Para as soluções descentralizadas a água, a estimativa dos custos associados à construção das diferentes infraestruturas foi feita em função dos estudos apresentados em Bartolomeu (1996), para as seguintes infra-estruturas: fossa sética, trincheira de infiltração, poço de infiltração, trincheira filtrante e aterro filtrante. Relativamente às soluções descentralizadas a água, consideraram-se as latrinas simples e latrinas VIP, as fossas alternas e as latrinas ecológicas.

Foi considerado para o dimensionamento das latrinas um volume anual de lamas fecais por utilizador de 60 litros. Para este valor é considerado que os utilizadores da latrina fazem a sua higiene fora do local (Lifewater International (2011). Para o dimensionamento de uma latrina simples e VIP, deve ser considerado o tempo entre esvaziamentos assim como o número de habitantes a servir. Assumiu-se um dimensionamento para períodos entre esvaziamentos de 1, 2 e 4 anos.

Para as latrinas ecológicas o dimensionamento tem de prever um volume adicional por habitante devido à utilização da matéria orgânica que é utilizada para acelerar a compostagem das lamas fecais e reduzir os elementos patogénicos existentes. O dimensionamento destas estruturas considerou o volume gerado de lamas fecais por habitante em 300 litros anuais (Tilley *et al*., 2014).

O dimensionamento das fossas alternas é semelhante ao das latrinas simples, variando o número de fossas, a sua profundidade e a acumulação de lamas fecais dos utilizadores. O dimensionamento de cada fossa deve ter em conta que a matéria fecal armazenada, depois de cheia, fica em repouso por um período de 1 a 2 anos.

De forma a facilitar o cálculo e a consulta de estimativas de custo para os diferentes tipos de infraestruturas de saneamento, analisados nos capítulos anteriores, procedeu-se ao desenvolvimento de uma ferramenta interativa com recurso ao programa Excel, que pode ser acedida através do link: https://1drv.ms/x/s!AvnlMIH1HM3MyBMc3HUxEbVTKsIP?e=VGeDL1. Através de etapas sucessivas a ferramenta estima custos de construção para diferentes infraestruturas de saneamento descentralizado a água para aglomerados populacionais de 3 a 15 utilizadores. Apresenta também as estimativas das infraestruturas a seco unifamiliares, para famílias de 3 a 5 habitantes, adequadas a cada país. Relativamente aos sistemas convencionais de saneamento, o programa apresenta as estimativas para emissários gravíticos e condutas elevatórias, por metro linear.

Na Figura 5.1, está representado um fluxograma representativo das principais características da ferramenta e do seu funcionamento.

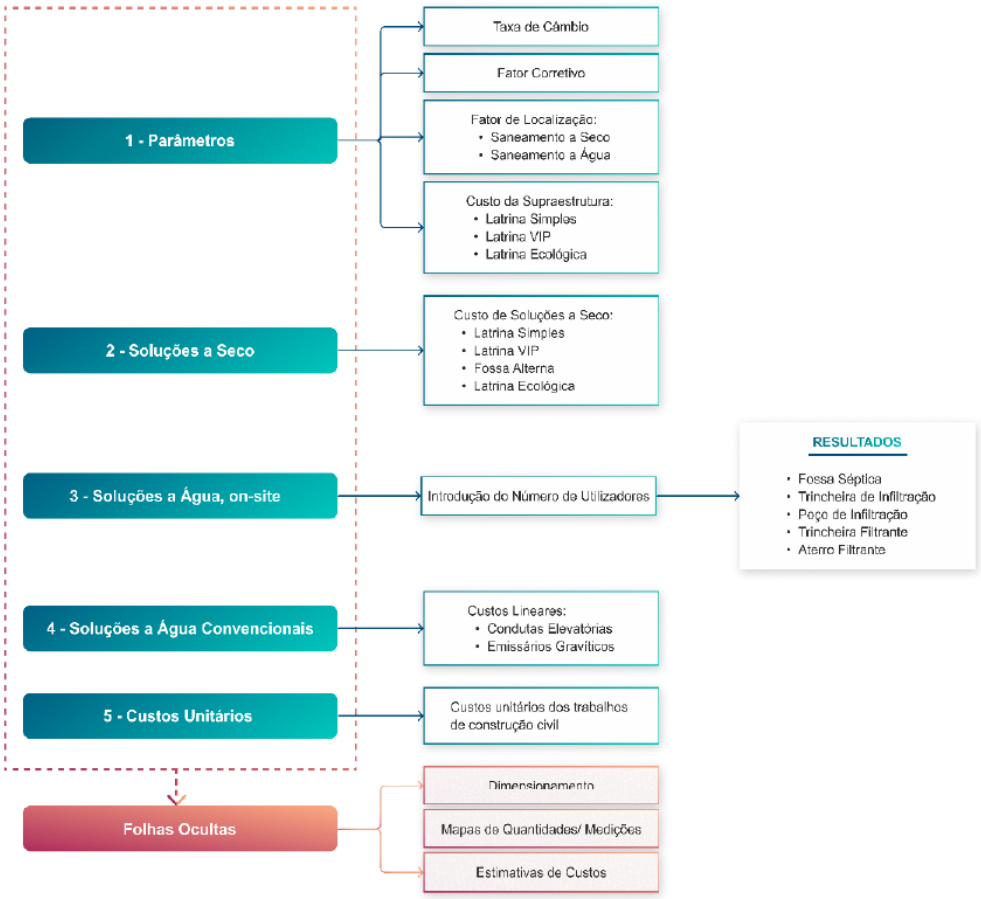


Figura 1. Fluxograma da ferramenta para estimativas de custos.

Esta ferramenta é composta por 5 folhas principais que se encontram visíveis e nas quais o utilizador consegue proceder à estimativa dos custos de construção de infraestruturas de saneamento intituladas: “1-Parâmetros”; “2-Soluções a Seco”; “3-Soluções a Água, on-site”; “4-Soluções a água convencionais”; “Custos unitários”. Adicionalmente, a ferramenta dispõe de algumas folhas ocultas em que constam os cálculos base das estimativas de custos. É possível ao utilizador alterar os custos unitários propostos para os diferentes trabalhos, nas moedas locais de cada país (estão preparados custos para Portugal, Moçambique, Cabo Verde e Angola).

São também disponibilizadas as folhas de cálculo utilizadas para o dimensionamento das diferentes infraestruturas em análise, permitindo ao utilizador verificar os pressupostos considerados nos dimensionamentos

A utilização desta ferramenta poderá tornar-se útil em fases iniciais de projeto para antever os custos de implantação de diferentes soluções de saneamento. A fácil utilização da ferramenta e o facto de incluir um pré-dimensionamento é considerado uma mais-valia.

3. CONCLUSÕES

O aumento populacional, associado a um intenso êxodo rural na região da África Subsariana, reforça a necessidade do investimento em infraestruturas de saneamento adequadas (frequentemente soluções de saneamento a seco, de fácil construção e reduzido investimento inicial), por forma a salvaguardar a saúde pública e preservar o ambiente.

Foi desenvolvida uma ferramenta, disponível *online*, que integra um pré-dimensionamento tipificado de diferentes infra-estruturas de saneamento descentralizado, tem em conta mapas de quantidade e custos unitários usuais e permite estimar os investimentos neste tipo de infraestuturas. A ferramenta permite a alterção dos custos unitários, permitindo a atualização dos custos e de outros parâmetros, podendo ser útil para diferentes projetos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bartolomeu, F. Tecnologias de drenagem e tratamento de águas residuais apropriadas a aglomerados até 5000 habitantes. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia civil, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 1996.

Lifewater International (2011). Latrine design and construction Manual

Tilley, E. *et al*., 2014. Compendium of Sanitation Systems and Tecnologies. 2nd ed. Dubendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Tecnology (Eawag).

UN, 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations.

World Health Organization and United Nations Children's Fund Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation (JMP). Progress on Drinking Water and Sanitation: Special Focus on Sanitation. UNICEF, New York and WHO, Geneva, 2008.

World Health Organization. Disponível online: www.who.int/health-topics/water-sanitation-and-hygiene-wash , acedido a 25 de Fevereiro 2021

51

POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA REÚSO A PARTIR DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Karla Alcione da Silva CRUVINEL[1], Maria Gabriela Souza DAMACENO[2], Ana Silvia Pereira SANTOS[3]; Eva de Melo FERREIRA[4]; Joyce Alves NASCIMENTO[5]

[1] *Universidade Federal de Goiás, karlaalcione@ufg.br*

[2] *Universidade Federal de Goiás, gabrielagabeng@gmail.com*

[3] *Univerdade do Estado do Rio de Janeiro, anasilvia.lightner@gmail.com*

[4] *Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal, eva.ferreira@ua.pt*

[5] *Companhia de Saneamento de Goiá S/As, engciviljoycealvesnascimento@gmail.com*

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte, está localizada no estado de Goiás na região Centro-oeste do Brasil, possuindo 29 Estações de Tratamento de Esgoto nas 37 cidades que compõem a Bacia, cujas localizações e vazões são disponibilizadas no Catálogo de Metadados da ANA (ANA, 2019). Neste trabalho foi avaliado o potencial de produção de água para reúso a partir das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) existente na bacia, considerando a qualidade dos esgotos sanitários tratados. O fluxograma de tratamento de cada ETE estudada foi obtido no documento ANA (2019) e os dados de qualidade do esgoto tratado foram obtidos junto à Companhia de Saneamento do Estado de Goiás (SANEAGO) dos anos de 2019 e 2020. No total foram analisadas onze ETE's, onde utilizou-se como critério de exclusão a disponibilidade de dados de qualidade do efluente tratado e o status da estação, ativa ou inativa. A partir daí foram realizadas avaliações em relação ao atendimento da recomendação estabelecida no INTERÁGUAS (2017) para as diferentes modalidades de reúso, sendo este um documento normativo/norteador federal, uma vez que o Brasil ainda não possui regulamento mandatório sobre reúso de água em nível federal. De acordo com os dados, nenhuma das onze ETEs avaliadas foi capaz de produzir água para reúso (restrito ou irrestrito). Para adequá-las, será necessário um estudo para a implantação adicional de unidades de tratamento, podendo ser adotados sistemas de remoção físico-química (coagulação – floculação – sedimentação) das microalgas dos efluentes das lagoas, além de etapas complementares de filtração rápida em leitos arenosos e de cloração, bem como outros tratamentos já consolidados e mencionados posteriormente neste trabalho.

Palavras-Chave:; Escassez hídrica; Efluente Sanitário; Gestão Hídrica

1. INTRODUÇÃO

O reúso de esgoto tratado, como fonte alternativa de água, pode trazer diferentes benefícios, como econômicos, sociais e ambientais, principalmente em bacias com grande estresse, sendo estes os principais motivadores para sua implementação (Haandel *et al*., 2021).

Desta forma, o reúso de água tem o potencial de gerar novas oportunidades econômicas, além de apoiar o avanço da economia verde e intervir de maneira positiva na redução de estresses hídricos, o que apresenta uma otima oportunidade em diversas bacias hidrograficas de mananciais de abastecimento. Como é o caso da Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte, que está inserida neste cenário de conflitos sobre o uso da água.

A Bacia do Rio Meia Ponte apresenta uma área de drenagem de 12.180 km², compreendendo 37 municípios, dos quais se destaca a capital do estado de Goiás, Goiânia, Brasil, e representa 3,56% da área territorial do estado (Coelho Filho, 2015; SEMARH, 2001).

Nesse sentido, o reúso de água a partir do esgoto sanitário nesta região se mostra como uma prática promissora na redução das pressões sobre o uso da água principalmente nos períodos de estiagem. Dentre as diversas possibilidades de reúso, a sua aplicação na irrigação tradicional agrícola, em usos urbanos, ambiental e aquicultura se mostram como alternativas no processo de resolução dos conflitos no uso da água.

Assim, o presente artigo apresenta uma avaliação do potencial de produção qualitativo de reúso de água a partir de efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) existente na bacia, considerando a qualidade dos esgotos sanitários tratados.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A escolha da Bacia do Rio Meia Ponte (Figura 1), localizada no estado de Goiás, para o desenvolvimento deste trabalho é justificada em decorrência do nível de pressão exercida pela demanda de irrigação, conforme exposto em GOIÁS (2020), estudo este que determinou que a bacia em sua totalidade se encontra sob alta pressão sobre os seus recursos hídricos.

Esta bacia possui 29 Estações de Tratamento de Esgoto nas 37 cidades que compõem a Bacia, cujas localizações e vazões são disponibilizadas no Catálogo de Metadados da Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA, 2019).

2.2 Comparação a qualidade da água de reúso e o padrão de exigência

Um dos critérios de seleção das ETE's estudadas neste trabalho, foi a disponibilidade de dados a respeito da vazão de operação e qualidade do efluente tratado. Estes dados foram obtidos junto à Companhia de Saneamento do Estado de Goiás (SANEAGO) dos anos de 2019 e 2020. A partir daí foram realizadas avaliações em relação ao atendimento ás recomendação estabelecida no INTERÁGUAS (2017) para reúso agrícola e urbano, ambos restrito e irrestrito, reúso ambiental e na aquicultura.

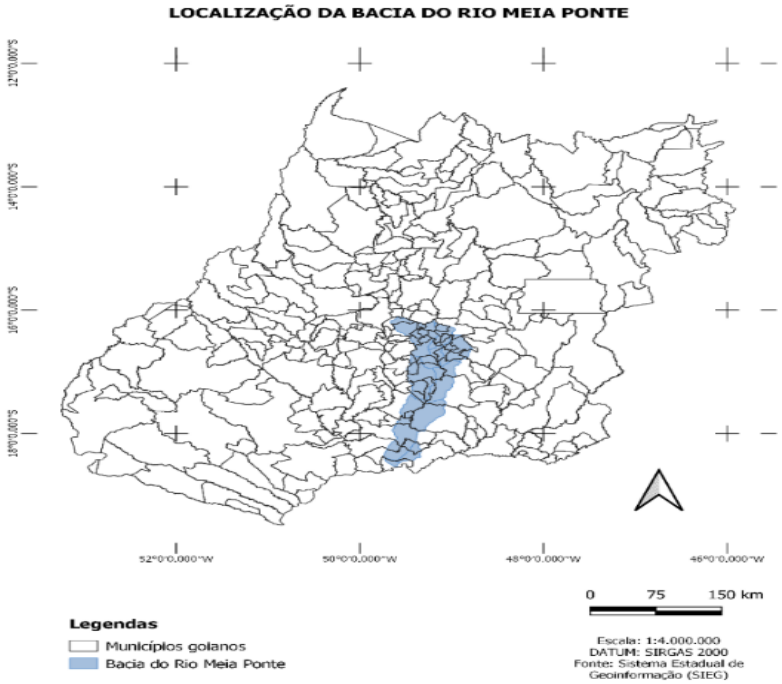


Fig. 1. Localização da Bacia do Rio Meia Ponte no mapa de Goiás.

Na maioria dos instrumentos regulatórios, a classificação quanto a condição do reúso ser restrita ou irrestrita depende da magnitude do risco de contaminação microbiológica a que estão expostos os trabalhadores e os usuários da água de reúso. Em todos os casos, os padrões mais restritivos se aplicam às atividades onde o usuario ou trabalhador possui a maior possibilidade de contato com a água de reúso.

Dentre as onze ETE's analisadas, apenas uma não é composta pela associação em série de lagoas de estabilização. Trata-se da ETE Goiânia, dotada de um sistema do tipo Tratamento Primário Quimicamente Assistido (TPA), que utiliza produtos químicos (coagulantes e floculantes) para remover sólidos suspensos e coloidais presentes no esgoto. A opção por essa tecnologia seguramente foi uma decorrência da necessidade de se compactar a ETE e reduzir sua área de implantação, a despeito da qualidade inferior do efluente tratado, que dificilmente poderá ser aproveitado para o reúso nas condições atuais. Nas demais, os fluxogramas de tratamento terminam com uma lagoa de maturação, que vem a ser um processo com finalidade de remover microrganismos patogênicos e reduzir a concentração de microalgas no efluente tratado.

Na Figura 2 são apresentados gráficos do tipo BoxPlot, onde são demonstrados os resultados de qualidade do efluente das 11 ETE's de estudo, para os parâmetros pH, DBO, Turbidez e E.Coli.

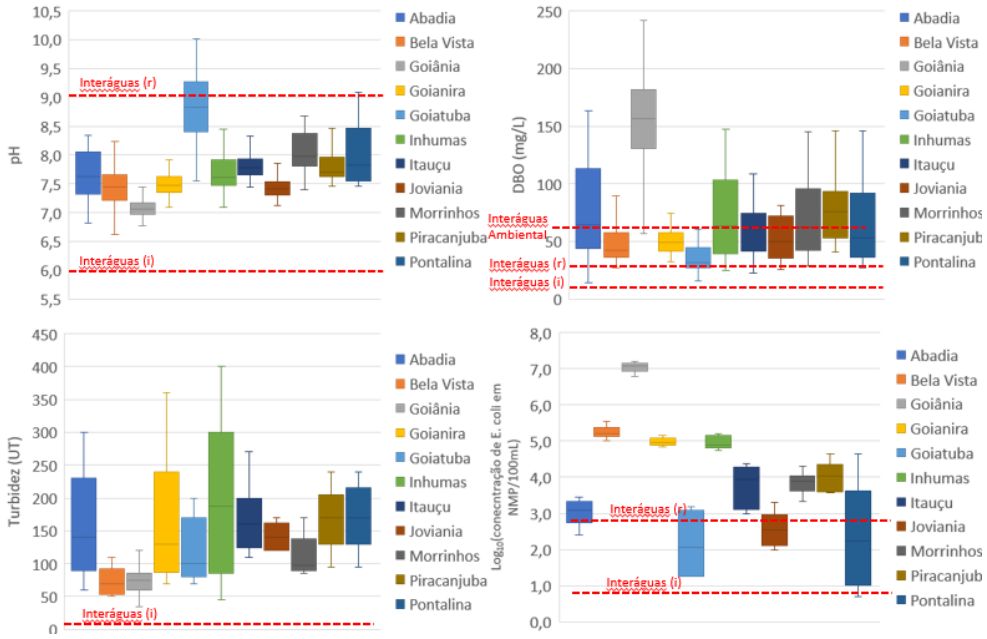


Fig. 2. Qualidade do efluente das 11 ETE's de estudo, para os parâmetros pH, DBO, Turbidez e E.Coli.(diagramas de caixa).

Nota: Interáguas (i) – padrão de qualidade para reúso agrícola irrestrito, INTERAGUAS, 2017.
Interáguas (r) - padrão de qualidade para reúso agrícola restrito, INTERAGUAS, 2017.
Fonte: Autores (2021)

Considerando a diretiva INTERAGUAS (2017) como instrumento de referência para avaliação da aplicabilidade do reúso proposto, somente o parâmetro pH atende às exigências de qualidade (a exceção da ETE Goiatuba), o que impossibilita o reúso nas atuais situações em que se encontram a eficiência das ETEs já que existe a necessidade de atendimento a outros parâmetros, como coliformes termotolerantes, ovos de helmintos, turbidez, DBO e Cloro residual. Obviamente, se o instrumento regulatório selecionado for mais restritivo do que o INTERÁGUAS (2017) em termos de qualidade da água de reúso, maior será a necessidade de intervenções nas ETE's consideradas nesse estudo.

Para adequar as ETEs de acordo como requisito de qualidade recomendado pelo INTERAGUAS (2017) será necessário um estudo para a implantação adicional de unidades de tratamento, podendo ser adotados sistemas de remoção físico-química (coagulação – floculação – sedimentação) das microalgas dos efluentes das lagoas, além de etapas complementares de filtração rápida em leitos arenosos e de cloração (GONÇALVES, 2003), bem como outros tratamentos já consolidados. Segundo Haandel *et al*. (2021) a combinação de UASB-Lagoa de polimento (LP) é o sistema que o sistema apresentou a melhor qualidade do efluente, mas a área necessária é relativamente grande. No caso da grande ETE de Goiânia, o tratamento físico-químico não apresenta resultados na remoção dos compostos orgânicos solúveis do esgoto, o que sugere a necessidade de ser complementado por uma etapa de tratamento biológico (possivelmente, lodos ativados ou similar).

Os resultados deste estudo reforçam as observações de Santos *et al*. (2020) a respeito da importante discrepância conceitual e, consequentemente, de conteúdo entre os vários

instrumentos regulatórios da prática do reúso de água no Brasil. Isso tem um impacto direto na prática do reúso nas microrregiões em que estão inseridas as onze ETEs desse estudo, podendo exigir reformas importantes e dispendiosas dos sistemas de tratamento no caso de adoção de padrões de qualidade de água de reúso e no caso de adoção de critérios muito restritivos.

3. CONCLUSÕES

Na bacia do Meia Ponte, a alta pressão hídrica sobre a região é motivadora para o investimento na prática de reúso. No entanto, um dos desafios para esse reúso é a sua produção a preços competitivos, o que tem ainda como um complicador a ausência de regulamentação para a cobrança do uso dos recursos hídricos no estado de Goiás, e em especial na bacia em estudo.

Observou-se no estudo que em nenhuma das 11 ETEs estudadas existe o atendimento ao padrão de qualidade recomendado pelo documento Interaguas, destacando-se a importante tarefa de otimização das unidades atualmente em operação, de modo a alcançar níveis mais exigentes de qualidade, Já que, tanto para o reúso restrito e irrestrito, ambiental e aquicultura, nenhuma das ETEs atende aos padrões recomendados.

Ressalta-se que os aspectos primoridais na escolha do sistema de tratamento de esgoto é a legislação ambiental, a qualidade desejada do efluente, a área disponível, o custo de construção e de operação, bem como a simplicidade de construção e de operação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA (2021) Catálogo de Metadados da ANA. ATLAS Esgotos - Estações de Tratamento de Esgoto (2019) (Planilha). Brasil, 2019. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01/attachments/ATLAS_Esgotos_Tabela_ETEs_2013.xlsx>. Acesso em: janeiro de 2021

COELHO FILHO, JAP (2015) Disponibilidade Hídrica da Bacia Hidrográfica do rio Meia Ponte – GO, pelos Métodos Q7,10 e Curva de Permanência. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRICOS, Brasília, v. 21, p. 22-27

GONÇALVES, RF. (2003) (Coord). Desinfecção de efluentes sanitários. Projeto PROSAB/ FINEP – CAIXA. Ed. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, 438 p. ISBN 85-86552-72-0

HAANDEL, AV.; SANTOS, SL.; PAIVA, FV. (2021) Aplicação do sistema UASB-lagoas de polimento para o tratamento de esgoto visando ao reúso agrícola ou industrial ou à proteção de recursos hídricos. Revista DAE, São Paulo. v. 69, n. 229, p. 173-191

INTERÁGUAS (2017) PROGRAMA DE DESENVOLVIMENTO DO SETOR ÁGUAS Elaboração de proposta de plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil. Produto III – Critérios de qualidade de água. 2018. Disponível em:<http://arquivos.ana.gov.br/interaguas/MCID_Reúso_Produto3CriteriosdeQualidadedaAguadeReúso.pdf>. Acesso em: janeiro de 2021

SANTOS, ASP.; GONÇALVES RF.; MELO. MC.; LIMA, MAM.; ARAUJO, BM. (2020) Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. Revista SUSTINERE, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 437-462, jul-dez

O USO DE GEORADAR (GPR - GROUND PENETRATING RADAR) NOS SERVIÇOS OPERACIONAIS DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA PARA IDENTIFICAR E COMBATER LIGAÇÕES DE ÁGUA PREDIAIS IRREGULARES (FRAUDES), REDUZINDO A PERDA APARENTE DE ÁGUA TRATADA

Joaquim MARINS NETO[1], Rodolfo Henrique PEREIRA[2]

[1] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, Estrada João Bernardo Filho, 120, Itatiba, SP, Brasil, jmarins@sabesp.com.br*

[2] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, Estrada João Bernardo Filho, 120, Itatiba, SP, Brasil, rhenrique@sabesp.com.br*

RESUMO

O Georadar (GPR - Ground Penetrating Radar) é um equipamento de alta tecnologia que escaneia o solo em busca de objetos, sem a necessidade de perfuração do terreno. Ele identifica o que está enterrado através de imagens, com precisão de milímetros e alcance de mais de 6 metros de profundidade. A Divisão Técnica (RJOT) da SABESP adquiriu o Georadar, o qual vem sendo utilizado nos serviços operacionais na localização de tubos, adutoras, redes, coletores, para atualização cadastral, bem como na localização de ligações de água irregulares para combater as fraudes, reduzindo, assim, a perda aparente de água tratada. A ligação de água irregular/clandestina, ou fraude, de um imóvel, é feita sem a autorização e o registro da Concessionária e sem a emissão de conta de consumo, gerando a perda de receita e o aumento da perda de água, podendo, também, ocasionar a contaminação de todo o Sistema de Abastecimento de Água da localidade, sendo necessárias, portanto, ações para identificar e combater essas fraudes. A utilização de métodos tradicionais para a identificação de ligações irregulares/fraudes, através do uso de hastes de escuta, geofone e abertura de vala, geralmente são demorados e trazem muitos erros por não serem métodos precisos, visto que a tubulação que frauda o sistema de abastecimento de água pode estar localizada em qualquer lugar. A utilização do georadar, na identificação de ligação de água irregular/clandestina, por ser um método não destrutivo e muito preciso, traz economia direta na execução do serviço (mão de obra, material, tempo) e economia indireta com a diminuição do prejuízo, acréscimo de receita e redução das perdas de água.

Palavras-Chave: abastecimento de água; perdas de água; georadar, investigação geofísica

1. INTRODUÇÃO

O Georadar (GPR - Ground Penetrating Radar), ou radar de penetração no solo, escaneia o terreno em busca de objetos e estruturas do subsolo, sem a necessidade de perfuração, identificando o que está enterrado através de imagens, com grande precisão, alcançando mais de 6 metros de profundidade. Um dos primeiros usos “rústicos” do Georadar foi na localização de armas, bombas e galerias subterrâneas na 2ª guerra mundial, bem como na determinação das espessuras de camadas de gelo para o pouso de aeronaves na Antártida. Após longos processos de adequação e aperfeiçoamento, ele passou a ser considerado um dos equipamentos mais sofisticados para sondagens e investigações de terrenos em baixa profundidade.

O Georadar é um método de investigação geofísico (Fig. 1), de superfície, no qual são utilizadas ondas eletromagnéticas, de pequeno pulso e de frequência elevada, com o objetivo de desenhar as estruturas e características geológicas do solo ou identificar objetos enterrados. Estas ondas eletromagnéticas são enviadas para dentro do solo por meio de fonte transmissora, a antena eletromagnética. A penetração do sinal de radar no terreno está condicionada primeiramente as propriedades elétricas, condutividades e permissividades do solo. Assim, em locais onde os materiais do terreno são de baixa condutividade, o sinal de radar pode atingir profundidades superiores a 50 metros. Porém, em locais onde o terreno é formado por argila e água, por exemplo, a penetração do sinal de radar pode ser reduzida a profundidades inferiores a 1 metro.

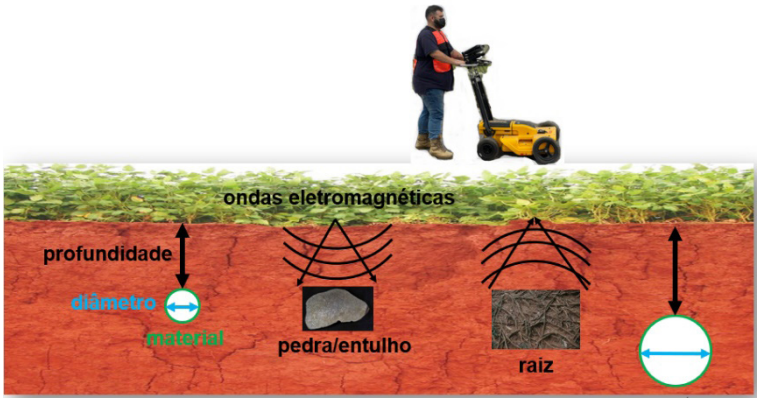


Fig. 1. Método de investigação geofísico de superfície (fonte: autor, 2021).

O equipamento Georadar é composto por uma central formada pela Antena Transmissora e Receptor de ondas, Bateria e um Computador/Processador, conforme apresentado a seguir (Fig.2).

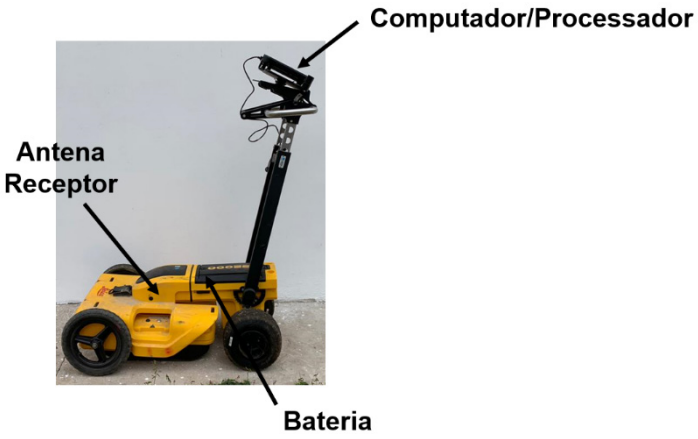


Fig. 2. Partes que compõe o Georadar (fonte: autor, 2021).

2. O USO DO GEORADAR NOS SERVIÇOS OPERACIONAIS DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Devido a saturação do espaço superfícial, para obras de infraestrutura, o espaço subterrâneo tem sido ocupado de forma crescente, impulsionado pelo crescimento populacional dos centros urbanos. Assim, serviços como redes de telefonia, internet, além de outros serviços como gás canalizado, energia elétrica, água e esgoto competem na utilização de um mesmo espaço, podendo ocorrer interferências entre eles.

Na operação de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e de Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES), realizar intervenções no espaço subterrâneo é um grande desafio quando não se tem o cadastro técnico com todas as informações das tubulaçoes enterradas. Nos métodos tradicionais, para a localização de tubulações, quando não se tem um bom cadastro técnico, são utilizados equipamentos como geofone e haste de escuta para a localização aproximada destas tubulações, envolvendo um trabalho de tentativas e erros. Com esta localização aproximada são abertas grandes valas, até que se encontre a tubulação buscada, causando grandes transtornos para o sistema viário e para a população. Porém, em muitos casos não é possível encontrar a tubulação por este método tradicional.

Assim, na busca de novas tecnologias e conhecimentos, para atender a necessidade diárias na operação de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e de Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES), a utilização do Georadar na localização das tubulações e interferências, com precisão, representa grande economia nas intervenções operacionais, evitando rompimentos indevidos e o trabalho de localização através da abertura de várias valas desnecessárias.

Entre as utilizações do Georadar nos Sistemas de Abastecimento de Água, a Divisão Técnica (RJOT), da SABESP, vem utilizando o equipamento na localização de ligações de água irregulares para combater as fraudes. A ligação de água irregular/clandestina, ou fraude, de um imóvel, é feita sem a autorização da Concessionária, e sem a emissão de

conta de consumo, gerando a perda de receita e o aumento da perda de água, podendo, também, ocasionar a contaminação de todo o Sistema de Abastecimento de Água da localidade.

A utilização do georadar na identificação destas ligações irregulares, por sem um método não destrutivo e muito preciso, traz economia direta na execução do serviço (mão de obra, material e tempo) e economia indireta como a diminuição do prejuízo, acréscimo de receita e redução das perdas de água.

3. IDENTIFICAÇÃO DE LIGAÇÕES DE ÁGUA IRREGULARES UTILIZANDO O GEORADAR

Um dos primeiros serviços com o Georadar, na identificação de ligações de água irregulares, foi no município de Várzea Paulista, localizado no Estado de São Paulo. O equipamento foi utilizado para a localização de ramais de água de duas unidades de ensino, as quais tinham um consumo de água oficial muito abaixo do esperado para o porte de cada estabelecimento. A equipe da Divisão Técnica da SABESP escaneou, com o Georadar, todas as ruas ao redor de cada escola, encontrando possíveis pontos com ramal irregular. Após estes pontos serem mapeados, uma equipe operacional da SABESP iniciou os serviços de escavação para ter acesso aos ramais irregulares, os quais foram desativados Fig. 3.



Fig. 3. Ramal de água irregular – fraude (fonte: autor, 2021).

4. CONCLUSÕES

Nos serviços de identificação de ligações de água prediais irregulares (fraudes) os erros apresentados pelos métodos tradicionais são constantes, pois a tubulação que frauda o Sistema de Abastecimento de Água pode estar localizada em qualquer lugar do subsolo, sendo necessária a busca exaustiva utilizando haste de escuta e geofone, contando, em muitos casos, com a sorte.

Assim, para estes serviços, a utilização do Georadar garante precisão, rapidez e economia, pois o terreno somente será escavado após o subsolo ser escaneado/mapeado e a fraude ser localizada através de imagens.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda equipe da Divisão Técnica (RJOT) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP (2020) Irregularidades – PE-MR0053, versão 2, Procedimento Empresarial Marketing Operacional

User Manual: Leica DS 2000, Leica Geosystems, version 1.0

PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NOS FUNDOS DE VALE DO CÓRREGO MANDACARU, EM MARINGÁ-PR

Lucas Vinicius DIAS[1], Ana Claudia dos Santos BELEM[2], Gabrieli Aparecida VICENTINI[3], Paulo Fernando SOARES[4], Jesner Sereni ILDEFONSO[5]

[1] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, viniciosLukas_dias@hotmail.com*

[2] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, anaclaudiaabelem@gmail.com*

[3] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, gabrielivicentini95@gmail.com*

[4] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, pfsoares@uem.br*

[5] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, jsildefonso@uem.br*

RESUMO

Dado o processo de urbanização, muitas vezes desordenado, áreas anteriormente ocupadas por vasta vegetação acabam sendo desmatadas para abrir espaço a novos loteamentos, chegando aos fundos de vale e trazendo danos ao meio ambiente. Um exemplo desta situação se dá no Córrego Mandacaru, localizado em Maringá-PR, não só no seu fundo de vale, considerado uma Área de Preservação Permanente (APP), mas também em seu entorno. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento da degradação ambiental apresentada na APP do córrego de forma a propor medidas de recuperação. Para isso, realizou-se um diagnóstico por meio de referenciais bibliográficos dos últimos anos, analisando os aspectos de ocupações, saneamento da área do entorno, degradação física do solo e da vegetação para propor medidas de estabilização considerando os parâmetros legislativos do município. O diagnóstico apresentou cenário de degradações em todos os aspectos estudados e falta de medidas para recuperação ou para frear a degradação da área. Portanto, foram propostas medidas que visam promover a recuperação de áreas degradadas e mitigação da degradação, amparando-se na legislação vigente e técnicas, de forma a possibilitar condições de gerenciamento do corpo hídrico, bem como estabelecer metas para a revegetação nativa tanto da mata ciliar do córrego quanto do perímetro do fundo de vale, monitorando o despejo de efluentes de forma a possibilitar possíveis pontos de contaminação acima do limite de autodepuração do corpo d'água, além de medidas de controle de fluxo, que amenizem os fenômenos de erosão e assoreamento que comprometam a estabilidade natural do córrego.

Palavras-Chave: Áreas degradadas; Recuperação; Ambiental; Córrego Mandacaru.

1. INTRODUÇÃO

Com as grandes migrações da zona rural para a zona urbana, incentivadas pelas atividades industriais, um fator que passou a influenciar o meio ambiente foi o crescimento das cidades, muitas vezes de forma desordenada, e com pouco planejamento. Assim, áreas que anteriormente eram ocupadas por vasta vegetação acabam sendo desmatadas para abrir espaço a novos loteamentos. Situação que resulta no aparecimento de parcelas de áreas de vegetação nativa abandonadas e marginalizadas (Maricato, 2003; Baldim; Gomes, 2019).

Essa ocupação avançada acaba chegando aos fundos de vale, áreas que formam uma calha natural e recebem as contribuições de água do seu entorno, formando os rios e córregos, e sofrendo inundações naturais em períodos de máximas precipitações. Para a manutenção ambiental da região, as matas ciliares trabalham de forma a manter a umidade local, evitando a erosão e assoreamento do solo. A retirada destas leva a um dos principais impactos ambientais ocorridos nos fundos de vale. Além disso, a urbanização no entorno acarreta no despejo de efluentes de esgoto (muitas vezes irregulares e clandestinos) e águas pluviais, ou até na ocupação ilegal de áreas as margens dos corpos d'água. O despejo inadequado de resíduos sólidos nestas regiões afeta não somente o solo, mas também a quantidade e qualidade de água no rio ou córrego, devendo ser necessário aplicar medidas que possam estabilizar o ambiente degradado (Moretti, 2005; França, 2019; Baldim; Gomes, 2019).

O município de Maringá, situado no noroeste do Estado do Paraná, é ricamente drenado por córregos que passam pelo perímetro urbano da cidade, cujos afluentes desembocam em duas grandes bacias hidrográficas do Paraná, a do Rio Ivaí e a do Rio Pirapó, sendo esta última a que abastece a cidade. Um dos afluentes do Rio Pirapó, é o Ribeirão Maringá, que recebe águas do Córrego Mandacaru, o qual sofre degradações ambientais perenes em seu fundo de vale e em seu entorno, ocorridas em função do avanço desregulado da urbanização (Prefeitura de Maringá, 2021). Assim, esse trabalho objetivou levantar a degradação ambiental no fundo de vale do córrego Mandacarú em Maringá, analisando os aspectos de ocupações irregulares, saneamento, e degradação física do solo e da vegetação, de forma a propor medidas para a recuperação da área.

2. ENQUADRAMENTO

O município de Maringá conta com grande parte de seus bairros arborizados e é ricamente drenado por córregos que passam pelo perímetro urbano, como o córrego Mandacaru, que tem sua foz no Ribeirão Maringá, afluente do Rio Pirapó que abastece a região de Maringá (Prefeitura de Maringá, 2021). Conforme mostrado na Figura 1, o córrego está situado ao Norte do município, com seu montante dentro da zona urbana e sua jusante na zona rural.

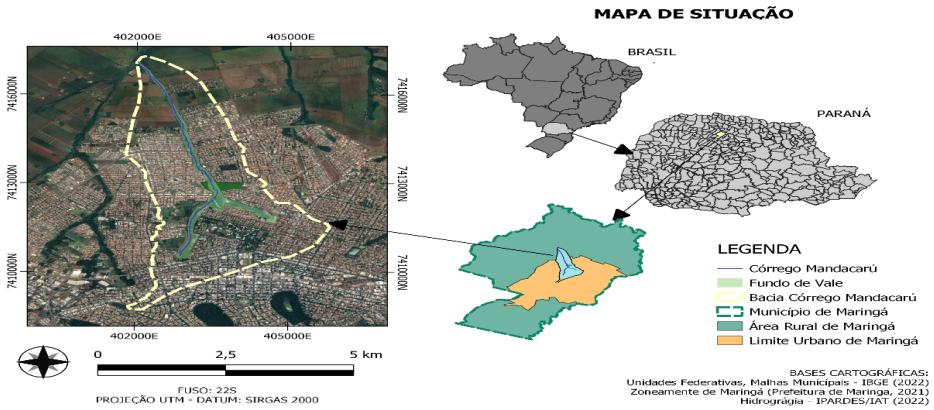


Fig. 1. Localização da Bacia do Córrego Mandacaru.

Os fundos de vale são regidos pelo Código Florestal (Lei Federal 12651/2012), o qual estabelece critérios de proteção de mata nativa, com Áreas de Preservação Permanente. Nessa lei são indicadas faixas de preservação às margens dos corpos d'água com base em sua largura e de área circular de pelo menos 50 metros contornando pontos de nascentes (Brasil, 2012). Conforme a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal 6938/1981), os impactos ambientais negativos são prejudicais e as áreas afetadas devem ser recuperadas. Em Maringá, um dos mecanismos de planejamento para a recuperação e equilíbrio ambiental das cidades, o Plano Diretor, utiliza de planos, programas e projetos que permitam o desenvolvimento sustentável, condições ambientais adequadas e bem-estar das populações atuais e futuras. Elaborando legislações que promovam a organização municipal do território, uso e atividades do solo, entre outras, de forma a obter um planejamento urbano adequado a todos (Maringá, 2006).

Algumas legislações municipais são: Uso e Ocupação do Solo (Lei Complementar 888/2011), que apresenta como alguns de seus objetivos a regulamentação das edificações nos lotes e seu entorno, e assegurar a sustentabilidade no uso e ocupação do solo; Parcelamento do Solo (Lei 889/2011), caracteriza e orienta as atividades permitidas no perímetro da Zona Urbana e Rural, proíbe o parcelamento de solo para fins urbanos, em áreas de proteção ecológica e de proteção ambiental, como os fundos de vale. E a Política Municipal do Meio Ambiente (Lei Complementar 1093/2017), que dispõe sobre a proteção, preservação, controle, conservação e recuperação do meio ambiente e melhoria da qualidade de vida do município (Maringá, 2011a; Maringá, 2011b; Maringá, 2017).

2.1 Procedimentos

O diagnóstico da degradação presente no córrego Mandacaru foi realizado por meio de levantamento bibliográfico de estudos realizados nos últimos anos que possibilitassem identificar a degradação e, quando possível, atualizar com visitas de campo. O levantamento contemplou quatro aspectos: ocupação irregular, saneamento, solo e vegetação. Após

o diagnóstico, que também levou em conta legislações vigentes da cidade, propôs-se medidas de recuperação ambiental, de forma a estabilizar o ambiente degradado e reestabelecer a sua qualidade na região.

2.2 Ocupações irregulares e Saneamento

Como observado por Barbosa (2010), o fundo de vale conta com 25 lotes irregulares e 5 edificações com menos de 30 metros do corpo d'água. Em estudos de campo (2021), foi possível identificar que algumas propriedades utilizam partes dos fundos de vale para a criação de bovinos e equinos, causando dificuldade no desenvolvimento das plantas, degradação da vegetação rasteira, lixiviamentos que removem os nutrientes das plantas e contaminam o córrego, compactando o solo, aumentando o escoamento superficial e dificultando a infiltração da água, causando desbarrancamentos e, por consequência, assoreamento, entre outros problemas (Prefeitura de Maringá, 2021).

No trabalho de Schneider *et al*. (2009), observou-se altas taxas de vazão no córrego ocorridas em um período de oito meses, dadas por sistemas de canalização de água pluvial para o córrego por vertedouros e galerias pluviais, advindas da urbanização no entorno. Porém, mesmo em visitas de campo em dias sem precipitações, as galerias pluviais apresentam fluxo, o que indica ligações clandestinas de esgoto, ainda com dias em que os fluxos das galerias eram maiores que a do próprio fluxo natural, indicando também uma degradação do recurso hídrico. Com o objetivo de diagnosticar e analisar a situação da descarga de drenagem pluvial no córrego Mandacaru, Polastri *et al*. (2017) analisaram 15 pontos em um trecho do córrego, onde 11 apresentavam descarga de fluxo mesmo sem chuva e somente 3 continham dissipadores de energia. Esse processo contribui para o aumento da vazão do córrego, levando a processos de erosão e assoreamento.

Ressalta-se também a disposição inadequada de resíduos sólidos constatada em campo em ambas as margens do córrego. Esta disposição inadequada de resíduos também foi encontrada nos estudos de Pereira (2014) e Polastri (2015), que concluíram que as pessoas residentes na área e as que por ali trafegam são responsáveis pelo depósito dos resíduos. Assim como nos estudos apresentado, os resíduos são classificados como não perigoso (NBR 10.004:2004 Resíduos sólidos – Classificação como Resíduos classes II), porém, podem ser vetores de doenças e contaminações no solo e águas do córrego, por sua decomposição ou por seu arraste pela água da chuva.

2.3 Solo e Vegetação

Uma vez que o córrego Mandacaru apresenta problemas visíveis de degradação por conta da ação antrópica, com o objetivo de quantificar a perda de solo marginal na parte urbana do canal, Rigon (2010) e Schneider *et al*. (2009) realizaram estudos levando em consideração sete pontos do montante para a jusante no em um período de um ano e quatro meses. Após esse período foi notado visualmente alargamento das margens. As mesmas deveriam aumentar do montante para a jusante, uma vez que há a contribuição

por galerias pelo caminho, porém foi notado elevado nível no ponto 2 (P1 9,8cm; P2 52,7cm; P3 16,8cm; P4 15cm; P5 46,5cm; P642cm e P7 67,7cm), retornando a condições mais próximas da natural a partir do ponto 3, que pode indicar alguma contribuição neste trecho anterior que não foi mensurada. Outra questão elencada foi relativa ao arraste de solo e resíduos devido à alta vazão, criando bancos de areia e argila no fundo do canal e em suas bordas, além de pontos de concentração de resíduos. Em locais com alargamento das margens, a altura do escoamento passa a diminuir, deixando aparente grandes rochas basálticas às margens (RIGON, 2010).

Devido ao córrego Mandacaru ser um corpo d'água com largura menor do que 10 metros, a exigência do Código Florestal (Lei 12651/2012) é uma faixa de preservação permanente com mata ciliar de 30 metros em ambas as margens. Com o objetivo de realizar um diagnóstico do estado do Córrego Mandacaru, Martir *et al*. (2009) verificaram a presença de áreas de cultivo de grãos e pastagem, que substituem a vegetação nativa do local. Uma das questões observadas foi a falta de arborização adequada conforme o Código Florestal, com as margens sendo composta de pastos. Outra situação observada foi o plantio de vegetações exóticas no local, como o eucalipto, e vegetações invasoras, como a leucena, ambas em grandes quantidades por toda a área do córrego, em especial a leucena, que é reconhecida pela Portaria IAP 095 (2007) como uma espécie exótica invasora que deve ser controlada e erradicada por seu potencial de rápida expansão, ocasionando a alteração ecológica natural do solo, uma vez que ocupam o local de vegetações nativas, aumentando o risco de extinção de populações a nível local.

2.4 Proposição de medidas de recuperação ambiental

Seguindo os parâmetros do Código Florestal (Lei Federal 12651/2012) do Parcelamento do Solo Municipal (Lei Complementar 889/2011 e Política Municipal do Meio Ambiente (Lei Complementar 1093/2017), as ocupações irregulares devem ser notificadas, fazendo o isolamento do fundo de vale, buscando a melhor forma de mitigar os impactos naquele local, podendo se utilizar desde o manejo da habitação até meios de compatibilização com a construção e meio ambiente. Com maior preocupação relativa ao remanejo das habitações que se localizam a menos de 30 metros do corpo d'água e a retirada de animais e plantios rurais.

Em relação ao saneamento, em casos em que haja possibilidade, deve ser utilizado o reaproveitamento de águas pluviais com o intuito de diminuir a descarga. Além da estruturação de dissipadores de energia nas saídas das galerias a fim de possibilitar maior controle da vazão descarregada e, assim, controle da erosão das margens. Deve ser realizada fiscalizações em todo o sistema na busca por ligações ilegais de esgoto na rede de drenagem pluvial, fator que é expressamente proibido pela legislação. Ainda, relativo aos resíduos sólidos, estes devem ser coletados e separados conforme Lei 12305/2012 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), os classificados como não perigosos podem ser retirados por meio de solicitação à Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) da cidade.

Outra medida proposta é o estabelecimento de metas de replantio das matas ciliares nas margens do córrego, recuperação da vegetação nativa na área geral e supressão das espécies invasoras na área. Em contato com a SEMA de Maringá foi constatado que é possível realizar um levantamento da espécie nativa da margem, e com base na Lei Complementar 10510/2017, que obriga o replantio de árvores retiradas de passeios e logradouros, na solicitação do empreendimento responsável, fazer o manejo para o reflorestamento no local. Essa ação possibilita mitigar os impactos relativos ao solo e descarga superficial, além da manutenção da umidade da região.

Em um aspecto geral, deve ser realizado todo o cercamento da área, com o intuito de evitar possíveis invasões, o calçamento ecológico do entorno, além de programas de educação ambiental nas escolas da região, principalmente da população em contato direto com o fundo de vale, afim de proporcionar uma consciência ambiental, e percepção dos riscos aos quais os mesmos estão sendo impostos ao não preservar a área.

3. CONCLUSÕES

Uma das problemáticas da expansão urbana é a redução das áreas verdes e a degradação das remanescentes. No município de Maringá, o Córrego Mandacaru é um dos que ainda apresenta grandes aspectos de degradação. O levantamento diagnóstico possibilitou delimitar alguns desses aspectos, levando em consideração as ocupações irregulares nas áreas de preservação, como edificações, criação de bovinos e equinos, e até plantio de grãos. A grande demanda de descarga de drenagem por conta da demanda da urbanização no entorno das últimas décadas e as possíveis ligações irregulares as redes, além dos depósitos inadequados de resíduos na área.

O solo no canal do córrego e em seu entorno apresenta grandes níveis de erosão e assoreamento, motivados pelos aspectos de desmatamento, criação de animais e aumento da vazão do córrego pela demanda de drenagem. Já a flora se apresenta com grandes extensões de espécies invasoras que consomem o espaço da vegetação nativa promovendo alterações ecológicas no solo da região. A área em si, considerada de preservação permanente pelas legislações municipais e também pelas federais, apresenta descuido e falta de fiscalização, com necessidade atual de frear a degradação e imprescindível de medidas mitigadoras e de recuperação, dada a importância do córrego, o qual tem sua foz no Ribeirão Maringá, que é afluente do Rio Pirapó que abastece o município.

Portanto, conforme diagnóstico, foram propostas medidas que promovam a recuperação e estabilização ambiental na área com base na legislação municipal, que deverão ser aplicadas por parte do poder público de forma a fiscalizar e mitigar irregularidades encontradas, com o intuito de recuperar o fundo de vale do córrego e trazer melhorias ambientais à região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Baldim, L. B.; Gomes, G. F. M. Degradação De Fundo De Vale E Sua Recuperação Através De Implantação De Parque Urbano. Departamento de Arquitetura e Urbanismo – Faculdades Integradas de Ourinhos – FIO/FEMM. 2019.

Barbosa, L. C. Potencialidades dos parques lineares na recuperação de áreas de fundos de vale. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 2010.

Brasil. Lei Federal 12651/2012. Lei de Proteção de Vegetação Nativa. Institui o Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2012.

França, F. H. V. Indicadores de desempenho e recursos hídricos: proposta de um índice multidimensional para avaliação da implementação de planos de recursos hídricos. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, 2019.

Maricato, E. Metrópole, legislação e desigualdade. Estudos Avançados, v.17, n.48, p. 151-167. 2003, ISSN 1806-9592.

Maringá. Lei Complementar 632 de 2006. Cria o Plano Diretor do município de Maringá. Lex: coletânea de legislação: edição Municipal, Maringá-PR, 2006.

_____. Lei Complementar 888 de 2011. Dispõe sobre o Uso e Ocupação do Solo no município de Maringá. Lex: coletânea de legislação: edição Municipal, Maringá-PR, 2011a.

_____. Lei Complementar 889 de 2011. Substitui a Lei Complementar 334/99, que dispõe sobre o Parcelamento do Solo no município de Maringá. Lex: coletânea de legislação: edição Municipal, Maringá-PR, 2011b.

_____. Lei Complementar 1093 de 2017. Dispõe sobre a Política de Proteção, Preservação, Controle, Conservação e Recuperação do Meio Ambiente e melhoria da qualidade de vida no município de Maringá e da outras providências. Lex: coletânea de legislação: edição Municipal, Maringá-PR, 2017.

_____. Lei Complementar 10510 de 2017. Dispõe sobre a execução dos serviços de poda, corte, remoção com destoca e substituição de árvores do passeio público dos logradouros municipais. Lex: coletânea de legislação: edição Municipal, Maringá-PR, 2017.

Moretti, R. S. Recuperação De Curso D'água E Terrenos De Fundo De Vale Urbano: A Necessidade De Uma Ação Integrada. Bioikos, Campinas, 2005.

Polastri, P. *et al*. Disposição inadequada de resíduos sólidos em fundo de vale: o caso do Córrego Mandacaru. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v. 19, p. 49-58, 2015.

Polastri, P. *et al*. Diagnóstico E Análise Do Sistema De Descarga De Águas Pluviais No Córrego Mandacaru Em Maringá, Paraná. ABES/FENASAN, 2017.

Prefeitura de Maringá. Fundos de Vale. Secretaria do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.maringa.pr.gov.br/meioambiente/?cod=fundos-de-vale/12> Acesso em 14 de abril de 2021.

Rigon, B. T. C. Avaliação temporal-espacial do processo erosivo marginal dos córregosMandacarú e da Romeira-Maringá-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 2010.

Pereira, P. P. *et al*. Caracterização física do córrego Mandacaru, Maringá–PR. UNOPAR, Científica Ciências Exatas e Tecnológicas, v. 13, n. 1, 2014.

Schneider, R. M. *et al*. Utilização de pinos na medida de erosão marginal dos córregosMandacaru e Romeira para avaliação da ação antrópica da cidade de Maringá, PR– Brasil. In: Produção de sedimentos e seus impactos ambientais, sociais e econômicos. EditoraOeste Campo Grande, p. 613-630, 2009.

73

SANEAMENTO BÁSICO E ESCOLAS: UMA CONTRIBUIÇÃO PARA A EDUCAÇÃO AMBIENTAL DE ABRAÃO-ILHA GRANDE-RJ, BRASIL

Maria Clara Vieira Pereira De SOUZA[1], Rayssa Vogeler Berquó JACOB[2], Helena de Oliveira SOUZA[3], Ana Silvia Pereira SANTOS[4], André Luís de Sá SALOMÃO[5]

[1] *Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - PEAMB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, Brasil, mariaclaravieiraa@gmail.com*

[2] *Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - PEAMB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, Brasil, rayssajacob@gmail.com*

[3] *Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Laboratório de Ecotoxicologia Marinha (Oceanografia), Universidade do Estado do Rio de Janeiro helenabiolog@gmail.com*

[4] *Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente - DESMA, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Brasil, ana.pereira@eng.uerj.br*

[5] *Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente - DESMA, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Brasil, andre@andresalomao.com*

RESUMO

A deficiência no tratamento de águas residuárias ou inexistência de sistemas de tratamento comprometem a acessibilidade à água potável, tendo como consequência problemas sanitários e ambientais. A educação ambiental pode ser considerada como um dos caminhos de conscientização da população para o reconhecimento de seus direitos, garantindo informações para que lutem por melhores condições e acesso aos serviços de saneamento. O objetivo do estudo foi realizar um levantamento bibliográfico sobre as diferentes metodologias que abordam o saneamento básico aplicado às escolas no Brasil, para futura implementação nas escolas da Vila de Abraão, Ilha Grande, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro. O levantamento metodológico foi realizado nas bases de dados do Google Acadêmico, e com os dados encontrados, foram estabelecidos critérios elencados em forma de tabela. A tabela serviu como ferramenta de análise considerando o cenário em que a escola se encontrava para seleção das metodologias mais adequadas. Dessa forma, a elaboração de uma ferramenta de auxílio aos tomadores de decisão, permitirá a construção de uma metodologia adequada as realidades locais e inclusiva, visando o estabelecimento do diálogo entre professores, alunos e a comunidade, para o desenvolvimento de uma visão crítica, ampla e desenvolvida sobre questões relacionadas ao saneamento e a preservação ambiental local.

Palavras-Chave: preservação ambiental; serviços de saneamento; tratamento de esgoto; colégios; tomadores de decisão.

1. INTRODUÇÃO

A necessidade da aplicação da sustentabilidade na gestão dos recursos hídricos está se tornando cada dia mais indispensável devido aos níveis de poluição dos corpos d'água e a sua escassez. A deficiência no tratamento de águas residuárias ou a inexistência de sistemas de tratamento compromete a acessibilidade à água, tendo como consequência, problemas sanitários e ambientais. Tais problemas, geralmente estão também associados à propagação de doenças, principalmente de veiculação hídrica, causadas pela falta de tratamento e disposição incorreta do esgoto. Onde estes, afetam não só a qualidade de vida de uma população, mas também a qualidade da água dos corpos hídricos, podendo causar desequilíbrios ecológicos nos ecossistemas associados.

O tratamento de esgotos é mais do que um *item* fundamental para a proteção do meio ambiente e garantia de disponibilidade hídrica; é também uma questão de saúde pública. Dados retirados do Painel Saneamento Brasil (2018) apontam que em 2018 foram registradas 115.151 internações de crianças de até 14 anos relacionadas à falta de água tratada e após o contato com esgoto a céu aberto. Tais números representam cerca da metade de todas as internações registradas nas unidades de saúde pública por veiculação hídrica em todo o país.

De acordo com o capítulo II da Lei nº 9.795, que instituiu a Política Nacional de Educação Ambiental (BRASIL, 1999), a Educação Ambiental é componente integrante, essencial e permanente da Educação Nacional, devendo estar presente, de forma articulada, nos níveis e modalidades da Educação Básica e da Educação Superior. Para isso as instituições de ensino devem promovê-la integradamente nos seus projetos institucionais e pedagógicos, promovendo a conscientização ambiental e a construção de valores e virtudes, em prol da sua preservação.

No contexto da saúde e do saneamento, a educação ambiental pode ser definida como uma prática social que recomenda não só a mudança de hábitos, práticas e atitudes, mas, principalmente a mudança gradual na forma de pensar, sentir e agir através da seleção e utilização de métodos pedagógicos. Sendo assim, educar e aprender torna-se um processo contínuo de construção coletiva, articulada e compartilhada, além de um incentivo à participação efetiva dos recursos das comunidades locais (MOISÉS *et al*, 2010).

O objetivo do estudo foi realizar um levantamento bibliográfico sobre as diferentes metodologias que abordam o saneamento básico aplicado às escolas no Brasil, para futura implementação nas escolas da Vila de Abraão, Ilha Grande, litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

2. METODOLOGIA

A Vila de Abraão fica localizada na Ilha Grande, distrito de Angra dos Reis, município do Estado do Rio de Janeiro. Com aproximadamente 3000 habitantes, a Vila de Abraão pode ser considerada como a principal porta de entrada do turismo na ilha, assumindo o papel de "capital econômica", sendo o local com maior número de pousadas, restaurantes, agências

e outros serviços, de toda ilha. Possui o esgotamento sanitário realizado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE). Entretanto, o sistema existente atende apenas uma parte das edificações da vila. As outras áreas, não atendidas pela rede, possuem sistemas descentralizados, constituído principalmente por sistemas de tanques sépticos (ou fossas sépticas) e sumidouros, mal dimensionados e sem manutenção adequada ou periódica. Tais fatos ficam mais evidentes, quando se observam diversos locais com descarte irregular de esgoto, mal odor pela vila e grande quantidade de resíduos sólidos nos corpos hídricos (ILHA GRANDE, 2020).

A Escola Municipal Brigadeiro Nóbrega (EM Brigadeiro Nóbrega) fica localizada na Vila do Abraão e recebe alunos não só da Vila de Abraão, mas também de outras localidades da ilha, como Dois Rios, Aroeira, Palmas, Saco do Céu, Praia de Fora, Freguesia de Santana, Pouso, Lagoa Azul e Japariz. Para este projeto foram selecionados somente os alunos entre o 6º e o 9º ano do ensino Fundamental II, sendo estes aproximadamente 210 estudantes. Além disso, a escola em estudo faz parte do Programa Mais Educação, criado pelo Ministério da Educação, priorizando escolas estaduais ou municipais localizadas em áreas de vulnerabilidade social. Um dos pilares do programa é a “Educação ambiental e sociedade sustentável”, e tem como estratégia, integrar diferentes saberes, espaços educativos, pessoas da comunidade, conhecimentos diversos, buscando articular o conhecimento escolar ao aprendizado para a vida, para a cidadania.

O levantamento metodológico de educação ambiental voltado para área de saneamento, foi realizado através de buscas na base de dados do Google Acadêmico, inicialmente com as palavras-chaves: “Educação Ambiental”; “Saneamento Básico”; “Escolas” e “Brasil”, depois foram acrescidas as palavras “Áreas rurais”; “Metodologias” e “Tecnologia social”. Com isso, foram obtidos artigos científicos publicados que abordam a temática de educação ambiental e sanitária em escolas pelo Brasil. Foi então realizada uma seleção específica de tipos de metodologias que já foram aplicadas em diferentes escolas pelo Brasil.

Com os dados obtidos, foram estabelecidos critérios de inclusão como: (i) atividades práticas; (ii) uso de áreas abertas; (iii) uso de auditório; (iv) faixa etária acima de 10 anos; (v) acessibilidade tecnológica; e (vi) equipe técnica especializada na área ambiental. Tais critérios foram estabelecidos visando auxiliar na seleção das metodologias mais propícias a serem aplicadas às realidades locais de cada escola. Dessa forma, as metodologias foram classificadas conforme cumprimento dos critérios estabelecidos em três categorias: **recomendada** (100% dos critérios contemplados), **parcialmente recomendada** (≥60% dos critérios contemplados) e **não recomendada** (< 60% dos critérios contemplados).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o levantamento dos artigos publicados no site de busca do Google Acadêmico foram selecionadas ~e avaliadas as 6 metodologias mais utilizadas ou adotadas nestes estudos, sendo estas: Visitas Técnicas; Atividades Práticas; Concursos/Gincanas; Palestras e Seminários; Campanhas; e Jogos por intermédio de dispositivos móveis. Em cima dessas

metodologias foram aplicados os critérios de inclusão para ver quais seriam as mais recomendadas para a aplicação na EM Brigadeiro Nóbrega (Quadro 1).

Quadro 1: Avaliação comparativa e classificatória das metodologias selecionadas com a temática de educação ambiental e sanitária nas escolas do Brasil, para ser aplicada às condições atuais da Escola Municipal Brigadeiro Nóbrega, na Vila do Abraão, na Ilha Grande-RJ. As metodologias foram classificadas em: recomendadas, parcialmente recomendadas e não recomendadas. Em azul estão marcados os parâmetros que atendem as necessidades da escola estudada (Fonte: Autores).

Metodologia	**Parte Prática**	Área Aberta	**Auditório**	**Faixa Etária**	**Acessibilidade Tecnológica**	**Equipe Técnica**	**Seleção**
Visitas Técnicas	Necessário	Necessário	Não necessário	> 10 anos	Não necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Recomendada (100%)
Atividades Práticas	Necessário	Necessário	Não necessário	> 10 anos	Não necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Recomendada (100%)
Concursos/ Gincanas	Necessário	Necessário	Não necessário	Todas as idades	Não necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Parcialmente Recomendada (83%)
Palestras e Seminários	Não necessário	Não necessário	Necessário	> 10 anos	Não necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Não Recomendada (50%)
Campanhas	Não necessário	Necessário	Não necessário	Todas as idades	Não necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Parcialmente Recomendada (66%)
Jogos por intermédio de dispositivos móveis	Não necessário	Não necessário	Não necessário	> 10 anos	Necessário	Biólogo, Gestor Ambiental, Engenheiro Ambiental/ Sanitarista, Cientista Ambiental	Não Recomendada (50%)

A partir da aplicação dos critérios foram marcadas em azul os que estavam de acordo com as condições ou que atendiam as necessidades da EM Brigadeiro Nóbrega. Sendo assim, 2 metodologias foram consideradas e classificadas com as mais recomendadas para serem aplicadas numa segunda fase do presente estudo, sendo elas: Visitas Técnicas e Atividades Práticas. No entanto, 2 outras foram parcialmente recomendadas: Concursos/ Gincanas e Campanhas, e 2 outras não foram recomendadas de acordo com as necessidades e condições estabelecidas para o presente estudo: Palestras e Seminários e Jogos por intermédio de dispositivos móveis. Cabe ressaltar que essa classificação das metodologias avaliadas pode ser alterada de acordo com outras condições e necessidades encontradas em outras escolas do Brasil e o presente trabalho não visou avaliar a metodologia em si, mas sim a sua aplicabilidade nas condições estabelecidas no recorte metodológico da presente pesquisa. Tais metodologias selecionadas serão avaliadas numa segunda fase do projeto.

4. CONCLUSÕES

Conclui-se que dentre as 6 metodologias pesquisadas e selecionadas no presente estudo, somente duas atenderam a 100% dos critérios estabelecidos para implementação na Escola Municipal Brigadeiro Nóbrega, na Vila de Abraão na Ilha Grande, sendo classificadas como recomendadas: Visitas Técnicas e Atividades Práticas.

Por meio deste estudo, foi estabelecida uma metodologia que poderá ser usadas por tomadores de decisão como ferramenta de auxílio na escolha da metodologia pedagógica mais recomendada para atender as necessidade e condições apresentadas nas escolas e para promoção da educação ambiental e sanitária nos jovens alunos desde o início de suas formações.

Espera-se que o estudo incentive o desenvolvimento de mais ações de educação ambiental, proporcionando uma ampla conscientização nos jovens sobre a importância do cuidado com o meio ambiente, principalmente relacionado às questões sanitárias, como ferramenta fundamental para preservação da saúde pública e ambiental. Além de estabelecer o diálogo entre professores, alunos e a comunidade, para o desenvolvimento de uma visão crítica, ampla e desenvolvida sobre questões relacionadas ao saneamento e a preservação ambiental local.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro - FAPERJ (E-26/201.396/2022; E-26/010.100954/2018, E-26/211.237/2021).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CONSTITUIÇÃO, BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei federal nº. 9795 de 27 de abril de 1999. dispõe sobre a educação ambiental, institui a política nacional de educação ambiental e dá outras providências. brasília, df, 1999.

GUIMARÃES, M. Por uma educação ambiental crítica na sociedade atual. Revista Margens Interdisciplinar, v. 7, n. 9, p. 11-22, 2013.

INFORMAÇÕES SOBRE ABRAÃO. Ilha Grande, 2020. Disponível em: <https://www.ilhagrande.com.br/praias/enseada-do-abraao/informacoes-sobre-abraao/>. Acesso em: 24 maio de 2022.

LOCALIZAÇÃO E DADOS. Ilha Grande, 2020. disponível em: <https://www.ilhagrande.com.br/ilha-grande/localizacao-e-dados/>. acesso em: 24 maio de 2022.

MOISÉS, M. ET AL. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. Ciência & saúde coletiva, v. 15, n. 5, p. 2581-2591, 2010.

PROGRAMA MAIS EDUCAÇÃO. Angra dos Reis. Disponível em: <https://angra.rj.gov.br/sec-maiseducacao.asp? indexsigla=sec&vnomelink=programa%20mais%20educa%e7%e3o>. Acesso em: 31/05/2022.

RIBEIRO, H. A integração entre a educação ambiental e o saneamento ambiental como estratégia para a promoção da saúde e do meio ambiente sustentado. Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, 2002.

74

REUTILIZAÇÃO DE CINZA DE EUCALIPTO COMO FOTOCATALISADOR PARA DESCOLORAÇÃO DE AZUL DE METILENO UTILIZANDO LUZ SOLAR

Maria Eliana Camargo FERREIRA[1], Eduarda Gameleira BERNARDINO[2], Rosângela BERGAMASCO[1] Natália Ueda YAMAGUCHI[2]

[1] *Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, Brasil, camargo_ferreira@hotmail.com, rbargamasco@uem.br*

[2] *Universidade Cesumar, Maringá-PR, Brasil, eduardagbernardino@gmail.com, natalia.yamaguchi@unicesumar.edu.br*

RESUMO

A poluição dos recursos hídricos é uma problemática em evidência no meio acadêmico, onde a ampla geração de resíduos industriais colabora fortemente para agravar esta questão, pois muitas vezes acabam sendo despejados inadequadamente na natureza. Água potável e saneamento para população mundial é um dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), empregar esse tipo resíduo no tratamento de água a partir de métodos inovadores é uma forma de contribuir para tal objetivo, além disso também é uma alternativa sustentável de reutilização desse tipo de material que seria considerado rejeito. O presente estudo teve como objetivo utilizar cinzas de eucalípto pura e modificada com ferrita de manganês como fotocatalisadores, para descoloração de azul de metileno utilizando luz solar real, a partir dos processos sinérgicos de fotocatálise heterogênea e foto-Fenton. Para isto, primeiramente o resíduo industrial de cinza foi padronizado e passou por um processo de lavagem, secagem e por fim foi peneirado em 600 µm. Para sintetização da cinza modificada com ferrita de mangenês, foi adotada a metodologia solvotermica. A eficiencia fotocatalítica de ambos materiais foi testada utilizando 50 mg de cada material, onde foram separadamente dispersos em soluções de azul de metileno. Inicalmente a mistura foi mantida 40 minutos no escuro para atingir o equilíbrio, em seguida foi acomodada sob a incidência solar e acrescido peróxido de hidrogênio (H_2O_2) como oxidante, a fim de potencializar a produção de radicais hidroxilas e otimizar o processo fotocatalítico. A partir dai, a cada 20 minutos uma aliquota foi retirada para aferir sua absorbância, então após 80 minutos exposição contínua a luz solar, foi possível verificar a eficência de cada um dos materiais. Tanto a cinza pura quanto a modificada com ferrita de manganês atingiram a eficiência final de 85%, demonstrando então que ambos materiais são potenciais fotocatalisadores para descoloração do corante azul de metileno.

Palavras-Chave: tratamento de água; fotocatálise; foto-Fenton; cinza; reutilização de resíduo industrial.

1. INTRODUÇÃO

Com o avanço tecnológico e econômico, a utilização de recursos naturais está se tornando uma preocupação mundial, devido a demanda de consumo e ao descarte de compostos poluentes na água sem o tratamento adequado. Independente de sua origem, seja agrícola, industrial ou doméstica, a degradação da qualidade da água explora os recursos finitos e pode limitar a sua distribuição e disponibilidade para o futuro. Para isso, métodos eficazes de tratamento e gestão dos recursos ambientais faz-se necessário para que o equilíbrio econômico, social e ambiental seja atingido (XIE *et al.*, 2018).

Devido a complexidade química de alguns poluentes, a capacidade de tratamento da água por métodos convencionais se limita em virtude da dificuldade de degradação e, ainda, a formação de subprodutos mais tóxicos que o produto inicial, ao depender dos materiais utilizados nas etapas de tratamento primárias e secundárias. Visto isso, o desenvolvimento de técnicas inovadores para o tratamento e controle da qualidade dos efluentes e da água, tona-se indispensável para se restabelecer a proteção do biossistema (ZHAI *et al.*, 2022)it still faces a great challenge to effectively treat the complicated wastewater with coexisting multi-component organic pollutants. Herein, we design and then fabricate a novel double-layer composite membrane to realize the separation of multi-component organic pollutants, selectively catalytic degradation and *in situ* product separation in a one-step. This double-layer membrane systematically characterized by FTIR, XPS, SEM, AFM and the other techniques, comprises a top semi- interpenetrating polymer network(semi-IPN .

Dadas as circunstâncias, os Processos Oxidativos Avançados (POA), estão atraindo a atenção da comunidade científica por permitirem seu emprego para reduzir elevadas concentrações de poluentes em soluções aquosas à níveis normativamente aceitáveis. Esses processos, baseiam-se na geração de radicais altamente reativos que atuam de forma não seletiva com compostos orgânicos degradando-os de forma parcial ou completa (COHA *et al.*, 2021; DONG *et al.*, 2022)conventional reactors. Microreactors' interior structures exhibit comparatively higher surface area-to-volume ratios, which reduce reactant diffusion distances, enable faster and more efficient heat and mass transfer, and better control over process conditions. These advantages can be exploited to significantly enhance the performance of advanced oxidation processes (AOPs. Entre os POA, destaca-se a fotocatálise heterogênea.

Considerada como uma tencologia verde, a fotocatálise heterogênea possui essa denominação quando os reagentes e o catalisador encontram-se em estados físicos distintos, como líquido e sólido, respectivamente. Esse método possui a capacidade de minaralizar contaminantes orgânicos por intermédio de radicais hidroxila (•OH), gerados com a presença de materiais alternativos semicondutores com propriedades ativas quando irradiados por luz ultravioleta (UV), visível ou solar. Esse processo pode ser influenciado por alguns fatores como, pH, concentração de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e concentração do catalisador, além da presença de oxigênio que pode favorecer ou desfavorecer a degradação do poluente (AOUDJ; DROUICHE; KHELIFA, 2019)the

principle of HC is exposed, and a brief list of its applications on ECs is presented. The main factors governing contaminant removal (e.g., initial pH, initial pollutant loading, catalyst concentration, presence of H2O2, and dissolved O2.

O foto-Fenton é um dos sistemas mais importantes disponíveis para a fotodegradação de contaminantes orgânicos sob irradiação UV na presença de Fe^{3+} e H_2O_2. A redução do Fe^{3+} para Fe^{2+} e oxidação do ligante, origina os •OH que atuam degradando os contaminantes orgânicos, além de possibilitar a reciclagem e reutilização do catalisador quando utiliza-se o sistema heterogêneo, tornando o processo ambientalmente mais eficiente (BAHRI *et al.*, 2018).

A utilização de materiais residuais combinados aos semicondutores, podem aumentar a capacidade de degradação de determinados contaminantes. As cinzas de eucalipto, por exemplo, tem origem da queima industrial e, devido sua composição carbonácea, possui capacidade de adsorção em soluções aquosas e permitem sua aplicabilidade com métodos sintetizados atuando como suporte para nanomateriais, devido sua estabilidade química, estrutura altamente porosa e baixo custo comercial (MUSHTAQ *et al.*, 2020). A ferrita de manganês ($MnFe_2O_4$) também possui excelentes propriedades, como grande área superficial, biocompatibilidade, potencial de interação dipolo-dipolo e magnética. Sendo assim, vem se desmontrando eficiente em uma ampla gama de métodos de tratamento e água, como por exempo nos processo de adsorção e catálise (WANG *et al.*, 2017).

Sendo assim, a presente pesquisa tem como objetivo analisar a eficiência das cinzas de eucalipto e ferrita de manganês como fotocatalisadores para a descoloração de amostras artificialmente poluídas com o corante azul de metileno por meio da fotocatálise com luz solar real.

2. METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida basicamente em duas etapas principais, primeiro sendo o preparado dos materiais catalisados, seguido de sua aplicação em escala laboratorial.

2.1 Preparo dos fotocatalisadores

A cinza de eucalípto utilizada é um resíduo proveniente da caldeira de uma indústria localizada na cidade de Maringá-PR. Com o intuito de padronizá-la, o material foi, primeiramente, submetido ao processo de lavagem e secagem, onde utilizou-se 2 litros de água deionizada. Posteriormente, a cinza foi destinada ao forno onde permaneceu por 10 h a 60°C. Em seguida, o resíduo foi selecionado através do peneiramento, utilizando peneiras de 600 µm, obtendo então um material com dimensão padronizada. Para a síntese do fotocatalisador de cinza e ferrita de manganês utilizou-se 1 g de cloreto de ferro ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) e 0,376 g de cloreto de manganês ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$) que foram dispersos em 60 mL etileno glicol, e submetido a 30 min de ultrasonicação. Após esse período de tempo, 3 g de acetato de sódio, 15 g das cinzas de eucalipto já previamente lavadas e peneiradas foram adicionados a solução que foi mantida sob agitação magnética por 30 min. Em seguida, esta mistura foi levada para autoclave de aço inox com cápsula interna em teflon

à 200°C por 10 h, e por fim o material resultante foi lavado com 100 mL de etanol e 2 L de água deionizada e seco em forno à 60 °C por 12h.

2.2 Atividade dos fotocalisadores

A eficiência dos fotocalisadores foi avaliada a partir da descoloração de uma solução artificial de azul de metileno (AM), preparada a uma concentração conhecida de 10 mg L^{-1} . Ambos materiais foram submetidos a condições semelhantes, onde inicialmente 50 mg de cada um dos fotocatalisadores foram dispersos separadamente em 200 mL da solução de AM, que foi mantida contantemente em agitação magnética. As soluções com seus respctivos catalisadores foram mantidas no escuro durante os primeiros 40 min, para obter o equilíbrio de adsorção. Após este período, 1 mL de H_2O_2 foi adicionada nas amostras que foram expostas a radiação solar por mais 80 min, totalizando então 120 min de reação. Durante todo este período, a cada 20 min alíquotas da solução foram retiradas, centrifugadas por 10 min à 3200 rpm, e então destinadas a um espectrofotometro UV-Vis ajustado para o comprimneto de onda de 664 nm, para obtenção de valores de absorbância. Com os dados de absorbância, foi possível então aferir a concentração da solução e obter a eficiencia de remoção de cada fotocatalisador, a partir da Eq. 1.

$$Eficiência\ de\ descoloração\ (\%) = (\frac{(co - cf)}{co}) \times 100 \qquad \text{[Eq. 1]}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Eficiência de descoloração

Os resultados da atividade do fotocalisador podem ser analisados na Fig. 1. É possível observar que ambos compósitos obtiveram resultado próximo a 85% de remoção, demonstrando que ambos materiais são potenciais fotocatalisadores para descoloração de azul de metileno.

Nos quarenta minutos iniciais, onde as soluções são mantidas em agitação sem nenhum tipo de radiação incidente, observa-se que ambos catalisadores atingiram um percentual de remoção do corante não muito elevado, porém significativo. A cinza pura apresentou uma eficiência de descoloração de aproximadamente 30%, já a cinza modificada com $MnFe_2O_4$ atingiu um percentual próximo de 40%. A eficiência superior do meterial modificado, já era um resultado esperado.

A cinza é um material potencialmente adsorvente devido as suas cararacterísticas, como por exemplo sua grande área supercial rugosa, com rachaduras e sulcos, o que favorece a adsorção de moléculas poluentes e também a deposição de outros materiais catalisadores, como por exemplo semicondutores (LUM *et al.*, 2020). Com a inserção da $MnFe_2O_4$ o processo de adsorção foi potencializado, pois a nanopartícula também caracteriza-se por ser um material com boa capacidade adsortiva, devido a sua superfície funcional e

estabilidade (LUCIANO *et al.*, 2020).

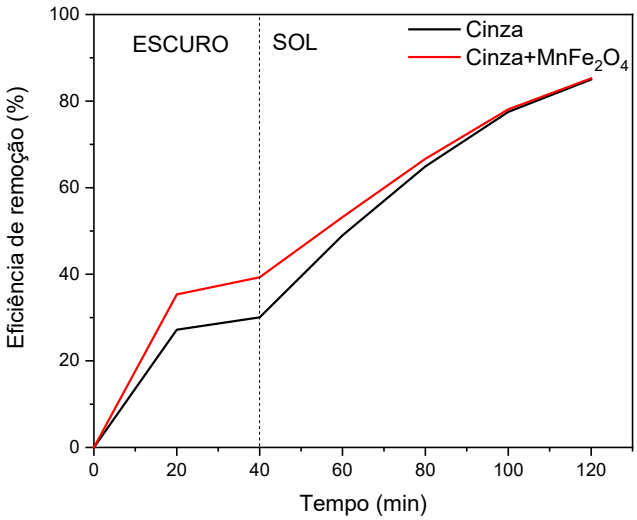


Fig. 1. Eficiência de remoção de AM. Concentração da solução: 10 mg L^{-1}; Massa de catalisador: 50 mg; Volume de H_2O_2: 1 mL;

Quando ambas amostras foram expostas a radiação solar, a eficiência de descolaração dos materiais foi potencialmente elevada, atingindo o valor de 85%. Esta otimização com a inserção da irradiação, demonstra que ambos materias se comportaram satisfatóriamente como fotocatalisadores.

No caso da cinza pura, este percentual elevado pode ser atribuído a capacidade adsortiva do material. O processo de fotocatálise conta com algumas etapas, das quais a adsorção desempenha papel importante na eficiencia do procedimento, pois para que toda a reação fotocatalítica se inicie é necessário a adsorção inicial da molécula que pretende ser mineralizada na superfície do fotocatalisador (ZHANG; WANG; GONG, 2018). Além disso, por contar com uma grande área superficial, há uma maior disponibilidade de sítios ativos o que favorece a adsorção de moléculas de águas e de H_2O_2 que podem ser convertidas em •OH ou radicais superóxido, e consequentemente otimizar o processo de remoção das moléculas do poluente (CHAUDHARI *et al.*, 2018; KANAKARAJU *et al.*, 2020).

Entretando, a associação da cinza com a $MnFe_2O_4$ não otimizou o resultado já atingido com a cinza pura, o percentual se manteve semelhante. Os óxidos semicondutores do tipo espinélio, grupo o qual a $MnFe_2O_4$ faz parte, vem sendo amplamente estuda e explorada no campo da fotatálise, isso por que eles apresentam propridades favoráveis para ser aplicado como fotocatalisador. Dentre essas características destaca-se sua excelente respostas a luz visível, que é atribuída a estreita band gap de valor de 1.9 eV, fato que facilita a transição de eletrons e a formação dos pares eletron-lacuna, e consequentemente a formação de •OH (HUANG *et al.*, 2019).

Porém, devido a essa fotocorrente pequena a tendencia é que os pares eletron-lacuna se recombinem rapidamente, o que prejudica o processo fotocatalítico pois dificulta a adsorção das moléculas de poluente e de água em sua superfície, e consequentemente reduz a produção de •OH atravéz das lacunas fotoexcitadas na banda de valencia da $MnFe_2O_4$ (HUANG *et al.*, 2019; ZHAO *et al.*, 2020)1:0.2:1, 1:0.2:1.5. Sendo assim, essa acelerada recombinação eletron-lacuna pode ter contribuído para estagnação da capacidade fotocatalítica da cinza, e limitado a possibilidade de uma maior efiência de descoloração.

4. CONCLUSÕES

A partir do dados obtidos pode-se concluir que tanto a cinza quando a cinza modificada com $MnFe_2O_4$ demonstraram potencial para serem aplicadas como fotocatalisadores na descoloração do corante azul de metileno. Na etapa inicial sem a inserção de fonte de irradiação (adsorção), o material híbrido foi mais eficiencite que a cinza, demonstrando que a $MnFe_2O_4$ melhora a capaciadade adsortiva da cinza, que é a etapa inicial do processo de fotocatálise. Porém, era esperado que este comportamento superior da associação da $MnFe_2O_4$ com a cinza se mantivesse ao submeter as amostras a irradiação solar, o que não ocorreu, ambos materiais apresentaram o a mesma eficiencia de 85% sob incidência solar. Este comportamento foi atribuído a acelerada recombinação de eletron-lacuna da $MnFe_2O_4$ devido a sua baixa fotocorrente. O ideal seria que a cinza agisse como uma espécie de dissipador de elétrons ou que outro material com essa capacidade fosse introduzido no fotocatalisador hibrido, como por exemplo grafeno, fato que dificultaria essa rápida recombinação, inibiria a aglomeração excessiva da nanopartícula e favoreceria a formação de •OH, otimizando assim o processo fotocatalítico.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto Cesumar de Ciência, Tecnologia e Inovação (ICETI, Brazil) pelo suporte financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AOUDJ, S.; DROUICHE, N.; KHELIFA, A. Chapter 9 - Emerging contaminants remediation by heterogeneous photocatalysis. *In*: MISHRA, A. K.; ANAWAR, H. M. D.; DROUICHE, N. B. T.-E. and N. C. in W. (org.). : Elsevier, 2019. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814673-6.00009-7p.245–275

BAHRI, M. *et al.* Integrated oxidation process and biological treatment for highly concentrated petrochemical effluents: A review. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, v. 125, p. 183–196, 2018. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.02.002

CHAUDHARI, S. M. *et al.* Solar light-assisted photocatalytic degradation of methylene blue with Mo/TiO2: a comparison with Cr- and Ni-doped TiO2. *Research on Chemical Intermediates*, v. 44, n. 5, p. 3115–3134, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11164-018-3296-1

COHA, M. *et al.* Advanced oxidation processes in the removal of organic substances from produced water: Potential, configurations, and research needs. *Chemical Engineering Journal*, v. 414, p. 128668, 2021. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128668

DONG, G. *et al.* Advanced oxidation processes in microreactors for water and wastewater treatment: Development, challenges, and opportunities. *Water Research*, v. 211, p. 118047, 2022. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118047

HUANG, X. *et al.* One-pot solvothermal synthesis of magnetically separable rGO/MnFe2O4 hybrids as efficient photocatalysts for degradation of MB under visible light. *Materials Chemistry and Physics*, v. 231, p. 68–74, 2019. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2019.03.076

KANAKARAJU, D. *et al.* Combined Adsorption/Photocatalytic dye removal by copper-titania-fly ash composite. *Surfaces and Interfaces*, v. 19, p. 100534, 2020. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100534

LUCIANO, A. J. R. *et al.* Manganese ferrite dispersed over graphene sand composite for methylene blue photocatalytic degradation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, p. 104191, 2020. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104191

LUM, P. T. *et al.* Ash based nanocomposites for photocatalytic degradation of textile dye pollutants: A review. *Materials Chemistry and Physics*, v. 241, p. 122405, 2020. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2019.122405

MUSHTAQ, F. *et al.* MnFe2O4/coal fly ash nanocomposite: a novel sunlight-active magnetic photocatalyst for dye degradation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 17, n. 10, p. 4233–4248, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s13762-020-02777-y

WANG, G. *et al.* Development of manganese ferrite/graphene oxide nanocomposites for magnetorheological fluid with enhanced sedimentation stability. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 48, p. 142–150, 2017. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.12.032

XIE, Y. L. *et al.* Inexact stochastic optimization model for industrial water resources allocation under considering pollution charges and revenue-risk control. *Journal of Cleaner Production*, v. 203, p. 109–124, 2018. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.245

ZHAI, X. *et al.* Simultaneously enhancing purification, catalysis and *in situ* separation in a continuous cross-flow catalytic degradation process of multi-component organic pollutants by a double-layer PVDF composite membrane. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 2, p. 107160, 2022. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107160

ZHANG, P.; WANG, T.; GONG, J. Current Mechanistic Understanding of Surface Reactions over Water-Splitting Photocatalysts. *Chem*, v. 4, n. 2, p. 223–245, 2018. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chempr.2017.11.003

ZHAO, W. *et al.* Magnetic recyclable MnFe2O4/CeO2/SnS2 ternary nano-photocatalyst for photo-Fenton degradation. *Applied Catalysis A: General*, v. 593, p. 117443, 2020. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcata.2020.117443.

75

MAPEAMENTO DE ÁREAS INUNDADAS USANDO UM ÍNDICE DE ÁGUA BASEADO EM DADOS DO SATÉLITE SENTINEL-2: AS CHEIAS DE 2019 NO BAIXO MONDEGO (PORTUGAL)

Romeu GERARDO[1 2], Isabel PEDROSO DE LIMA[1 2], João L.M. PEDROSO DE LIMA[1 2]

[1] *Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Coimbra, Rua Luís Reis Santos, 3030-788 Coimbra, Portugal, romeu.jorge@uc.pt, iplima@uc.pt, plima@dec.uc.pt*

[2] *MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Coimbra, Portugal*

RESUMO

Embora a frequência e a severidade das cheias estejam a aumentar em todo o mundo, dados sobre inundações são geralmente escassos ou inexistentes, ou estão desatualizados e não digitalizados. Tentando dar resposta a esta situação, e capitalizando a existência de novos produtos de deteção remota e o aumento da capacidade computacional, estão a ser desenvolvidas e testadas várias ferramentas com potencial para permitir obter, com oportunidade, mapas de inundação úteis e atualizados.

Em dezembro de 2019, Portugal registou, em média, precipitação que ultrapassou em 127% os níveis normais, o que levou a inúmeras ocorrências de inundações e deslizamentos de terra. Entre os dias 15 e 22 de dezembro, a precipitação total em 24 horas ultrapassou os 100 mm em várias regiões do norte e centro de Portugal. Neste estudo, usam-se imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2 para mapear a), calculado com os dados do Sentinel 2. A ampla extensão espacial coberta tipicamente por imagens área inundada, em situação de cheia, que resultou do colapso/rotura dos diques do rio Mondego, na região do Baixo Mondego, perto de Montemor-o-Velho; este acidente ocorreu em 21 de dezembro, causando sérios impactos ambientais. Especificamente, o mapa da área inundada em 29 de dezembro foi estabelecido e comparado com um mapa das áreas cobertas com água, na situação pré-cheia. O mapeamento foi baseado no *Modified Normalized Difference Water Index* (MNDWIde satélite e a alta frequência e resolução espacial das imagens do Sentinel-2 constituem as principais vantagens que promovem a utilização de índices de água baseados em dados de satélite para identificar rapidamente áreas afetadas por inundações, permitindo excluir de mapas produzidos as massas de água existentes na situação pré-cheia.

Palavras-Chave: rio Mondego; cheia fluvial; MNDWI; deteção remota; monitorização ambiental.

1. INTRODUÇÃO

As cheias estão entre os desastres naturais mais catastróficos e com maior impacto ambiental, causando danos importantes e/ou permanentes a infraestruturas e sistemas de comunicação, produções agrícolas e até propriedades; mas, mais relevante, as cheias podem provocar perda de vidas humanas. Cenários de alterações climáticas sugerem que este tipo de fenómenos possa agravar-se, aumentando a frequência de eventos meteorológicos extremos e adversos (e.g., Kharin *et al*., 2007). Face ao cenário de agravamento desta problemática, em 2007, a Comissão Europeia (CE) adotou a Diretiva da Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações (DAGRI). A deteção remota (DR) é amplamente reconhecida como uma fonte impar de dados para a implementação das diretrizes da União Europeia (UE), pois fornece uma visão sobre grandes áreas, observações frequentes e arquivos históricos (Bresciani *et al*., 2011). O mapeamento de áreas inundadas é uma ferramenta útil à melhor compreensão do regime de cheias, contribuindo para a redução dos seus efeitos negativos através da adoção atempada de medidas preventivas (Dinh *et al*., 2019).

A maioria dos métodos disponíveis para o mapeamento de massas de água com dados óticos, obtidos remotamente, baseiam-se em índices espectrais (Pekel *et al*., 2016), neste caso conhecidos como “índices de água”. Um índice de água pode ser calculado usando diferentes combinações de bandas (Boschetti *et al*., 2014). Ou seja, indicadores relacionados com a água são baseados em combinações de refletância no infravermelho de ondas curtas (SWIR, 1250–2500 nm), e no infravermelho próximo (NIR, 700–1250 nm) (Gao, 1996) ou visível (VIS, 350–700 nm) (Li *et al*., 2014). Em 2006 foi proposto o índice de água *Modified Normalized Difference Water Index* (MNDWI), que aparenta revelar mais detalhes no mapeamento de massas de água, do que outros índices de água existentes (e.g. *Normalized Difference Water Index* - NDWI; Xu, 2006; Du *et al*., 2016).

Este estudo apresenta resultados focados no mapeamento de área inundada, resultante do colapso de infraestruturas no Baixo Mondego, utilizando o índice de água MNDWI, com recurso a dados do satélite Sentinel-2 do Programa Copernicus. O objetivo deste trabalho é avaliar o potencial das imagens do Sentinel-2 para identificar rapidamente áreas afetadas por inundações.

2. MÉTODOS E MATERIAIS ESTUDO DE CASO DAS CHEIAS NO BAIXO MONDEGO

Em dezembro do 2019, a região do Baixo Mondego foi severamente atingida pelas cheias do rio Mondego, das quais resultaram elevados prejuízos (Freire & Antunes do Carmo, 2021). No período de 15 a 19 de dezembro, formaram-se três fortes depressões atmosféricas, designadas por Tempestades Daniel, Fabien e Elsa, que deram origem a precipitação persistente, por vezes intensa; em particular, no dia 19, registaram-se valores acumulados em 24 horas superiores a 100 mm nalguns locais do Norte e Centro de Portugal Continental (IPMA, 2019). No dia 21 de dezembro ocorreu a rotura de dois diques

de proteção do vale central do rio Mondego e, consequentemente, inundação dos campos do Baixo Mondego, causando grandes prejuízos económicos e agrícolas (Fig. 1).



Fig. 1. Rotura dos diques de proteção contra cheias (esquerda) e inundação dos campos agrícolas (direita) no Baixo Mondego, em dezembro de 2019 (CMMV, 2019).

Os dados utilizados no mapeamento das áreas inundadas foram adquiridos através do satélite Sentinel-2 do Programa Copernicus da Agência Espacial Europeia. A missão Sentinel-2 tem uma órbitra quase-polar e dispõe de um sensor multiespectral com 13 bandas, com uma grande resolução espacial, de 10, 20 ou 60 metros, dependendo da banda, e resolução temporal de 10 dias.

Neste estudo foi delimitada uma área selecionada na zona afetada (Fig. 2) pela inundação, sendo feita a recolha de imagens em cenário de pré-cheia (4 de dezembro) e pós-cheia (29 de dezembro). As imagens do Sentinel-2 recolhidas não apresentam nuvens na área de estudo.

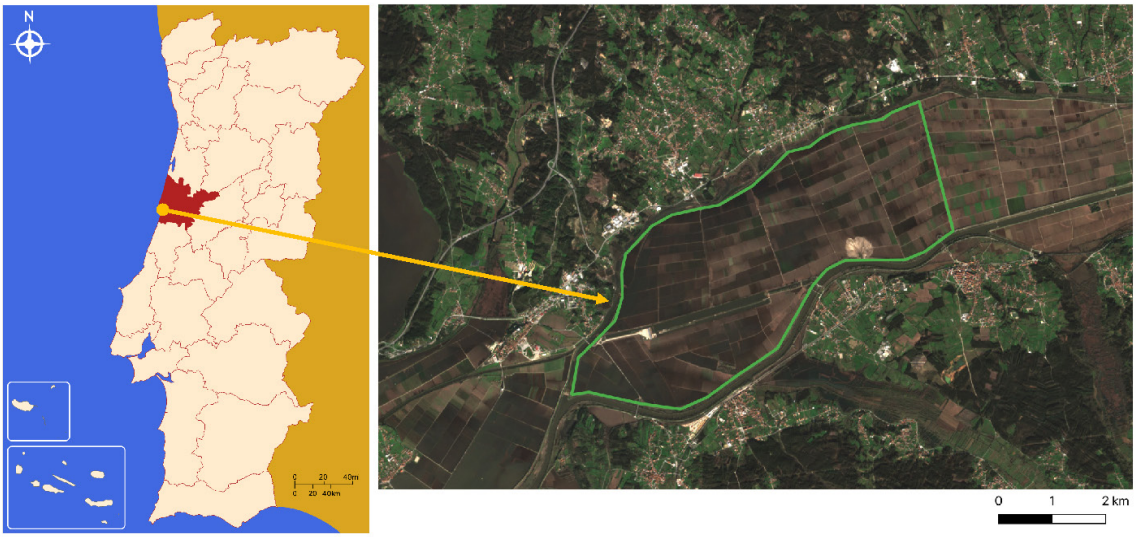


Fig. 2. Localização da área selecionada no vale central do rio Mondego.

O índice MNDWI foi aplicado para identificar massas de água nas imagens Sentinel-2, onde foram utilizadas as bandas de verde (Green) e de infravermelho de ondas curtas (SWIR). A equação do MNDWI é:

$$MNDWI = \frac{Green - SWIR}{Green + SWIR}$$

Face à necessidade de ambas as bandas possuírem a mesma resolução, procedeu-se à reamostragem das bandas de SWIR de 20 m para 10 m. O índice MNDWI gera uma imagem cujos valores dos pixéis varia de -1 a 1. No sentido de identificar apenas a presença de massas de água, foi gerada nova imagem em que os pixéis que possuem um valor maior que zero indicam a presença de massas de água. O tratamento das bandas de Sentinel-2 para elaboração das imagens referentes ao índice MNDWI foi feito com recurso ao software QGIS versão 3.6.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O índice MNDWI foi calculado a partir de imagens de Sentinel-2 para a situação de pré-cheia (A) e de pós-cheia (B) para a área de estudo selecionada (Fig. 3). Os pixéis de cor azul da Fig. 3 identificam a presença de água à superfície, ou seja, as áreas inundadas.

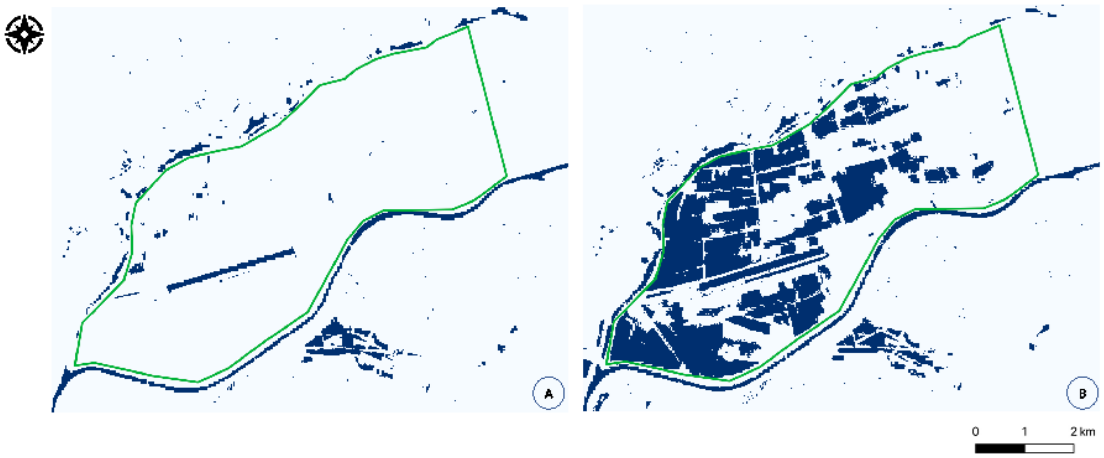


Fig. 3. Representação das superfícies de água com base no índice MNDWI para a área de estudo (40°11'2.79"N; 8°38'6.50"W) utilizando as imagens de Sentinel-2: pré-cheia (esquerda) e pós-cheia (direita).

Os valores de MNDWI para a área de estudo em 4 de dezembro de 2019 foi de 31.09 ha e em 29 de dezembro de 2019 foi de 777.45 ha, o que corresponde a uma área adicional inundada de 746.46 ha, ou seja, a um valor percentual de variação de superfície de água de 2400%. A extensão da inundação na área selecionada provocada pela rotura dos diques foi detetada após oito dias da ocorrência do colapso das infraestruturas.

Através da obtenção de imagens de satélite Sentinel-2, disponibilizadas pelo Programa Copernicus e da elaboração do mapeamento de áreas inundadas com recurso ao índice

MNDWI é possível monitorizar dinamicamente a extensão da área inundada e usar essa informação no planeamento de intervenções no terreno, enquanto o próprio fenómeno de inundação está a decorrer. O mapeamento produzido pelo MNDWI mostra resultados promissores, tal como se verificou em estudos anteriores (Du *et al*., 2016; Solovey, 2020).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ampla extensão espacial coberta tipicamente por imagens de satélite e a alta frequência e resolução espacial das imagens do Sentinel-2 constituem as principais vantagens que promovem a utilização de índices de água baseados em dados de satélite para identificar rapidamente áreas afetadas por inundações, relativamente à situação pré-cheia.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho teve o apoio do projeto de investigação MEDWATERICE – *Towards a sustainable water use in Mediterranean rice-based agro-ecosystems* (www.medwaterice.org), na componente financiada através da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (ref. PRIMA/0006/2018).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Boschetti, M., Nutini, F., Manfron, G., Brivio, P.A., Nelson, A. (2014). Comparative analysis of normalised difference spectral indices derived from MODIS for detecting surface water in flooded rice cropping systems. PLoS One 9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088741.

Bresciani, M., Stroppiana, D., Odermatt, D., Morabito, G., Giardino, C. (2011). Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the water framework directive in European perialpine lakes. Sci. Total Environ., 409, 3083–3091. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.001.

CMMV (2019). Página Oficial da Câmara Municipal de Montemor-o-Velho. https://www.cm-montemorvelho.pt/index.php (Consultado a 16 de Março de 2022).

Dinh, D.A., Elmahrad, B., Leinenkugel, P., Newton, A. (2019). Time series of flood mapping in the Mekong Delta using high resolution satellite images. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 266, 012011.

Du Y., Zhang Y., Ling F., Wang Q., Li W., Li X. (2016). Water Bodies' Mapping from Sentinel-2 Imagery with Modified Normalized Difference Water Index at 10-m Spatial Resolution Produced by Sharpening the SWIR Band. Remote Sens., 8(4), 354. https://doi.org/10.3390/rs8040354.

Freire, D.F.A., Antunes do Carmo, J.S. (2021). As cheias do rio Mondego e as soluções que tardam a implementar. In A. Nunes, A. Amaro, A. Vieira, F.V. de Castro, F. Félix (eds). Geografia, Riscos e Proteção Civil. Volume 1, RISCOS - Associação Portuguesa de Riscos, Prevenção e Segurança. ISBN 978-989-9053-03-8. 695 pp.

Gao, B. (1996). NDWI—a Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sens. Environ., 266, 257–266. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3.

IPMA (2019). Boletim Climatológico Mensal – Dezembro 2019. Instituto Português do Mar e da

Atmosfera, I.P.. Lisboa. ISSN 2183-1076. 14 pp.

Kharin, V.V., Zwiers, F.W., Zhang, X., Hegerl, G.C. (2007). Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations. J. Clim., 20, 1419–1444. https://doi.org/10.1175/JCLI4066.1.

Li, M., Zang, S., Zhang, B., Li, S., Wu, C. (2014). A review of remote sensing image classification techniques: the role of Spatio-contextual information. Eur. J. Remote Sens., 47, 389–411. https://doi.org/10.5721/EuJRS20144723.

Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N., Belward, A.S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature, 540, 418–422.

Solovey, T. (2020). Flooded wetlands mapping from Sentinel-2 imagery with spectral water index: A case study of Kampinos National Park in central Poland. Geological Quarterly, 64(2), 492–505.

Xu, H. (2006). Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing, 27(14), 3025-3033.

TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ÁGUA POR OSMOSE INVERSA RECICLADA DE BAIXA PRESSÃO

Victor R. Moreira[1], Yuri A. R. Lebron[2], Gemima S. Arcanjo[3], Bárbara P. Sousa[4], Lucilaine V. S. Santos[5], Míriam C. S. Amaral[6]

[1] *Deparamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Pesquisa GEAPS Membranas. Universidade Federal de Minas Gerais – Brasil. E-mail: victorrznde.eng@gmail.com*

[2] *Deparamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Pesquisa GEAPS Membranas. Universidade Federal de Minas Gerais – Brasil. E-mail: yuri.lebron@outlook.com*

[3] *Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal da Bahia – Brasil. E-mail: gemima.arcanjo@ufba.br*

[4] *Departamento de Engenharia Química, Instituto Politécnico. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – Brazil. E-mail: babipimentas@gmail.com*

[5] *Departamento de Engenharia Química, Instituto Politécnico. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais – Brazil. Deparamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Pesquisa GEAPS Membranas. Universidade Federal de Minas Gerais – Brasil. E-mail: lucilainevaleria@yahoo.com.br*

[6] *Deparamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Pesquisa GEAPS Membranas. Universidade Federal de Minas Gerais – Brasil. E-mail: mcsamaral@yahoo.com*

RESUMO

Embora essencial para o desenvolvimento humano, o abastecimento seguro de água potável depende de processos avançados de tratamento, muitas vezes proibitivos para países de baixa renda e áreas isoladas. Neste sentido, foram investigados procedimentos para reciclagem de módulos residenciais de osmose inversa em fim de vida (EoL-RO), que foram validados em uma operação de longo prazo para tratamento de águas subterrâneas. Os dispositivos desenvolvidos caracterizaram-se pela facilidade de uso, baixa manutenção e independência do suprimento de energia elétrica. Além disso, as vantagens do uso de membranas recicladas podem ser estendidas aos aspectos ambientais, pois evita o simples descarte de membranas EoL-RO em aterros sanitários. Um levantamento de materiais e estoques de membranas importados no Brasil previu que cerca de 1.800 t de módulos de osmose inversa seriam descartados no país até 2024. Do ponto de vista mundial, estima-se que a taxa de descarte de membranas EoL-RO atingiria valores superiores a 14.000 t anualmente. Por outro lado, grandes desafios também geram grandes oportunidades. Os dados de monitoramento demonstram um fluxo de permeado (21,2 ± 0,46 L/m^{2}h), e resistência à filtração (6,37 ± 0,16 × 10^{14} 1/m) constantes, produzindo um volume total de permeado (3.000 L) comparável aos sistemas de filtração comerciais e em conformidade com padrões de potabilidade. A incrustação, mesmo observada pelas técnicas de MEV e EDS, não comprometeu o desempenho do sistema. Por ser uma tecnologia de baixo custo e descentralizada, os módulos reciclados podem ser considerados para aplicações no ponto de uso ou memsmo em regiões remotas e países em desenvolvimento.

Palavras-Chave: Membranas; 3R; Produção mais limpa; Abastecimento de água; Ponto de uso.

1. INTRODUÇÃO

Embora essencial para o desenvolvimento humano, um abastecimento seguro de água potável depende de processos avançados de tratamento, muitas vezes proibitivos para países de baixa renda e áreas isoladas. Os processos convencionais de tratamento geralmente empregados por essas regiões têm eficiência limitada na remoção de poluentes. Para superar as limitações fraqueza dos processos de tratamento convencionais, Yu *et al*. (2020) consideraram o uso de membranas de ultrafiltração (UF), capazes de reter até mesmo os complexos menores de manganês e arsênio formados durante o processo de tratamento. Apesar de sua eficiência, os custos associados ao processo de separação por membrana ainda limitam sua aplicação. Os gastos relacionados à sua aquisição e substituição podem representar até 35% dos custos operacionais totais, sem contar os requisitos e custos de energia (Bhojwani *et al*., 2019).

Esses inconvenientes motivaram diferentes estudos que investigaram o uso de membranas de baixa pressão e procedimentos de reciclagem de membranas em fim de vida. Dentre os protocolos de reciclagem, os processos de oxidação química podem ser uma alternativa interessante pela facilidade de operação e eficácia de conversão (Coutinho de Paula e Santos Amaral, 2018). Uma comparação entre membranas recicladas e comerciais evidenciou os ganhos econômicos ao trabalhar com os sistemas reciclados (Moreira *et al*., 2021). Enquanto os custos de substituição das membranas de UF comerciais corresponderam a 33% em média dos custos operacionais totais, o valor para membrana de osmose inversa reciclada vida foi de apenas 0,7%. No entanto, o sistema investigado por Moreira *et al*. (2021) foi proposto para sistemas centralizados de tratamento de água, e sistemas descentralizados quando aplicados no ponto de uso (POU) parecem atender melhor a realidade de países de baixa renda e regiões isoladas (Pooi e Ng, 2018).

Para tanto, investigou-se o uso de módulos domiciliares reciclados como alternativa para tratamento de águas subterrâneas no POU. As membranas foram recicladas por oxidação química com NaOCl e caracterizadas. O sistema foi validado em uma operação de longo prazo, cuja eficiência técnica foi investigada em termos de sua capacidade de produzir água tratada de acordo com os padrões de potabilidade.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Membranas de osmose inversa de fim de vida (EoL-RO) (Dow® FilmTec TW30, 0,5 m²) anteriormente empregadas para tratamento de água foram inicialmente limpas com solução de ácido cítrico (pH 2,5) por 20 min em banho ultrassônico, seguido de procedimento de limpeza com uma solução de hidróxido de sódio (0,2% em massa) em condições semelhantes. O elemento de EoL-RO foi então imerso, sem sua desmontagem, em banho comercial de hipoclorito de sódio (10% vol; pH 11) à temperatura ambiente (25ºC) e intensidades de contato de 550.000 ppm.h para oxidação de sua camada de poliamida. A permeabilidade da EoL-RO e das membranas recicladas, bem como a rejeição

de salinidade desta última, foram monitorados durante o procedimento de reciclagem e tomados como indicativos de alterações na camada seletiva da membrana.

A água subterrânea foi amostrada em um sítio local (latitude: -19.979069, longitude: -43.976518) responsável pelo atendimento da demanda hídrica de 64 residências. Antes de sua utilização, a água subterrânea passa por uma etapa de cloração para sua desinfecção sendo posteriormente distribuída para usos domésticos e consumo. As águas subterrâneas de alimentação e o permeado obtido após os experimentos de filtração foram analisados quanto aos padrões de potabilidade que incluíam parâmetros físicos, químicos e biológicos. A operação de longo prazo com o módulo reciclado no POU pretendeu comparar seu desempenho com os módulos residenciais comerciais. Considerando a vida útil de 6 meses desses sistemas e um consumo diário de ~100 L por pessoa, o volume total de filtração dos sistemas comerciais seria de 3.000 L, definido como o volume total a ser filtrado para experimentos de aplicação no POU.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O aumento da permeabilidade de 4,5 para 50,4 L/m²h.bar e a diminuição da rejeição de salinidade de 99,4 para 11,6 % sugere que a EoL-RO foi convertido em membranas semelhantes a UF. Os resultados são explicados pela oxidação da poliamida aromática que compõe a camada densa-seletiva do EoL-RO, expondo assim a camada de suporte microporosa de polissulfona e o suporte de poliéster (Coutinho de Paula *et al*., 2017). Devido às suas características porosas, as membranas recicladas apresentaram menor exigência de pressão de operação. Na perspectiva de aplicação de POU, o menor consumo de energia representaria vantagens se comparado aos módulos domésticos de osmose inversa, filtros mais exigentes em energia.

A eficácia para o tratamento de água e baixa propensão a incrustação foi observada para operação de longo prazo. Com base nos resultados, os experimentos de aplicação no POU operaram sem descarga de concentrado e ainda assim mantiveram um fluxo de permeado (21,2 ± 0,46 L/m^{2}h) e resistência à filtração (6,37 ± 0,16 × 10^{14} 1/m) constantes, sem uma tendência significativa para seu decaimento ou aumento ($p>0,05$), respectivamente. Esses resultados reforçam que as interrupções de limpeza não seriam necessárias e enfatizam as características de fácil utilização e baixa manutenção da EoL-RO reciclado em aplicações no POU. Com base nos resultados, as membranas recicladas seriam comparáveis aos módulos residenciais comerciais, com as vantagens de uma menor necessidade de energia para produção de volume de permeado que favorece a aplicação na POU.

Os resultados de turbidez (< 0.5 NTU) e cor (< 5uH) em conformidade com os padrões de potabilidade endossam a eficácia do sistema. Partículas em suspensão responsáveis pelos valores de turbidez na água tratada também podem atuar como carreadores de patógenos, espécies metálicas e metalóides, o que pode comprometer o fornecimento seguro de água potável (WHO, 2017). Sendo assim, seria importante garantir baixos valores de turbidez na água potável. Altos valores de cor, por sua vez, sugerem a ocorrência de matéria orgânica

(ex: ácidos orgânicos), suspensões coloidais e sais neutros. Embora não seja uma grande preocupação para aplicações domésticas, os padrões de água potável da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos recomendam valores de cor inferiores a 15 uH para água potável (EPA, 2021).

A água tratada ainda atingiu todos os parâmetros internacionais [55 no total, estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017)] exigidos para usos potáveis. As membranas recicladas contribuíram para uma remoção adicional de: radioatividade beta total (92,3%), bário (81,6%), cobre (37,8%), cromo (44,4%), níquel (65,5%), nitrato (96,6%), $N\text{-}NO_3/N\text{-}NO_2$ (96,3%), acrilamida (90,0%), cloraminas totais (90,9%), clorato (92,3%), 5. Cloro residual livre (99,2%), cloreto (95,5%), dureza total (90,1%), ferro (78,4%), manganês (91,2%), monoclorobenzeno (90,0%), sódio (98,6%), sólidos dissolvidos totais (90,7%), sulfato (25,4%) e zinco (95,0%). A maioria dos compostos retidos pela membrana é reconhecida por seu impacto negativo na saúde humana devido à ingestão direta como as espécies metálicas (como cobre, cromo, zinco, bário e manganês) (Brindha *et al.*, 2020). Outras espécies como ferro e cloraminas quando presentes na água tratada resultam em propriedades organolépticas indesejáveis. Apesar de sua menor toxicidade, o consumidor poderia optar por águas potencialmente mais tóxicas, porém ausentes dessas características indesejadas. A retenção da maioria das espécies, embora não esperada para membranas de UF, pode ser explicada por uma barreira dinâmica formada durante os experimentos de filtração que serviria como um mecanismo de retenção adicional, mas não o suficiente para comprometer o fluxo de permeado.

Comparações também são possíveis para imagens de MEV e EDX (Fig. 1), que demonstram visualmente depósitos sobre a superfície da membrana após experimentos de filtração. A composição elementar da membrana incrustada mostra a presença de diferentes compostos inorgânicos comumente encontrados em águas subterrâneas (Kurwadkar *et al.*, 2020). Além do carbono, oxigênio e enxofre, os principais elementos da base dos polímeros da membrana (poliamida, polisulfona e poliéster), observou-se a ocorrência de alumínio (Al), silício (Si), sódio (Na), ferro (Fe) e cobre (Cu) que compuseram os depósitos observados na superfície da membrana.

4. CONSIDERAÇÕES FINALS E PERPECTIVAS FUTURAS

A conformidade com os padrões de água potável é um ponto de preocupação para regiões remotas que lidam com o ônus da acessibilidade à água potável e a falta de sistemas de tratamento. Com base no presente estudo, uma alternativa ao abastecimento seguro de água potável para essas regiões seria o uso de membranas recicladas dado sua eficiência de retenção e baixos requisitos energéticos. Estudos complementares devem avaliar o impacto social e ambiental desses sistemas. Por hora, suas vantagens poderiam ser estendidas aos aspectos ambientais por meio da reciclagem de módulos que seriam simplesmente descartados como resíduos em aterros sanitários.

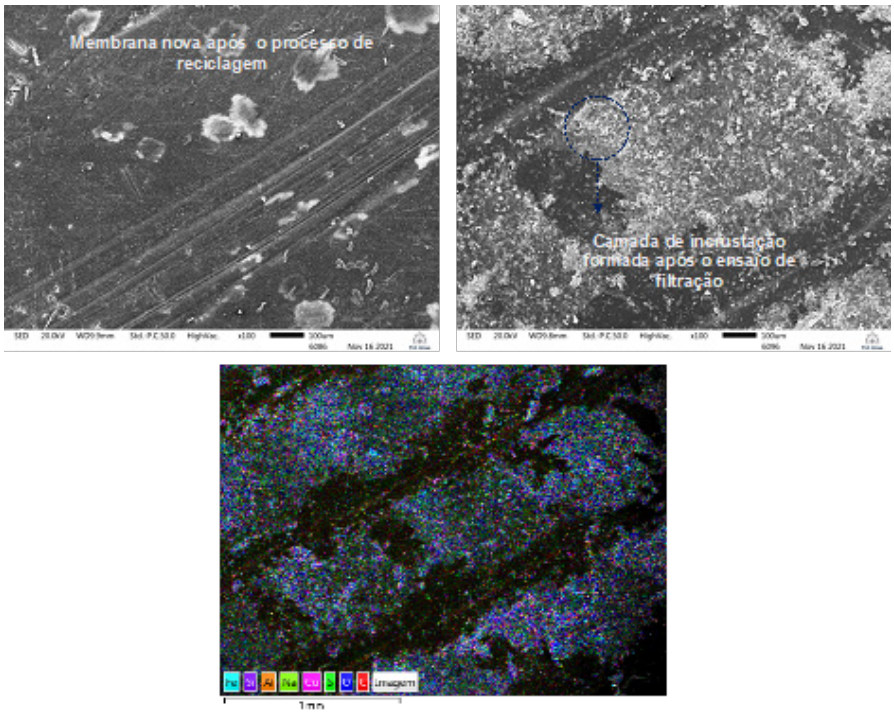


Fig. 1. Imagens de microscopia eletrônica de varredura e espectroscopia de dispersão de raio-x para as membranas novas e após os ensaios de filtração.

5. AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bhojwani, S., Topolski, K., Mukherjee, R., Sengupta, D., El-Halwagi, M.M., 2019. Technology review and data analysis for cost assessment of water treatment systems. Sci. Total Environ. 651, 2749–2761. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.363

Brindha, K., Paul, R., Walter, J., Tan, M.L., Singh, M.K., 2020. Trace metals contamination in groundwater and implications on human health: comprehensive assessment using hydrogeochemical and geostatistical methods. Environ. Geochem. Health 42, 3819–3839. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00637-9

Coutinho de Paula, E., Gomes, J.C.L., Amaral, M.C.S., 2017. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes by oxidative treatment: a technical evaluation. Water Sci. Technol. 76, 605–622. https://doi.org/10.2166/wst.2017.238

Coutinho de Paula, E., Santos Amaral, M.C., 2018. Environmental and economic evaluation of end-of-life reverse osmosis membranes recycling by means of chemical conversion. J. Clean. Prod. 194, 85–93. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.099

EPA, U.S.E.P.A., 2021. Secondary Drinking Water Standards: Guidance for Nuisance Chemicals [WWW Document]. URL https://www.epa.gov/sdwa/secondary-drinking-water-standards-guidance-nuisance-chemicals (accessed 1.6.22).

Kurwadkar, S., Kanel, S.R., Nakarmi, A., 2020. Groundwater pollution: Occurrence, detection, and remediation of organic and inorganic pollutants. Water Environ. Res. 92, 1659–1668. https://doi.org/10.1002/wer.1415

Moreira, V.R., Lebron, Y.A.R., de Paula, E.C., Santos, L.V. de S., Amaral, M.C.S., 2021. Recycled reverse osmosis membrane combined with pre-oxidation for improved arsenic removal from high turbidity waters and retrofit of conventional drinking water treatment process. J. Clean. Prod. 312, 127859. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127859

Pooi, C.K., Ng, H.Y., 2018. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. npj Clean Water 1, 11. https://doi.org/10.1038/s41545-018-0011-0

WHO, W.H.O., 2017. Water Quality and Health - Review of Turbidity: Information for regulators and water suppliers.

Yu, H., Li, X., Chang, H., Zhou, Z., Zhang, T., Yang, Y., Li, G., Ji, H., Cai, C., Liang, H., 2020. Performance of hollow fiber ultrafiltration membrane in a full-scale drinking water treatment plant in China: A systematic evaluation during 7-year operation. J. Memb. Sci. 613, 118469. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118469

82

DESEMPENHO DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL E ORTOFOSFATO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SANTARÉM-PA

Natana Costa FARIAS [1], Iomar Manoel Pereira SOUSA[1], Dayhane Mayara Santos NOGUEIRA[1], Lucinewton Silva de MOURA[1], Israel Nunes HENRIQUE [1]

[1] Universidade Federal do Oeste do Pará, Rua Vera Paz s/n° Santarém-PA, natana.ajrwsm@gmail.com; iomar.manoel@gmail.com; dayhanesantos@gmail.com; lucinewton.moura@yahoo.com.br; israelnunes@yahoo.com.br

RESUMO

A demanda por recursos ambientais no modelo econômico vigente é excessiva, refletindo assim, nos imprescindíveis usos da água a consequente geração de águas residuárias ao meio ambiente. As águas residuárias não tratadas apresentam organismos patogênicos danosos para saúde humana, matéria orgânica excessiva e macro e micronutrientes que podem causar eutrofização de corpos hídricos, dentre os quais destacam-se o nitrogênio e o fósforo. Diante do exposto, o presente estudo buscou alternativas de remover/recuperar carga orgânica e remover/recuperar nutrientes como N e P. Os estudos sobre o uso de microalgas mostram-se atrativos por absorverem nutrientes produzindo biomassa algal, que pode ser usada como matéria prima de biocombustíveis, fármacos, ração animal, entre outros. Nesse contexto, um reator de algas foi instalado em escala laboratorial na cidade de Santarém-PA, onde adotou-se o uso de meio suporte composto de esponjas de poliuretano dentro de um reator tubular de quartzo instalado em posição vertical e com volume útil de 0,6L e funcionando com tempo de detenção hidráulica de 6 horas. Para manter o processo fotossintético ativo, foram utilizadas como fonte luminosa duas lâmpadas de LEDs com funcionamento por período de 24h/d. Também foram utilizadas duas bombas dosadoras para vazão de alimentação e recirculação do sistema, respectivamente. Por 60 dias de monitoramento o reator manteve pH entre 9 e 10, proporcionando a volatilização do nitrogênio amoniacal e precipitação do fósforo com eficiência de 92% e 36%, respectivamente. Também foi realizado teste de ciclos de tratamento de 6 horas com coletas amostrais a cada 0,5 horas por 0,5 horas, o qual pode-se constatar que nas primeiras 4 horas o efluente manteve-se com pH acima de 10, operando com volume de recirculação inicial de 1,2 L obtendo remoção de 92% de nitrogênio amonical.

Palavras-Chave: microalgas; remoção de nutrientes; bioeconomia circular.

1. INTRODUÇÃO

A população da região norte do Brasil tem a mais baixa taxa de esgotamento sanitário do país, com apenas 33%, e cobertura de tratamento de águas residuárias de apenas 21,4% (SNIS, 2020), também o mais baixo do país. Cerca de 2,4 mil toneladas de esgotos domésticos percorrem a céu aberto no Brasil (ANA, 2017). Esses efluentes não tratados apresentam organismos patogênicos danosos para saúde humana, matéria orgânica excessiva, macro e micronutrientes que podem causar eutrofização de corpos hídricos, dentre esses destaca-se o nitrogênio e o fósforo que são encontrados em abundância nas águas residuárias e esses devem ser removidos para evitar os impactos ao meio ambiente e a saúde humana (METCALF E EDDY, 2016; VON SPERLING, 2017). Na busca de redução do impacto eutrofizante em corpos hídricos por águas residuárias, Henrique *et al*. (2010) relatam que a remoção apenas de nitrogênio não é ambientalmente suficiente, e enfatiza que os sistemas que promovem tratamento de águas residuárias devem reduzir também a quantidade de fósforo ao mais baixo possível, visto que esse é um nutriente estimulante no crescimento de macrófitas aquáticas excessivas. Busca-se alternativas que viabilizem tratamentos que além de remover/recuperar carga orgânica removam/recuperem nutrientes excessivos.

Muito se tem estudado a capacidade das microalgas de absorverem nutrientes, produzindo biomassa algal que pode ser usada como matéria prima de biocombustíveis ou bioenergia (ZUHRA *et al*., 2021). Na última década empresas dos Estados Unidos, Austrália e Reino Unido começaram a usar águas residuárias como fontes de produção de biomassa algal, contudo, ainda há limitação sobre as espécies de microalgas (WOLLMANN *et al*., 2019). O uso de microalgas tem-se tornado atrativo, pois apresentam aplicações potenciais na indústria farmacêutica, em energia renovável, cosméticos, produtos alimentícios e pós-tratamento de águas residuárias (ALCANTARA *et al*., 2015; GAO *et al*., 2021; KUMAR *et al*., 2020; SOLMAZ *et al*., 2020). Desse modo, a presente pesquisa integrou um reator anaeróbio UASB seguido de um Reator de Algas Imobilizadas (RAI) com intuito de analisar o desempenho em pós-tratamento utilizando um RAI na remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato de águas residuárias domésticas na cidade de Santarém (PA).

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Local de Estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LabTAR) da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), localizado no campus Tapajós, Bairro Salé na Rua Santana s/n, no município de Santarém – Pará nas coordenadas em latitude 2°25’21” e longitude 54°44’30.2”.

2.2 Metodologia

Foi avaliado o desempenho do sistema por meio de análises dos parâmetros que

influenciam nos processos de remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato, assim como as análises bases para monitoramento e operação adequada do sistema de acordo com a Tabela 1:

Tabela 1. Métodos e parâmetros realizados.

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico	4500 H.B / APHA, 2012
Alcalinidade Total	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico a 0,02N	KAPP (BUCHAUER, 1998)
Ácidos Graxos Voláteis		KAPP (BUCHAUER, 1998)
DQO_t e DQO_f	Titulometria de oxirredução com dicromato (Refluxão fechada)	5220 C. / APHA, 2012
Nitrogênio amoniacal	Semi-micro Kjeldhal	4500-NH3 / APHA, 2012
Fósforo total	Espectrofotométrico com ácido ascórbico e digestão em per-sulfato	4500-P E./ APHA, 2012
Ortofosfato solúvel	Espectrofotométrico com ácido ascórbico	4500-P E./ APHA, 2012

O RAI que foi instalado em escala laboratorial, ao qual adotou-se meio suporte para imobilização das microalgas utilizando esponjas de poliuretano com 98% de volume de vazios, inseridas em um tubo cilíndrico de quartzo, instalado em posição vertical, com volume útil de 0,6L e funcionado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 horas.

Para manter ativo o processo fotossintético foi utilizado como fonte luminosa, por período de 24h/d, duas lâmpadas de LEDs de 1350 lúmens cada. Também foram utilizadas duas bombas dosadoras, sendo uma para vazão de alimentação e outra na recirculação do sistema.

2.3 Resultados e Discussão

O RAI funcionou com volume útil total de alimentação, tendo 4 ciclos diários (6 horas cada). O pH inicial medido foi em torno de 8, sendo efluente advindo do reator UASB. Com o crescimento da biomasssa algal e consequente presença de algas e acrescente no processo fotossintético, foi verificado o aumento do pH a partir do 13° dia de funcionamento, chegando a valores de pH variando de 9 a 11. Diante de presença deste processo, a volatilização da amônia aconteceu notavelmente. Quanto ao ortofosfato o declínio foi relevante a partir da elevação do pH no 13° dia de operação, esses resultados explicam-se pelo fato de haver diferentes mecanismos de remoção de nitrogênio e fósforo em sistemas com algas que contribuem para a eliminação de nutrientes por meio de dois mecanismos: incorporação biológica e aumento do pH, causando a volatilização da amônia e precipitação química do fósforo (PICOT *et al*., 1993). Von Sperling (2017) relata que nas lagoas de estabilização, o qual também são munidos de algas, os principais meios de remoção são: sedimentação do N_{org} particulado, assimilação de nitratos e amônia pelas algas, nitrificação-desnitrificação e volatilização da amônia sendo esse último o mais relevante em meio líquido. Em valores de pH superior a 9,5 quase toda amônia está na forma de amônia livre e ocorre a dessorção (desprendimento para atmosfera). A concentração de nitrogênio amoniacal afluente ao percorrer a coluna com algas do RAI

reduziu favoravelmente, e o ortofosfato também decaiu como verificado nos resultados nas tabelas 2 e 3:

Tabela 2. Eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) durante o monitoramento de 60 dias.

TDH de 6 horas	Média (mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	36,83	91,96%
Efluente RAI	2,96	

Tabela 3. Eficiência de remoção de ortofosfato (PO_4^{3-}) durante o monitoramento de 60 dias.

TDH de 6 horas	Média (mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	3,92	35,59%
Efluente RAI	2,52	

Baseado nesses resultados de eficiência do monitoramento, realizou-se um teste com duração de 6 horas amostrais (1 ciclo) para avaliar o processo de remoção de nutrientes, afim de especificar e analisar a remoção de NH_4^+ e PO_4^{3-} avaliando a influência do pH nesse processo como mostra a figura 1 seguinte:

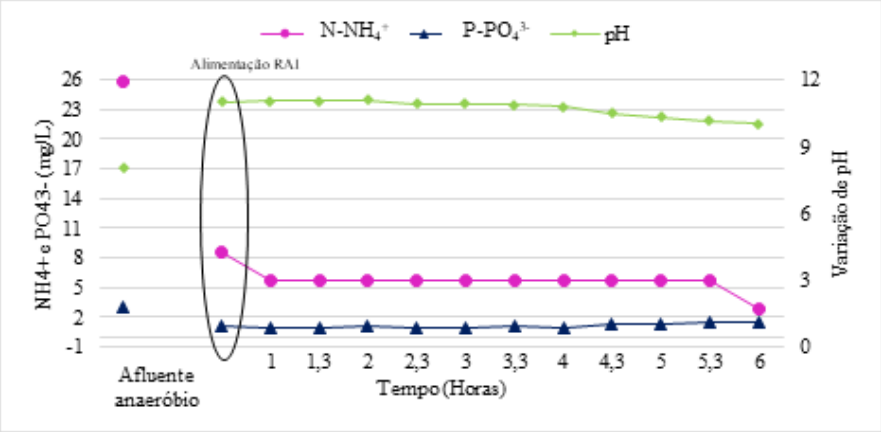


Fig. 1. Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e de ortofosfato (PO_4^{3-}) durante teste.

Ao ser alimentado com nova carga de afluente digerido (do UASB) o pH do RAI não apresentou decaimento expressivo. Com o processo em desenvolvimento o pH do RAI permaneceu elevado chegando a medir 11 na segunda hora de teste. Inicialmente a concentração de nitrogênio amoniacal afluente que adentrou ao RAI foi era de 25,78mg/L e ao percorrer a coluna com algas, sua concentração reduziu favoravelmente para 8,59mg/L e o ortofosfato afluente que estava em 3,03mg/L decaiu para 1,22mg/L. A eficiência deste estudo demonstrou ser relevante, no entanto, é possível que com esse valor de pH, a remoção de nitrogênio amoniacal poderia ser mais elevada. A partir das 6h de experimentação o efluente final apresentou carga amoniacal de 2,8mg/L. A tabela 4 apresenta os valores de eficiência do teste que representa 1 ciclo operacional de 6 horas:

Tabela 4. Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^{3+}) durante o teste.

NH_4^+	(mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	25,78	88,91%
Efluente RAI	2,86	
PO_4^{3-}	mg/L	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	3,03	46,86%
Efluente RAI	1,61	

3. CONCLUSÕES

As análises físico-químicas realizadas nos sistemas, demonstraram eficiência no tratamento com algas de águas residuárias domésticas de Santarém-PA, as concentrações de nitrogênio amoniacal efluente foram abaixo do prescrito pela resolução CONAMA n° 430/11, que devido sua toxicidade aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana determina concentração máxima de lançamento de até 20mg/L. O tempo de detenção hidráulica aplicado demonstra relevância no desempenho do reator de algas imobilizadas, assim como a recirculação aplicada aumentou a superfície de contato líquido-biomassa permitindo otimização do reator.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÁNTARA, C.; *et al*. Evaluation of wastewater treatment in a novel anoxic–aerobic algal–bacterial photobioreactor with biomass recycling through carbon and nitrogen mass balances. Bioresource Technology, vol. 191, p. 173-186, 2015.

APHA, AWWA, WEF. Sthandart methods for the examination of water and wasterwater. Washington, DC. 22th ed. 2012.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. -- Brasília: ANA, 2017.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho CONAMA. Brasília, 2011.

GAO, Y.; GUO, *et al*. Mariculture wastewater treatment with Bacterial-Algal Coupling System (BACS): Effect of light intensity on microalgal biomass production and nutrient removal. Environmental Research, Volume 201, 2021, ISSN 0013-9351.

HENRIQUE, I. N. *et al.* Remoção biológica de fósforo em reatores de bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. Rev. Eng. San. E Ambiental. Vol. 15 n.2, 2010.

KUMAR, A. K.; S. S. *et al*. Techno-economic analysis of microalgae production with simultaneous dairy effluent treatment using a pilot-scale High Volume V- shape pond system. Renewable Energy, Volume 145, 2020, Pages 1620-1632, ISSN 0960-1481.

METCALFY & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 5th Edition. ISBN 0073401188 / 9780073401188, tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. - 5. ed. - Porto Alegre, 2016.

PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C.*et al*. 1993. Using diurnal-variations in a high-rate algal pond for management pattern. Water science Technology, v. 28, n. 10, p. 169- 175.

SOLMAZ, A.; ISIK, M. Optimization of membrane photobioreactor; the effect of hydraulic retention time on biomass production and nutrient removal by mixed microalgae culture. Biomass and Bioenergy, Volume 142, 2020.

SNIS – BRASIL. Esgotamento Sanitário. Disponível em: http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-esgotamento-sanitario. Acesso em: 03 de jan. de 2022.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Ed. 3 – Belo Horizonte: editora UFMG, 2017. 196 p. ISBN: 978-85-423-0182-3.

WOLLMANN, F. *et al*. Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches. Engineering in Life Sciences, v. 19, n. 12, p. 860-871, 2019.

ZUHRA, N.H. *et al*. Processo de hierarquia analítica na determinação da localização da indústria de cascara no distrito de Aceh Tengah. In: Série de Conferências do IOP: Ciências da Terra e do Meio Ambiente. Publicação IOP, 2021.

88

AVALIAÇÃO DE AFLUÊNCIAS INDEVIDAS SALINAS: ESTUDO DE CASO DO TARRAFAL, EM CABO VERDE

Rita Vieira-Castro[1], Filipa FERREIRA[2], José SALDANHA MATOS[3]

[1] *Instituto Superior Técnico, Avenida Rovisco Pais 1, ar.vieiradecastro@gmail.com*

[2] *CERIS – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, Lisboa, Portugal., filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt*

[3] *CERIS – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, Lisboa, Portugal., jose.saldanha.matos@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

As iniciativas de reutilização, que não são influenciadas pela incerteza climática, contribuem para atenuar situações de stress hídrico, como as observadas em Cabo Verde. Contudo, a ocorrência de afluências indevidas salinas (AIS) nos sistemas de drenagem pode condicionar a utilização de efluente tratado. O presente artigo divulga um trabalho de investigação com vista à caracterização, identificação e quantificação de AIS no sistema de drenagem e tratamento de águas residuais do Município do Tarrafal, na ilha de Santiago, em Cabo Verde. Foram realizadas campanhas de monitorização da condutividade elétrica (CE) durante duas semanas, em vários pontos do sistema, a fim de identificar a origem provável das AIS. Os resultados foram analisados por aplicação de uma metodologia simplificada, baseada em balanços de massa, e denotam valores de CE afluentes à ETAR bastante elevados, que podem comprometer a reutilização das águas residuais tratadas. Nesse sentido, foram propostas intervenções que permitam minimizar as AIS indiretas (de águas salobras ao sistema de drenagem, por infiltração), e/ou diretas (decorrentes de usos domésticos ou entrada por descarregadores de maré), bem como o reforço da desinfeção do efluente, através de processos de cloragem e descloragem, instalados a jusante de uma etapa de microfiltração.

Palavras-Chave: afluências indevidas salinas; condutividade elétrica; sistemas de drenagem; Cabo Verde, reutilização.

1. INTRODUÇÃO

O stress hídrico afeta cada vez mais países, em particular no Mediterrâneo e na África Subsaariana. As iniciativas de reutilização, que não são influenciadas pela incerteza climática, contribuem para a transição para uma economia circular e para a implementação do objetivo de desenvolvimento sustentável 6 (ODS6) (água e saneamento para todos).

Em Cabo Verde, a disponibilidade de recursos hídricos, bem como a precipitação, é, em média, bastante reduzida. Estima-se que a disponibilidade total de recursos hídricos

"naturais" seja de aproximadamente 235 milhões de m^3/ano, sendo que as principais origens de água são as águas subterrâneas, a dessalinização da água do mar e as águas superficiais. De acordo com os dados apresentados, o País fica posicionado, em grande parte, ao nível de escassez absoluta, dado que a disponibilidade de recursos hídricos de origem natural é inferior a 500 m^3/pessoa/ano, limitando o desenvolvimento e o bem-estar das populações.

Tendo em consideração este panorama de "stress hídrico" e o seu potencial agravamento em cenários de alterações climáticas e, pelo facto de o mesmo afetar a saúde pública, o ambiente, o desenvolvimento e a competitividade do País, a utilização de água dessalinizada e de água residual tratada (ART), para usos diferentes dos de consumo humano, é vista pelo Governo como uma estratégia promissora para fazer face à crescente indisponibilidade de água. Espera-se, de acordo com o PLENAS – Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento (aprovado pela Resolução n.º 10/2015, de 20 de fevereiro), que a componente das ART venha a ter um peso significativo na matriz das origens hídricas, em 2030.

Atualmente, em Cabo Verde, já se utilizam águas residuais tratadas como fonte de água, em particular para a rega. No entanto, a concretização de projetos de reutilização ainda é incipiente, não chegando a representar 10% da capacidade das atuais ETAR. A disponibilidade das águas residuais tratadas resulta da prestação dos serviços de drenagem e tratamento das águas residuais que atualmente tem, no País, uma cobertura de apenas cerca de 30% no que respeita à população urbana (INECV, 2016).

A utilização de ART na rega é importante e útil, não só porque diminui a dependência dos recursos hídricos, mas também porque permite que haja reutilização de nutrientes (entre os quais o fósforo, um elemento químico essencial, mas de difícil recuperação e potencial poluente de solos e águas). Contudo, a ocorrência de AIS nos sistemas de drenagem, diretas (e.g., por efeitos de maré ou indiretas (e.g., infiltrações de origem salobra), pode condicionar a utilização de efluente tratado. As fontes de AIS anteriormente referidas são as mais comuns e as mais reconhecidas por entidades gestoras, apesar de existirem outras (e.g., ligações domésticas; descargas industriais: conservação de carne, legumes em conserva, lacticínios, e transformação de pescado, indústria petrolífera; e espalhamento de sal para descongelar estradas, em climas frios). Todas estas fontes de AIS aumentam os valores de salinidade e por consequências os de CE. (Brito, R. *et al*, 2021).

A CE das águas residuais domésticas tem, em regra, valores superiores aos da água de abastecimento local, atendendo aos diferentes produtos usados nos domicílios (para higiene e limpeza ou confeção de alimentos). Os valores de CE da água do mar variam entre 30 000 µS/cm e 60 000 µS/cm (Zheng *et al*. 2018), valores consideravelmente superiores aos valores medidos na água potável e nas águas residuais domésticas.

O presente artigo divulga um trabalho de investigação com vista à caracterização, identificação e quantificação de AIS no sistema de drenagem e tratamento de águas residuais do Município do Tarrafal, na ilha de Santiago, em Cabo Verde. Foram realizadas

campanhas de monitorização da CE durante duas semanas, em vários pontos do sistema, a fim de identificar a origem provável das AIS. Os resultados foram analisados por aplicação de uma metodologia simplificada, baseada em balanços de massa, e denotam valores de CE afluentes à ETAR bastante elevados, que podem comprometer a reutilização das águas residuais tratadas.

2. ENQUADRAMENTO

O sistema de saneamento em estudo, composto por duas bacias de drenagem independentes que servem a cidade do Tarrafal e a povoação de Chão Bom, integra a ETAR do Tarrafal, uma rede de drenagem gravítica com cerca de 25,22 km de extensão e uma pequena estação elevatória localizada na Praia do Presidente no Tarrafal. Atualmente, a ETAR recebe cerca de 450,00 m^3/dia, estando apenas uma linha em funcionamento. De acordo com os censos, estima-se que residem na cidade do Tarrafal cerca de 6 656 habitantes, e que a população residente na povoação de Chão Bom ascende a 5 166 habitantes. Face ao cadastro da rede existente e ao que foi indicado pela empresa Águas de Santiago, admitiu-se que a taxa de atendimento do sistema de saneamento é de cerca de 60 % na bacia do Tarrafal e 40% na bacia do Chão Bom, pelo que se considerou que a população conectada ao sistema de saneamento é de 3 993 habitantes no Tarrafal e de 3 100 habitantes em Chão Bom. A capitação no Tarrafal é de 80 l/hab/dia, sendo de 50 l/hab/dia em Chão Bom.

As medições analíticas de parâmetros de qualidade da água residual foram realizadas entre 21 e 31 de janeiro de 2020, entre as 8h e 11h, entre as 14h e 17h e depois das 18h.

Durante esta atividade, procedeu-se a medições de parâmetros microbiológicos (Ecoli, através de kits Compartment Bag Tests (CBT) da Aquagenx) e de qualidade (CE, com recurso a um medidor de condutividade portátil sensION+ EC5 DL). As medições E-coli foram realizadas em secções específicas da ETAR (2 pontos: entrada da ETAR e lagoa de maturação) e as medições de CE em pontos na rede de saneamento do Tarrafal e Chão Bom (apenas CE, em 11 caixas de visita, incluindo na câmara a jusante da ETAR do Tarrafal e na única EE do sistema de drenagem, como indicado na Figura 1). A CE foi também aferida em pontos da rede de abastecimento de água (três pontos), em poços (dois poços e três furos ativos) para aferir a CE da água freática e no mar (dois pontos).

Os resultados das concentrações de *E. Coli* na linha da ETAR apontam para valores médios de $5{,}00 \times 10^4$ NPM/100ºml à entrada da ETAR e de $9{,}20 \times 10^1$ NPM/100ºml à saída da última lagoa de maturação. A síntese dos valores médios registados nas campanhas de medição para a CE consta da Tabela 1. O valor médio de CE obtido nas medições da água potável distribuída pela rede publica de distribuição é de 0,60 mS/cm. Estas medições foram feitas recorrendo a amostras de água de torneiras de lavatórios e bacias de retrete localizadas quer em hotéis quer na ETAR. As campanhas realizadas evidenciam que os valores de CE afluentes à ETAR são bastante elevados, consistentes com os valores determinados nas câmaras de visita das bacias de drenagem do Tarrafal e de Chão Bom,

em regra, no limite do aceitável para reutilização (3,00 mS/cm). Salienta-se que os valores registados em trechos de cabeceira, correspondentes a ligações de ramais domiciliários, são particularmente elevados, apresentando valores tipicamente da ordem de 2,65 mS/cm na bacia do Tarrafal e 3,40 mS/cm na bacia de Chão Bom. Os hábitos alimentares da população (consumo de peixe e atividades relacionadas a preparação/confeção: salga e demolha de peixe) e as reduzidas capitações poderão justificar os valores observados.



Fig. 1. Localização dos pontos de amostragem de CE na rede de drenagem.

Tabela 1. Resultado das campanhas de medição na rede, aquíferos, ramais e afluente à ETAR.

Parâmetros	Unidades	Local	
		Tarrafal	Chão Bom
CE águas residuais na rede	mS/cm	2,65	3,40
CE água freática	mS/cm	6,90	-
CE afluente ETAR	mS/cm	2,90	-
CE ramais domésticos	mS/cm	2,20	-
CE água consumo humano	mS/cm	0,60	-

Foi ainda considerada a possibilidade de influência da maré ao sistema de drenagem do Tarrafal, como forma de justificar a CE das águas residuais. Contudo, cruzando os valores registados com as curvas de maré (tábuas de maré para Santiago) para os dias das campanhas, não parece existir uma correlação entre a CE e o nível da maré, ou seja, não parece haver aumento da CE aquando da preia mar. Estes resultados apontam para uma reduzida probabilidade de entrada de maré no sistema, sugerindo que a CE elevada se deva às AIS diretas (proveniente dos usos domésticos) e às AIS indiretas (provenientes da infiltração do aquífero salobro).

Dado que a CE constitui um parâmetro conservativo, a contribuição das AIS, em termos

de infiltração, foi estimada através de um processo de balanço de massas, com base nos caudais registados na ETAR e nas estimativas de afluências das povoações de Tarrafal e de Chão Bom, bem como as medições de CE resumidas no Quadro 1. Estima-se, assim, que a infiltração ascenda a 15 % do caudal médio no Tarrafal e a 35 % do caudal médio Chão Bom. Estes valores estão em concordância com as condições das infraestruturas verificadas localmente, sendo de referir que as infraestruturas da bacia do Chão Bom estão implantadas a uma cota mais profunda, estando mais sujeitas a AIS indiretas.

3. CONCLUSÕES

As campanhas realizadas, em termos de CE, evidenciam que os valores afluentes à ETAR são bastante elevados, consistentes com os valores determinados nas câmaras de visita do sistema de drenagem do Tarrafal e de Chão Bom, em regra no limite do aceitável para reutilização (3,00 mS/cm). Salienta-se que os valores registados em trechos de cabeceira, correspondentes a ligações de ramais domiciliários, são particularmente elevados, apresentando valores tipicamente da ordem de 2,20 mS/cm, possivelmente em resultado dos hábitos alimentares da população e das reduzidas capitações.

Não se verificou a entrada direta de água do mar no sistema de drenagem, através de “overflows” ou dos descarregadores das estações elevatórias. É possível que os valores de CE se devam, também, à infiltração de águas freáticas, salobras, no sistema de drenagem (através de fissuras nos coletores, juntas nas câmaras de visita, mau acabamento nas ligações dos ramais domiciliários, entre outros fatores). Em todo o caso, estima-se que a infiltração não seja muito relevante, ascendendo a 15% do caudal médio na linha do Tarrafal e a 30% do caudal médio na linha do Chão Bom. Estes valores, apesar de não serem elevados, têm impacto em termos da CE da ART, o que constitui um problema quando equaciona a reutilização agrícola.

Neste contexto, por forma a reduzir a CE nas águas residuais afluentes à ETAR (e, consequentemente, no efluente tratado), sugere-se que se atue em diversas frentes:

- Eliminar a utilização de água do mar para a lavagem de peixe, no mercado.
- Realizar campanhas de sensibilização da população, a fim de mitigar a descarga de efluentes salgados no sistema de drenagem doméstico.
- Reabilitar as câmaras de visita a fim de reduzir a eventual infiltração associada a deficiências de construção ou conservação destas infraestruturas.
- Realizar campanhas de CCTV, que possam ser representativas do estado de conservação dos coletores, a fim de aferir a pertinência de intervenções de reabilitação com vista à mitigação das infiltrações.
- Monitorizar sistematicamente a quantidade e a qualidade do afluente e efluente da ETAR, bem como medir a CE em locais estratégicos do sistema de drenagem, de modo a aferir, gradualmente, o impacto das intervenções implementadas.

Nesse sentido, foram propostas intervenções que permitam minimizar as afluências de

águas salobras ao sistema de drenagem, por infiltração ou entrada direta, e o reforço da desinfeção do efluente, através de processos de cloragem e descloragem, instalados a jusante de uma etapa de microfiltração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brito, R. S., M. C. Almeida, N. Silva, S. Barreto, and F. Veríssimo. 2021. “Assessing Intermittent Saline Inflows in Urban Water Systems.” Water Science and Technology, December, wst2021622. https://doi.org/10.2166/wst.2021.622.

INECV, 2016. Instituto Nacional de Estatística de Cabo Verde – Sensos de 2016

PLENAS, 2015. Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento (aprovado pela Resolução nº 10/2015 de 20 de fevereiro)

Zheng, Zeyu, Yang Fu, Kaizhou Liu, Rui Xiao, Xiaohui Wang, and Haibo Shi. 2018. “Three-Stage Vertical Distribution of Seawater Conductivity.” Scientific Reports 8 (1): 9916. https://doi.org/10.1038/s41598-018-27931-y.

90

ANÁLISE AUTOMÁTICA DE CORPOS HÍDRICOS LOCALIZADO EM SOBRADINHO A PARTIR DE IMAGENS ORBITAIS DO LANDSAT-8 UTILIZANDO GOOGLE COLLABORATORY

Sabrina O. GOMES[1], Ana L. CANDEIAS[2]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, Recife, Pernambuco-PE, o.sabrina.gomes@gmail.com*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, Recife, Pernambuco-PE, ana.candeias@ufpe.br*

RESUMO

O Brasil possui uma grande quantidade de recursos hídricos distribuídos pelo país. É de vital importância que existam políticas públicas que orientem as boas práticas quanto ao seu uso, pois a água é um bem limitado e vulnerável às ações humanas. Atrelado ao uso das geotecnologias, tem-se, muitas vezes, a necessidade de se implementar algumas ferramentas que não estão disponíveis nos softwares. O Google Collaboratory, conhecido também como Google Colab vem suprir essa necessidade de implementação de código. Ele é um serviço voltado para criação e execução de códigos em python em notebook, sendo hospedado pelo Jupyter Notebook. A diferença do Colab para o Jupyter Notebook é que o primeiro possibilita o uso seja diretamente no navegador, e a máquina não sofre nenhum tipo de configuração e/ou instalação. O acesso a GPUs (Graphics Processing Units) são gratuitas e o compartilhamento se torna fácil, e de forma gratuita. O usuário tem a capacidade de ler e desenvolver seus códigos a partir da linguagem Python, de forma totalmente online, tendo a liberdade de modificá-los em qualquer momento e em qualquer máquina. O presente estudo mostra um exemplo com a programação em python para obter índices biofísicos que podem auxiliar em uma análise multitemporal, como por exemplo, identificação de mudanças ocorridas em um trecho da hidrelétrica de Sobradinho, no rio São Francisco. O estudo apresenta resultados a partir de imagens utilizadas do Landsat-8, órbita 217 e ponto 67, utilizando as imagens da faixa do visível e do infravermelho, sendo os dias escolhidos para a área de estudo: 13 de fevereiro de 2021, 20 de maio de 2021, 11 de outubro de 2021, e 15 de janeiro de 2022. A partir de um script na linguagem Python, no Google Collaboratory, foi possível determinar a área de interesse, que resultou em um recorte nas cenas escolhidas, contemplando parte da barragem de sobradinho, calcular o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), O trabalho foi desenvolvido em script de linguagem python, apresenta uma manipulação fácil e tratamento das bandas, automatização nos processos, e técnicas vinculadas a uma linguagem de programação para o estudo e monitoramento dos recursos hídricos, e que necessitem de análises constantes de monitoramento.

Palavras-Chave: Recursos Hídricos; Script Python; Geotecnologias; Sensoriamento Remoto; Processamento Digital de Imagem.

1. INTRODUÇÃO

Para entender a dinâmica das mudanças que ocorrem no território, sejam elas mudanças no uso e ocupação do solo, como mudanças nos corpos hídricos, pode-se usar imagens multitemporais de Sensoriamento Remoto. As atividades voltadas à análise territorial (sejam elas para o crescimento urbano, áreas hídricas, desmatamento e entre outros) demandam um tempo considerável para a execução dependendo da metodologia escolhida.

O google collaboratory, conhecido como Google Colab (Colab, 2022; Da Silva, 2020), é um serviço voltado para a criação e execução de códigos em python em notebook (hospedado pelo Jupyter Notebook), apresentando uma simples diferença, o Colab permite que nada seja instalado na máquina do usuário e o uso seja diretamente através do navegador, o que permite que a máquina não sofre nenhum tipo de configuração e instalação, tendo acesso a GPUs de forma gratuitas e compartilhamento fácil, tudo de forma gratuita.

Dessa forma, o trabalho tem como objetivo geral determinar uma metodologia empregando a linguagem python no Google Collaboratory, onde será aplicado através do python técnicas de processamento digital de imagens utilizando as imagens do LANDSAT-8 no período de 13 de fevereiro de 2021, 20 de maio de 2021, 11 de outubro de 2021, e 15 de janeiro de 2022, ambas na órbita 217 e ponto 67, para a extração de feições de alvos hídricos, possibilitando mapeamento temático para o auxílio de tomadas de decisões e automatização de processos.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está compreendida em uma região localizada entre Pernambuco e Bahia, a região é banhada pelo Rio São Francisco.

3. METODOLOGIA

A obtenção dos dados foi realizada a partir do site da USGS (https://earthexplorer.usgs.gov/), do qual foram selecionadas quatro periodos de tempo de uma mesma cena do LANDSAT-8, ambas com órbita de 218 e ponto 67, na faixa do visível e infravermelho, resolução espacial de 30m, resolução radiométrica de 16 bits e resolução temporal de 16 dias.

As imagens foram importadas para o Google Collaboratory (Google Colab) por meio de um script em python, a Fig. 1. É um serviço de armazenamento em nuvem voltado para criação e execução de códigos em Python em notebooks (que nada mais é que células de códigos agrupadas), contando com as seguintes possibilidades: a) Não existe necessidade de configuração na máquina; b) Acesso gratuito a GPUs; c) Compartilhamento fácil.



Fig. 1. Diagrama de blocos apresentando a forma de uso do Collaboratory.

Realizada a importação das imagens por meio de uma função criada, foi necessário realizar a normalização dos dados. Segundo Filho e Neto (1999), para que seja feita a normalização, deve-se seccionar o maior valor acima do valor máximo e o menor valor da imagem resultante da operação e igualá-los a 255 para o caso de uma imagem de 8 bits, ou 65.535 para o caso de uma imagem de 16 bits e 0 respectivamente. A normalização serve para que quando sejam feitas operações aritméticas nas imagens de satélite, os valores que forem assumidos pelos pixels não sejam valores acima do valor máximo de acordo com a resolução radiométrica, ou assumam valores negativos. Outras informações podem ser vistas em Leite *et al*. (2011).

A partir desses processos realizados referentes à normalização dos dados das imagens, foram feitos os cálculos dos índices, que são o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), onde é um índice capaz de analisar uma plantação, monitorar secas, auxiliar na previsão de incêndios e entre outros, levando em consideração as suas condições reais. De acordo com a fórmula o NDVI é calculado da seguinte form (Povh *et al* 2008):

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad \text{[Eq. 1]}$$

Sendo o NIR (reflectância no espectro próximo do infravermelho) e o RED (reflectância na faixa do vermelho do espectro). Isso resulta em uma imagem com valores entre -1,0 a 1,0, onde os valores negativos são formados principalmente por nuvens, água e neve, valores zero são formados por rochas e solo exposto, e valores maiores que zero e iguais a 1, indicam vegetação.

O Índice de Diferença Normalizada da água (NDWI), é um índice capaz de realçar e delinear corpos hídricos e áreas úmidas a partir de operações matemáticas entre as bandas do verde e do infravermelho próximo. De acordo com a fórmula o NDWI é calculado da seguinte forma (Gil *et al*, 2019; Pereira *et al*. 2018):

$$NDWI = (G - NIR) / (G + NIR) \quad \text{[Eq. 2]}$$

Onde G, a banda do verde e o NIR, a banda do infravermelho próximo. Nessa delimitação, temos resultados que variam de -1 a 1, onde todos os valores menores que zero são

considerados alvos que não são água, e todos os valores acima de zero são alvos considerados água. Logo, os corpos hídricos são evidenciados, enquanto os outros alvos são minimizados.Todos os cálculos e desenvolvimentos foram realizados por meio do script.

4. RESULTADOS E CONCLUSÕES

A Tabela 1 apresenta os principais trechos do script criado para a obtenção do NDVI e NDWI, é importante frisar que o uso das funções abaixo foram possíveis após a importação de algumas bibliotecas do Python.

Tabela 1. Script para obter o NDVI e NDWI.

```
#Função para abrir imagem (Diversas bandas)
def landsat_image(caminho, bandas):
    image = {}  #declarando o dicionário que vai armazenar as imagens
    path = Path(caminho)
    for band in bandas:
        file = next(path.glob(f'*_{band}.TIF')) #Dessa forma a função fica viável para
qualquer arquivo TIFF
        print(f'Opening file {file}')
        ds = rasterio.open(file)
        image.update({band: ds.read(1)})
    return image
#Função do Numpy para normalizar o array
def normalizando (array):
  array_min, array_max = array.min(), array.max()
  return ((array - array_min)/(array_max- array_min))
#Função que recorta as bandas da imagem
def corte(banda):
  img_rec = (banda[400:1700, 2500:4000])
  return img_rec
#Função criada para calcular os índices
def indices(b1, b2, eps=0.0001):
    band1 = np.where ((b1==0) & (b2==0), np.nan, b1)  #Uma condição caso as imagens
possuam ambas o valor zero, essa condição deve retornar que NaN (Não é um número)
    band2 = np.where ((b1==0) & (b2==0), np.nan, b2)
        return (band1 -band2) / (band1 + band2)
#Criando uma lista para as bandas
def stack_img(img, bands):
    # create a list of the band's arrays
    bands_arrays = [img[band] for band in bands]
    return np.stack(bands_arrays, axis=-1)
```

A Fig. 2 mostra os resultados para o índice NDVI para as datas de 13 de fevereiro de 2021 (com muita nuvem), 20 de maio de 2021, 11 de outubro de 2021, e 15 de janeiro de 2022 (com muita nuvem). As cenas que contém a presença de nuvens podem ser justificadas devido ao período de fortes chuvas que ocorreram na região nesse período, o que dificulta a análise utilizando essas cenas.

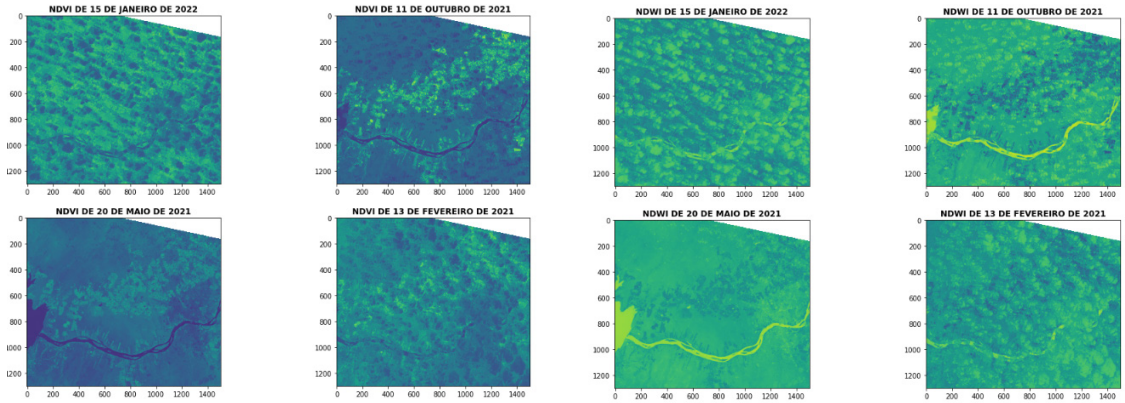


Fig.2. Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI).

Como apresentado na Fig. 3 é possível notar o contorno do corpo hídrico, realizado a partir de uma máscara que usou como base o NDWI. O contorno que ficou mais evidenciado foram as cenas de 11 de outubro de 2021 e 20 de maio de 2021, devido a ausência de nuvens nas cenas.

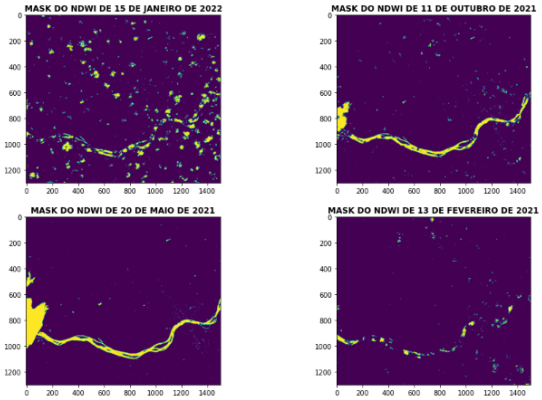


Fig.3. Máscara do Índice de Diferença Normalizada da água (NDWI).

O desenvolvimento de scripts na linguagem python para as geotecnologias aplicadas na modelagem e processamento digital das imagens apresentam grande potencial de utilização, visto que facilita o processamento (replicado para uma grande quantidade de dados em um curto período de tempo) e monitoramento para diversas áreas, facilitando o compartilhamento por meio de script.

Agradecimentos

Agradecemos ao programa de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação (PPGCGTG) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), a A Pró-Reitoria de Pesquisa e Inovação (PROPESQI), ao CNPq, Processo:439610/2018-4, e a chamada CNPq Nº 09/2018 - bolsa de produtividade em pesquisa - PQ-2018.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Colab. Conheça o Colab. Disponivel em: <https://colab.research.google.com/notebooks/welcome.ipynb?hl=pt-BR>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2022.

Da Silva, M. D. Aplicação da Ferramenta Google Collaboratory para o Ensino da Linguagem Python. In: Anais da IV Escola Regional de Engenharia de Software. SBC, 2020. p.67-76.

Gil, A. P. et. al. Comparação entre NDWI e MNDWI para o mapeamento de áreas inundadas no Pantanal do Taquari. In: Embrapa Pantanal-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 19., 2019, Santos. Anais... São José dos Campos: INPE, 2019., 2019.

Leite, D. A. T. Q. Giraldi, G. A.; Lira, P. H. M. Kneipp, R. R. “PyImageVis: Processamento e Visualização de Imagens Médicas em Python”, Revista de Iniciação Científica, v. 11, n. 1, 2011.

Pereira, L. E. *et al*. Análise comparativa entre métodos de Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) em área úmida continental. Anuário do Instituto de Geociências, v. 41, n. 2, p. 654-662, 2018.

Povh, F. P. *et al*. Comportamento do NDVI obtido por sensor ótico ativo em cereais. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 43, p. 1075-1083, 2008.

94

A QUALIDADE DA ÁGUA NAS ORIGENS – ASPETOS CRÍTICOS DO CICLO INTEGRAL DA ÁGUA NOS AÇORES

Sílvia QUADROS[1 2], Rodrigo SOUSA[1 2], Vitor NAPIER[3], Vera RAPOSO[1 2]

[1] *CIBIO—Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO Laboratório Associado, Pólo dos Açores, Universidade dos Açores, Campus de Ponta Delgada, Rua da Mãe de Deus, 9500-321 Ponta Delgada, Açores, Portugal; email: silvia.ab.quadros@uac.pt*

[2] *Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade dos Açores, Campus de Ponta Delgada, Rua da Mãe de Deus, 9500-321 Ponta Delgada, Açores, Portugal; email: rodrigo.a.sousa@uac.pt, email: vera.cb.raposo@uac.pt*

[3] *Núcleo de Engenharia Sanitária, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal: vnapier@lnec.pt*

RESUMO

Na Região Autónoma dos Açores o abastecimento público de água é realizado maioritariamente com recurso a origens subterrâneas, com desinfeção prévia à distribuição. De acordo com o 6.º objetivo para o desenvolvimento sustentável das Nações Unidas, a diminuição da poluição nas origens de água é uma das formas de melhorar a qualidade da água final. A atividade pecuária na região ocupa 75% da superfície agrícola útil e tem vindo a tornar-se mais intensiva em algumas ilhas, o que pode constituir um foco de contaminação das origens de água. Nesse sentido, desenvolveu-se um estudo para avaliar a suscetibilidade das captações de água para consumo humano a contaminação de origem fecal e por nitrato, tendo estabelecido como critério de qualidade o Valor Máximo Recomendado no Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto (Nitrato=25 mg NO_3^-/L e Coliformes fecais=20 ufc/100 mL). Para o efeito, foram selecionadas, em parceria com as entidades gestoras, 66 captações de água para consumo humano em quatro ilhas do arquipélago (São Miguel, Terceira, Graciosa e S. Jorge). Em duas campanhas coincidentes com a aplicação dos chorumes e fertilizantes nas pastagens, as captações foram monitorizadas relativamente a pH, temperatura, condutividade elétrica, nitrato, coliformes fecais, carbono orgânico dissolvido, absorvância 254 nm e turvação. Com base nos resultados de nitrato e coliformes fecais das campanhas e em valores históricos, as 66 captações foram classificadas com um índice de suscetibilidade (IS) a variar entre elevado, médio e baixo. Os resultados obtidos mostram que nas ilhas S. Miguel e Graciosa, a contaminação por nitrato é mais expressiva que a contaminação fecal, com IS elevado em 13/30 e 3/7 captações, respetivamente. Nas ilhas Terceira e S. Jorge verifica-se o oposto, com contaminação fecal sinalizada em maior n.º de captações, com IS elevado em 5/13 e 2/16, respetivamente. Para estas captações, foram identificados os possíveis focos de poluição nas zonas de proteção imediata e intermédia.

Palavras-Chave: nitrato; contaminação fecal; índice de suscetibilidade; atividade agrícola; água para consumo humano.

1. INTRODUÇÃO

A produção de água para consumo humano está associada ao conceito de água segura, resultante da aplicação do príncipio de barreiras múltiplas nos sistemas de abastecimento de água. A preservação da qualidade da água nas origens enquadra-se no princípio da precaução com efeitos positivos ao nível económico e de saúde pública. Sendo a desinfeção da água para consumo humano realizada através da cloragem, o tratamento de uma água de qualidade estável requer menos ajustes da dosagem e menor risco de sobredosagem de cloro. A poluição agrícola de origem difusa é um importante veículo de contaminação das origens de água, especialmente nos casos em que os aquíferos são mais superficiais ou a infiltração no solo é facilitada pelas características dos materiais. Embora o nitrato (NO_3) seja o contaminante alvo quando se estuda a poluição difusa de origem agrícola, devido ao seu impacto negativo nas massas de água, existem outros perigos associados, tais como contaminantes de interesse emergente (e.g., fármacos) e outros contaminantes microbiológicos (e.g., *Cryptosporidium*), que podem causar igualmente impactos negativos nos ecossistemas e na saúde pública. Assim, a segurança da água nos sistemas de abastecimento de água depende também da sua qualidade nas origens, decorrente da sua exposição a fatores de poluição como contaminação difusa de origem agrícola e descargas de efluentes domésticos insuficientemente tratados.

Este estudo tem por objetivo contribuir para a identificação de captações suscetíveis a contaminação fecal e por NO_3 na Região Autónoma dos Açores, bem como dos possíveis focos de poluição nas zonas de proteção imediata e intermédia.

2. METODOLOGIA

Este estudo foi desenvolvido em 4 ilhas dos Açores, totalizando 9 concelhos, que abastecem água a 76% da população residente nos Açores (Figura 1a). Esta amostra inclui ilhas pequenas – S. Jorge (concelhos de Velas e Calheta) e Graciosa (Concelho Santa Cruz da Graciosa) – e ilhas grandes – S. Miguel (concelhos de Ponta Delgada, Ribeira Grande, Vila Franca do Campo e Povoação) e Terceira (concelhos de Angra do Heroísmo e Praia da Vitória), assim como sistemas pecuários intensivos e extensivos, de modo representar a diversidade existente no arquipélago.

Entre junho 2021 e janeiro de 2022 foram realizadas duas campanhas de monitorização (campanhas MITIMAC) a 82 captações de água subterrânea previamente identificadas pelas respetivas entidades gestores (EG). Para um grupo de captações de Angra do Heroísmo foram realizadas colheitas em caixas de junção de várias captações, pelo que o n.º total de pontos de amostragem corresponde a 66 (Figura 1b), que passaremos a designar adiante por captações analisadas.

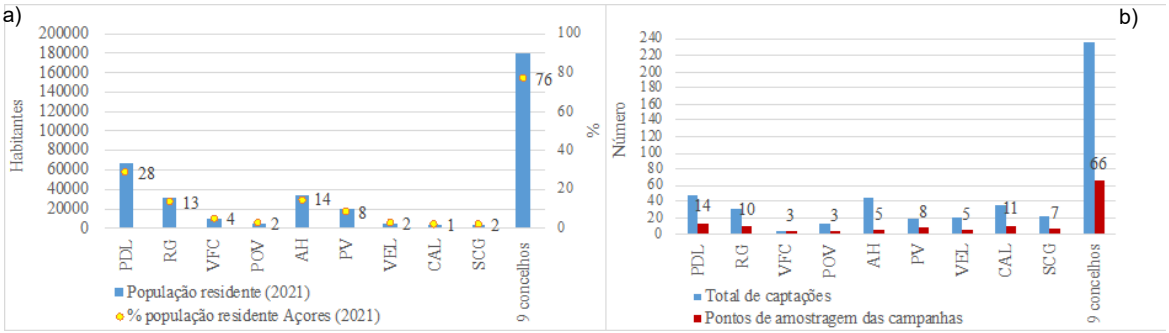


Fig. 1. Concelhos analisados: a) população residente e b) total de captações de água para produção de água para consumo humano e pontos de amostragem das campanhas.

O pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura foram medidos com sonda portátil multi-paramétrica WTW Profline pH/Cond 3320 Universal Meter SET 2 *in situ*, assim como a turvação, com o turbidímetro portátil WTW 355 IR. A determinação do NO_3 e carbono orgânico dissolvido foram determinados por espectrofotometria de absorção molecular utilizando testes em cuvete da HACH e feito um controlo do procedimento experimental com soluções padrão ADDISTA de acordo com o protocolo estabelecido pela HACH. A absorvância a 254 nm (A254) foi medida num Espectofotómetro UV-Vis HACH DR 6000, utilizando célula de quartzo com percurso ótico de 1cm. Foi calculado a Absorvância específica a 254 nm (SUVA) para avaliar o potencial de formação de subprodutos da desinfecção. Os coliformes fecais foram determinados pelo método de filtração por membrana de acordo com a norma NP 4346 (1998) (ISO 8199:1988).

O índice de susceptibilidade (IS) a NO_3 e a coliformes fecais (CF) utiliza os dados das duas campanhas realizadas complementados por dados históricos de qualidade da água (Rede de Monitorização da Qualidade-RMQ e Plano de Controlo Operacional-PCO). A escala do índice varia entre 1 e 5, correspondendo os valores 1 e 2 a captações com suscetibilidade elevada, para as quais devem ser tomadas medidas e continuar a sua monitorização (Figura 2). Para as captações sem dados históricos de NO_3 e CF (23/66), ou apenas com 1 valor, adotaram-se critérios conservativos e atribuiu-se IS de 1 ou 2, com base nos resultados das campanhas MITIMAC (2 valores > Valor Máximo Recomendado (VMR) e Média > VMR).

Para as captações classificadas com IS elevado a NO_3 ou a CF, foram identificados os possíveis focos de poluição nas respetivas Zonas de Proteção (ZP) Imediata e Intermédia.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas duas campanhas realizadas, identificaram-se 5 captações que excedem o VMR de CE (1224 – 8130 µS/cm) e 12 com pH inferior a 6,5. A turvação foi sempre inferior ao VMR (4,0 NTU) e o SUVA foi sempre zero, devido à A254 ter sido sempre inferior a 0,1, o que indica baixo potencial de formação de subprodutos e matéria orgânica natural predominantemente hidrófila.

Dados históricos RMQ/PCO / Campanhas MITIMAC (N=2)	1.º quartil ≥ VMR	mediana ≥ VMR	3.º quartil ≥ VMR	3.º quartil < VMR
2 valores > VMR	1 (atuar e monitorizar)	1	1	3
média ≥ VMR	1	1	2	3
média < VMR	1	2	3 (melhorar a monitorização)	4
2 valores <VMR	3	3	3	5 (continuar a monitorizar)

Fig. 2. Matriz de critérios para atribuição do índice de suscetibilidade a NO_3 e CF nas captações de água.

Apenas nos concelhos de Vila Franca do Campo (VFC), Povoação (POV) e Velas (VEL), nenhuma das captações apresentou IS elevado a NO_3 ou a CF, o que no caso de VFC corresponde a todas as captações do concelho (Figura 1b). Das 66 captações analisadas, 24 apresentaram suscetibilidade elevada a NO_3 ou a CF e apenas uma captação foi classificada com IS elevado para ambos os parâmetros. Apesar de se ter identificado em todas as ilhas captações suscetíveis a NO_3 ou a CF, os resultados mostram que em S. Miguel e Graciosa as captações analisadas são mais suscetíveis a NO_3 (13/30 e 3/7, respetivamente) e a situação inversa ocorre nas captações analisadas nas ilhas Terceira e S. Jorge (3/7 e 2/16, respetivamente). Na Figura 3 apresenta-se a concentração em NO_3 para cada captação com IS elevado para este parâmetro. Comparando as captações 4, 5, 6 e 7, verifica-se que as duas últimas, com maiores concentrações de NO_3, apresentam maior variabilidade de valores (Máx/Min de 80/8 e 79/5) do que as captações 4 e 5. Distinguem-se também as captações 8 e 9 que apresentam de forma consistente NO_3 superior a VMR, com mínimos de 26 mg/L e 24 mg/L, o que possivelmente indica uma pressão constante a contaminação, possivelmente derivado da atividade agrícola.

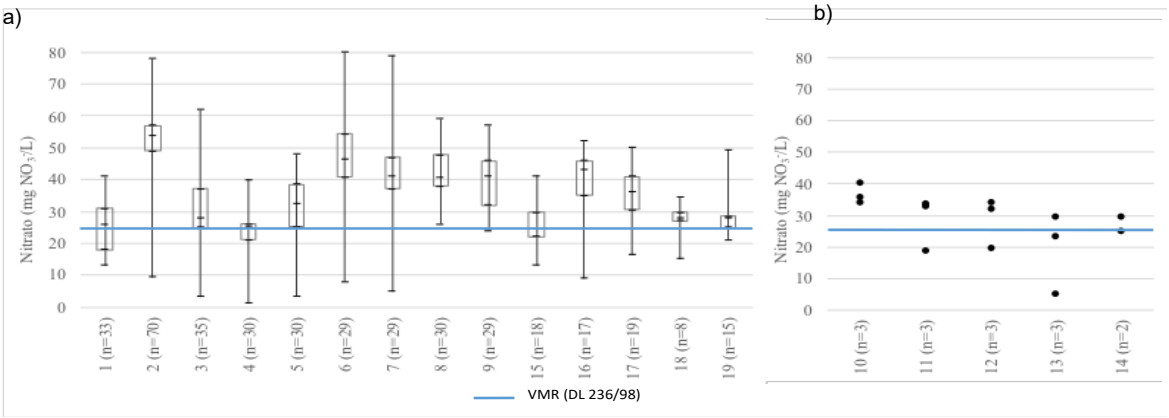


Fig. 3. Captações de água para produção de água para consumo humano com IS elevado a NO_3: a) captações com dados históricos e valores MITIMAC e b) captações com escassez de dados históricos.

Este estudo evidenciou a falta de dados de qualidade para algumas captações de água, como se verifica na Figura 3b), para as quais deve ser aumentada a monitorização para confirmar a sua suscetibilidade elevada a NO_3.

O mesmo se aplica aos dados de contaminação fecal para as captações identificadas com IS elevado na Tabela 1, onde se evidenciam a sombreado os dados das duas campanhas realizadas. Neste caso, das 7 captações com suscetibilidade elevada a contaminação fecal, apenas 2 tinham monitorização regular deste parâmetro. Nas duas campanhas realizadas às captações 13, 24 e 25, apenas se detetaram CF (ufc/100 mL) em uma das campanhas, o que pode evidenciar um caráter não permanente da exposição ou estar associado à ocorrência de precipitação. Por outro lado, as captações 21 e 22, embora com poucas análises realizadas, mostram uma continuidade de exposição. A captação 23, com um histórico preocupante, apenas regista um valor de CF na campanha de monitorização devido à perda de amostra durante o transporte.

Tabela 1. Captações de água para produção de água para consumo humano com IS elevado a coliformes fecais.

Captação	13		20		21		22		23		24	25
Parâmetro	CF		BC	CF	CF							
Unidades	a)	b)	b)	b)	a)	b)	a)	b)	a)	b)	b)	b)
Ano	2021		2007-21	2021	2020-21	2021	2020-21	2021	2008-21	2021	2021	
N	1	2	37	2	2	2	2	2	10	1	2	2
Máximo	-	58	>100	>100	2000	67	200	33	910	-	470	115
Q3	-	-	48		-	-	-	-	370	-	-	-
Média	-	29	30	-	-	37	-	25	242	-	235	57,5
Mediana	-	-	15	-	-	-	-	-	120	-	-	-
Q1	-	-	0	-	-	-	-	-	<10 (LQ)	-	-	-
Mínimo	-	0	0	0	910	7	120	17	<10 (LQ)	-	0	0
Valor único	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-

CF: coliformes fecais; BC: bactérias coliformes; a) NMP/100 mL; b) ufc/100 mL

Para a identificação dos possíveis focos de poluição das 25 captações sinalizadas, e em conjunto com as respetivas EG, analizou-se a ocupação do solo nas respetivas ZP Imediata e Intermédia. Verificou-se que a ocupação do solo é predominantemente agrícola, com pastagens/milho, com exceção das ZP de seis captações, onde também se identificaram habitações.

4. CONCLUSÕES

Foi considerado o VMR de NO_3 e CF para identificar pontos críticos no ciclo integral da água nos Açores. Os resultados obtidos em duas campanhas de monitorização de captações de água para produção de água para consumo humano em 9 concelhos dos Açores, associados com dados históricos dessas captações mostram uma maior suscetibilidade a NO_3 do que a contaminação fecal, e que poderá estar associado à predominância da atividade agrícola na envolvente das captações. Uma vez que a desinfeção da água não remove NO_3 e que este pode constituir um perigo para a saúde humana, considera-se pertinente a implementação de medidas para a conservação da água nas origens. Como trabalhos futuros, prevê-se a realização de inquéritos aos agricultores proprietários/arrendatários das parcelas das ZP Imediata e Intermédia das captações.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi suportado pelo projeto MITIMAC "*Mitigacion del cambio climático através de la innovatión em el ciclo del agua mediante tecnologias bajas en carbono*" (MITIMAC – MAC2/1.1a/263), co-financiado pelo Interreg (MAC 2014-2020) e pela DRCTD (Direção Regional da Ciência e Transição Digital). Os autores agradecem às EG dos sistemas de água dos concelhos estudados e à União de Cooperativas Agrícolas e de Lacticínios de S. Jorge, pela possibilidade de utilização do seu laboratório aquando as campanhas naquela ilha.

96

BIORREATOR OSMÓTICO ANAERÓBIO ACOPLADO À DESTILAÇÃO COM MEMBRANAS COMO ALTERNATIVA PARA A CONCENTRAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Gemima S. ARCANJO[1], Carolina R. dos SANTOS[2], Bárbara F. CAVALCANTE[3], Gabriela de A. MOURA[3], Bárbara C. RICCI[3], Ann H. MOUNTEER[4], Míriam C. S. AMARAL[2]

[1] *Universidade Federal da Bahia, Rua Professor Aristídes Novis, 2 - Federação, Salvador - BA, 40210-630, Brasil, gemima.arcanjo@ufba.br*

[2] *Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627 - Pampulha, Belo Horizonte - MG, 31270-901, Brasil, carolbh95@gmail.com, miriam@desa.ufmg.br*

[3] *Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Rua Dom José Gaspar, 500 - Coração Eucarístico, Belo Horizonte - MG, 30535-901, Brasil, babicavalcante29@hotmail.com, gabidealca@gmail.com, barbararicci.eq@gmail.com*

[4] *Universidade Federal de Viçosa, Avenida Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Viçosa - MG, 36570-900, Brasil, ann@ufv.br*

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estimar a precipitação de sais de fósforo em biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas (AnOMBR-MD). $MgCl_2$ foi utilizado para compor a solução osmótica (SO) do AnOMBR-MD no tratamento de esgoto doméstico. Um módulo híbrido com membranas de osmose direta (OD) e de destilação (MD) foi submerso em um biorreator de 4,5 L. O sistema operou por 32 d. Devido à incrustação das membranas, os fluxos de permeado estabilizaram em 0,5 L m^{-2} h^{-1}. A rejeição do sal pela MD foi superior a 99,6% e mais de 90% do carbono orgânico dissolvido foi removido. A concentração de N-NH_4^+ no líquido reacional (LR) chegou a 40 mg L^{-1}. Uma fração do N-NH_4^+ atravessou a membrana de OD e a SO apresentou uma concentração média de 7 mg L^{-1}. As concentrações de P-PO_4^{3-} na SO e no destilado ficaram abaixo do limite de detecção (0,003 mg L^{-1}), resultando em remoção global maior que 99,99% durante toda operação. Entretanto, a concentração de P-PO_4^{3-} no ML foi menor que a calculada pelo balanço de massa, indicando uma precipitação de sais com o íon. Foi utilizado o software Visual MINTEQ 3.1 para calcular as especiações dos íons inorgânicos (Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+ e PO_4^{3-}), e a precipitação espontânea de P-PO_4^{3-}. Com o aumento da concentração de Mg^{2+} no LR, devido ao fluxo inverso de sal, o modelo termodinâmico mostrou que pode ter havido precipitação de magnesita (MgCO3), monetita ($CaHPO_4$), e estruvite ($MgNH_4PO_4.6H_2O$), o que também justifica a redução nas concentrações de concentrações de N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} no LR a partir do 16º dia de operação, e o menor acúmulo de P-PO_4^{3-}. Os sais precipitados podem ser utilizados como fertilizante agrícola, o que mostra a sustentabilidade do processo de tratamento de esgotos em AnOMBR-MD, promovendo a integração do nexo água-alimento.

Palavras-Chave: nitrogênio; fósforo; estruvita; Visual MINTEQ; solução osmótica.

1. INTRODUÇÃO

O uso de membranas de osmose direta (OD) em biorreatores é bastante atrativo, pois apresentam elevada rejeição de compostos dissolvidos, nutrientes, metais pesados e micropoluentes. A destilação assistida por membranas (MD) utiliza uma membrana hidrofóbica que permite apenas a passagem de compostos voláteis, com elevada rejeição de compostos não voláteis e sais. Portanto, pode ser usada na recuperação de água da SO, proveniente da OD. Dessa forma, um biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas (AnOMBR-MD) permite elevada eficiência de remoção de poluentes no tratamento de esgotos domésticos.

Os processos biológicos anaeróbios apresentam baixa remoção de nutrientes. De fato, nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) e, juntamente com o fosfato (PO_4^{3-}), permanece no esgoto. Com as membranas de OD, entre 70 e 80% de $N\text{-}NH_4^+$ e quase 100% de PO_4^{3-} são acumulados no AnOMBR-MD (Gu *et al*., 2015) e a recuperação simultânea de nutrientes é uma excelente alternativa. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de poluentes e estimar a precipitação de sais em AnOMBR-MD.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Aparato experimental

O biorreator (Figura 1) foi operado com esgoto sintético na alimentação (Alim) e o lodo anaeróbio foi inoculado a uma concentração de 10 g L^{-1} SSV. O módulo híbrido OD-MD foi submerso no tanque de 4,5 L, e dois tanques, com a SO e o destilado foram colocados sob duas balanças, para medir as massas e, então, calcular os fluxos de permeado. A SO foi composta por $MgCl_2$ (2,1 mol L^{-1}), por apresentar menor fluxo inverso de sal (Js) (Arcanjo *et al*., 2020). A membrana de FO foi fornecida pela HTI e a de MD, pela Sterlitech Corporation.

As amostras foram caracterizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), com a medição de pH, condutividade, COD, alcalinidade, $P\text{-}PO_4^{3-}$, $N\text{-}NH_4^+$, Cl- e Mg^{2+}.

2.2 Especiação e precipitação de sais

A especiação dos íons inorgânicos (Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+ e PO_4^{3-}) e a precipitação espontânea do $P\text{-}PO_4^{3-}$ no AnOMBR-MD foram calculadas com o programa Visual MINTEQ 3.1, um modelo para avaliar o equilíbrio químico das espécies minerais (Crutchik *et al*., 2013). As concentrações teóricas de $P\text{-}PO_4^{3-}$, Mg^{2+}, Ca^{2+} e Cl- foram estimadas pelo balanço de massa, considerando a concentração da alimentação, o Js e o descarte de lodo diário. De acordo com o modelo proposto por Jia *et al*. (2017), 7 minerais foram escolhidos como possíveis espécies precipitadas: brucita (Mg(OH)2). brushita ($CaHPO_4.2H_2O$); magnesita (MgCO3); monetita ($CaHPO_4$); nesquehonita ($MgCO3.3H_2O$); newberyta ($MgHPO_4.3H_2O$); e estruvita ($MgNH_4PO_4.6H_2O$). O software foi utilizado para 5 dias de operação do biorreator (0, 7, 14, 21, e 28), com os dados de entrada de pH, temperatura, alcalinidade, COD, $P\text{-}PO_4^{3-}$, Mg^{2+}, Ca^{2+} e Cl-, medidos no biorreator.

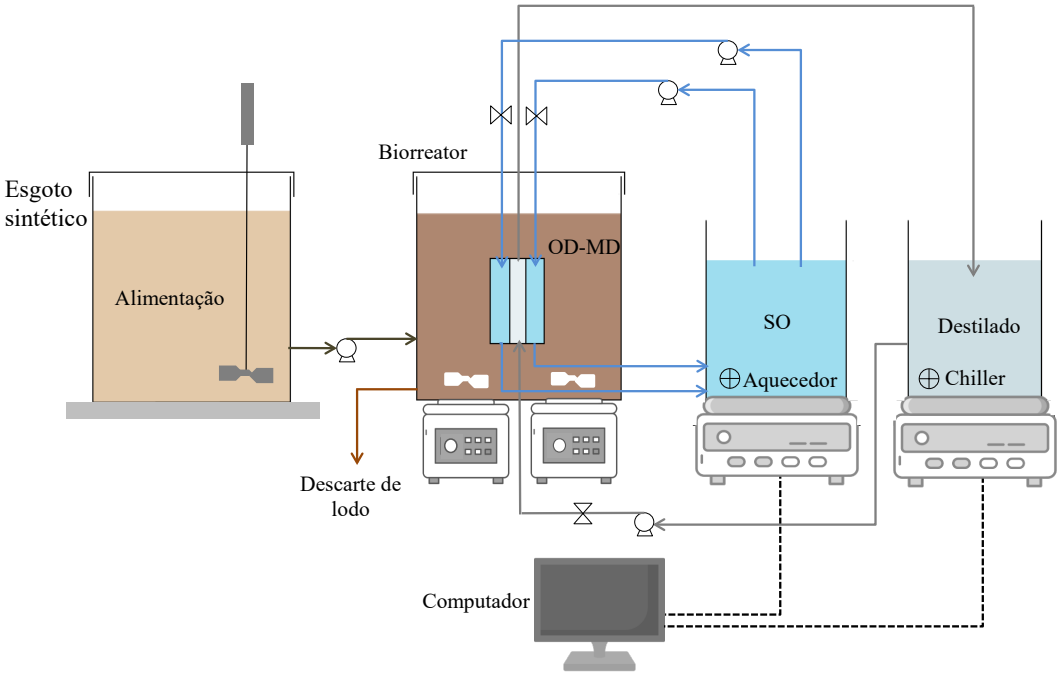


Fig. 1. Sistema AnOMBR-MD para o tratamento de esgoto.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

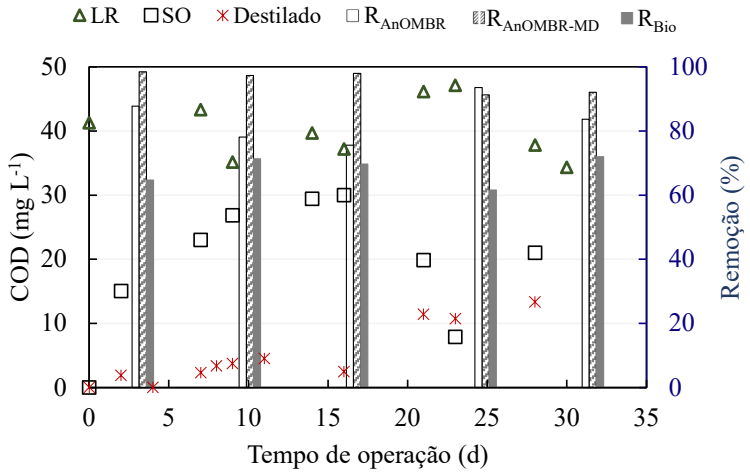


Fig. 2. Concentração e eficiência de remoção no AnOMBR-MD. (Alim: 122,6 mg L^{-1}).

Os fluxos de permeado na OD e na DM foram estabilizados após 30 dias de operação, em 0,5 L m^{-2} h^{-1}, resultado das polarizações da concentração interna e externa e das incrustações causadas pela biomassa do reator e pelo $MgCl_2$. Apesar disso, $MgCl_2$ mostrou ser um soluto com baixo Js e, por isso, menor foi o aumento da salinidade no reator, com consequente redução dos impactos causados aos microrganismos. A membrana de MD apresentou rejeições de $MgCl_2$ maiores que 99,6%. A remoção de COD no AnOMBR

foi maior que 75,5%, que aumentou para 96,3% após a MD (Figura 2), até o 15º dia. No destilado, a concentração de COD chegou a aumentar para 13 mg L^{-1} ao final da operação. A elevada presença de matéria orgânica após a MD pode ser justificada pelo molhamento dos poros da membrana, que para a permitir a passagem de compostos dissolvidos, e também pela passagem de compostos orgânicos voláteis produzidos no processo anaeróbio. A remoção biológica de COD foi maior que 60%, e não foi observado seu acúmulo no biorreator, mesmo com o aumento da salinidade e a elevada rejeição da membrana de FO.

Devido ao processo anaeróbio, com a conversão de nitrogênio orgânico a $N\text{-}NH_4^+$, e a elevada rejeição de íons pela membrana de FO (58 a 69%), houve um significativo aumento da concentração de $N\text{-}NH_4^+$ no LR. Além disso, $N\text{-}NH_4^+$ no foi gradualmente transferida do LR para a SO, e, por ser volátil, também chegou ao destilado (< 6,2 mg L^{-1}). O módulo FO-MD apresentou rejeição de $N\text{-}NH_4^+$ maior que 93%, após o 20º dia de operação.

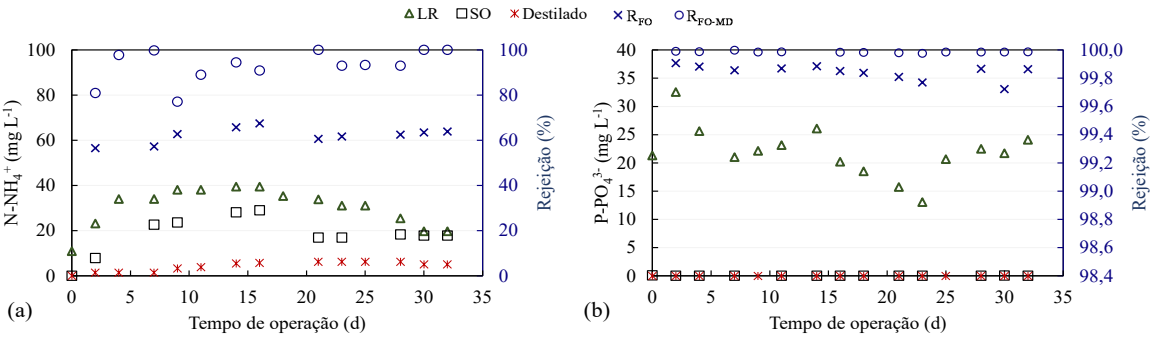


Fig. 3. Concentrações e rejeições de (a) $N\text{-}NH_4^+$ e (b) $P\text{-}PO_4^{3-}$. (Alim: 6,4 mg L^{-1} $N\text{-}NH_4^+$ e 29,9 mg L^{-1} $P\text{-}PO_4^{3-}$).

O sistema apresentou elevada rejeição de $P\text{-}PO_4^{3-}$, com as concentrações na SO e no destilado abaixo do limite de detecção (0,003 mg L^{-1}). No LR, a concentração de $P\text{-}PO_4^{3-}$ sempre esteve menor que a concentração na alimentação, indicando remoção biológica ou precipitação de sais de fósforo. De acordo com o balanço de massa (Tabela 1) e o modelo do Visual MINTEQ 3.1, os minerais magnesita, monetita e estruvita podem ter precipitado no biorreator, justificando a redução das concentrações de $P\text{-}PO_4^{3-}$ e, para $N\text{-}NH_4^+$, após o 16º dia. Gu *et al*. (2015) reportaram a precipitação de sais de Ca^{2+}, $P\text{-}PO_4^{3-}$ e outros íons quando a membrana de FO foi usada em um biorreator com membranas, em que a SO era composta por NaCl. No presente trabalho, $MgCl_2$ foi utilizado como soluto na SO e devido ao Js, o aumento de Mg^{2+} no LR facilitou a precipitação dos minerais compostos pelo cátion (magnesita e estruvita). Com este tipo de biorreator, seria possível enriquecer a concentração de nutrientes no sobrenadante, tornando viável a recuperação de N e P, de forma simultânea, como fertilizantes de alta qualidade e valor agregado. Esta alternativa é bastante atrativa, principalmente quando se tem a presença de Mg^{2+}, proveniente do próprio esgoto e da SO. Com a recuperação contínua de $N\text{-}NH_4^+$ e $P\text{-}PO_4^{3-}$, e consequente redução da concentração no LR, haveria redução na formação de incrustação inorgânica

nas membranas, e menor concentração de nutrientes chegaria à SO e ao destilado, melhorando a qualidade do produto final do AnOMBR-MD.

Tabela 1. Concentração de íons no LR e formação de espécies precipitadas.

Parâmetro	Tempo de operação (d)				
	0	7	14	21	28
pH	6,9	7,5	7,8	8,2	8,1
Temperatura (°C)	39,5	37,9	36,6	37,7	38,0
Mg^{2+} (mg L^{-1})	5,8	69,1	78,9	98,7	115,9
Mg^{2+} (mg L^{-1}) calculado	0,0	324,4	472,2	552,8	603,7
NH_4^+ (mg L^{-1})	13,8	42,1	47,9	35,4	27,4
Ca^{2+} (mg L^{-1})	20,3	20,3	36,6	16,3	36,6
Ca^{2+} (mg L^{-1}) calculado	20,3	122,3	153,9	176,0	175,3
Cl- (mg L^{-1})	177,3	780,6	911,0	1034,2	1009,5
Cl- (mg/L) calculado	0,0	1963,6	2580,6	2792,4	2886,8
PO_4^{3-} (mg L^{-1})	66,7	65,8	81,6	49,3	70,4
PO_4^{3-} (mg L^{-1}) calculado	66,7	207,0	256,3	283,3	306,7
Fase sólida					
Magnesita (MgCO3) (mg L^{-1})	0	171,7	878,4	694,7	1140,6
Monetita ($CaHPO_4$) (mg L^{-1})	0	85,7	159,9	119,1	182,1
Estruvita ($MgNH_4PO_4.6H_2O$) (mg L^{-1})	0	0	0	74,3	24,5

4. CONCLUSÕES

Elevadas remoções de COD e P-PO_4^{3-} foram obtidas pelo AnOMBR-MD. Para N-NH_4^+, devido à sua formação no tratamento anaeróbio e passagem pelas membranas de OD e MD, os resultados não foram satisfatórios. Entretanto, o modelo mostrou que os minerais magnesita, monetita e estruvita precipitaram no reator, mostrando o potencial de recuperação de nutrientes provenientes do esgoto e a sustentabilidade do processo de AnOMBR acoplado à destilação com membranas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento e pelas bolsas de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (2017) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. APHA, AWWA, WPCF, New York.

Arcanjo GS, Costa FCR, Ricci BC, Mounteer AH, de Melo ENML, Cavalcante, BF, Araújo AV, Faria CV, Amaral MCS (2020) Draw solution solute selection for a hybrid forward osmosis-membrane distillation module: Effects on trace organic compound rejection, water flux and polarization. Chemical Engineering Journal 400, 125857.

Crutchik D, Sánchez A, Garrido JM (2013) Simulation and experimental validation of multiple phosphate precipitates in a saline industrial wastewater Separation and Purification Technology 118, 81–88.

Gu Y, Chen L, Ng J-W., Lee C, Chang VW-C., Tang CY (2015) Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition. Journal of Membrane Science 490, 197–208

Jia G, Zhang H, Krampe J, Muster T, Gao B, Zhu N, Jin B (2017) Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. Journal of Cleaner Production 147, 297–305.

99

APLICAÇÃO DE MEMBRANAS DE OSMOSE DIRETA NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE REFINARIA PARA REÚSO INDUSTRIAL: FLUXO DE PERMEADO E REMOÇÃO DE COMPOSTOS RECALCITRANTES

Gabriel R. A. SILVA[1], Gemima S. ARCANJO[2], Welberth A. DIAS[1], Maria Luíza F. AMORIM[1], Míriam C. S. AMARAL[1]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, Brasil, gabrielrodrigues.ufmg@gmail.com, welberthalves91@gmail.com, malu2002amorim@gmail.com, miriam@desa.ufmg.br*

[2] *Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, Brasil, gemima.arcanjo@ufba.br*

RESUMO

Para atender à demanda energética crescente, milhões de barris de petróleo são consumidos todos os dias, gerando quantidades vultuosas de efluentes advindas das plantas de refino. Tais efluentes possuem uma composição química complexa e elevada carga poluente, além de elevada concentração de metais traços e compostos recalcitrantes. Nesse sentido, os processos de separação por membranas (PSM) podem ser aplicados ao tratamento do efluente de refinaria, dado as elevadas taxas de remoção de poluentes e o potencial para geração de água de reúso, o que reduz a demanda hídrica das unidades de refino. Dentre os PSM, as membranas de osmose direta (OD) destacam-se por possuir uma menor tendência à incrustação, o que pode aumentar a vida útil das membranas, além de baixo requerimento energético. No contexto deste estudo, membranas de OD foram aplicadas ao tratamento do efluente de refinaria após um tratamento preliminar e após o tratamento com um biorreator com membranas (BRM), utilizando-se soluções osmóticas de NaCl e $MgCl_2$, para avaliação do fluxo de água e da remoção de compostos recalcitrantes. Em todos os experimentos realizados, remoções acima de 92% de NT e acima de 97% de ABS_{254} foram observadas. Verificou-se um maior fluxo permeado durante a permeação com SO de NaCl no tratamento do efluente bruto seguido de tratamento primário. Verificou-se, ainda, que a membrana de OD operou com maior fluxo no polimento do permeado do BRM e com SO de NaCl em comparação ao tratamento do efluente pós tratameno primário, onde houve maior contribuição da incrustação na resistência total da membrana. É possível concluir, portanto, que as membranas de OD são uma alternativa para a produção de água de reúso nas plantas de refino.

Palavras-Chave: osmose direta, compostos recalcitrantes, solução osmótica.

1. INTRODUÇÃO

Com a intensa industrialização e o crescimento populacional presenciados nas últimas décadas, observou-se um aumento da demanda por água e energia. Para suprir a demanda energética, um percentual considerável de fontes não renováveis é utilizado. De acordo com *US Energy Information Administration* (USEIA, 2021), em 2019, o mundo consumiu cerca de 100 milhões de barris de petróleo por dia, produzindo milhões de m³ de efluente advindos de refinarias ou plantas petroquímicas. Aliada aos vultuosos volumes gerados, a composição do efluente de refinaria é complexa, possuindo, além de matéria orgânica e nutrientes, elevada concentração de metais traços e compostos orgânicos recalcitrantes, que podem ser nocivos à saúde humana (Moser *et al*., 2019). Sem o tratamento adequado, a água usada nas atividades industriais do setor petroquímico pode atingir os corpos hídricos superficiais e causar inúmeros impactos socioambientais. Assim, métodos avançados de tratamento devem ser utilizados para o controle eficaz da poluição na indústria de refino do petróleo.

Processos de separação por membranas (PSM) têm ganhado interesse da indústria como uma tecnologia capaz de atender aos requisitos do tratamento e de produzir um efluente com qualidade suficiente para reúso industrial, contribuindo para o fechamento do ciclo da água e para a redução do consumo hídrico (Munirasu *et al*., 2016). Com o aumento da demanda hídrica e a degradação da qualidade de mananciais previamente disponíveis, o reúso industrial é cada vez mais desejado. Frente a isso, várias refinarias encontram-se em processo de revisão de suas instalações, e sistemas de membranas estão sendo instalados.

Todavia, o fenômeno de incrustação das membranas, o qual reduz o fluxo permeado e a vida útil, é um gargalo à ampla utilização de PSM (Amaral *et al*., 2014). Nesse contexto, membranas de osmose direta (OD) despontam como uma tecnologia que apresenta uma baixa tendência à incrustação (Wang & Liu, 2021). A operação do processo de OD se dá através da diferença de pressão osmótica entre a solução de alimentação e uma solução iônica mais concentrada. Desse modo, há um fluxo de água gerado pelo gradiente de pressão osmótica orientado da alimentação menos concentrada para a solução mais concentrada. Nesse sentido, a membrana de OD opera com reduzido requerimento energético, além de apresentar alta rejeição a íons e poluentes de difícil degradação, denotando elevada qualidade do permeado gerado no sistema e reduzindo a demanda hídrica e energética das plantas industriais, bem como os custos operacionais (Viet *et al*., 2019). Nesse contexto, o presente estudo objetivou avaliar a aplicação de membranas de OD ao tratamento do efluente de refinaria após um tratamento preliminar e após o tratamento com um biorreator com membranas (BRM), utilizando-se soluções osmóticas de NaCl e MgCl2, para avaliação do fluxo de água e da remoção de compostos recalcitrantes.

2. MATERIAS E MÉTODOS

Para aparato experimental dos testes de OD (Figura 1), utilizaram-se membranas de OD fabricadas pela Hydration Technologies e um módulo de membrana fabricado pela Sterlitech Corp., com uma área efetiva de 30 cm². A SO e a alimentação foram conectadas ao módulo de membrana e recirculadas através de bombas peristálticas (Provitec GA5200 MB). NaCl e $MgCl_2$ foram selecionados como solutos para as soluções osmóticas, em função da ampla utilização em estudos anteriores com OD (Siddique *et al*., 2018; Moser *et al*., 2019). A pressão osmótica (π) das soluções foi fixada em 16,7 bar. A velocidade de recirculação das bombas foi de 0.99 ± 0.04 $L.min^{-1}$. A massa do tanque de solução osmótica foi monitorada através de uma balança de precisão (Bel L10001) para o cálculo do fluxo permeado pela membrana de OD.

Para os experimentos realizados com o sistema de OD, a SO e a alimentação foram alteradas, para se avaliar a configuração com o melhor desempenho. A Tabela 1 apresenta uma síntese das condições avaliadas no âmbito deste trabalho. Foram avaliados nitrogênio total e absorbância em 254 nm, através do alisador do equipamento TOC/NT Shimadzu TOC-V CNPA e de um Espectrofotômetro UV-Vis PerkinElmer, respectivamente.

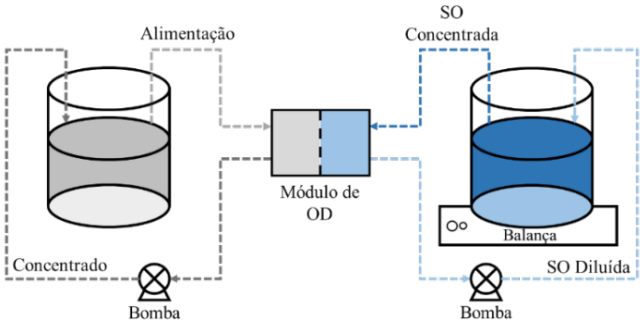


Fig. 1. Representação esquemática do aparato experimental para os testes de OD.

Tabela 1. Síntese dos experimentos realizados no estudo-

Condição	SO	Alimentação	Δπ (bar)
Condição 1	NaCl	Efluente do tratamento primário (ETP)	15.9
Condição 2	MgCl2	Efluente do tratamento primário (ETP)	16.0
Condição 3	NaCl	Permeado BRM	15.7

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fluxo Permeado

O monitoramento do fluxo permeado durante os ensaios na Condição 1 e na Condição 2 é apresentado na Figura 2. É possível observar que, na Condição 1, o fluxo de permeado se estabilizou em torno de 1,9 $kg.m^{-2}.h^{-1}$ decorridos 120 minutos do início do teste, enquanto

que, na Condição 2, o fluxo se estabilizou em torno de 1,0 $kg.m^{-2}.h^{-1}$ após 180 min de teste. A relação entre o fluxo final e o fluxo inicial observados foi de 0,89 e 0,11 nas Condições 1 e 2, respectivamente, revelando uma maior queda no fluxo permeado quando da utilização da SO de MgCl2, em comparação com a SO de NaCl. Foi realizado um teste estatístico de Mann-Whitney que indicou que o fluxo permeado pela membrana de OD foi maior com a utilização do NaCl (p-valor < 0.05).

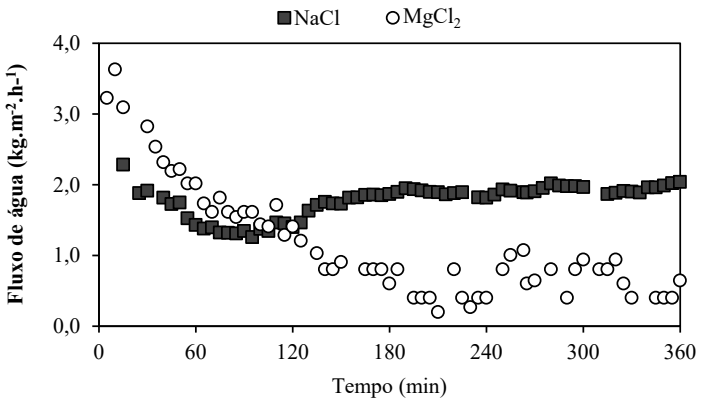


Fig. 2. Monitoramento do fluxo permeado pela membrana de OD.

Com base no maior fluxo atribuído à SO de NaCl a partir do efluente pós-tratamento primário, analisou-se, posteriormente, o fluxo a partir do permeado BRM como alimentação do sistema de OD com a SO de NaCl (Condição 3). O fluxo médio nas Condições 1, 2 e 3 foi de 1,8 ± 0,2 $kg.m^{-2}.h^{-1}$, 1,2 ± 0,8 $kg.m^{-2}.h^{-1}$ e 2,5 ± 1,4 $kg.m^{-2}.h^{-1}$, respectivamente. Aplicou-se um teste estatístico de Kruskal-Wallis para comparar simultaneamente o fluxo permeado nas três condições avaliadas, o qual permitiu concluir que houve maior fluxo de água no sistema de OD com SO de NaCl alimentado com o permeado do BRM (p-valor < 0,05). Tal resultado pode indicar que a OD apresenta melhor desempenho como polimento do sistema do BRM em termos de fluxo permeado, em comparação ao tratamento direto do efluente bruto seguido de tratamento primário.

3.2 Remoção de Compostos Recalcistrantes

As remoções observadas de NT e ABS245 no efluente do tratamento primário (ETP), no permeado do sistema BRM e na SO final de cada condição monitorada podem ser observadas na Figura 3.

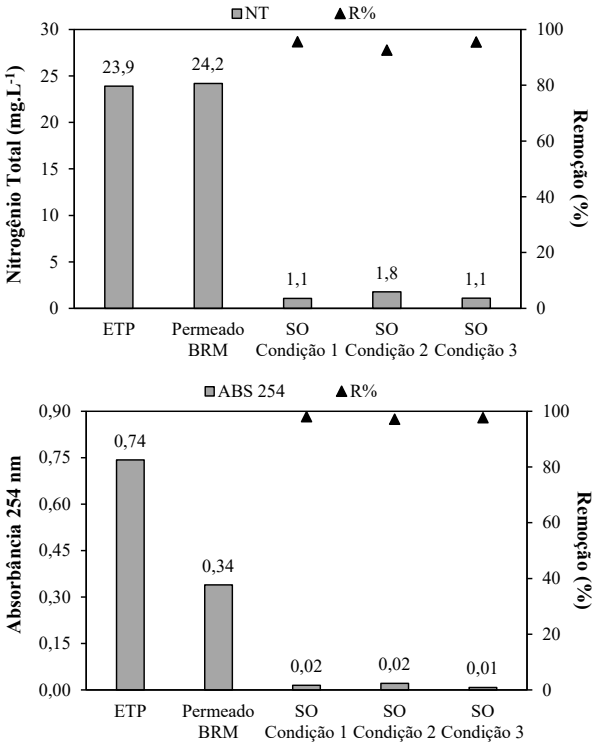


Fig. 3. Remoção de nitrogênio total e absorbância em 254 nm nas condições avaliadas.

Foram observadas remoções de NT da ordem de 95,5%, 92,6% e 95,4%, respectivamente, indicando que a membrana de OD apresenta elevado potencial de rejeição ao nitrogênio, independentemente da SO osmótica utilizada. Moser *et al*. (2019) observou uma redução da concentração de nitrogênio amoniacal no permeado quando uma membrana de OD foi adicionada ao biorreator avaliado no estudo, atribuindo ao processo de OD a contribuição para redução de nitrogênio no permeado. Quanto a remoção da ABS254, parâmetro indicativo de compostos orgânicos aromáticos de difícil degradação (Yu *et al*., 2012), é possível perceber que, mesmo após a aplicação do BRM, o valor da ABS254 permanece elevado. Para todos os testes com as membranas de OD foram observadas reduções acima de 97% da ABS254, indicando que a alta rejeição da OD a compostos recalcitrantes, sendo capaz de fornecer um permeado de alta qualidade que pode ser utilizado como água de reúso.

4. CONCLUSÕES

Com a aplicação da metodologia proposta neste estudo, observou-se que a membrana de OD mostrou-se viável para a remoção de nitrogênio e compostos orgânicos recalcitrantes de efluente de refinaria. Em todos os experimentos realizados, reduções acima de 92% de NT e acima de 97% de ABS254 foram obtidas, indicando, também, que a rejeição de poluentes pela membrana de OD não é afetada pela escolha da SO. Quanto ao fluxo permeado, verificou-se que a SO de NaCl acarreta um maior fluxo de água no sistema de

OD, em relação à solução de MgCl2 no tratamento do efluente bruto seguido de tratamento primário ($JNaCl$ = 1,8 ± 0,2 kg.m^{-2}.h^{-1} , $JMgCl2$ = 1,2 ± 0,8 kg.m^{-2}.h^{-1}). Ainda, foi possível perceber que a OD operou com maior fluxo quando alimentada com o permeado do BRM e com SO de NaCl primário (J = 2,5 ± 1,4 kg.m^{-2}.h^{-1}), assinalando um melhor desempenho do processo como polimento do sistema do BRM em termos de fluxo permeado em comparação ao tratamento direto do efluente pós-tratamento primário. Portanto, é possível concluir que o estudo mostrou grande potencial para a geração de água de reúso a partir do tratamento do efluente produzido nas atividades de refino do petróleo, além de contribuir para a redução da demanda energética, aumentando a sustentabilidade econômica, social e ambiental das unidades industriais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq, à CAPES, e à FAPEMIG pelo financiamento e pelas bolsas de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amaral MCS, Neta LSF, Borges CP, Cerqueira AC, Torres AP, Florido PL, Santiago VMJ (2014) Treatment of refinery effluents by pilot membrane bioreactors: pollutants removal and fouling mechanism investigation. In: Desalination and Water Treatment, v. 56, n. 3, p. 583–597, Ago. 2014

Moser PB, Bretas C, Paula EC, Faria C, Ricci BC, Cerqueira AC, Amaral MCS (2019) Comparison of hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor for oil refinery effluent treatment. In: Chemical Engineering Journal, v. 378, p. 121952, Dec. 2019

Munirasu S, Haija MA, Banat F (2016) Use of membrane technology for oil field and refinery produced water treatment—A review. In: Process Safety and Environmental Protection, v. 100, p. 183–202, mar. 2016

Siddique MS, Khana SJ, Shahzada MA, Nawzb MS, Hankinsc NP (2018) Insight into the effect of organic and inorganic draw solutes on the flux stability and sludge characteristics in the osmotic membrane bioreactor. In: Bioresource Technology, v. 249, p. 758–766, Feb. 2018

USEIA - US Energy Information Administration (2022) Annual refined petroleum products consumption. 2021. Disponível em: <https://www.eia.gov/international/data/world>. Acesso em: 18 Jan. 2022

Viet N D, Cho J, Yoon Y, Jang A (2019) Enhancing the removal efficiency of osmotic membrane bioreactors: A comprehensive review of influencing parameters and hybrid configurations. In: Chemosphere, v. 236, p. 124363, Dec. 2019

Wang J, Liu X (2021) Forward osmosis technology for water treatment: Recent advances and future perspectives. In: Journal of Cleaner Production, v. 280, p. 124354, Jan. 2021

Yu Z, Chu H, Cao H, Ma Y, Dong B, Wei Y (2012) Pilot-scale hybrid bio-diatomite/dynamic membrane reactor for slightly polluted raw water purification. In: Desalination, v. 285, p. 73–82, Jan. 2012

101

DIAGNÓSTICO E PROPOSIÇÃO DE TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA BAÍA DA ILHA GRANDE - RJ - BRASIL

Rayssa Vogeler Berquó JACOB[1], Maria Clara Vieira Pereira De SOUZA[2], Vitor Santos LISBÔA[3], Ana Silvia Pereira SANTOS[4], André Luís de Sá SALOMÃO[5]

[1] *Programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental - PEAMB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Brasil, rayssajacob@gmail.com*

[2] *Programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental - PEAMB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, Brasil, mariavieira@id.uff.br*

[3] *Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP), CBH Baía da Ilha Grande, Brasil, vitor.lisboa@agevap.org.br*

[4] *Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente - DESMA, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Brasil, ana.pereira@eng.uerj.br*

[5] *Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente - DESMA, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Brasil, andre@andresalomao.com*

RESUMO

A Baía da Ilha Grande (BIG) vem sofrendo impactos ambientais negativos nos últimos anos devido ao processo de urbanização da região, por meio do despejo irregular de efluentes domésticos, pela destruição da vegetação costeira e ocupação irregular de encostas e das margens dos rios. Este estudo teve como objetivo diagnosticar a situação do esgotamento sanitário das bacias hidrográficas que desaguam na Baía da Ilha Grande e propor alternativas de tratamento de esgoto com base nas soluções descentralizadas. A metodologia foi desenvolvida em duas etapas, sendo a Etapa 1 o levantamento de dados disponíveis no Atlas Esgotos do ano de 2017 e a Etapa 2 as indicações das tecnologias de tratamento mais adequadas para este estudo. O diagnóstico mostrou que os municípios da BIG já utilizam as soluções descentralizadas para tratamento de esgotos domésticos, tendo Angra dos Reis 18% de atendimento por sistemas unifamiliares, Paraty 37% e Mangaratiba, 54%. Após as Etapas 1 e 2, as cinco tecnologias consideradas com os mais apropriadas para a região foram: Tanque Séptico, RAFA compacto, Biodigestor, Reator Anaeróbio Compartimentado e Biossistema integrado. Com a análise dos dados obtidos na Etapa 1, conclui-se que os municípios que abrangem a BIG apresentam um déficit no esgotamento sanitário, contribuindo assim, para a degradação ambiental e a poluição hídrica da região. Por outro lado, após a aplicação da metodologia da Etapa 2, conclui-se que estes municípios apresentam vocação para as soluções descentralizadas. Desse modo, tecnologias de tratamento descentralizadas se mostram uma alternativa atrativa na escolha dos tomadores de decisão, principalmente para pequenas localidades que não têm acesso a uma rede de coleta de esgotos.

Palavras-Chave: Saneamento rural; poluição hídrica; esgoto doméstico; tecnologias descentralizadas; tratamento de esgotos.

1. INTRODUÇÃO

A Baía da Ilha Grande (BIG), Região Hidrográfica I (RH-I), no estado do Rio de Janeiro sofreu impactos ambientais negativos nos últimos anos devido ao processo de urbanização da região, por meio do despejo irregular de efluentes domésticos, da destruição da vegetação em função da ocupação desordenada, da ocupação de margens dos rios, dentre outros fatores determinantes para a contínua degradação deste ecossistema (CBH-BIG, 2020).

O contínuo lançamento de esgoto sem o adequado tratamento, além de comprometer a qualidade da água, vem causando impactos na saúde humana e ambiental. Além disso, vem dificultando o atendimento dos usos múltiplos dos recursos hídricos, como abastecimento, balneabilidade, irrigação, recreação e lazer, dentre outros (ANA, 2017). De acordo com os dados disponibilizados pelo Atlas Esgotos (ANA, 2017), no Brasil, 55% da população possui atendimento adequado do serviço de esgotamento sanitário (sendo 12% por soluções individuais e 43% por coleta e tratamento centralizado) e 45% da população não tem atendimento adequado do serviço de esgotamento sanitário, lançando diretamente os efluentes no meio ambiente de forma incorreta.

A fim de minimizar as consequências da falta do acesso ao saneamento básico, têm-se as soluções descentralizadas de tratamento de esgotos domésticos, uni ou multifamiliar, como um dos caminhos para a universalização do serviço de esgotamento sanitário (RABELLO *et al.*, 2019; HONORATO *et al.*, 2021)

Diante disso, o objetivo do trabalho foi diagnosticar a situação do esgotamento sanitário da região da bacia hidrográfica Baía da Ilha Grande, RH-I (RJ), e propor alternativas de tratamento de esgotos domésticos com base nas soluções descentralizadas.

2. METODOLOGIA

Para fins de planejamento e gestão das águas e do meio ambiente como um todo, o estado do Rio de Janeiro (Brasil) foi dividido em nove Regiões Hidrográficas, segundo Resolução CERHI-RJ nº 107/2013 (RIO DE JANEIRO, 2013). A Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande (RH-I) corrresponde aos municípios de Paraty e Angra dos Reis, integralmente, e ao município de Mangaratiba, parcialmente pegando o distrito de Conceição de Jacareí e faz divisa com o Estado de São Paulo nos municípios Ubatuba, Cunha, Areias, São José do Barreiro e Bananal (Figura 1).

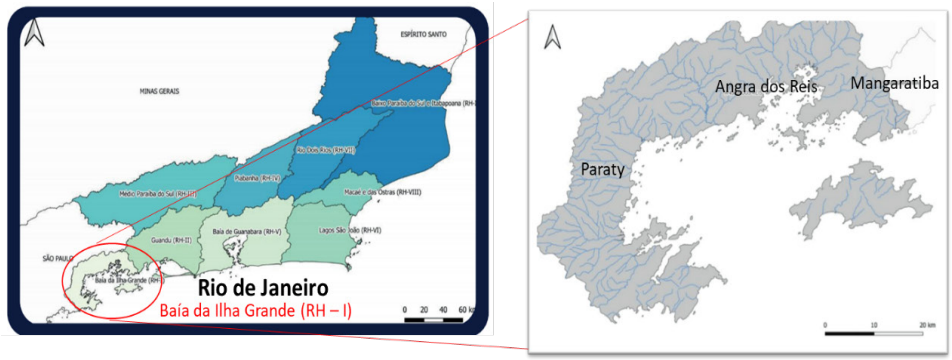


Figura 1. Localização da Baía da Ilha Grande, Região Hidrográfica I (RH-I) do estado do Rio de Janeiro e seus municípios: Paraty, Angra dos Reis e Mangaratiba. (Fonte: Autores).

A metodologia aplicada no presente trabalho foi dividida em duas etapas. Na Etapa 1 foi realizado um diagnóstico da situação do esgotamento sanitário da RH-I, utilizando uma base de dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, o Atlas Esgotos (ANA, 2017). Os dados levantados foram oriundos dos subprodutos do diagnóstico da ANA, denominado Relatório de Esgotamento Sanitário Municipal, de cada um dos 3 municípios abrangidos pela região RH-I. Já na Etapa 2 foram definidos os critérios de seleção das tecnologias mais adequadas para este estudo, por meio de 2 passos:

Passo 1 - Foi aplicado o fluxograma de apoio na escolha de tecnologias de tratamento de esgoto, conforme metodologia descrita por Tonetti (2018). Este, apresenta, de forma preliminar as tecnologias mais indicadas por meio de perguntas cujas respostas podem ser “sim” ou “não”. As mesmas são baseadas em variáveis que relacionam o uso da água na descarga, a composição dos esgotos (águas cinzas, águas negras, etc) e a intenção de aproveitamento dos subprodutos;

Passo 2 - Foram criados critérios de seleção com base no quadro síntese das principais características das quinze tecnologias selecionadas para o tratamento de esgoto de comunidades isoladas elaborados por Tonetti (2018).

Os critérios de inclusão foram: i) Baixo custo de implementação e operação; ii) Simplicidade construtiva e operacional; iii) Sistema unifamiliar; iv) Esgoto doméstico; v) Atendimento a legislação NOP-INEA-45, que estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário tratado em corpos receptores, na redução da carga orgânica em 60% (RIO DE JANEIRO, 2021). Além disso, neste estudo foram consideradas que todas as habitações beneficiadas têm até 5 habitantes, usam água no vaso sanitário e há mistura dos efluentes. Dessa forma, as tecnologias foram classificadas em três categorias como: “Atende”, “Atende parcialmente” e “Não atende”.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Etapa 1 - A composição da maioria dos sistemas de tratamento de esgotos existentes nos 3 municípios é baseada em soluções individuais (soluções descentralizadas). Em

relação a Angra dos Reis, 18% da população é atendida por meio de uma solução unifamiliar. Enquanto que as soluções centralizadas no formato de estação de tratamento de esgotos (ETEs) convencionais atendem apenas 9% da população com a coleta e tratamento do esgoto, tendo 5 ETEs existentes. Em Paraty, 37% da população utiliza soluções individuais. O município possui ETE apenas nos condomínios Laranjeira e Vila Resendial de Mambucaba (Eletronuclear), nas comunidades Praia Grande e Tarituba, e no hospital municipal, sem nenhuma ETE de grande porte em operação até o momento. Em Mangaratiba a situação é bem semelhante aos demais municípios, tendo 54% de toda a população atendida por soluções individuais (maior percentual verificado entre os municípios analisados) e 8 ETEs em planejamento para a implementação, sendo uma delas em Conceição de Jacareí (ANA, 2017).

Segundo os estudos preliminares desenvolvidos pelo Atlas Esgotos (ANA, 2017), as alternativas técnicas sugeridas para os 3 municípios da RH-I preveem um investimentos de 10% em soluções individuais (soluções descentralizadas) e 90% em estações de tratamento de esgotos (soluções centralizadas).

Etapa 2 - Para proposição das tecnologias foram realizados os dois passos, previamente descritos na metodologia. O *Passo 1* apresenta a resposta referente ao fluxograma (de respostas sim ou não), tendo como resultado as 9 soluções de tratamento de esgoto doméstico mais indicadas, sendo elas: Sistemas Alagados Construídos, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, Tanque S**éptico, Filtro** Anaeróbio, Filtro de Areia, Vermifiltro, Biodigestor, Reator Anaeróbio Compartimentado e Biossistema Integrado (Quadro 1). No *Passo 2*, foram aplicados os critérios de seleção e como resultado final os sistemas foram classificados nas três categorias (Quadro 1): n**ão atende** os Sistemas Alagados Construído, Filtro Anaeróbio, Vermifiltro e Filtro de Areia; atende parcialmente o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, Biodigestor, Reator Anaeróbio Compartimentado e Biossistema integrado; e atende o Tanque Séptico. Sendo assim, cinco tecnologias foram consideradas como de maior viabilidade (atende e atende parcialmente) para serem aplicadas nos três municípios da RH-I (Quadro 1).

Adicionalmente, este projeto não previu as etapas do lançamento dos efluentes tratados, assim como o tratamento ou destinação final do lodo acumulado em suas unidades, ficando estes, para estudos futuros. Ressalta-se que tanto para reutilização como para descarte final, ambos devem obedecer aos critérios estabelecidos pela regulação vigente.

4. CONCLUSÕES

Diante desse mapeamento, conclui-se que os municípios da RH-I apresentam vocação para as soluções descentralizadas, no entanto, ainda demandam investimentos e estudos técnico-científicos para definição e implantação de sistemas de tratamento de esgoto adequado às particularidades da região, com vistas à universalização, de forma a cumprir as metas do ODS6.

Quadro 1. Síntese e comparação das 9 tecnologias de tratamento de esgotos domésticos com aplicação dos critérios de seleção. As tecnologias foram classificadas em atende, atende parcialmente e não atene, de acordo com a comparação dos resultados apresentado em cada um dos parâmetros avaliados. (Fonte: Autores).

Tecnologia	Tipo de Esgoto Tratado	Pré-tratamento	Tipo de sistema	Manutenção*	Remoção de Lodo	Custo (R$) **	Eficiência ***	Atendimento	Justificativa
Sistemas alagados construídos	- Águas Cinzas - Esgoto pré-tratado	Sim	Unifamiliar ou semicoletivo	média	não	1500 a 2000	80% ou mais	não atende	pré-tratamento, tipo de esgoto e custo
Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente	- Águas de vaso sanitário - Esgoto doméstico	Não	Unifamiliar ou semicoletivo	baixa	sim	1500 a 2000	50% a 79%	atende parcial-mente	custo
Tanque séptico	- Águas de vaso sanitário - Águas cinzas - Esgoto doméstico	Não	Unifamiliar ou semicoletivo	baixa	sim	500 a 1500	50% a 79%	atende	
Filtro anaeróbio	- Esgoto pré-tratado	Sim	Unifamiliar ou semicoletivo	baixa	sim	500 a 1500	50% a 79%	não atende	tipo de esgoto tratado e pré-tratamento
Filtro de areia	- Esgoto pré-tratado	Sim	Unifamiliar ou semicoletivo	alta	não	500 a 1500	80% ou mais	não atende	tipo de esgoto tratado, pré-tratamento e manutenção
Vermifiltro	- Águas de vaso sanitário - Águas cinzas - Esgoto doméstico - Esgoto pré-tratado	Sim	Unifamiliar ou semicoletivo	alta	sim, na forma de húmus de minhoca	500 a 1500	50% a 79%	não atende	pré-tratamento e manutenção
Biodigestor	- Águas de vaso sanitário - Esgoto doméstico	Não	Unifamiliar ou semicoletivo	alta	sim	1500 a 2000	50% a 79%	atende parcial-mente	manutenção e custo
Reator anaeróbio compartimentado	- Águas de vaso sanitário - Esgoto doméstico	Não	Unifamiliar ou semicoletivo	baixa	sim	1500 a 2000	50% a 79%	atende parcial-mente	custo
Biossistema integrado	- Águas de vaso sanitário - Esgoto doméstico	Não	Unifamiliar ou semicoletivo	alta	sim	1500 a 2000	80% ou mais	atende parcial-mente	manutenção e custo

*Classificação baseada em TONETTI (2018). **Valores calculados com ano base 2018 para atender uma família com até 5 pessoas (TONETTI, 2018). *** Com base na redução da matéria orgânica (TONETTI, 2018).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. ANA, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, 2017.

CBH-BIG, Comitê Bacia Hidrográfica da Baía da Ilha Grande. Relatório Síntese do Plano Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Da Baía Da Ilha Grande (PRH-BIG). Rio de Janeiro, 2020.

HONORATO, L.M.C., D'EÇA, N.F.G., SANTOS, A.S.P., SALOMÃO, A.L.S. Tratamento descentralizado de esgoto doméstico: revisão sistemática. Revista DAE, v. 69, n. 233, p.173-191, 2021.

TONETTI, A.L. Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções. Campinas, SP: Biblioteca/Unicamp, 2018.

RABELLO, Vinicius Malta *et al*. The efficiency of constructed wetlands and algae tanks for the removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a systematic review. Water, Air, & Soil Pollution, v. 230, n. 10, p. 1-12, 2019.

RIO DE JANEIRO. NOP-INEA-45 - Estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário. RJ, 2021.

RIO DE JANEIRO. Resolução CERHI-RJ nº 107/2013 - Aprova Nova Definição das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro e Revoga a Resolução CERHI N° 18 de 08 de novembro de 2006. RJ, 2013.

DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESTABELECIMENTO DE METAS DE SANEAMENTO E SAÚDE: EXPERIÊNCIAS EM COMUNIDADES RURAIS E TRADICIONAIS DO ESTADO DE GOIÁS

Rafaella Oliveira BARACHO[1], Nolan Ribeiro BEZERRA[2], Paulo Sergio SCALIZE[3]

[1] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano – Campus Xique-Xique e Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, rafaella.baracho@ifbaiano.edu.br*

[2] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás – Campus Goiânia, Goiânia-Brasil, nolan.bezerra@ifg.edu.br*

[3] *Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, pscalize.ufg@gmail.com*

RESUMO

O apoio e fortalecimento da participação das comunidades rurais é uma das metas da Agenda 2030. Esse trabalho tem por objetivo apresentar os relatos das perspectivas das populações usuárias dos serviços de saneamento rural como ferramenta para definição do objetivo e estabelecimento das metas locais de saneamento e saúde. A metodologia para o levantamento dos anseios das populações foi baseada no Arco de Charles Maguerez - metodologia ativa e problematizadora que induziu a participação das populações, troca de experiências e propostas de ações. A metodologia foi aplicada em comunidades rurais brasileiras de três tipologias: Comunidade Quilombola do Cedro, Comunidade Ribeirinha Povoado Veríssimo e Assentamento João de Deus. Induzidas por perguntas, as populações apontaram suas necessidades quanto ao saneamento básico, à saúde e aos mecanismos de controle social. Como resultado, observou-se que as três comunidades relataram problemas com a ausência de tratamento coletivo de água e parte da população não possui o hábito de clorar, ferver e coar com o pano a água antes de ingerir. Todos reconheceram o risco à saúde da destinação inadequada das águas cinzas, fecais e excretas dos animais do quintal, a ineficiência do gerenciamento dos resíduos sólidos, tanto pelos moradores como pelas municipalidades e ausência de assistência do gestor público quando ao manejo de águas pluviais. Quanto a saúde, há atendimento, embora insuficiente. Todos relataram a ausência de representação nas instâncias de discussões e desmotivação dos moradores nas mobilizações internas. A partir desses relatos foi possível traçar um plano de melhoria com objetivos e metas para a melhoria do acesso ao saneamento básico e a saúde das comunidades.

Palavras-Chave: saneamento rural; saúde; controle social; participação das comunidades locais.

1. INTRODUÇÃO

Com menos de 10 anos para o alcance das metas estabelecidas na Agenda 2030, ainda existem 2 bilhões de pessoas no mundo que não possuem acesso seguro à água potável, 3,6 bilhões que não afastam as excretas de maneira segura e 2,3 bilhões de pessoas que não possuem acesso a serviços de higiene básicos (UN, 2020). A pandemia da COVID-19 evidenciou a importância da lavagem de mãos e, portanto, do acesso aos serviços supracitados. No Brasil, embora o meio urbano conte com mais de 90% de atendimento da população com serviço de abastecimento de água, quando se trata dos serviços de saneamento básico nas áreas rurais oferecidos de maneira segura, o cenário é diferente: apenas 40,5% dos domicílios possuem serviços de abastecimento de água adequado; 20,6% possuem serviço de esgotamento sanitário adequados; 23,6% com adentimento adequado no manejo de resíduos sólidos; e 60,4% no manejo das águas pluviais (BRASIL, 2019). O meio rural conta com uma diversidade de ruralidades, culturas e saberes que requer uma gestão multiescalar do seu saneamento básico. Nesse sentido a melhoria dos índices de acesso e qualidade dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário é necessário apoiar e fortalecer a participação das comunidades na gestão da água e esgotamento sanitário, prevista na meta 6.b, estabelecida pela Agenda 2030. Para que o Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 seja alcançado até 2030, é importante que os planos e projetos para essas comunidades contemplem objetivos e metas e que esses estejam associados aos anseios da população e que esta participe como ator dessa tomada de decisão. Para suprir essa lacuna este trabalho busca apresentar os relatos das perspectivas das populações usuárias dos serviços de saneamento rural e como esses relatos podem ser utilizados como ferramenta para definição do objetivo e metas locais de saneamento básico e saúde.

2. METODOLOGIA

A metodologia do trabalho foi dividida em 3 etapas: a primeira é de preparação para a atividade em campo, que resultou na elaboração de instrumentos e perguntas motivadoras; a segunda é o trabalho em campo utilizando a metodologia problematizadora do Arco de Manguerez; e a terceira é o relato das contribuições obtidas na segunda etapa. Neste trabalho selecionou-se três comunidades rurais do estado de Goiás, Brasil, sendo Comunidade Quilombola do Cedro, Comunidade Ribeirinha Povoado Veríssimo e Assentamento João de Deus. O critério de seleção foi baseado nas comunidades com necessidade de planejamento imediato, conforme descrito no diagnóstico técnico-participativo da situação do saneamento básico e saúde (DTP). Na primeira etapa elaborou-se perguntas que fomentassem tanto a observação e reflexão sobre a realidade como o estabelecimento de hipóteses de solução para os problemas que as comunidades enfrentaram e que estivessem associadas a resultados encontrados no DTP dessas comunidades (SCALIZE *et al*., 2020a; SCALIZE *et al*., 2020b; SCALIZE *et al*., 2021). Na segunda etapa houve a aplicação da metodologia da problematização Arco de Maguerez,

que permite o exercício da relação prática-teoria-prática e é realizada em cinco passos: 1) observação da realidade; 2) identificação dos pontos-chave; 3) teorização; 4) hipóteses de solução, e 5) aplicação na realidade (BERBEL, 1998). Além de relacionar teoria e prática, a metodologia problematizadora foi aplicada na etapa de capacitação ao longo da elaboração dos diagnósticos técnico-participativos nas comunidades, conforme Scalize (2020a; 2020b; 2021). A partir dos resultados da segunda etapa, foi possível resumir e estabelecer objetivos e metas para os componentes do saneamento básico e controle social a partir do *software* Iramuteq versão alpha 2.0.

3. RESULTADOS

As comunidades avaliadas possuem situações distintas quanto aos quatro componentes de saneamento básico. Na Comunidade Quilombola Cedro, 54,8% dos domicílios são atendidos por sistema de abastecimento de água (SAA), 38,8% por nascente ou bica e 6,4% por poço raso ou profundo. Na mesma comunidade, 90,3% dos domicílios utilizam fossa rudimentar e os demais dispõem suas excretas em fossas sépticas. Quanto aos resíduos sólidos, 87,5% dos domicílios queimam seus resíduos secos e todos os domicílios alimentar os animais com os resíduos orgânicos. Quanto ao manejo de águas pluviais, 82,4% dos domicílios enfrentam problemas com alagamentos (SCALIZE *et al*. 2021). Na Comunidade Ribeirinho Povoado Veríssimo, 100% é abastecida por SAA, sendo que 94,7% dos domicílios destinam seus esgotos em fossas rudimentares. Quanto aos resíduos sólidos, mesmo com o seu recolhimento pela prefeitura, há acúmulo e descarte de resíduos nas vias internas da comunidade. 47,4% dos domicílios apresentaram resíduos espelhados nos seus quintais (SCALIZE *et al*.2020a). No assentamento João de Deus, 100% é abastecida por solução alternativa individual. Quanto ao esgotamento sanitário, 90,9% dos domicílios destinam os esgotos em fossas rudimentares. 81,8% dos domicílios queimam os resíduos secos e 45,5% deixam nos quintais. Quanto às características das vias que podem ser associadas ao manejo de águas pluviais, identificou-se 54,5 % de ruas com erosões (SCALIZE *et al*. 2020b).

A partir desse cenário, realizou-se a oficina para aplicação da metodologia de problematização, onde foi possível identificar as prioridades das comunidades quanto aos componentes do saneamento básico, saúde e controle social. As oficinas contaram com a participação de um total de 28 participantes. A Figura 1, mostram a aplicação da etapa de observação da realidade da metodologia.

A partir da fase de identificação da realidade, os participantes destacaram os pontos que consideraram mais relevantes quanto ao abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos, manejo de águas pluviais e controle social. As contribuições foram registradas em um quadro (Figura 2) e as palavras mais mencionadas nas contribuições podem ser observadas na Figura 3. Cabe destacar que a palavra “ausência” foi mencionada 15 vezes, “inadequado” foi mencionada 10 vezes, e as demais palavras foram mencionadas 9 vezes ou menos.



Fig. 1. Aplicação da metodologia da problematização Arco de Maguerez na Comunidade Quilombola Cedro(a) Comunidade ribeirinho Povoado Veríssimo(b) e Assentamento João de Deus (c) do estado de Goiás, Brasil

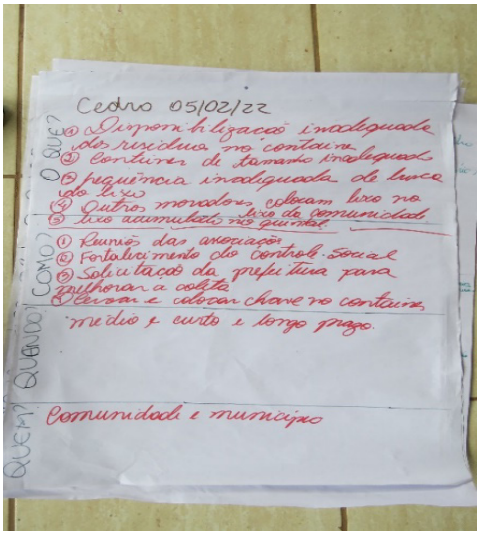


Fig. 2. Quadro onde eram registradas as contribuições.

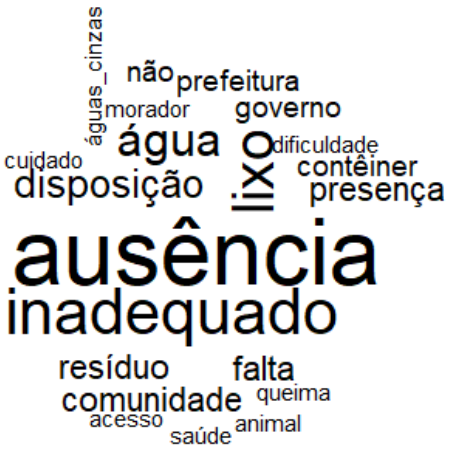


Fig. 3. Palavras mais citadas para descrever os problemas enfrentados pelas comunidades.

Como resultado, observou-se que as três comunidades relataram problemas com a ausência de tratamento coletivo de água e parte da população não possui o hábito de clorar, ferver e coar com o pano a água antes de ingerir. Cabe destacar que, apesar do existir o hábito da utilização do filtro de barro (32,3% utilizam na Comunidade Cedro, 42,1% utilizam no Povoado Veríssimo e 72,7% utilizam no Assentamento João de Deus), a sua lavagem é realizada incorretamente em 100% dos domicílios de Povoado Veríssimo e João de Deus e em 75% dos domicílios da Comunidade Cedro, o que pode diminuir a eficiência ou vida útil da vela. Murei *et al*. (2022) relatam que nas comunidades rurais avaliadas no trabalho, os moradores não tinham conhecimento acerca dos diferentes métodos de tratamento de água, de modo que são necessárias ações educativas e de envolvimento que estimulem essa população a mudar o hábito.

Todos reconheceram o risco à saúde da destinação inadequada das águas cinzas, fecais e excretas dos animais do quintal. Todos relataram a ineficiência do gerenciamento

dos resíduos sólidos, tanto pelos moradores (caso da Comunidade Cedro) como pelas municipalidades (caso de todas as comunidades), sendo o hábito de queimar, deixar a céu aberto ou dispor resíduos no quintal recorrente na área rural. Quanto ao manejo de águas pluviais e drenagem nas vias internas de acesso das áreas rurais foi unânime as reclamações da ausência de assistência do gestor público. Além disso, as três comunidades possuem domicílios com erosão em seus lotes. Todos relataram a ausência de representação nas instâncias de discussões e desmotivação dos moradores nas mobilizações internas. As comunidades apontaram problemas para cada componente do saneamento e controle social, quem seria o responsável pela implementação da solução e um prazo para implementação. A Tabela 1 apresenta exemplo de problema apontado pela comunidade João de Deus, dados do DTP que comprovaram esses resultados e metas estabelecidas para resolver a situação.

Tabela 1. Exemplo de meta estabelecida a partir das contribuições das comunidades

Comunidade	Problema apontado pela comunidade	Problema apontado no DTP	Meta que pode ser estabelecida a partir dos problemas apontados
Assenta-mento João de Deus	Lavagem inadequada do filtro de barro. Não realiza desinfecção domiciliar.	36,4% das amostras com a presença de E. coli., 27,3% não realizam tratamento intradomiciliar da água ingerida e 100% adotam filtro, o limpam incorretamente.	Implementar a prática de realizar a desinfecção com cloro de 2 a 2,5% e filtração com filtro de barro, com sua correta manutenção, em 100% dos domicílios, em até 120 dias.

White, Badu e Shrestha (2015) apontam que priorizar esquemas que incluam a comunidade no processo de planejamento é um fator que facilita a implementação de plano, incluindo planos de segurança da água. Portanto, ao associar os dados técnicos do DTP e as demandas e observações da realidade da comunidade foi possível estabelecer metas alcançáveis, passíveis de serem verificadas por indicadores e com prazo a serem alcançados, características básicas para a delimitação de metas.

4. CONCLUSÕES

Conclui-se que uma determinada comunidade, a partir da aplicação da metodologia de problematização, aponta os principais problemas de saneamento básico e controle social enfrentados no seu dia a dia, bem como possíveis soluções, responsáveis e prazo. Embora 100% dos problemas existentes sejam apontados, com a aplicação dessa metodologia é possível identificar aqueles que são latentes e, portanto, prioridades para aquela população. Para o estabelecimento de metas alcançáveis, definidas no tempo e verificáveis por indicadores é necessário associar as prioridades apontadas pela população a diagnósticos e dados técnicos sobre os serviços prestados e legislação associada. Recomenda-se que sejam desenvolvidas e aplicadas mais metodologias de participação das comunidades para direcionamento e elaboração de planos para as áreas rurais que atendam as demandas das comunidades e as legislações vigentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) pelo suporte financeiro, através do projeto intitulado Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (SanRural) - TED 05. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) - Brasil - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Berbel, N. A. N. (1998). A problematização e a aprendizagem baseada em problemas: diferentes termos ou diferentes caminhos?. Interface-Comunicação, Saúde, Educação, v. 2, n. 2, p. 139-154. . http://dx.doi.org/10.1590/S1414-32831998000100008.

Murei, A.; Mogane, B. ; Mothiba, D. P. ; Mochware, O. T.W. ; Sekgobela, J. M. ; Mudau, M. ; Musumuvhi, N. ; Khabo-Mmekoa, C. M. ; Moropeng, R. C. ; Momba, M. N.B. (2022). Barriers to Water and Sanitation Safety Plans in Rural Areas of South Africa—A Case Study in the Vhembe District, Limpopo Province. Water 14, no. 8: 1244. https://doi.org/10.3390/w14081244

Scalize P. S. (org.) (2020a). Diagnóstico técnico participativo da Comunidade Povoado Veríssimo: Goiandira - Goiás: 2018 [Ebook]. Goiânia: Cegraf UFG. 219 p. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/02/DTP_POVOADO_VERISSIMO.pdf . Acesso em 25 de maio de 2022.

Scalize, P. S. (org.) (2020b). Diagnóstico técnico participativo da Comunidade João de Deus: Silvânia - Goiás: 2018 [Ebook]. Goiânia: Cegraf UFG. 214 p. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/02/DTP_JOAO_DE_DEUS.pdf . Acesso em 25 de maio de 2022.

Scalize, P. S. (org.) (2021). Diagnóstico técnico participativo da Comunidade Cedro : Mineiros - Goiás: 2019 [Ebook]. Goiânia: Cegraf UFG. 225 p. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/02/DTP_CEDRO.pdf . Acesso em 25 de maio de 2022.

White, P., Badu, I. R., & Shrestha, P. (2015). Achieving sustainable water supply through better institutions, design innovations and Water Safety Plans – An experience from Nepal. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 5(4), 625–631. https://doi.org/10.2166/washdev.2015.002

116

ODS 6 – ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO: A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA EM MEIO AO ENFRENTAMENTO DO CORONAVÍRUS

Silvana MORALES DE AZEVEDO[1], Mara Alice JOAQUIM[2]

[1] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, Av: Pirarucu, 3891-Barueri - SP, smorales@sabesp.com.br*

[2] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, Av: Pirarucu, 3891-Barueri - SP, mjoaquim@sabesp.com.br*

RESUMO

Tem-se um diagnóstico tenebroso em relação à falta de água tratada e ao saneamento básico no Brasil. Mesmo nas grandes metrópoles onde há uma maior estrutura de serviços de saneamento básico, ainda há locais em situações irregulares, aonde sequer chega água tratada e o esgoto não é coletado ou tratado, além de descarte inadequado de lixo e ambientes poluídos, fatores cruciais para proliferação de doenças. Disponibilizar água potável e saneamento básico para a população durante a pandemia significa contribuir de modo eficiente e eficaz para o combate ao Coronavírus. Dentro de casa, a estrela responsável por garantir a higienização adequada das pessoas e do ambiente é a água, diminuindo os riscos de contágio e transmissão do Coronavírus, sendo o ponto principal dessa estratégia e um dos elementos imprescindíveis para que a produção de vacinas aconteça em larga escala e possa atender não somente aos brasileiros, mas a população mundial. É necessária a elaboração de políticas públicas permanentes e estruturais que amenizem essa situação de vulnerabilidade dos que não têm acesso adequado à água e promovam de fato os múltiplos usos dos recursos hídricos, priorizando aqueles relacionados à saúde e a manutenção da vida em cumprimento às metas do ODS 6. Baseada nessa premissa, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, representanda neste trabalho pelo Controle Sanitário Oeste, faz o monitoramento da qualidade da água, através de ensaios laboratoriais, segundo diretrizes do Ministério da Saúde, desde a captação, passando pelas etapas de tratamento, redes de distribuição até o cavalete na entrada do imóvel do cliente. Os dados do monitoramento são publicados no Siságua, sistema informatizado do Ministério da Saúde, sendo a consulta de domínio público garantindo assim a transparência das informações.

Palavras-Chave: água; saneamento; coronavírus; ODS ; monitoramento.

1. INTRODUÇÃO

O nosso planeta enfrenta desafios econômicos, sociais e ambientais concretos. Para combatê-los, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) definem as prioridades e aspirações globais para a Agenda 2030. Eles representam uma oportunidade sem

precedentes para eliminar a pobreza extrema e colocar o mundo numa trajetória sustentável. Dentre eles destacam-se o tema “Água Potável e Saneamento - ODS 6”, foco deste trabalho.

Os serviços de saneamento básico são essenciais para a manutenção da boa qualidade de vida. A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo tem como missão prestar serviços de sanemaento, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida e do meio ambiente, sendo sua visão ser referência mundial na prestação de serviços de saneamaento, de forma sustentável, competitiva e inovadora, com foco no cliente. É notório que há uma conexão bem segura entre a necessidade de água potável, saneamento e o enfrentamento do Coronavírus.

Para o campo de atuação do Controle Sanitário Oeste, o tema é revestido de grande relevância, pois trata de uma coerente conexão entre o meio ambiente e a saúde da população. Isto significa qualidade de vida para todos.

2. ENQUADRAMENTO

Para enfrentamento à pandemia do Coronavírus, o Controle Sanitário Oeste que atua na porção oeste do município de São Paulo e nos municípios de Barueri, Carapicuíba, Cotia, Itapevi, Jandira, Osasco, Pirapora do Bom Jesus, Santana de Parnaíba, Taboão da Serra e Vargem Grande Paulista, cobrindo uma área de 1.018 km2 atendendo uma população de 3,5 milhoes de habitantes, manteve diversas ações de contigência tais como: distribuição de agente desinfetante para higienização de vias públicas e locais de grande circulação (hospitais, terminais rodoviários, unidades do Programa Bom Prato, que tem como objetivo oferecer para a população de baixa renda refeições saudáveis e de alta qualidade a custo acessível, servindo diariamente mais de 114 mil refeições); controle de qualidade da água de lavatórios públicos instalados durante a pandemia; desinfecção de novas redes de abastecimento de água e reservatórios para garantia de oferta de água para a população e aprimorou a sua atuação no monitoramento da qualidade da água, desde a captação, passando pelas etapas de tratamento, redes de distribuição até o cavalete na entrada do imóvel do cliente, com investimentos em modernização de equipamentos de campo e laboratório, visando a rapidez de resultados e eficiência em todas as ações.

As instalações do Controle Sanitário Oeste compreendem: 05 Estações de Tratamento de Água nos municípios de Barueri, Cotia, Itapevi, Pirapora do Bom Jesus e Santana de Parnaíba; 01 Laboratório de ensaios físico-quimico de água; 01 Laboratório de ensaios físico-quimico de efluentes; 01 Laboratório de Microbiologia; 01 Laboratório de análises sensoriais e manteve durante a pandemia do Coronavírus um efetivo médio no período do estudo conforme tabela 1.

Tabela 1. Instalações X Efetivo (empregados)

INSTALAÇÕES	EFETIVO
Coleta/atendimento	7
Laboratório	4
Desinfecção	3
ETAs	16

2.1 Monitoramento da qualidade da água produzida e distribuída

Este trabalho contempla o monitoramento, pelo Controle Sanitário Oeste, da qualidade da água produzida e distribuída na sua área de atuação, no período de fevereiro/2020 a agosto/2021; cumprindo um Plano de Amostragem conforme tabela 2.

Tabela 2. Quantitativo de amostras coletadas.

Quantitativo de amostras coletadas de fevereiro a dezembro/2020								
abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20
946	944	950	945	945	944	954	948	955
Quantitativo de amostras coletadas de janeiro a agosto /2021								
abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
1.021	1.018	1.003	986	774	-	-	-	-

Através do Plano de Amostragem foram realizados um total de 61.162 ensaios laboratoriais no mesmo período conforme tabela 3.

Tabela 3. Quantitativo de ensaios realizados.

Quantitativo de ensaios realizados de fevereiro a dezembro/2020											
jan/20	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20
-	3.168	3.165	3.165	3.156	3.171	3.157	3.159	3.154	3.197	3.167	3.170
Quantitativo de ensaios realizados de janeiro a agosto /2021											
jan/21	fev/21	mar/21	abr/21	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21
3.261	3.286	3.308	3.445	3.377	3.327	3.288	3.041	-	-	-	-

Ambos os dados contribuíram para o alcance de metas dos indicadores outcomes e drivers tais como ICAD (Índice de Conformidade da Água Distribuída), ISP01(Índice de conformidade da quantidade de amostras para a aferição da QAD), ISP02 (Incidência das análises de aferição da QAD fora do pradrão) e IRQA (ìndice de Reclamação da Qualidade da àgua), conforme tabela 4.

Tabela 4. Indicadores fevereiro 2020 a agosto/2021.

Indicador	Unidade de Medida	Melhor sentido	Meta	Resultado médio 2020	Resultado médio 2021
ICAD	%	→	99	99,4	99,2
ISP01	%	→	100	100,44	103,72
ISP02	%	↘	<5	2	2,69
IRQA	%	↘	1,36	0,83	0,54

O cumprimento de tais metas foi fundamental para a garantia da qualidade da agua à população durante o enfrentamento à pandemia, com destaque para a área do Butantã no município de São Paulo, onde se encontra o Instituto Butantan, responsável pela produção da vacina CoronaVac em parceria com a farmacêutica chinesa Sinovac e também pelo desenvolvimento da vacina ButanVac em um consórcio internacional, sendo avalidada como uma dose de reforço contra a Covid-19.

Buscando a melhoria contínua de seus processos e contribuindo para o Programa Mais Cultura em Gestão de Ativos da Unidade de Negócios Oeste - MO, o Controle Sanitário ampliou o parque de equipamentos durante a pandemia adquirindo Autoclaves verticais automatizadas, Espectrofotômetro UV-VIS com display touch screen, Turbidímetros de bancada com medição nefelometrica com luz dispersa coletada a um angulo de 90º da luz incidente e 360º ao redor do frasco da amostra, Medidor de íon seletivo duplo canal com leitura simultânea de pH e flúor, Colorímetros e Turbidímetros de campo, Balança analítica, Condutivímetro e Reator de DQO, gerando valor à organização.

2.2 Desinfecção de redes, reservatórios e áreas de grande circulação

Dentre as ações realizadas pode-se destacar a desinfecção de 291 novas redes de abastecimento, 22 reservatórios de água e fornecimento de aproximadamente 330 litros de agente desinfectante para higienização de locais de grande circulação como o Hospital Regional de Osasco que foi referência para Covid-19 na região, Centros de Detenção Provisória I e II na Rodovia Raposo Tavares em São Paulo, Hospital Cruzeiro do Sul em Osasco, Hospital Municipal Antônio Giglio em Osasco, Unidade do Programa Bom Prato em Osasco, Saída da Estação de Trem Osasco, Calçadão do Centro Comercial de Carapicuíba, Terminal Rodoviário José Ribeiro (Centro de Carapicuíba), Terminal Metropolitano (Centro de Carapicuíba), Terminal Municipal Villa Menck (Vila América – Carapicuíba), Complexo Sabesp Leopoldina e Hospital Municipal de Barueri Dr. Francisco Moran.

2.3 Monitoramento da qualidade da água de lavatórios públicos

Foram instalados 25 lavatórios públicos em áreas de grande circulação de pessoas no âmbito de atuação do Controle Sanitário Oeste, sendo estes pontos monitorados através de ensaios laboratoriais no período da pandemia de Covid-19 descrito neste trabalho.

3. CONCLUSÕES

Nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) os desafios econômicos, sociais e ambientais são essenciais na busca pela qualidade de vida das nações. Estes três desafios apontam para a relevância da água potável e do saneamento básico, especialmente no combate ao Coronavírus. Parafraseando Guimarães Rosa: “A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba”. Os ODS indicam que ações integradas entre diferentes áreas e trabalho multisetorial têm maior efetividade para superar obstáculos e desafios. O ODS 6 pode e deve servir como guia para o enfrentamento ao Coronavírus.

O Controle Sanitário Oeste norteou ações para a expansão da infraestrutura básica para populações visando manter as principais recomendações de higiene no combate à COVID-19, mantendo o monitoramento da qualidade da água produzida e distribuída dentro dos padrões de excelência da potabilidade, em conformidade com a Missão da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Buscamos fortalecer a nossa governança visando elaborar e executar programas, ações e iniciativas que nos auxiliem a avançar nas metas dos ODS.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos primeiramente a Deus por colocar tudo sempre em seu devido lugar.

Aos nossos familiares e amigos que sempre nos incentivaram.

A todos aqueles que contribuíram, de alguma forma, para a realização deste trabalho.

LEGISLAÇÃO

Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, alterado pelas Portarias GM/MS nº 888/2021 e GM/MS nº 2.472/2021 de 07 de maio de 2021.

REFERÊNCIAS INTERNET

CASAZZA, INGRID FONSECA. O acesso à água e os excluídos da prevenção à Covid-19. AGÊNCIA FIOCRUZ DE NOTÍCIAS. 2020. Disponível em: https://agencia.fiocruz.br/o-acesso-agua-e-os-excluidos-da-prevencao-covid-19. Acesso em: 4 abr. 2021.

CÉSAR, CAIO; ABDALA, LUCAS; KRESKI, STEPHANI. SUSTENTABILIDADE: ODS 6 - ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO. SÃO PAULO, v. 1, 2019. 50 p. Monografia (ADMINISTRAÇÃO E ECONOMIA) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, SÃO PAULO, 2019.

Coronavírus Mostra a Importância do Saneamento Básico nas Cidades. PORTAL DO SANEAMENTO BÁSICO. GUARULHOS, 2020. Disponível em: https://saneamentobasico.com.br/coronavirus-saneamento-basico/. Acesso em: 3 abr. 2021.

DUTRA, JOISA; SMIDERLE, JULIANA. Água e saneamento na pandemia da COVID-19. Disponível em: https://ceri.fgv.br/blog/agua-e-saneamento-na-pandemia-da-covid-19. Acesso em: 4 abr. 2021.

INSTITUTO TRATA BRASIL. ÁGUA: PRINCIPAIS ESTATÍSTICAS NO BRASIL. TRATA BRASIL. ORG.BR. SÃO PAULO, 2019. Disponível em: http://www.tratabrasil.org.br/ . Acesso em: 5 abr. 2021.

MARCUCCI, SOFIA. ODS DA ONU: OS OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PARA A DÉCADA DE 2020/2030. PROPEQ. CAMPINAS, 2020. Disponível em: https://propeq.com/post/ods-da-onu/?gclid=CjwKCAjwx6WDBhBQEiwA_dP8rT5qzmsaYqgO_EsmiO9wCpnGu7RTRYuvid7lm5lpTQjRCpu0Cd01UxoCFwoQAvD_BwE. Acesso em: 3 abr. 2021.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. DO SNIS AO SINISA: Informações para planejar o Saneamento Básico. www.snis.gov.br. Brasília, 2020. 46 p. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/cadernos/2019/DO_SNIS_AO_SINISA_SANEAMENTO_BASICO_SNIS_2019.pdf. Acesso em: 3 abr. 2021.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 Água potável e saneamento: Garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos. NAÇÕES UNIDAS BRASIL. BRASÍLIA, 2021. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6. Acesso em: 5 abr. 2021.

SOLDERA, BRUNA. O importante papel da água na vacinação. 2021. Disponível em: https://www.aguasustentavel.org.br/blog/102-o-importante-papel-da-agua-na-vacinacao#:~:text=Sem%20sombra%20de%20d%C3%BAvidas%20a,higienizado%20e%20com%20%C3%A1gua%20pot%C3%A1vel.. Acesso em: 4 abr. 2021.

119

MELHORIA DA CONECTIVIDADE HIDRÁULICA PARA ADAPTAÇÃO DA VALA REAL DA AZAMBUJA E RIBEIRO DE AVEIRAS ÀS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – ABORDAGEM PARTICIPATIVA

Pedro TEIGA[1 2], António PINTO[1 2], José LETRA[1], Maria SOUSA[1], Diana FERNANDES[1 2]

[1] *E.Rio Unipessoal Lda., Rua Leonardo Coimbra nº 27, 4200-365 Porto, Portugal, pedroteiga@erio.pt, antoniopinto@erio.pt, joseletra@erio.pt, mariasousa@erio.pt, dianatfernandes@erio.pt*

[2] *CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Terminal de Cruzeiros de Leixões. Av. General Norton de Matos s/n 4450-208 Matosinhos, Portugal, pteiga@gmail.com, pinto.aas@gmail.com, dianatfernandes@mail.com*

RESUMO

As medidas de retenção natural de água no solo são hoje internacionalmente reconhecidas como as soluções mais favoráveis à melhoria da capacidade de resiliência do território, principalmente no que se refere à minimização do impacto das cheias e inundações. A multiplicidade de benefícios ambientais e sociais decorrentes da sua aplicação, enquanto Soluções baseadas na Natureza, contribui diretamente para a prossecução dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas e do Pacto Ecológico Europeu. A intervenção projetada para a Vala Real da Azambuja e ribeiro de Aveiras, em parte enquadrada numa candidatura ao Fundo Ambiental, surgiu, neste contexto, como uma oportunidade para materializar algumas destas medidas, no âmbito de um processo integrado de reabilitação fluvial, e simultaneamente contribuir para a sua replicação, em contextos semelhantes. A presente comunicação apresenta a metodologia de base e os resultados da aplicação de soluções de conectividade hidráulica e ecológica implementadas, entre as quais a estabilização com soluções técnicas de engenharia natural e a criação de um espaço de inundação preferencial com remoção de talude e motas, no sentido da minimização da erosão fluvial e do impacto das cheias quer na zona intervencionada quer a jusante. A par deste processo, foram formalizados trilhos ecológicos ao longo das duas linhas de água, para facilitar a manutenção dos espaços e promover o recreio ativo, bem como um laboratório vivo, LabRios+, na margem do ribeiro de Aveiras que delimita o Parque Biológico e Ambiental da Azambuja (PBAA). Este laboratório, enquanto espaço demonstrativo de boas práticas, potencia o desenvolvimento de ações de aprendizagem e a experimentação sobre as soluções inovadoras implementadas, estimulando a confiança e a colaboração multidisciplinar dos técnicos que atuam diretamente sobre a rede hidrográfica, e, em conjunto com os trilhos ecológicos, promove o recreio e envolvimento ativo da população em geral na sua proteção e gestão.

Palavras-Chave: corredor fluvial; reabilitação; resiliência; participação pública; laboratório vivo.

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

No âmbito de uma candidatura ao Fundo Ambiental (Aviso n.º 12768/2019 de 9 de agosto), cujo objetivo principal é "Adaptar o território às alterações climáticas – Concretizar o P-3AC", visando a implementação concreta de medidas materiais e imateriais, de caráter territorial (local ou regional), foi proposto o desenvolvimento deste trabalho para a melhoria da conectividade hidráulica do ribeiro de Aveiras e consequentemente da Vala Real da Azambuja. Neste contexto, este projeto integra várias medidas de adaptação previstas no Programa de Ação para a Adaptação às Alterações Climáticas (P-3AC) e nas Estratégias e Planos de Adaptação às Alterações Climáticas aplicáveis, em Portugal Continental, bem como especificamente, medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica e zonas ribeirinhas, previstas na Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, na sua última redação dada pela Lei n.º 44/2017, de 19 de junho), contribuindo para a implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA).

A proposta de intervenção apresentada caracterizou-se pela criação de condições de melhoria da funcionalidade ecológica, hidrogeomorfológica e de qualidade ambiental que levam a um aumento da capacidade adaptativa deste território, em específico, designadamente para dar cumprimento aos objetivos demarcados na candidatura ao Fundo Ambiental (ponto 2 do Aviso n.º 12768/2019, de 9 de agosto):

- Contribuir para a implementação de medidas de adaptação previstas no Programa de Ação para a Adaptação às Alterações Climáticas (P-3AC) e nas Estratégias e Planos de Adaptação às Alterações Climáticas aplicáveis a Portugal Continental e ao concelho de Azambuja (CMA, 2020);
- Atuar ao nível das vulnerabilidades potenciadas por alterações climáticas no território nacional, nas seguintes componentes específicas:
- Reduzir ou minimizar os riscos associados a fenómenos de cheias e de inundações para reduzir o risco e aumentar a resiliência das infraestruturas;
- Aumentar a resiliência dos ecossistemas, espécies e habitats aos efeitos das alterações climáticas ao manter ou recuperar galerias ripícolas e fomentar a criação de refúgios e corredores ecológicos para espécies vulneráveis;
- Promover a adoção de soluções estruturais e de base natural, recorrendo sempre que possível aos serviços baseados nos ecossistemas; e
- Promover projetos que integrem boas práticas de adaptação às alterações climáticas, com caráter demonstrativo e de replicabilidade.

Adicionalmente, este projeto apresentou como objetivos específicos (tendo em conta o cumprimento das orientações inscritas na DQA e Lei da Água:

- Recuperar o corredor ribeirinho, através de ações de plantação e estacaria viva de vegetação autóctone ripícola;
- Garantir a resiliência do meio ribeirinho intervencionado, com acompanhamento técnico do projeto de intervenção, assim como a avaliação das condições ecológicas

(habitat, fauna e flora nativa, micro-EIP (Espaço de Inundação Preferencial) e das suas condições hidrodinâmicas, no ano seguinte à intervenção, propondo caso necessário novas ações de valorização;

- Beneficiar o Habitat para espécies ribeirinhas em domínio hídrico, com a aplicação de soluções técnicas de engenharia natural, como ilustrado no documento; e
- Criar um efeito replicador, através da formalização de um espaço de laboratório de rio – LabRios+ - que seja demonstrativo de boas práticas, que envolva a comunidade, que disponibilize informação, de forma acessível à população e que sejam espaços de observação e de avaliação da evolução ao longo do tempo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento deste trabalho teve como princípio a metodologia de intervenção em projetos de reabilitação de rios e ribeiras desenvolvida por Teiga (2011) (Figura 1).

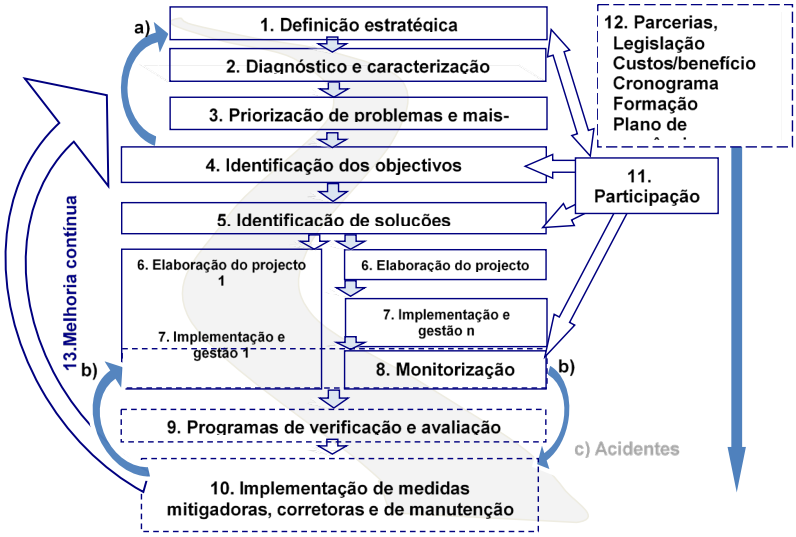


Fig. 1. Metodologia geral de reabilitação de rios e ribeiras (adaptado de Teiga, 2011).

3. ENQUADRAMENTO

A área de intervenção localiza-se no ribeiro de Aveiras, um dos principais afluentes da margem direita da Vala de Azambuja (afluente da margem direita do Rio Tejo), que pertence à Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras de Oeste (RH5), numa extensão total de 3,6 km (Figura 2), abrangendo as freguesias de Azambuja e Aveiras de Baixo. A área de intervenção ao longo do Domínio Hídrico daquela massa de água correspondeu a 7,5 ha.



Fig. 2. Área de intervenção do ribeiro de Aveiras, no concelho de Azambuja (créditos: World Topographic Map, ESRI).

No troço a montante (Setor 01), o ribeiro de Aveiras apresenta um leito mais estreito, com cerca de 12 m de largura e curvas mais amplas, de relevo aplanado, com uma altitude média de 9 m. Neste troço, o ribeiro apresenta um traçado retilíneo em que as margens são ocupadas por mosaicos culturais e parcelares complexos (nos primeiros 260 metros) e por culturas de sequeiro e regadio ao longo da restante extensão. A área de intervenção é atravessada por sete cursos de água na margem esquerda e cinco na margem direita.

No troço a jusante (Setor 02), o ribeiro de Aveiras apresenta uma largura média de 8 m, que vai aumentando à medida que nos deslocamos para a foz, onde apresenta uma largura de cerca de 13 m na confluência com a Vala de Azambuja. Neste troço, os solos são ocupados principalmente por arrozais e, em menos extensão, por mosaicos culturais e parcelares complexos, bem como pastagens melhoradas. Este troço é, ainda, atravessado por duas linhas de água na margem direita.

4. INTERVENÇÕES

A intervenção realizada assentou numa estratégia de desenvolvimento sustentável das linhas de água, através da implementação de soluções técnicas mais próximas da Natureza, das quais fazem parte integrante os trabalhos de corte, contenção e limpeza de espécies de vegetação exótica e/ou invasora, a estacaria viva e plantação de espécies de vegetação autóctone, a instalação de soluções técnicas de engenharia natural, incluindo trabalhos de reabilitação de açudes e a reposição das boas condições de escoamento das infraestruturas existentes. Especificamente, na componente hidráulica, efetuou-se um estudo das características hidráulicas do ribeiro de Aveiras, com recurso ao software HEC-RAS para análise do funcionamento hidráulico deste troço.

Da análise efetuada e das circunstâncias da área de intervenção foi possível promover a melhoria da conectividade hidráulica entre o corredor ribeirinho do ribeiro de Aveiras e a área de infiltração existente no Parque Biológico e Ambiental de Azambuja (PBAA), através de duas intervenções:

1. Limpeza e desobstrução de açude existente e criação de uma rampa para peixes com uma estrutura de pedra natural, que formaliza pequenos degraus ao longo do seu desenvolvimento longitudinal, entre os quais existe uma pequena bacia de descanso e que a jusante é complementada com um travessão de forma a assegurar um menor desnível para o primeiro salto e uma diminuição da velocidade. Apresenta-se, na Figura 2, um conjunto de fotografias antes, durante e após a intervenção; e



Fig. 3. Zona de Intervenção – Açude existente no ribeiro de Aveiras.

2. Criação de descarregador de superfície e formalização de espaço de inundação preferencial (Figura 4), criando uma bacia de retenção e diminuição da velocidade, permitindo a regulação dos caudais a drenar para jusante.



Fig. 4. Zona de Intervenção – Descarregador de superfície e Espaço de Inundação Preferencial (EIP).

Para além destas intervenções, toda a área alvo deste trabalho foi designada como LabRios+, enquanto espaço demonstrativo de boas práticas de intervenção no âmbito da reabilitação e valorização fluvial, onde foram já desenvolvidas ações de sensibilização e envolvimento da comunidade sobre as soluções inovadoras implementadas.

5. CONCLUSÕES

Estas intervenções permitiram contribuir para uma redução dos efeitos das cheias e inundações a montante da Vala Real, bem como tornar este território mais resiliente e adaptado às Alterações Climáticas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Município de Azambuja pelo apoio e oportunidade em desenvolver este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CMA (2020) Relatório de Acompanhamento, EMMAC - Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas de Azambuja. Azambuja: Câmara Municipal da Azambuja, Representantes do Município de Azambuja

Teiga PM (2011) Avaliação e mitigação de impactes em reabilitação de rios e ribeiras em zonas edificadas: uma abordagem participativa. Tese de Doutoramento, Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

TOROH: FERRAMENTA PARA OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE CAPTAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUA DA CHUVA

Jadson Alves da COSTA[1], Caio Enrique Moura SEARA[2], Juliana Farias ARAÚJO[3], Anderson de Souza Matos GADÉA[4], Eduardo COHIM[5]

[1] Graduando, Universidade Estadual de Feira de Santana, (75) 3161-8000, costajadson2001@hotmail.com

[2] Graduando, Universidade Estadual de Feira de Santana, (75) 3161-8000, caiomseara@gmail.com

[3] Mestranda, Universidade Estadual de Feira de Santana, (75) 3161-8000, julianafariaz1996@gmail.com

[4] Professor titular, Universidade Estadual de Feira de Santana, (75) 3161-8000, agadea@gmail.com

[5] Professor titular, Universidade Estadual de Feira de Santana, (75) 3161-8000, edcohim@gmail.com

RESUMO

No intuito de evitar superdimensionamento de Sistemas de Captação de Água da Chuva, neste trabalho é apresentada a ferramenta computacional TOROH. Desenvolvido em Python 3, o TOROH auxilia o usuário no processo de dimensionamento e otimização de sistemas de captação e armazenamento de água da chuva, sendo capaz de fornecer a combinação da capacidade do reservatório e a área de captação necessárias para que se tenha um custo ótimo, caso seja possível, e a partir disso, possibilita o dimensionamento de sistemas de captação otimizados. Com o uso de simulações do TOROH foi possível constatar a ineficiência de programas que padronizam a construção de cisternas para a população do semiárido, e também a economia possível com a concessionária de abastecimento de água. Por fim, isso possibilita amenizar os problemas decorrentes da estiagem que ocorre em regiões semiáridas brasileiras, permitindo aumentar a produtividade das culturas, a garantia de segurança alimentar, e por fim, para os casos urbanos, economizar a água fornecida pelas concessionárias de abastecimento de água da fonte.

Palavras-Chave: Sistemas de captação; Ferramenta computacional; Águas pluviais; Semiárido brasileiro; Abastecimento de água.

1. INTRODUÇÃO

As condições impostas pelo Semiárido brasileiro dificultam a permanência e diminui a qualidade de vida dos sertanejos. Isso acontece por conta do déficit hídrico, em que há uma precipitação média anual de 750 mm, enquanto a evapotranspiração atinge uma média anual de 2500 mm (MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2012). Além disso, essas localidades são muito afetadas pelas secas e estiagens e são caracterizadas por solos rasos com baixa capacidade de infiltração e recursos hídricos subterrâneos escassos (COSTA; SILVEIRA, 2017).

Nesse contexto, a agricultura familiar tende a possuir uma produtividade baixa, o que implica em um necessário uso de fertilizantes químicos e, frequentemente, em gastos de importação desses produtos e também de alimentos (FRANÇOIS *et al*., 2019). Vale destacar que o uso frequente, e muitas vezes incorreto, de agrotóxicos pode apresentar riscos, como a contaminação dos solos agrícolas, das águas superficiais e subterrâneas e dos alimentos. Tais riscos geram efeitos negativos em muitos organismos terrestres e aquáticos, além de uma possível intoxicação humana pelo consumo de água e alimentos contaminados (SPADOTTO, 2009).Nas zonas urbanas, se observa um aumento da demanda de água vinda da concessionária. Tal situação, aliada à preferência pelo abastecimento de água através das concessionárias, gera um aumento da demanda nas principais fontes, ao passo de que fontes alternativas de abastecimento são pouco utilizadas, ou até ignoradas (PELAK, 2016).

Assim, é de grande valia definir como será armazenada a água da chuva que será utilizada também para irrigação. O Programa Uma Terra e Duas Águas (P1+2) tem difundido duas tecnologias para a captação da água de chuva: barragem subterrânea e cisterna de produção. Segundo Gnadlinger, Silva e Brito (2007), normalmente, as cisternas são construídas com capacidade para 52 m³ e área de captação (calçadão pavimentado) medindo 210 m². O autor ainda relata que é desafiador construir tais cisternas com essa capacidade, sem apresentar problemas de rachaduras. Assim, este estudo visa discutir o aprimoramento da ferramenta computacional TOROH (GIFFONI, 2019) para dimensionar os sistemas de aproveitamento de água de chuva para fins agrícolas ou urbanos. Com isso, espera-se contribuir para construção de sistemas de captação de água pluvial com o volume mais racional, sendo avaliados aspectos pluviométricos da região e a demanda necessária.

2. METODOLOGIA

Aprimorou-se uma versão atualizada da ferramenta computacional TOROH, cujo desenvolvimento teve início com o trabalho de Giffoni (2019) para dessedentação animal. A presente versão também teve como referência o software NETUNO (GHISI, 2014) e foi desenvolvida fazendo uso da linguagem computacional Python 3. Inicialmente foram programadas as rotinas da versão do TOROH de Giffoni (2019), que realiza a análise da eficiência do sistema de coleta através do método de balanço de massas (FEWKES, 2000). Posteriormente foram incluídas novas rotinas, de otimização, dimensionamento e análise econômica de Sistemas de Captação de Água da Chuva (SCAC). O TOROH faz uso das Equações 1, 2 3 e 4 de FEWKES (2000), apresentadas a seguir, para realizar seu balanço hídrico:

$$Q_t = P_t \cdot A.C \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Sendo Q_t o volume de água escoado no tempo t em litros, P_t é a precipitação no tempo

t em milímetros, *A* é a área efetiva de coleta em m² e *C* o coeficiente de escoamento superficial associado ao tipo de superfície, onde t é o intervalo temporal estudado, no caso deste trabalho, o tempo é utilizado em dias.

$$V_t = min \begin{cases} V_{t-1} + Q_t - Y_t \\ R - (1-\theta).Y_t \end{cases} \quad \text{[Eq. 2]}$$

Onde V_t é volume efetivamente armazenado em litros no tempo *t*, Y_t o rendimento de V_t em litros ao longo do tempo *t*, *R* é capacidade do reservatório escolhido dado em litros, e θ é um parâmetro que descreve a sensibilidade do enchimento do reservatório.

$$Y_t = min \begin{cases} D_t \\ V_{t-1} + \theta.Q_t \end{cases} \quad \text{[Eq. 3]}$$

Sendo D_t a demanda diária do sistema que está sendo dimensionado em litros. A Eficiência de Atendimento do SCAC é dada como a razão entre o Y_t utilizado durante o período analisado e a demanda total. Tal grandeza expressa a proporção da demanda total que foi atendida pelo sistema de coleta e é dada em percentual.

$$E_A = \frac{\sum Y_t}{\sum D_t} 100 \quad \text{[Eq. 4]}$$

A Eficiência de Atendimento do SCAC é dada como a razão entre o Y_t utilizado durante o período analisado e a demanda total. Tal grandeza expressa a proporção da demanda total que foi atendida pelo sistema de coleta e é dada em percentual. Assim, E_A é a Eficiência de Atendimento do sistema de coleta.

No TOROH, em suas rotinas de dimensionamento, há a variação da área ou do volume no intuito de atingir uma E_A desejada, caso possível, isso se dá por meio da execução da rotina na forma de um laço com acréscimos na variável a ser dimensionada. O primeiro valor que atenda a tal Eficiência será o Volume Mínimo ou a Área mínima.

Na rotina de otimização há a variação de ambos o volume e a área, e todas as combinações que a atendem à E_A são armazenados. Nesta rotina o parâmetro de otimização é o menor custo total, representado pela soma dos custos de área de captação e custo do reservatório. São utilizadas equações para a estimativa dos custos, tanto para o reservatório quanto para a área de captação. A Equações 5 e 6 são as referências usadas do estudo de SOUZA*et al.* (2021).

$$Custo_{área} = 28,639.A \quad \text{[Eq. 5]}$$

$$Custo_{Volume} = 1481,2.V^{0,4859} \quad \text{[Eq. 6]}$$

Foram feitos 3 estudos de caso usando o TOROH para exemplificar seu uso e a importância da otimização de SCAC. Sendo: Estudo de Caso 1 - Comparação com as cisternas do programa P1+2; Estudo de Caso 2 - Exemplo de economia com a concessionária; Estudo de Caso 3 - Comparação com as cisternas do programa P1MC.

O primeiro estudo de caso é uma análise das cisternas construídas pelo programa P1+2, segundo a ASA (2021), as cisternas-calçadão, construídas pelo no programa no intuito de captar água para irrigação, têm a seguinte padronização, área de captação de 200 m² e volume do reservatório de 52.000 L. Para a análise serão considerados os dados pluviométricos da cidade do semiárido brasileiro de Feira de Santana, e que a E_A desejada será de 90%. A demanda levada em conta será para a produção de tomates, gerada segundo o trabalho de ARAÚJO *et al.* (2021). Para o estudo de caso 2, considerou-se uma situação de localidade urbana na mesma cidade, atribuindo uma área de captação de 100 m² e um volume de reservatório máximo de 20.000 L, e uma demanda fixa mensal de 200 L. Para o estudo de caso 3 é considerada uma residência similar, mas, para o contexto rural e comparada com a cisterna fornecida pelo programa P1MC, que tem reservatório padrão de 16.000 L (ASA, 2021).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o Estudo de Caso 1, em uma primeira simulação com a rotina de Análise de Eficiência, representada na figura 1, já se torna evidente que a partir de um volume de reservatório de 36.000 L o acréscimo no volume do reservatório não apresenta aumento efetivo da E_A. Foi possível também, exportar um gráfico apresentado na Fig. 1. (b), que relaciona V e E_A que reforça o que fora constatado.

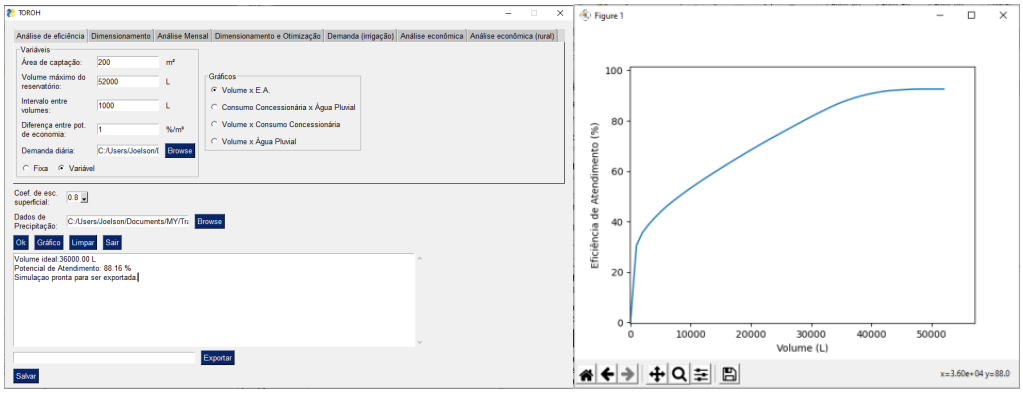


Fig. 1. Simulação (a) e Gráfico (b) de Análise de Eficiência do Estudo de Caso 1.

Como proposta de solução, a Fig. 2 apresenta a simulação da rotina de Dimensionamento e Otimização com base no custo do sistema. Se torna evidente que a opção mais econômica seria um reservatório de 43.000 L em conjunto com uma área de captação de 150 m², valores significativamente menores que os padrões do programa P1+2, e que conseguem manter uma E_A de 90,25%.

Em uma comparação do custo, o sistema otimizado apresenta um custo total de R$ 13.507,05, enquanto o sistema padrão, fazendo uso das Equações 5 e 6, totaliza R$ 15.830,09, evidenciando uma diferença de R$ 2.323,04 sem haver um aumento significativo da Eficiência de Atendimento.

Para o Estudo de Caso 2, como evidenciado na figura 3, tendo a eficiência como parâmetro, recomenda-se um reservatório de 11.000 L, que terá uma Eficiência de Atendimento de 71,40%. A ferramenta computacional disponibiliza também uma tabela com a relação de para os volumes de reservatório do intervalo, e ainda apresenta outras informações, como percentual de atendimento dos dias e consumo de água com a concessionária, como é evidentes na Fig. 3.

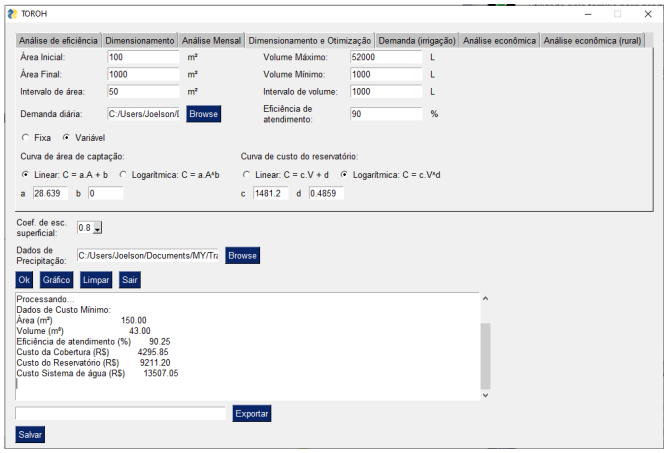


Fig. 2. Simulação de Dimensionamento e Otimização do Estudo de Caso 1.

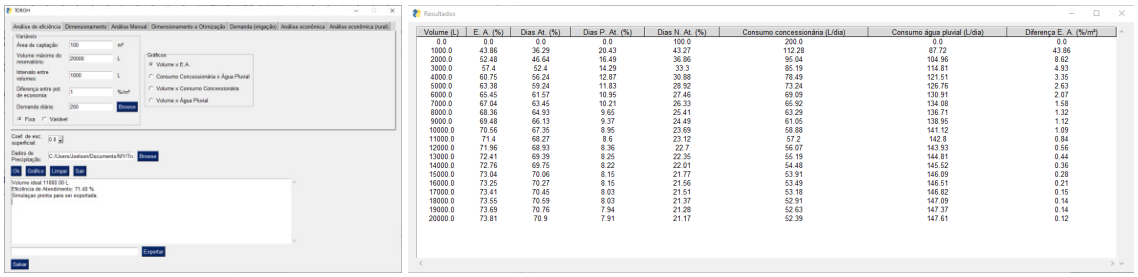


Fig. 3. Simulação (a) e Resultados (b) de Análise de Eficiência do estudo de caso 2.

Na rotina de análise mensal, Fig. 4, foi possível ter um panorama relativo a cada mês dos mesmos parâmetros apresentados na rotina de análise de eficiência, nota-se que para o reservatório recomendado, houve consumo mínimo com a concessionária. Além de também possibilitar a apresentação gráfica da E_A ao decorrer dos meses indicando os períodos em que será necessário uma maior demanda da concessionária.

Para o Estudo de Caso 3, como é evidente na Fig. 5, um reservatório de 12000 L, teria uma eficiência próxima, ou seja, em um caso como este, é mais proveitoso um aumento

da área de captação do que um reservatório maior. Em uma análise com a rotina de dimensionamento, mantendo o reservatório de 12000 L, para a E_A alcançar 90% será necessária uma área de captação de 160 m², evidenciando um aumento na eficiência e economia quanto à capacidade do reservatório.

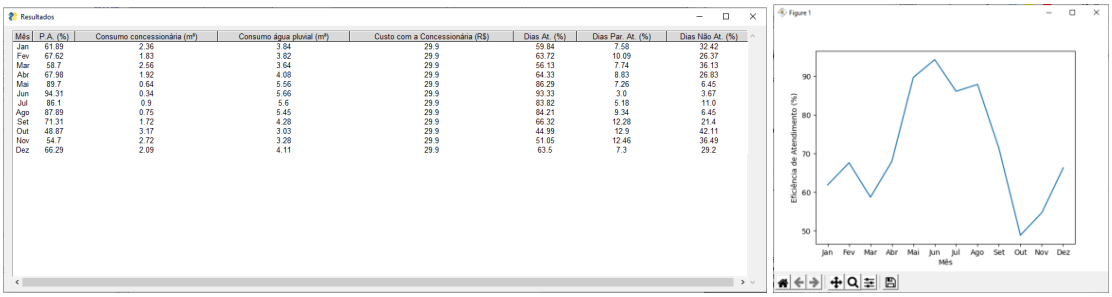


Fig. 4. Simulação (a) e Gráfico (b) de Análise mensal do Estudo de Caso 2..

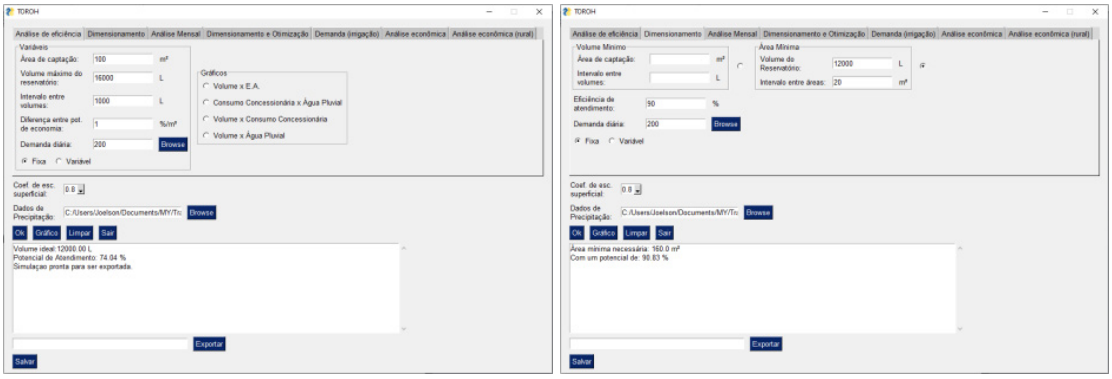


Fig. 5. Simulação de Análise de Eficiência (a) e de Dimensionamento (b) do Estudo de Caso 3.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho foi exposta a ferramenta computacional TOROH, que permite o dimensionamento e a otimização de Sistemas de Captação de Água da Chuva, seja para fins domésticos urbanos ou rurais, ou agrícolas. O software em questão possibilitou a realização de simulações para otimização que comprovou que a padronização desse tipo de sistema por programas como o P1+2 e o P1MC podem ser mais eficientes de modo a aumentar a economia na construção desses sistemas. Além disso, também foi possível trazer uma análise de uma situação urbana considerando a existência de uma concessionária e a economia trazida pela adoção de um sistema de captação de água da chuva, sendo constatado que com a adoção de um sistema com reservatório de 11.000 L, é possível ter uma grande economia, realizando apenas os pagamentos de valores mínimos à concessionária, além de evidenciar quais meses terão uma maior disponibilidade de água da chuva.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos incentivos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), a qual concedeu bolsa de Mestrado e de Iniciação Cientifica (IC) ao autor 3 e ao 2, respectivamente. A CNPQ também disponibilizou bolsa de IC ao autor 1.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GIFFONI, V. V. ; GADEA, A. ; COHIM, E. ; FREITAS, J. J. ; ARAUJO, J. Sizing of rainwater haversting systems for animal watering in semiarid region. WATER PRACTICE AND TECHNOLOGY, 2019.

GIFFONI, V. V. Otimização do sistema de captação e armazenamento de água de chuva no semiárido baiano. 2019. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2019.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: GHEYI, Hans Raj *et al*. (Eds.). Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas. 1a ed. [s.l.] : INSA, 2012. p. 282.

COSTA, P. Ribeiro; SILVEIRA, A. L. R. Da. Urban drainage and the impacts arising out of the urbanization process in the corrego bowl mingau, goiânia, go. REVISTA ELETRÔNICA DE EDUCAÇÃO DA FACULDADE ARAGUAIA, [s. l.], v. 1, n. 11, p. 76–100, 2017.

SPADOTTO. C. A. Avaliação de riscos ambientais do uso de defensivos agrícolas para qualidade da água. Horticultura Brasileira. v. 27, n.2, p. S4.060-S4.070, 2009.

PELAK, N.; PORPORATO, A. Sizing a Rainwater harvesting cisterna by minimizing costs. Journal of Hydrology, [s. 1.], v. 541, p. 1340-1347, 2016.

GNADLINGER, J.; SILVA, A. S.; BRITO, L. T. L. P1+2: Programa uma terra e duas águas para um semiárido sustentável. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Eds.). Potencialidades da água de chuva no semi-árido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, p.63-77, 2007.

FRANÇOIS, M. *et al*. PERCEPÇÃO DO USO DE URINA ENTRE AGRICULTORES FAMILIARES DE SERRINHA-BA. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, Salvador, v. 7, n. 2, p.225-237, 19 dez. 2019. Universidade Federal da Bahia. http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v7i2.34591.

GHISI, E.; CORDOVA, M. M. Netuno 4 - Manual do Usuário. Santa Catarina, 2014.

FEWKES, A. Modelling the permonance of rainwater collection systems: towards a generalized approach. Urban water, v. 1, n. 4, p. 323-333, 2000.

SOUZA, A. C. ; ARAÚJO, J. ;GADEA, A. ; COHIM, E. Otimização de Sistemas de Aproveitamento de Água da Chuva para Fins Domésticos em Áreas Rurais. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, 2021.

ARAUJO, J. F; COHIM, E. Determinação do Tamanho Ótimo dos Reservatórios de Água Pluvial em Araci na Bahia. XIII Simpósio De Recursos Hídricos Do Nordeste. Aracajú -SE, 2016.

REFERÊNCIAS INTERNET

ASA. SEMIÁRIDO - É NO SEMIÁRIDO QUE A VIDA PULSA! Disponível em: <http://www.asabrasil.org.br/semiarido>. Acesso em: 20 mai. 2022.

154

CONTRIBUTOS PARA UMA WATER SENSITIVE CITY – JARDIM DAS COMUNIDADES EM ALMANCIL, LOULÉ

Lídia TERRA[1], Daniel PIMENTA[2], Carla SANTOS[3], Horácio CARVALHO[4], David SILVA[5], Mário FERREIRA[6], Manuela MOREIRA DA SILVA[7]

[1] *Divisão de Ação Climática e Economia Circular da Câmara Municipal de Loulé, 8104-00.lidia.terra@cm-loule.pt*

[2] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132 Faro. daniel.scp12@gmail.com*

[3] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132 Faro. margarida.eng@gmail.com*

[4] *Câmara Municipal de Loulé. Divisão de Ação Climática e Economia Circular. 8104-001.Loulé.hcarvalho@cm-loule.pt*

[5] *Câmara Municipal de Loulé. Unidade Operacional de Eficiência Hídrica. 8104-001 Loulé. david.silva@cm-loule.pt*

[6] *Câmara Municip de Loulé. Unidade Operacional de Espaços Verdes e Jardins 8104-001 Loulé. mario.ferreira@cmloule.pt*

[7] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA). msanti@ualg.pt1.*

RESUMO

As Water Sensitive Cities centram-se nas necessidades das pessoas tendo presente o valor intangível da água e promovendo a resiliência dos diversos espaços urbanos, considerando todos os seus ativos ecológicos. Neste tipo de abordagem são cada vez mais utilizadas estratégias ecohidrológicas, que conciliam as práticas tradicionais da engenharia com a inclusão da Natureza e dos seus serviços ecossistémicos nas cidades. O presente trabalho, em curso no Jardim das Comunidades, em Almancil - Loulé, pretende melhorar a sua performance ambiental, nomeadamente: promover o bom estado ecológico do seu lago; otimizar o consumo de água para rega e evitar o uso de água tratada para consumo humano substituindo-a por água da chuva previamente armazenada; caracterizar a vegetação existente e intervir no sentido de se aumentar o seu potencial de sequestro de carbono. Foram já implementadas medidas para melhoria do estado ecológico do lago, nomeadamente, correção da sua hidrodinâmica, uso de macrófitas autóctones para sequestro de nutrientes da água, e remoção de espécies exóticas. Fez-se um estudo prévio para uma Blue-Green Infrastruture (BGI) que vai permitir recolher água da chuva no lago, armazenando-a num reservatório subterrâneo, e em casos de precipitação extrema encaminhá-la para a um tanque de infiltração para recarga do aquífero Campina Faro. Estima-se poupar na rega cerca de 1000 m3 de água tratada para consumo humano. Caracterizou-se a vegetação existente (herbácea, arbustiva e arbórea) e o seu potencial de sequestro de carbono. Os resultados iniciais, revelam uma melhoria significativa na qualidade da água e no funcionamento ecológico do lago. Atualmente, com as condições existentes, este jardim sequestra cerca de 17 t de CO2 por ano, o que corresponde a um valor relativamente baixo, que se pretende aumentar diminuindo as emissões associadas sobretudo aos consumos energéticos e aumentando o número de árvores autóctones com

maior potencial para sequestro de carbono. A comunidade tem sido auscultada e envolvida em todas estas ações locais, principalmente os mais jovens, de forma a gerar alterações comportamentais que nos conduzam a cidades mais sustentáveis e inclusivas.

Palavras-Chave: Ecohidrologia urbana; Espaços verdes; Origens alternativas de água; Sequestro de carbono.

1. INTRODUÇÃO

O Pacto Ecológico Europeu (Green Deal) elenca um conjunto de medidas mais exigentes do que as do Acordo de Paris, com o objetivo de se atingir a neutralidade carbónica na Europa até 2050. Essas medidas apontam para uma gestão mais sustentável dos recursos naturais, nomeadamente da água, e para a aposta numa economia cada vez mais circular, suportada por energias limpas e numa lógica de proximidade. É assumido que a Natureza e a tecnologia devem estar associadas no desenho de soluções inovadoras, que respondam às necessidades reais das populações. A atual iniciativa do Novo Bauhaus Europeu utiliza para o efeito, uma abordagem multidisciplinar e criativa, de forma a a criar soluções locais inovadoras, que cumpram o Pacto Ecológico Europeu e que sejam desenvolvidas a partir da sustentabilidade, de forma inclusiva e bela, entenda-se em harmonia com o meio (EU, 2022). Na região do Mediterrâneo, as alterações climáticas são especialmente sentidas e tendem a acentuar-se no que diz respeito ao aumento da temperatura média atmosférica e à diminuição da pluviosidade anual média (UNEP, 2022). Os períodos de seca no Sul da Europa têm sido cada vez mais longos e desafiantes, exigindo práticas de planeamento urbano e de ações locais, que permitam a integração de espaços verdes na cidade, em vez de se eliminar a Natureza para se intensificar a construção de edifícios e infraestruturas. A integração da Natureza nas cidades traz numerosos benefícios sociais, ecológicos e económicos (Greene *et al*., 2018; Krauze and Wagner, 2019). Os processos ecológicos em ambiente urbano, influenciam a qualidade da água e a maneira como ela se move através dos diversos elementos da cidade, bem como a formação do solo, a erosão, e o transporte e deposição de sedimentos. O conhecimento aprofundado do funcionamento dos ecossistemas naturais, permite-nos explorar os seus serviços, sem se ultrapassar a sua capacidade de carga, tirando partido deles para a qualidade de vida das pessoas (Gali *et al*., 2020). No conceito de *Water Sensitive Cities* (WSC), numa perspetiva integradora considera-se o valor intangível da água nas suas diversas dimensões. Para se melhorar a resiliência dos espaços urbanos às alterações climáticas, assegura-se que a água é suficiente para os diversos usos, incluindo para suportar os ativos ecológicos. Nas WSC promovem-se de forma conjunta e complementar, medidas comportamentais e tecnológicas para se alterar a performance dos sistemas urbanos (Radhakrishnan *et al*., 2018).

O presente estudo está a ser desenvolvido no Jardim das Comunidades, em Almancil - Loulé, com uma equipa multidisciplinar da Câmara Municipal de Loulé e com o apoio científico da Universidade do Algarve. Pretende-se que a intervenção neste espaço constitua em

exemplo de uma ação local para adaptação às alterações climáticas, nomeadamente para se melhorar a resiliência à escassez de água e a fenómenos de precipitação extrema e para se diminuir o efeito das ondas de calor. A estratégia de intervenção contempla diversas etapas ao longo do tempo, com o objetivo de gradualmente, se melhorar a eficiência da rega e se diminuir os consumos de água potável e de energia. Em simultâneo, pretende-se potenciar os serviços ecossistémicos, para responderem o mais possível às necessidades da comunidade envolvente e contribuírem para se atingir a neutralidade carbónica. Para isso, têm-se desenvolvido ações para: melhorar o estado ecológico do seu lago, muito apreciado pela população local; projetar e construir uma *Blue-Green Infrastruture* (BGI) para reter e armazenar a água da chuva para posterior utilização na rega; otimizar a sua capacidade de sequestro de carbono gerindo a abundância relativa das diferentes espécies autóctones (principalmente das árvores); e diminuir a dependência de energia de origens fósseis. Todas estas ações em curso no Jardim de Almancil, estão a ser feitas auscultando a população, sobretudo os mais jovens, envolvendo-se a comunidade escolar e outras entidades locais nas diversas atividades em curso.

2. ENQUADRAMENTO E AÇÕES LOCAIS

O Jardim das Comunidades (Figura 1) foi construído em 2003 e é atualmente um dos maiores espaços verdes urbanos do Algarve, apresentando uma área total de arruamentos e zonas plantadas de 12180 m2, e um lago de 1200 m2.



Figura 1. Fotografia aérea do Jardim das Comunidades, Almancil.

Desde a fase de projeto, houve a preocupação com o seu bom funcionamento, tendo-se optado pela utilização de espécies vegetais autóctones, nomeadamente: espécies arbustivas - medronheiro (*Arbutus unedo*), murta (*Myrtus communis*), romanzeira (*Punica granatum*), alecrim (*Rosmarinus officinalis*), folhado (*Viburnum tinus*); e espécies arbóreas - abrunheiro (*Prunus cerasifera*), freixo (*Fraxinus angustifólia*), pinheiro manso (*Pinus pinea*), alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*), oliveira (*Olea europea*). A área relvada existente no Jardim das Comunidades ocupa 4300 m^2 e corresponde à cultivar *Cynodon dactylon*, que se considera bem adaptada às condições edafoclimáticas locais.

Nos últimos anos, têm-se verificado alguns atos de vandalismo no Jardim das comunidades bem como tem sido evidente a necessidade de uma gestão mais eficiente dos resursos necessários ao seu funcionamento, nomeadamente, da água e da energia. No que diz respeito à água, considera-se fundamental criar um sistema de rega inteligente, que supra as necessidades hídricas das plantas, mas que evite desperdícios de água. Também é prioritário reduzirem-se os consumos de água tratada para consumo humano na rega e noutros usos exteriores que não careçam de água potável. Para tal está em curso o desenvolvimento de uma BGI, integrada no funcionamento do lago, que quando existir precipitação vai recolher e armazenar a água da chuva em depósitos subterrâneos, para posterior uso na rega, e em casos de precipitação extrema na recarga do aquífero Campina-Faro. Desta forma esta BGI permitirá aumentar a robustez da gestão da água no Jardim das Comunidades, por reduzir as escorrências urbanas e o risco de inundação, e por diminuir o uso de água tratada para consumo humano na rega. Os novos depósitos subterrâneos, permitirão ainda armazenar água do lago, em casos pontuais de necessidade de o esvaziar, diminuindo o seu desperdício.

Para tal, numa primeira etapa, caracterizou-se a qualidade da água e o estado ecológico do lago. Fez-se uma intervenção para melhoria da sua hidrodinâmica, de forma a evitar-se a existência de zonas estagnadas e a estratificação da coluna de água. Nessa altura retiraram-se as espécies exóticas, sobretudo tartarugas (Figura 2) e peixes, que aliam tinham sido indevidadmente colocadas, e que careciam de ser removidas para se evitarem mais prejuízos ecológicos, nomeadamente a sobrecarga de matéria orgânica na água e a destruição das espécies autóctones. Esta ação contou com ajuda de um grupo de estudantes voluntários da Universidade do Algarve, da Agência Portuguesa do Ambiente e do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), de forma a recolocar todos os espécimes capturados num espaço licenciado para o efeito. Após se ter melhorado a hidrodinâmica e o estado ecológico do lago, verificou-se que é oportuno e vantajosa a introdução de plantas macrófitas no lago (ex. dos géneros *Typha*, *Phragmites* ou *Juncus*) para que consumam alguns nutrientes da água e contribuam para evitar possíveis fenómenos de eutrofização.



Figura 2. Resgate de tartarugas exóticas do lago do Jardim das Comunidades.

Mantendo este lago urbano em equilíbrio, é possível diminuir-se a altura da coluna de água em cerca de 30 cm, de forma a que, em momento de precipitação, se possam aí

reter mais 360 m^3 de água da chuva. Se em simultâneo forem implementados alguns reservatórios subterrâneos, posicionados em locais topograficamente estratégicos, poderemos aumentar significativamente a capacidade de armazenamento de água no Jardim de Almancil. O estudo prévio para esta BGI prevê que, a partir do 2º ano da sua implementação vá permitir uma poupança anual média de cerca de 1000 m^3 de água tratada para consumo humano, o que corresponde ao consumo diário de cerca de metade da população de Almancil (ERSAR, 2019). Esta água tratada para consumo humano chega ao Jardim das Comunidades, onde até ao momento é a única origem de água para rega, após ter sido captada de um ecossistema aquático onde era fundamental para suportar a biodiversidade. Estima-se que, a captação, tratamento e transporte deste volume de água vão consumir cerca de 1000 kWh (ERSAR, 2016), e acarretar a emissão desnecessária de pelo menos 300 kg de CO_2 (DGEG, 2021). Acrescente-se que o Plano de Eficiência Hídrica do Algarve, definido pela Agência Portuguesa do Ambiente no último trimestre de 2020, no que diz respeito ao Ciclo Urbano da Água, dá grande relevância aos consumos hídricos nos espaços exteriores, reiterando que, para além de se incluírem origens alternativas (água da chuva, água para reutilização e dessalinização) é necessário reduzirem-se perdas e desperdícios de água, sobretudo da que foi tratada para consumo humano.

Com base no cálculo das emissões de CO_2 e associadas aos recursos consumidos para o funcionamento deste espaço (água, energia e gasolina para as máquinas de manutenção), e no potencial de sequestro de carbono da sua vegetação terrestre, efetuou-se uma primeira estimativa do balanço de carbono do Jardim de Almancil. Verificou-se que os consumos energéticos são responsáveis por cerca de 89 % das emissões de carbono ao funcionamento deste espaço verde, comprovando a necessidade de se alimentar este espaço verde com energia renovável. Esta primeira quantificação das emissões e sequestro de carbono, realça que, apesar deste jardim funcionar como um sumidouro de apenas 17 t CO_2e/ ano, durante este estudo, foram identificadas um conjunto de ações de melhoria para o jardim, que gradualmente vão aumentar a sua capacidade de sequestro e reduzir as suas emissões, de forma a que contribua para que se atinja a neutralidade carbónica, de acordo com as metas nacionais e europeias.

Todas estas ações locais têm sido desenvolvidas com a comunidade e especialmente com os mais jovens, e para além de melhorarem os serviços ecossistémicos deste espaço verde, vão contribuir para alterar o comportamento das pessoas, aproximando-as da Natureza e fazendo-as valorizar genuinamente a sustentabilidade e a qualidade de vida na sua urbe.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas últimas décadas a população mundial tem migrado para os centros urbanos à procura de melhores condições de vida. Atualmente as cidades são espaços particularmente vulneráveis, especialmente em zonas como o Algarve sujeitas a temperaturas atmosféricas

médias cada vez mais elevadas, e a escassez de água prolongada e intercalada com episódios cada vez mais frequentes de precipitação extrema. O Jardim das Comunidades pretende ser um exemplo demonstrador da importância das soluções baseadas na Natureza para enfrentar estes desafios, e da nova abordagem que a União Europeia defende para os espaços verdes urbanos. Desta forma, a partir das pessoas e da Natureza utilizaremos a ciência e a tecnologia para construirmos cidades sustentáveis e inclusivas, e contribuirmos para a desejada neutralidade carbónica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., … Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. Cities, 96, 102442. https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102442

Greene C.S., Robinson P.J., Millward A.A. (2018). Canopy of advantage: Who benefits most from city trees? Journal of Environmental Management. 208, 24-35. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.015

Krauze, K., & Wagner, I. (2019). From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions — Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. Science of The Total Environment, 655, 697–706. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.187

Radhakrishnan, M., Pathirana, A., Ashley, R. M., Gersonius, B., & Zevenbergen, C. (2018). Flexible adaptation planning for water sensitive cities. Cities, 78, 87–95. https://doi.org/10.1016/J.CITIES.2018.01.022

REFERÊNCIAS INTERNET

European Union. New European Bauhaus. Disponível em: >https://europa.eu/new-european-bauhaus/index_en> Acesso em 03 de junho de 2022.

UNEP (2022). Mediterranean Action Plan. Barcelona Convention Climate change in the Mediterranean. Disponível em: <https://www.unep.org/unepmap/resources/factsheets/climate-change> Acesso em 03 de junho de 2022.

AVALIAÇÃO DO RETORNO SOCIAL DO INVESTIMENTO EM SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO: UM ESTUDO DE CASO EM COMUNIDADES RURAIS DO MUNICÍPIO DE VIÇOSA - MINAS GERAIS

Lucas Louzada FERNANDES[1], Alex Cardoso PEREIRA[1],
Otávio Augusto Braga MARTINS[1], Ana Augusta Passos REZENDE[1]

[1] *Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, Brasil, {lucas.louzada, alex.c.pereira, otavio.braga, ana.augusta}@ufv.br*

RESUMO

A situação do saneamento básico no Brasil apresenta uma relevante desigualdade entre áreas urbana e rural, assim como entre as populações de alta e baixa renda, principalmente quando se trata da disposição final do esgoto doméstico. Uma solução para reduzir o déficit de acesso à coleta e tratamento de esgotos na zona rural é a instalação de sistemas individuais denominados Tanque de Evapotranspiração (TEvap), que consistem em um sistema de saneamento de base natural para o tratamento do esgoto do vaso sanitário. Visando avaliar os impactos sociais e econômicos da implementação dos TEvap no meio rural, a metodologia SROI (*Social Return on Investment*) foi aplicada para medir e contabilizar um conceito mais amplo do valor, fornecendo subsídios para tomadores de decisão, de forma a priorizar medidas que promovam a redução da desigualdade socioambiental e da degradação do meio ambiente, assim como a melhoria da qualidade de vida da população diretamente impactada. Dessa forma, o presente trabalho quantificou o retorno social de investimento da construção de 30 tanques de evapotranspiração nas comunidades rurais no município de Viçosa (Minas Gerais). Os resultados encontrados neste estudo apontam um retorno social positivo, apresentando uma Taxa SROI de 1:2,07; isto é, para cada BRL 1,00 investido na construção de tanques de evapotranspiração nas comunidades rurais em questão, foram retornados BRL 2,07 em saúde, engajamento de comunidade, educação ambiental e sanitária, melhorias nas condições ambientais da área estudada e geração de renda para moradores locais - servindo como incentivo à priorização de recursos públicos e privados para o fornecimento de saneamento básico no meio rural brasileiro.

Palavras-Chave: Saneamento Rural; SROI; Tanque de evapotranspiração.

1. INTRODUÇÃO

A situação do saneamento básico no Brasil é precária e apresenta alta disparidade entre as zonas urbana e rural, assim como entre as populações de alta e baixa renda. A ausência de sistemas de saneamento é uma das principais causas de insalubridade e degradação

ambiental, caracterizando-se pela disposição inadequada de resíduos sólidos e líquidos, o que demanda estudos e ações acerca do tema para melhoria da qualidade de vida da população e do meio ambiente.

Dessa forma, a universalização do saneamento básico é uma proposta desafiadora, onde o saneamento descentralizado ganha espaço como um fator de grande relevância para que se alcance esse princípio básico da atual política de saneamento por se tratar de tecnologias de pequena escala que levam em consideração a realidade e as limitações locais.

Neste projeto foi avaliado o tanque de evapotranspiração (TEvap), sistema sanitário descentralizado de pequena escala, ecológico e de base natural, o qual vem sendo implantado como solução de tratamento dos efluentes domésticos. A instalação de tanques de evapotranspiração em comunidades rurais da Zona da Mata de Minas Gerais já vem sendo realizada e, diante disso, buscou-se coletar dados acerca da realidade social dessas comunidades e de TEvap implantados para fins de caracterização da cobertura sanitária das áreas em questão.

Além disso, uma maneira eficiente que tem se mostrado promissora em avaliar a alocação de recursos públicos é a metodologia SROI (*Social Return on Investment*), já que, segundo Nicholls *et al.* (2012), SROI é uma ferramenta para medir e contabilizar um conceito mais amplo do valor, buscando a melhora do bem-estar, assim como a redução da desigualdade e da degradação do meio ambiente, por meio da incorporação de custos e benefícios sociais, ambientais e econômicos.

Com isso, o presente projeto pretende quantificar o retorno social - através da aplicação da metodologia SROI - da implementação de um projeto de construção de tanques de evapotranspiração para tratamento de esgoto doméstico na zona rural. Visa-se identificar o impacto social gerado por essa tecnologia sanitária, incentivar à alocação de recursos para a implementação da mesma em comunidades rurais, amenizando o déficit nos serviços de saneamento básico no meio rural do Estado de Minas Gerais, Brasil, além de configurar o presente estudo como *benchmark* ou referência prática no assunto.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo e Caracterização das Comunidades Rurais Envolvidas

O estudo foi desenvolvido em comunidades rurais, localizadas no município de Viçosa, encontrando-se a um raio de 10 km de distância da malha urbana do município, na Mesorregião da Zona da Mata de Minas Gerais, no Brasil, abrangendo um total de 30 domicílios e alcançando um total de 141 pessoas. Este conjunto de comunidades rurais apresenta uma situação socioeconômica frágil e uma cobertura sanitária escassa, não possuindo coleta e tratamento de esgoto (sem considerar os 30 tanques de evapotranspiração construídos) e nenhum tipo de coleta e destinação adequada de resíduos sólidos - todas as propriedades visitadas queimam os resíduos não orgânicos. Quanto à água, há um poço público de abastecimento instalado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Viçosa (SAAE-Viçosa), mas que apenas 13 dos 30 domicílios utilizam

este serviço, outras 13 residências utilizam poço ou cisterna própria e as quatro restantes utilizam nascentes como fonte de provimento de água.

2.2 Implementação do SROI

Para esse projeto, foi adotado como referência teórica para aplicação do SROI o documento *"Guide to Social Return on Investment"*. A implementação do SROI foi realizada em cinco estágios, com base em Kwizera, Sebareza e Murungu (2019): estabelecimento do escopo e identificação das partes interessadas; mapeamento dos resultados; evidenciação dos resultados e atribuição de valor; estabelecimento do impacto; e cálculo da proporção do SROI. O detalhamento desses estágios estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Etapas para implementação da metodologia SROI.

Etapas do SROI	**Descrição**
Desenvolvimento do escopo e identificação dos stakeholders	Definição de qual atividade a análise irá cobrir, além de quem são os agentes envolvidos e como se relacionam com o projeto a ser avaliado
Mapeamento dos resultados	Criação de um Mapa de Impacto e de uma Teoria de Mudança a partir da definição e do contato com os *stakeholders*, identificando as entradas, saídas e resultados da contribuição de cada uma das partes envolvidas;
Evidenciação dos resultados da análise SROI e atribuição de valor	Seleção de indicadores para a quantificação das mudanças propostas pelo Mapa de Impacto e pela Teoria de Mudança, além da atribuição de proxies financeiras para quantificação monetária dos indicadores selecionados;
Cálculo do Impacto	Aplicação das taxas de desconto sobre o valor até então gerado, reduz as chances de uma superestimação da análise. Kwizera, Sebareza e Murungu (2019) utilizaram três taxas de desconto: • Contrafactual (*Deadweight*): equivale à porcentagem do valor gerado que ocorreria de qualquer forma, mesmo se a atividade analisada nunca houvesse ocorrido. • Atribuição (*Attribution*): equivale à porcentagem do valor gerado proveniente de outras atividades sem ser a analisada neste estudo. • *Drop-off*: equivale à porcentagem de queda do valor gerado ao passar dos anos.
Cálculo da Taxa SROI	Obtenção da relação que indica o valor social gerado a partir de cada unidade da moeda investida em cima da projeção do impacto em um determinado tempo. Foi aplicada ao impacto total de cada ano uma desconto equivalente à taxa de juros Selic, de 5,25% ao ano, correspondente à taxa básica de juros da economia brasileira, usada como principal forma de controle da inflação. Dessa forma, a Taxa SROI é dada pela razão do Valor Presente Total e o Valor Total de Investimento.

Portanto, a Taxa SROI é calculada conforme:

1) Cálculo do Impacto: foi multiplicado o valor de cada proxy financeira pela quantidade indicada nos respectivos indicadores e, em seguida, foram aplicadas as taxas de desconto (contrafactual e atribuição, não sendo incluída a taxa de deslocamento neste estudo) sobre cada valor gerado. Essa contabilização é repetida em todos os indicadores e, em seguida, é descontado o *drop-off* em cima da quantidade de anos (em exceção do primeiro ano) que a análise foi estimada. Considerando o impacto de cada indicador no ano *n* (id_n), o impacto do indicador no ano anterior (id_{n-1}) e *drop-off* (*df*), o id_n foi calculado como:

$id_n = id_{n-1} * (1 - df)$, sendo que , pois o *drop-off* não se aplica ao primeiro ano de impacto.

2) Cálculo do Valor Presente Total (VPT): foi aplicado sobre o valor total de impacto no ano *n* (vti_n) um desconto equivalente à taxa brasileira SELIC, de 5,25% ($r = 0{,}0525$), como pode ser observado:

$VPT = \Sigma\ (vti_n\ /(1 + r)^n)$, sendo *n* igual ao número do ano.

3) Cálculo da proporção (ou Taxa) SROI: considerando o Valor Total de Investimento (*VTI*), foi calculado a proporção (ou Taxa) SROI da análise, dado por: *Taxa SROI = VPT/VTI.*

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os *stakeholders* identificados no projeto de implementação de sistemas tanques de evapotranspiração em questão foram: os moradores das referentes comunidades rurais, a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Minas Gerais (EMATER-MG), o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural – Administração Regional de Minas Gerais (SENAR-MG), uma iniciativa comunitária local e a Universidade Federal de Viçosa. As mudanças intencionais e não intencionais geradas por essas partes interessadas foram: melhoria na qualidade de vida das comunidades rurais no âmbito social, econômico, educacional e ambiental; fomento da educação ambiental e sanitária para os moradores locais; promoção de saneamento básico - coleta e tratamento de esgoto doméstico - além do fornecimento de curso de construção de TEvap. Assim, foram obtidos os seguintes resultados: comunidades rurais mais engajadas; moradores mais informados sobre saneamento básico e cuidados com o meio ambiente; menos gastos com saúde; segurança alimentar; melhoria nas condições ambientais; geração de renda para trabalhadores locais das comunidades.

Com a determinação dos indicadores e das suas respectivas *proxies* financeiras[1], foram aplicadas as taxas de desconto e foi calculado o impacto gerado pelas intervenções realizadas pelos *stakeholders*. Destaca-se que as unidades encontradas em “Quantidade” foram obtidas por meio de um questionário[2] específico para o estudo em questão; o

1 https://drive.google.com/file/d/1q4oXH2Nf93k-NdDwVR7khzuW_BfGdz1b/view?usp=sharing

2 https://drive.google.com/file/d/1ZrD-IUyXRnPtHJVAY_uJfuTpKHEmLoH3/view?usp=sharing

mesmo foi respondido por um representante de cada domicílio, as quantidades de “número incidente” são resultantes do somatório dos moradores das residências que relataram a ocorrência da mudança quantificada pelo indicador. Posteriormente à obtenção dos impactos, utilizando as fórmulas citadas na metodologia, foi calculada a Taxa SROI sobre uma projeção de 20 anos. Os valores encontrados foram de: Valor Presente Total de BRL 240.407,69; Valor Total de Investimento de BRL 116.350,00; Valor Presente Líquido de BRL 124.057,69; e, por fim, a Taxa SROI de BRL 1,00: BRL 2,07.

Diversas limitações foram encontradas na realização deste estudo, tais como: falta de estudos utilizando SROI em projeto saneamento básico, dificuldade na seleção de indicadores e proxies financeiras mais próximas da realidade e contato limitado com os habitantes das comunidades rurais. Devido este trabalho ter sido desenvolvido durante a pandemia de COVID-19 (Setembro/2020 - Setembro/2021), a situação epidemiológica era delicada, resultando em uma menor frequência de visitação às comunidades, levando à uma coleta de dados tardia e interação limitada com os habitantes

Como mencionado, foram encontrados poucos estudos que aplicaram a metodologia SROI em projetos de saneamento básico, além da vacância da utilização do “*Social Return on Investment*” em pesquisas brasileiras, que foi um fator determinante na dificuldade de obtenção de indicadores e *proxies* financeiras confiáveis e adequadas para a quantificação monetária dos resultados.

4. CONCLUSÕES

Com a utilização da metodologia SROI para avaliação da implementação de TEvap, os resultados encontrados neste estudo apontam um retorno social positivo, obtendo-se uma Taxa de 1:2,07. Com isso, a cada BRL 1,00 investido na construção de tanques de evapotranspiração no tratamento de esgoto doméstico em comunidades rurais, é retornado BRL 2,07 em saúde, engajamento de comunidade, educação ambiental e sanitária, melhorias nas condições ambientais da área estudada e geração de renda para moradores locais. Dessa forma, o atual estudo configura-se como referência prática para investimento na construção participativa de TEvap em comunidades rurais, visando à priorização de recursos públicos e privados para o fornecimento de saneamento básico na zona rural brasileira.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por financiar a bolsa PIBIC deste trabalho e à Universidade Federal de Viçosa pelo apoio a sua realização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017. Brasília: SNS/MDR, 2019. 226 p.

Charities Aid Foundation (2012) Um guia para o Retorno Social do Investimento. Reino Unido.

Jönsson J, Wikman A, Wätthammar T (2011) Social return on investment, SROI, the value added for families before and after using Solvatten in the Bungoma district in western Kenya.

Kwizera M, Sebareze J L, Murungu R (2019) Social Return on Investment on Improving Access to Sustainable Water Sanitation and Hygiene Services in Selected Health Care Facilities in Rwanda–A Reflective Baseline Analysis. OIDA International Journal of Sustainable Development, 12(10), 21-34.

Nicholls J, Lawlor E, Neitzert E, Goodspeed T, Cupitt S (2012) A guide to social return on investment: The SROI network. Accounting for Value.

Purwohedi U, Gurd B (2019) Using Social Return on Investment (SROI) to measure project impact in local government. Public Money & Management, 39(1), 56-63.

173

AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS E SUAS INTERCORRELAÇÕES COM OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS/ONU): ESTUDO DE CASO NA TERCEIRA MAIOR FAVELA DO BRASIL

Fernando Augusto Braga CASTRO[1], Alena Torres NETTO[1], André Luís de Sá SALOMÃO[1]

[1] *Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ / Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental – PEAMB, Brasil. Email: fernandoabc@gmail.com; alenanetto@eng.uerj.br; andre@andresalomao.com*

RESUMO

As pressões entre áreas favelizadas e o meio ambiente proporcionam múltiplos questionamentos às grandes cidades do Brasil. Tais pressões são mais evidentes no contexto dos assentamentos subnormais em situação de vulnerabilidade ambiental (ASSVA), na relação da população vivente com as águas superficiais locais. Sejam estas, devido à escassez de saneamento, ou pelos efeitos de desastres associados a eventos climáticos. Nos ASSVA ainda persistem lacunas quanto às informações sanitárias, necessárias tanto para vinculação de indicadores, como para análises ambientais mais realistas. Neste sentido, o objetivo foi estabelecer correlações baseadas em dados interligados, inseridos no âmbito da sustentabilidade e convergentes aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), trazendo a luz uma alternativa auxiliar à tomada de decisões sobre saúde ambiental e saneamento em ASSVA com perfil nacionalmente representativo, contextualizando questões de escala local com a problemática de interesse global. A pesquisa foi realizada na terceira maior favela do Brasil, Comunidade Rio das Pedras, situada às margens do complexo lagunar de Jacarepaguá, região de grande crescimento urbano do município do Rio de Janeiro. O trabalho foi dividido em duas etapas: (i) Questionário (*online*) para obtenção de dados diretos e de percepção da população, sobre saúde ambiental, saneamento e questões socioeconômicas; (ii) Análise de como regiões de ASSVA interagem com o ODS-6 (Água e Saneamento). Essa correlação foi baseada em uma rede bayesiana de possíveis interligações dos diferentes ODS com o ODS-6. A análise revelou dados importantes da relação da comunidade com o corpo hídrico local, como: elevada preocupação com frequentes inundações; principais formas de descartes de resíduos; e percentual de lançamento de efluentes domésticos no rio. Após as análises ficou evidente a importância de abordagens que também considerem as percepções da população local, sendo esta uma prática incentivada pela literatura e por marcos internacionais para o avanço da sustentabilidade urbana e mitigação de vulnerabilidades.

Palavras-Chave: Saneamento; Saúde Ambiental; Aglomerações Subnormais; ODS 6; Vulnerabilidades.

1. INTRODUÇÃO

A busca pela universalização do saneamento básico é um dos grandes desafios proposto pela agenda global de sustenbilidade até 2030, com destaque para ações em ASSVA. O Brasil, como os demais países da América Latina, apresentou um intenso processo de urbanização, ao longo das últimas décadas, acarretando em forte crescimento da população urbana, e acelerou o crescimento irregular de aglomerações subnormais, as chamadas favelas (MACHADO; RIBEIRO, 2019; TOLEDO, 2018).

Este processo de rápida urbanização aliado a baixos investimentos no setor do saneamento, agravou as condições das populações urbanas já carentes de infraestrutura sanitária adequada, como abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, drenagem pluvial e coleta adequada de resíduos sólidos urbanos, permitindo uma lacuna, principalmente, sobre a proteção dos recursos hídricos (TUCCI, 2000).

Muitas comunidades brasileiras, como a favela Rio das Pedras, local deste estudo de caso, situada na região metropolitana do município do Rio de Janeiro, tornaram-se potenciais geradoras de danos ambientais, principalmente por meio do descarte incorreto de residuos (QUADRA *et al*., 2019), demonstrando que o meio ambiente pode estar sendo prejudicado, por uma sinergia de fatores ainda não amplamente conhecidos (STARLING *et al*., 2019). Desta forma, faz-se necessário o aprofundamento das análises do perfil das favelas, que sirvam como parâmetro para as agendas de planejamento ambiental e de sustentabilidade.

O objetivo deste estudo foi estabelecer correlações baseadas em dados, diretos e indiretos, sobre as condições sanitárias e percepção da população da comunidade Rio das Pedras, inseridos no ambito da sustenbilidade de forma convergente aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, e assim auxiliar à tomada de decisões sobre pontos focais que levem a melhoria da sáude ambiental e avanços no saneamento básico em ASSVA, dentro de um perfil nacional relevante, capaz de trazer a tona uma leitura mais clara das correlações saneamento, áreas favelizadas e população, capaz de contextualizar a escala local com a problemática de interesse global.

2. METODOLOGIA

2.1 Local de Estudo

No Brasil são mais de quatrocentas mil moradias subnormais situadas às margens de rios, córregos ou lagoas, e mais de um milhão e seiscentas mil em favelas planas (XIMENES; JAENISCH, 2019). Nosso estudo de caso, a comunidade do Rio das Pedras, está situada na região metropolitana do município do Rio de Janeiro, entre os bairros de Jacarepaguá e Barra da Tijuca, sendo esta cortada pelo rio das Pedras, um dos tributários do complexo

lagunar de Jacarepaguá, mais especificamente desaguando na lagoa da Tijuca (SANTOS, 2014).

Esta comunidade foi escolhida devido suas características representativas, que compõem o principal perfil das favelas brasileiras, tais como: comunidade plana, com alta densidade populacional, moradias urbanas em condições subnormais e localizadas às margens de um corpo hídrico. Segundo dados do IBGE, entre os anos de 2010 e 2019, em um estudo recentemente divulgado em função da Covid-19, a comunidade do Rio das Pedras foi apontada como a terceira maior favela do país, com uma estimativa de 22.509 moradias e uma população estimada de 65.276 pessoas. Sendo verificado um aumento populacional de 19% na última década (IBGE, 2020).

2.2 Questionário *Online*

Nesta etapa foi realizada a coleta de dados por meio de um questionário fechado, via *Google Forms* (*online* e gratuito). O estudo exploratório foi direcionado para uma população específica, pertencente ou correlata direta com a comunidade. A distribuição do questionário se deu por meios eletrônicos e redes sociais. O "Método *Snowball*" foi adotado, onde os participantes foram encorajados a disseminar a pesquisa após respondê-la.

No questionário, foram feitas perguntas socioeconômicas, relativas à habitação, saneamento, educação ambiental, saúde e percepção ambiental, pertinentes ao contexto local. Utilizou-se como critério de inclusão a maior idade brasileira (18 anos), sem restrição de sexo, etnia, escolaridade ou classe social. E como critério de exclusão, qualquer pessoa que não fosse morador ou que não tivesse relação direta com o local (trabalho ou comércio). As questões foram elaboradas a partir de alguns estudos prévios similares e orientações técnicas de formulação de questionários (ALMEIDA; HAYASHI, 2020).

O cálculo do tamanho mínimo da amostra, que representasse estaticamente a população local, foi realizado a partir de uma ferramenta online (SURVEY MONKEY, 2020). Os dados utilizados para o cálculo foram: população de 65.276; nível de confiança de 90%; e margem de erro de 5%. A amostra mínima para validar a pesquisa foi de 272 pessoas (questionários respondidos). O formulário ficou disponível por 14 meses, entre maio/2020 e julho/2021.

2.3 Análises baseadas nas correlações da Rede Bayesiana do ODS-6

A metodologia utilizada foi baseada na observação empírica e na análise da Rede Bayesiana (RB) das interações do ODS-6. A mesma foi dividida em duas fases, uma de entendimento contextual e outra de análise das correlações expostas. Na primeira foi realizada uma identificação de estudo de referência, neste caso, UN-Water de 2018, para validar a linguagem, abordagem e coerência da RB (CASTRO; GARRIGA; FOGUET, 2019).Após o entendimento contextual, da correlação dos ODS, a RB deve ser analisada visando identificar as interligações entre os pontos (metas) dispostos, para extrair variadas interligações com maior aderência ao tema de interesse de cada estudo. Desta forma, o critério elencado foi

destacar a trilha de interligações que considere os pontos (metas) do ODS-6 e estejam em uma correlação direta ou indireta com um ponto da RB pertencente ao grupo do ODS-11, ponto referente à população em favelas, como observado na figura 01.

Baseado no critério de recorte, uma trilha de interligações contida na RB teve maiores atributos contextuais com o estudo para ser destacada e melhor analisada. O primeiro atributo foram as seis interligações oriundas do ponto relativo ao ODS-6, meta 6.a.1-Assistência oficial total ao desenvolvimento para água e saneamento, sendo este o maior número de ligações diretas a outras metas da RB. Seguido pelo fato de possuir interligações capazes de afetar indiretamente o ponto especifico sobre populações em assentamentos urbanos subnormais, do ODS-11, meta 11.1.1-População urbana vivendo em favelas, compondo a trilha elencada.

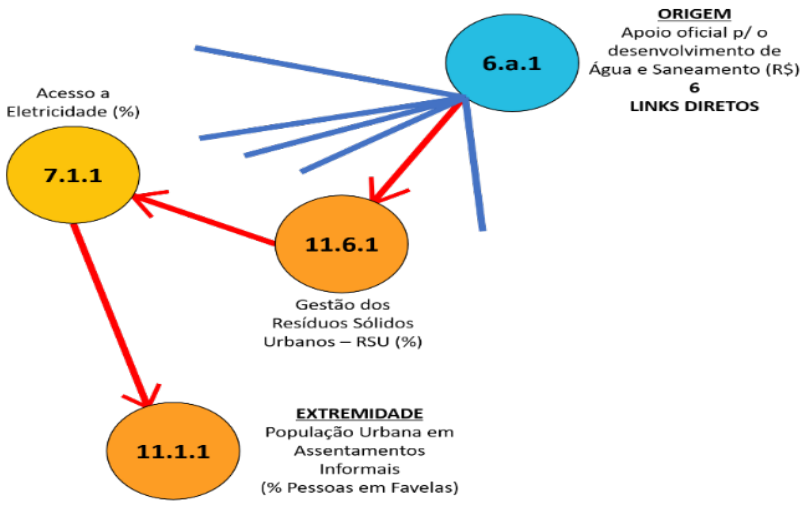


Figura 1: Trilha destacada da Rede Bayesiana do ODS-6.
Fonte: Adaptado de CASTRO; GARRIGA; FOGUET, 2019.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Análises de Sáude Ambiental e Sanemento

Os resultados indicaram que a abordagem e forma de acesso à população foi assertiva e a análise de confiança pode ser validada, devido à grande participação de moradores nas respostas. A pesquisa (formulário *online*) foi encerrada após atingir um total de 279 participantes. Segundo as respostas obtidasSobre a questão em relação ao destino do efluente doméstico, mais de 35% afirmaram saber que era despejado diretamente no rio (ou lagoa), 26,5% desconheciam o destino do seu esgoto, e 10,8% afirmaram que seu efluente era lançado em uma vala negra aberta, enquanto 24% dos participantes afirmaram estar ligados à rede pública de coleta de esgoto. Além disso, 44% dos entrevistados afirmaram que “sempre que chove” têm contato (por alagamento ou inundação) com

águas inapropriadas, durante ou após a ocorrência de eventos chuvosos na região e 27,6% confirmaram já ter tido este contato “muitas vezes”. Tais condições de saneamento resultaram em 92,19% dos participantes afirmando já ter contraído alguma doença após este tipo de exposição.

A deficiência no saneamento associada ao fenômeno das inundações pode se tornar uma combinação extremamente prejudicial à saúde humana e ambiental na região. Essa questão ficou mais evidente após a avaliação do grau de preocupação e percepção da população quanto ao saneamento local, onde para mais de 75%, as três principais preocupações da comunidade, em ordem de magnitude, são: os constantes alagamentos e inundações (89%), a escassez de infraestrutura para coleta de esgoto (76%) e a ineficiência da coleta regular de resíduos sólidos urbanos (75%).

Considerando o universo de domicílios pesquisados, 72% do efluente “in natura” gerado pela comunidade tem como provavél destino os corpos hídricos adjacentes à comunidade . Quanto a forma de descarte dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e o padrão de coleta desses resíduos, a pesquisa revelou que 83,5% depositam seu resíduo comum em pontos de acumulação coletivos dentro da comunidade, e somente 15,7% afirmaram ter coleta municipal regular no domicílio. Em relaçãoao descarte de medicamentos, 81,4% dos respondentes afirmaram descartar as sobras ou os medicamentos vencidos no lixo comum e 12% descartaram em pias ou vasos sanitários. No entanto, 94,3% dos respondentes confirmou ter consciência dos impactos negativos possivelmente gerados pela comunidade ao sistema lagurar e rio adjacentes à Comunidade.

3.2 Análises das Correlações com os ODS

Quanto ao *item* da ODS 6.a.1, referênte os baixos investimentos (ou incentivos a ele), este pode ser constatado respostas ao questionário pelos moradores, quanto as preocupações locais, que tratam essencialmente da escassez de infraestrutura e no percentual de efluentes domesticos com potencial de atingir aos corpos hídricos, questões que necessitam de investimento financeiro direto para mitigação. Interligado diretamente a isso temos o *item* 11.6.1 onde é possível observar uma ineficiência na gestão dos RSU, uma vez que 83,5% dos moradores afirmaram depositar seus RSU em pontos de acumulação com coleta irregular.

Em relação ao *item* da ODS 7.1.1 se faz necessário ampliar a escala de observação, é preciso relacionar à energia elétrica devido a nossa matriz energética, baseada, em sua maioria, na utilização das águas. Logo, a poluição dos rios e lagoas aumentam a pressão sobre bacias hidrográficas, prejudicando a gestão, custos e planejamentos do fornecimento energético, expondo o nexo água-saneamento-energia como uma preocupação de governaça (PNUD, 2018). Todos os pontos da trilha destacada culminam no relativo a população em ASSVA, *item* 11.1.1, ao qual, pessoas nesta posição estão expostas a um ou mais riscos a sáude (SLUM ALMANAQ, 2016). O crescimeto local vivenciado na última década reforça indicadores de questões socioeconomicas e ambientais tratados em nivel

global e representados na análise local, podendo ser confirmados pela exposição de parte da população a frequentes inundações e ao convivio inadequado com RSU.

4. CONCLUSÕES

A abordagem utilizada na escala de recorte local, planejada com fatores representativos da saúde urbana e ambiental brasileira permitiu ao estudo contextualizar a temática de forma ampla e globalizada. Possibilitando inferir sobre onde atuar na busca de soluções para o alcance da universalização do sanemaento básico, direcionando os novos investimentos, com atuação mais precisa na indicação dos caminhos alternativos para a saída dos ASSVA da posição crítica de preocupção com a saúde ambiental.

A inclusão da percepção e participação da população local na criação de um modelo de entendimento da problemática, mostrou-se eficaz e importante na revelação de dados ainda pouco estudados na relação ambigua favela-meio ambiente. Assim como a utilização dos ODS, nos estudos ambientais, tem se tornando um instrumento fundamental e balizador para o avaço das metas de sustentabilidade a ser alcançadas até 2030.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R.; HAYASHI, C. R. M. Avaliação empírica de um instrumento de pesquisa socioambiental: a relevância do diagnóstico participativo. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 53, p. 5–24, 2020.

CASTRO, D. R.; GARRIGA, R. G.; FOGUET, A. P. Data-driven Bayesian network modelling to explore the relationships between SDG 6 and the 2030 Agenda. Science of the Total Environment, v. 710, 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Aglomerados Subnormais 2019. v. 0708, 2020.

MACHADO, A. B.; RIBEIRO, L. P. Indagando Os “Modos De Ver” Da Política Urbana: O Problema Público Do Crescimento Urbano Na Cidade Do Rio De Janeiro. GEOgraphia, v. 21, n. 46, p. 32, 2019.

QUADRA, G. R. *et al*. Investigation of medicines consumption and disposal in Brazil: A study case in a developing country. Science of the Total Environment, v. 671, p. 505–509, 2019.

SANTOS, M. R. DOS. Evolução Temporal da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

SLUM ALMANAC 2015 2016 - Tracking Improvement in the Lives of Slum Dwellers. Slum Almanac - UN Habitat. Anais. Nairobi: 2016

STARLING, M. C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. Journal of Hazardous Materials, v. 372, n. October 2017, p. 17–36, 2019.

TOLEDO, B. B. DE. A formação das favelas na cidade do rio de janeiro: uma análise baseada na segregação populacional e exclusão social. Encontro Nacional de Pesquisadores em Serviço Social, v. 16o, p. 1–19, 2018.

TUCCI, C. Inundações Urbanas. Inundaçoes Urbanas na America do Sul, p. 15–29, 2000.

XIMENES, L. A.; JAENISCH, S. T. As favelas do Rio de Janeiro e suas camadas de urbanização Vinte anos de políticas de intervenção sobre espaços. 2019

SURVEY MONKEY. Calculadora de tamanho de amostra. Disponível em: <https://pt.surveymonkey.com/mp/sample-size-calculator/>. Acesso em 10 abril 2020.

SANEAMENTO BÁSICO EM COMUNIDADES RURAIS BRASILEIRAS: ESTUDO DE CASO DA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS DE SANEAMENTO BÁSICO NA COMUNIDADE DO EGITO, ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE RIO PIRACICABA – MG

Gislene da Conceição MARCELINO[1], Cristiano Martins da Costa GUERRA[2], Eliane Maria VIEIRA[3]

[1] *Universidade Federal de Itajubá, Itabira, gislene_marcelino@hotmail.com*

[2] *Universidade Federal de Itajubá, Itabira, cristianoguerra31@gmail.com*

[3] *Universidade Federal de Itajubá, Itabira, elianevieira@unifei.edu.br*

RESUMO

O acesso ao saneamento básico no Brasil ainda não é uma realidade para todos e seus impactos na higiene da população têm reflexos diretos na saúde. A Lei Federal brasileira nº 14.026/2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico, prevê a universalização do acesso incluindo abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente. E ainda estabelece que na ausência de redes públicas de saneamento básico, serão admitidas soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos esgotos sanitários, observadas as normas vigentes. Coadunando com esta lei, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável - ODS 06 – Água e Saneamento, tem como meta alcançar até 2030, a melhoria da qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente. As condições e padrões de lançamento de efluentes no Brasil são regidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que enquadra e classifica os corpos d'água conforme parâmetros de qualidade. Nesta perspectiva, o presente estudo visou diagnosticar as condições de saneamento da comunidade do Egito, localizado na zona rural do município de Rio Piracicaba-MG, com aproximadamente 25 unidades familiares. Os sistemas de abastecimento foram construídos pelos próprios moradores, não há tratamento preliminar e todo efluente é despejado a céu aberto no córrego da comunidade.

Palavras-Chave: Água; Saneamento; ODS 06; Universalização.

1. INTRODUÇÃO

De acordo com a Agenda Pós-2015 estabelecida por 193 Estados membros da Organização das Nações Unidas-ONU, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável – ODS-6 – é um plano de ação global para melhoria das condições de saneamento até 2030 (Unicef, 2022). No Brasil, a universalização do saneamento básico ainda é um grande desafio, embora existam diversas diretrizes para que esses serviços cheguem a todos, em muitos municípios essa realidade está longe de ser alcançada, pois demandam grandes investimentos em projetos, além de um bom Plano Municipal de Saneamento Básico.

O saneamento básico está intimamente relacionado com a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável de toda a economia do país. Além disso, a falta de acesso aos serviços afeta a qualidade de vida, a saúde e a segurança da população. O Instituto Trata Brasil (2021) define o saneamento como um conjunto de medidas que visa preservar ou modificar as condições do meio ambiente com a finalidade de prevenir doenças e promover a saúde, melhorar a qualidade de vida da população e à produtividade do indivíduo e facilitar a atividade econômica. No Brasil, o saneamento básico é um direito assegurado pela Constituição e definido pela Lei nº 11.445/2007 como o conjunto dos serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais (Brasil, 2007). A Lei nº 14.026/2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico, ainda estabelece que na ausência de redes públicas de saneamento básico, serão admitidas soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos efluentes sanitários, observadas as normas vigentes.

Nesta perspectiva, objetivou-se com o presente estudo diagnosticar as condições de saneamento da Comunidade do Egito, localizada na zona rural do município de Rio Piracicaba, no estado de Minas Gerais, Brasil. Este diagnóstico fornecerá informações importantes para que se conheçam as deficiências do saneamento no local que poderão ser utilizadas na concepção de projetos para a melhoria das condições sanitárias nessa comunidade.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A Comunidade do Egito está localizada entre os municípios de Rio Piracicaba e João Monlevade – MG, o acesso é feito por estrada de terra em razoáveis condições de manutenção, passando pela BR 381, sentido Vitória – ES, nas coordenadas 19°51’41.9”S e 43°06’11.2”W. O município de Rio Piracicaba (Figura 1) está localizado na Mesorregião Metropolitana de Belo Horizonte (IBGE, 2022). Além da sede, o município é composto por mais dois distritos: Conceição de Piracicaba (“Jorge”) e Padre Pinto (“Caxambu”). Sua população estimada em 2021 era de 14.325 habitantes. Possui área de unidade territorial de 373,037 km² (2021) e densidade demográfica de 37,93 hab./km² (2010). Tem como

municípios limítrofes: Bela Vista de Minas, João Monlevade, São Gonçalo do Rio Abaixo, Santa Bárbara, Alvinópolis e São Domingos do Prata.

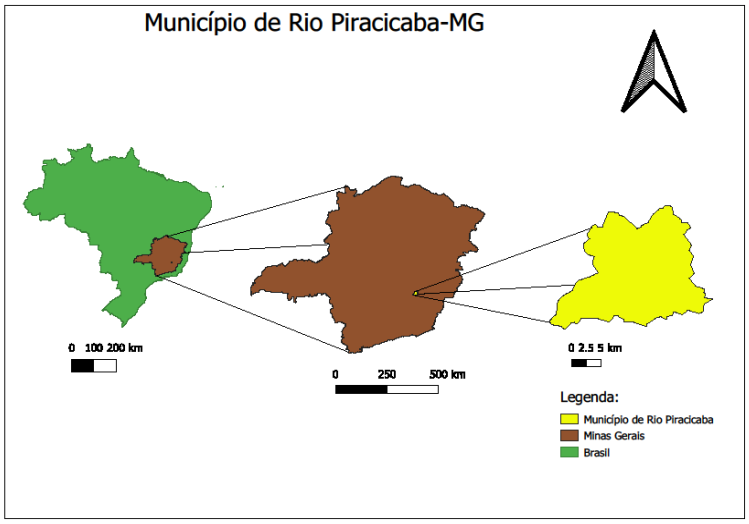


Figura 1 – Mapa de localização do município de Rio Piracicaba – MG - Brasil.

2.2 Materiais e Métodos

A primeira etapa da pesquisa consistiu numa visita de campo realizada no dia 08 de junho de 2019, nesta foram observadas as condições de saneamento da comunidade do Egito. A segunda etapa foi composta pelo tratamento, análise dos dados obtidos, conforme metodologia adotada por Bicalho (2008), em que coletaram-se informações sobre: abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, drenagem urbana e saúde pública.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A comunidade é constituída de duas únicas ruas sem calçamento ou pavimentação, apenas por estradas de terra e com cerca de 25 casas, sendo que a população residente é de aproximadamente 100 habitantes, compreendendo uma média de 4 pessoas por família, conforme Figura 2. Tratam-se de famílias de nível de renda médio e os moradores em sua maioria trabalham nas cidades mais próximas como Rio Piracicaba e João Monlevade.

A comunidade há anos sofre com a falta de infraestrutura e desabastecimento de água. A rede de abastecimento existente foi construída pelos próprios moradores e a captação ocorre diretamente de uma nascente próxima ao local. Essa água é armazenada em um reservatório situado na parte mais alta da comunidade que abastece uma caixa d'água e é distribuída aos moradores por gravidade. Com base em informações dos moradores, a nascente não apresenta qualquer tipo de proteção ou isolamento, portanto, é frequente o entupimento das tubulações por animais mortos e outros detritos. Algumas residências possuem poços artesianos que realizam a captação de água subterrânea.



Figura 2. Localização da Comunidade do Egito, Rio Piracicaba, MG, Brasil. Fonte: Adaptado de *Google Earth Pro*.

Em 2018, a Prefeitura de Rio Piracicaba-MG celebrou o Termo de Convênio nº 05/2019 com o município de João Monlevade-MG, para a captação de água subterrânea, abastecimento de água potável e realização de obras estruturais e de manutenção de vias no povoado do Egito. As obras seriam executadas pelo Departamento Municipal de Águas e Esgotos, autarquia do Município de João Monlevade-MG e estavam previstas a execução de instalação elétrica, conjunto moto-bomba para sucção de água subterrânea e a instalação de um reservatório. No entanto, o convênio foi encerrado em 31/12/2020 e não houve prorrogação de sua vigência por parte dos convenentes. Nesse sentido, as obras foram suspensas e a comunidade do Egito permanece sem infraestrutura de abastecimento de água, porém o município de João Monlevade continua abastecendo a localidade por meio de caminhões-pipa, mesmo sendo de responsabilidade do município de Rio Piracicaba.

Sobre esgotamento sanitário, a comunidade despeja todo o efluente gerado em um córrego a céu aberto que passa dentro da comunidade. Em vistoria, notou-se que poucas residências possuíam o acesso restrito (cercado) ao córrego evitando contato de animais, adultos e/ou crianças. Sobre resíduos sólidos, não foram observados acúmulos de resíduos e foi informado pelos moradores do local que a prefeitura de João Monlevade realiza a coleta dos resíduos sólidos duas vezes por semana. O resíduo coletado é transportado até o aterro sanitário, localizado a poucos quilômetros da comunidade.

A Comunidade do Egito não possui sistemas de drenagem de água pluvial e as ruas não possuem calçamento. A água pluvial escoa facilmente causando erosão e lixiviamento do solo devido à grande declividade do terreno (Figura 3).

A carência de condições adequadas de saneamento pode refletir na saúde da população com o surgimento de doenças como esquistossomose, diarreia e verminoses. Porém, foi informado pelos moradores da comunidade que não há casos de doenças desse tipo e que ocorrem visitas regulares de agentes de saúde do município de João Monlevade que fazem o acompanhamento das famílias.



Figura 3. Identificação das ruas da Comunidade do Egito. Autores.

4. CONCLUSÕES

Muitos fatores influenciam os meios para o alcance da universalização dos serviços de saneamento, ressaltando-se que a universalização não deve ser considerada apenas de forma quantitativa ao acesso, mas também qualitativa. A captação de água superficial para consumo doméstico sem o devido tratamento pode ocasionar vários problemas de saúde na comunidade, principalmente diarreias e verminoses. A ausência de estruturas de drenagem e microdrenagem pluviais contribui para o aumento do escoamento superficial, que por sua vez proporciona incremento da poluição difusa na rede hidrográfica local, inclusive assoreamento e deteriora as condições de trafegabilidade das vias. No âmbito do ODS-06 a comunidade ainda carece de muitas ações que garantirão um mínimo de condições de saneamento básico. Geograficamente, a localidade se encontra distante da sede do município ao qual pertence que é Rio Piracicaba e muito mais perto e intimamente relacionada socialmente com o município de João Monlevade, isto tem provocado uma fragilidade nas relações de definição das competências na oferta dos serviços públicos de saneamento, gerando conflitos de gestão e prejudicando o planejamento local. Desta forma, sendo o território parte legítima nas decisões relacionadas aos recursos hídricos da bacia hidrográfica, as lideranças locais devem buscar nos processos participativos e nos Conselhos de Políticas Públicas, quer sejam consultivas ou deliberativas, ações que garantam o compromisso das devidas prestações de serviço público relacionadas ao saneamento básico.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecimento também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bicalho, Bruno Sampaio (2008). Diagnóstico das condições sanitárias do povoado de Água Limpa, município de São Gonçalo do Rio Abaixo – Minas Gerais, Brasil. 56 f.

Brasil. Lei nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Brasília, 05 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 24 de maio de 2022.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio Piracicaba – MG. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/rio-piracicaba/panorama>. Acesso em: 24 de maio de 2022.

João Monlevade. Termo de Convênio nº 05/2019. Disponível em: <https://www.pmjm.mg.gov.br>. Acesso em: 24 de maio de 2022.

Instituto Trata Brasil. O que é Saneamento? Disponível em: <https://www.tratabrasil.org.br/pt/saneamento/o-que-e-saneamento>. Acesso em: 24 de maio de 2022.

Unicef Brasil. Para cada criança. Disponível em <https://www.unicef.org/brazil/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel>. Acesso em: 26 de maio de 2022.

ROADMAP PARA O ESTABELECIMENTO DE UMA POLÍTICA DE PREVENÇÃO E GESTÃO DE CONFLITOS NOS USOS DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ EM CABO VERDE

Katila RIBEIRO[1], Sérgio LOPES[1], André FONTES[2]

[1] *Águas de Portugal Internacional, Rua Visconde de Seabra 3, 1700-421 Lisboa, a.katila@adp.pt, s.lopes@adp.pt*

[2] *Porto Business School, Avenida Fabril do Norte, 425, 4460-314 Matosinhos, andrefigueiredofontes@gmail.com*

RESUMO

No âmbito da Cooperação entre Portugal e Cabo Verde, a Águas de Portugal Internacional (AdPI), em colaboração com a Porto Business School (PBS) e a têm vindo a desenvolver em conjunto para a Agência Nacional de Águas de Cabo Verde (ANAS) desde 2017 um projeto designado de "ROADMAP PARA O ESTABELECIMENTO DE UMA POLITICA DE PREVENÇÃO E GESTÃO DE CONFLITOS NOS USOS DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ EM CABO VERDE".

- Na primeira fase (2017) foi desenvolvido um documento estratégico evidenciando um conjunto de linhas orientadoras que deveriam ser tomadas em consideração para a elaboração de uma análise multidimensional que contribuísse para a regulamentação das prioridades dos usos da água em situações críticas.
- Em 2018, correspondente à segunda fase, foi produzido um Tool-kit sobre prevenção e gestão de conflitos de água concebido de acordo com as especificidades política, económica, social, tecnológica e ambiental de Cabo Verde, alinhado com as suas estratégias de gestão dos recursos hídricos e elaborado in situ, com a participação das partes interessadas, nomeadamente dos diversos utilizadores, agentes de desenvolvimento e funcionários das autoridades públicas. Igualmente iniciou-se a divulgação e formação dos agentes nos instrumentos descritos no Tool-kit.
- Em 2019, 3ª fase, esteve essencialmente vocacionada para o trabalho de divulgação e formação nos instrumentos apresentados no Tool-kit alargando a novas ilhas, mais pessoas e utilizando técnicas mais sofisticadas.
- Em 2020 deveria ter decorrido a 4.ª fase, mas que devido às contingências originadas pela pandemia da Covid 19 foi adiada para 2021. Nesta fase dirigiu-se a criar capacidade endógenas de gerir conflitos de acordo com o Tool-Kit e sensibilizar a Alta Direção para a necessidade de criar um corpo de mediadores devidamente preparados para gerir os conflitos.

Neste artigo serão apresentados os principais resultados do trabalho desenvolvido ao longo destas 4 fases, assim como o impacto e o contributo causados pelo Projeto para a concretização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis em Cabo Verde.

Palavras-Chave: prevenção e gestão de conflitos, escassez, uso eficiente da água, gestão sustentável dos recursos hídricos, Roadmap, Tool-kit, capacitação e formação, Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis.

1. INTRODUÇÃO

Sob o enquadramento dos protocolos de Cooperação ratificados entre Portugal e Cabo Verde na área do Ambiente, a Águas de Portugal Internacional, a Agência Nacional de Águas de Cabo Verde e a Porto Business School têm vindo a desenvolver em conjunto desde 2017 o "ROADMAP PARA O ESTABELECIMENTO DE UMA POLITICA DE PREVENÇÃO E GESTÃO DE CONFLITOS NOS USOS DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ EM CABO VERDE".

2. DESCRIÇÃO DO PROJETO

Na primeira fase, que decorreu em 2017, foi desenvolvido um documento estratégico evidenciando um conjunto de linhas orientadoras que deveriam ser tomadas em consideração para a elaboração de uma análise multidimensional que contribuísse para a regulamentação das prioridades dos usos da água em situações críticas.



Fig. 1: Estrutura metodológica da 1.ª fase do Road Map.

Em 2018, correspondente à segunda fase, foi produzido um Tool-kit sobre prevenção e gestão de conflitos de água concebido de acordo com as especificidades política, económica, social, tecnológica e ambiental de Cabo Verde, alinhado com as suas estratégias de gestão dos recursos hídricos e elaborado *in situ*, com a participação das partes interessadas, nomeadamente dos diversos utilizadores, agentes de desenvolvimento e funcionários das autoridades públicas. Igualmente iniciou-se a divulgação e formação dos agentes nos instrumentos descritos no Tool-kit.

Em 2019, 3ª fase, esteve essencialmente vocacionada para o trabalho de divulgação e formação nos instrumentos apresentados no Tool-kit alargando a novas ilhas, mais pessoas e utilizando técnicas mais sofisticadas.

Em 2020 deveria ter decorrido a 4ª fase, mas que devido às contingências originadas pela pandemia da Covid 19 foi adiada para 2021. Nesta fase dirigiu-se a criar capacidade endógenas de gerir conflitos de acordo com o Tool-Kit e sensibilizar a Alta Direção para a necessidade de criar um corpo de mediadores devidamente preparados para gerir os conflitos.



Fig. 2: Ações de formação em Santiago e Santo Antão.



Fig. 3: Objetivos da Fase 3.

3. PRINCIPAIS RESULTADOS

O objectivo principal deste exercício de planeamento consistiu na conceção, produção, implementação e monitorização de um Road Map sobre a prevenção e gestão de conflitos de água, concebido de acordo com as especificidades politica, económica, social, tecnológica e ambiental de Cabo Verde, alinhado com as suas estratégias de gestão dos recursos hídricos e elaborado *in situ*, com a participação das partes interessadas, nomeadamente dos diversos utilizadores, agentes de desenvolvimento e funcionários das autoridades públicas.

Mais concretamente, face ao objetivo traçado e tendo por base a metodologia de trabalho adotada, foram 3 os principais outputs do trabalho: a caracterização dos conflitos em Cabo Verde feito a partir do trabalho de campo e das entrevistas; o Tool-kit que reúne várias ferramentas para a prevenção e gestão de conflitos de uso da água; as ações de formação e capacitação dos técnicos da administração dos Recursos Hídricos Cabo-Verdiana.

Assim, foram propostos 3 tipos de Ferramentas para a Prevenção e Gestão de Conflitos:

- Preditivas: para criar condições para antecipar os problemas de modo a impedir que os problemas passem de potenciais a reais;

- Analíticas e estratégicas: instrumentos e técnicas, concebidos para a análise de um problema e ajudar a encontrar a sua resolução;
- De diálogo e construção de consenso: que visam essencialmente criar uma visão partilhada da situação existente e das soluções possíveis, através da capacidade dos variados atores se compreenderem e dialogarem entre si.

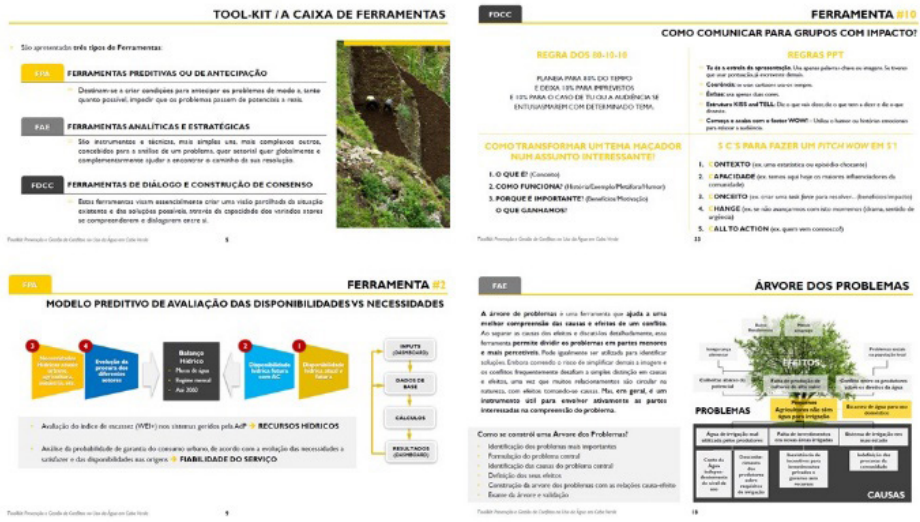


Fig. 4: Exemplos de ferramentas propostas no Tool-kit.

Durante as estadias em Cabo Verde, no trabalho de campo, foi recolhida informação, através de contactos informais, entrevistas, reuniões e ações de formação, que ajudaram a responder ao desafio de construir um Tool-kit nos termos referidos e por isso o mais próximo possível das necessidades dos agentes que intervêm na gestão dos recursos hídricos, principalmente dos que atuam no terreno, dos que vivem o seu dia-a-dia no seio da população. Durante a 2ª Fase, os principais resultados práticos do trabalho de campo desenvolvido foram: 65 entrevistados em 30 h de entrevistas individuais e colectivas; 32 formandos durante 24 h de formação intensiva; 7 reuniões com stakeholders; cerca de 1000 fotografias e 2 horas de filmagens; todos os setores envolvidos (abastecimento, energia, agricultura, …).

O trabalho da 3ª fase decorreu durante 2019 e pretendeu-se: Alargar as ações a mais ilhas, além de Santiago e Santo Antão, onde se desenvolveu trabalho de campo nos anos anteriores, alargaram-se as ações (entrevistas e formação) ao Fogo cobrindo-se assim todas as ilhas onde a agricultura tem um peso económico e social relevante e por isso os conflitos no uso da água são maiores; Aprofundar através de formação mais qualificada a um grupo importante de técnicos que já tinham estado no projeto em 2018; Diversificar, através de formação especificamente dirigida a quadros mais qualificados; Inovar indo além do toolkit utilizando alguns novos métodos e ferramentas como foi o caso do Lego Serious Play, por exemplo. Em síntese, atingiu-se mais e diferentes tipos de pessoas, mais geografias e deram-se a conhecer novas técnicas.

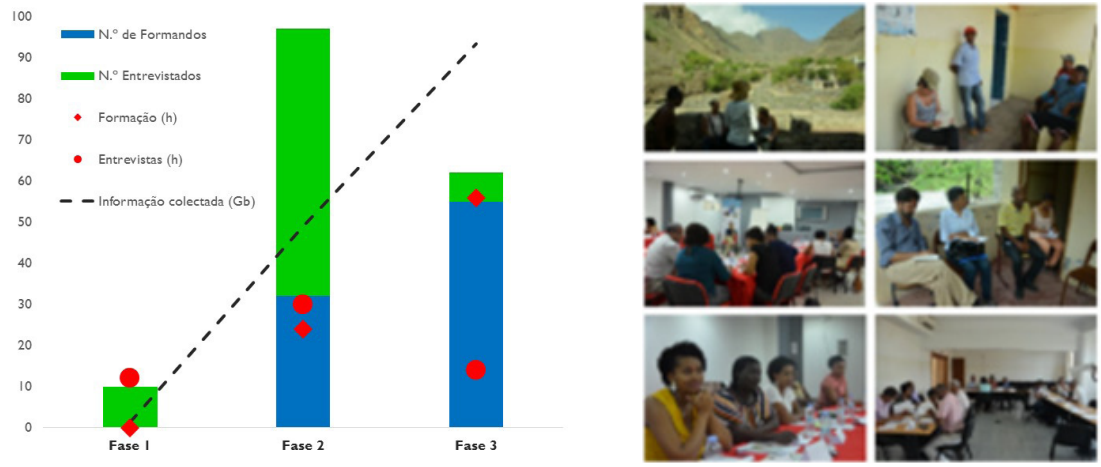


Fig. 5: Evolução dos indicadores e exemplos de sessões de formação e capacitação.

Nesta fase foi feita entrevista em suporte audiovisual ao Presidente da ANAS em que são abordadas com algum pormenor os vários aspetos da gestão e das políticas de recursos hídricos do arquipélago. Foi igualmente elaborado uma análise comparada entre Israel e Cabo Verde designada por "A riqueza das nações, o material, o imaterial e a gestão da água: Reflexões a propósito de Israel e de Cabo Verde".

A avaliação feita pelo cliente foi muito positiva, considerando que com o projeto, os técnicos que frequentaram as ações de formação (ANAS, DGASP, ARME, INIDA, DNA, associações de utilizadores) estão hoje mais capacitados para contribuir para uma gestão mais eficaz dos conflitos no uso de água. A criação e divulgação do "tool-kit" foi considerado pela ANAS como um sucesso pois além de ter ajudado a uma melhor compreensão dos fenómenos dos conflitos (causas, tipos, formas de superação, etc.) teve uma divulgação no país que levou que o documento tenha chegado ao até parlamento e ao gabinete do Primeiro-Ministro.

Os workshops e ações de formações foram desenvolvido recorrendo a metodologias e ideias verdadeiramente inovadoras: usando métodos de "roleplay" e "revers roleplay", ferramenta usada para simular ambientes adversos e de conflito. Foram promovidas formações com "Lego Serious Play – Real time identity & strategy" que é uma metodologia fundamentada na neurociência, no construcionismo e construtivismo que permitiu, em dois dias, desbloquear conhecimentos, criar novas conexões e chegar a um entendimento comum e partilhado. Os participantes criaram uma identidade coletiva de onde saíram as competências nucleares da equipa que gere a água em todo o território cabo-verdiano. Após esta fase construíram um landscape com todos os agentes que impactam e são impactados por essa identidade e foram criadas as respetivas ligações entre esses agentes. De seguida jogaram com a criação de eventos que influenciam a equipa e alteram o landscape, procurando perceber que mudanças provocavam esses eventos e o que podemos fazer como equipa para antecipar e gerir eficazmente esses conflitos.

Foi ainda construído um filme emocionante da jornada conjunta e amplamente divulgado o livro "Disse-me um velho marinheiro – um guia para tempos confusos".



Fig. 6: Formações com “Lego Serious Play – Real time identity & strategy”.

Devido à pandemia da Covid a 4ª Fase que deveria ter decorrido em 2020 foi adiada para 2021. Nesta fase, foram levadas a cabo vários tipos de acção e pretenderam-se atingir dois objectivos e públicos-alvo. Criar capacidade endógenas de gerir conflitos através da criação de um corpo de mediadores (por nós designados por “Embaixadores”) devidamente preparados; e trabalhar a problemática do projeto com “Alta Direção”.

Como balanço geral do trabalho pode-se afirmar que a avaliação por parte dos interessados foi altamente positiva e inferir que os conceitos e os instrumentos de gestão dos conflitos foram adequados e que a gestão do projeto conseguiu uma forte interação com os destinatários, utilizou metodologias diversas e mais adaptadas às caraterísticas locais e até às circunstâncias imponderáveis da Covid 19 que obrigou a reformular o trabalho de campo, passando de uma metodologia de gestão de casos reais para casos simulados.



Fig. 7: Formações dos Embaixadores.

200

AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO À SAÚDE HUMANA PARA REÚSO DE ÁGUA NA AGRICULTURA

Ana SANTOS[1], José VIEIRA[2]

[1] *Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rua São Francisco Xavier 524, 5029-F. Maracanã - Rio de Janeiro/Brasil - Cep: 20550-900, ana.pereira@uerj.eng.br,*

[2] *Universidade do Minho, jvieira@civil.uminho.pt*

RESUMO

Introdução: Apesar das vantagens da reutilização de água na agricultura, uma grande desvantagem está relacionada ao risco associado à saúde humana, em função da presença de organismos patogênicos. Os riscos de contaminação estão relacionados aos diferentes tipos de receptores, ao tipo de cultura e sua respectiva forma de consumo, e aos diferentes métodos/sistemas de irrigação. O objetivo do trabalho foi desenvolver uma metodologia simplificada de avaliação de risco microbiológico, baseada no conceito *fit-for-purpose*, denominada Julgamento de Valor Qualitativo de Risco (JVQR). **Métodos:** As etapas da metodologia foram interrelacionadas, considerando-se o parâmetro "Indicadores de Contaminação Fecal" como principal *perigo* (Etapa 1). Como *receptores* (Etapa 2), foram adotados os trabalhadores e vizinhança (envolvidos com a irrigação por via direta) e os consumidores (envolvidos indiretamente com o consumo da cultura). Os *cenários* (Etapa 3) foram estabelecidos em função das *rotas de exposição* que levam em consideração combinações entre método/sistema de irrigação e tipos de cultura. As culturas foram cosnideradas comestíveis ou não; desenvolvimento rente ou distante do solo; consumo cru (com ou sem casca) ou após cozimento/processamento. A estimativa do *risco* (Etapa 4) foi baseada no JVQR, como sendo elevado, médio ou baixo, para cada cenário. **Resultados:** Não há diferença de risco global (RG) entre as culturas de crescimento rente ou distante do solo, exceto para os casos de irrigação por sistema de gotejamento; o risco para o agricultor é elevado em todos os outros métodos/sistemas de irrigação; o RG é baixo somente em casos de gotejamento, independentemente da forma de consumo da cultura. **Conclusão:** Nesta metodologia, simples, prática e eficaz, o método/sistema de irrigação é mais valorizado para o julgamento do risco, do que a forma de consumo e/ou de crescimento da cultura, facilitando a definição de padrões para reúso de água na agricultra e as tomadas de decisão.

Palavras-Chave: perigo; receptores; tipo de cultura; método/sistema de irrigação; gotejamento.

1. INTRODUÇÃO

Mais recentemente, em função das alterações climáticas, do crescimento populacional e da poluição generalizada dos corpos hídricos em ambientes urbanos, o reúso de água para diversos fins vem sendo adotado em várias regiões do mundo (Angelakis *et al*., 2018; Shoushtarian&Negahban-Azar, 2020; Santos *et al*., 2022). No entanto, outros países, principalmente com características de baixo desenvolvimento econômico, que sofrem com os problemas de escassez hídrica, não apresentam avanços significativos em utilização de fontes de água de origem alternativa. Segundo Angelakis *et al*. (2018) e Santos *et al*. (2022), a falta de um quadro regulatório bem definido e estruturado é um dos principais desafios para a implantação sistematizada do reúso de água.

Apesar das inúmeras vantagens apresentadas pela prática de reutilização de água, uma desvantagem que merece destaque está relacionada ao risco associado à saúde humana (Rebelo *et al*., 2020; Zhiteneva *et al*., 2020), em função de presença elevada de organismos patogênicos. Neste aspecto, a qualidade do efluente é associada a diferentes modalidades de usos, que por sua vez, são associadas a maiores ou menores riscos de contaminação microbiológica.

Em geral, os documentos legais que regulam o reúso de água, determinam padrões para diferentes parâmetros de qualidade de água, entre eles, organismos indicadores de contaminação fecal, com o objetivo de reduzir o risco de contaminação microbiológica aos envolvidos no projeto (Shoushtarian&Negahban-Azar, 2020; Lima *et al*., 2022).

Para a irrigação agrícola com água reciclada, os riscos de contaminação estão relacionados aos diferentes tipos de receptores (trabalhador, consumidor, vizinhança), ao tipo de cultura e a sua respectiva forma de consumo (comestível ou não, consumida crua com ou sem remoção de casca ou após cozimento/processamento) com o tipo de desenvolimento da planta (rente ou distante do solo, com contato direto ou não com a água de irrigação), e aos diferentes métodos/sistemas de irrigação (ISO, 2020; WHO 2006; Rebelo *et al*., 2020).

Os riscos podem ser observados e até mensurados de maneira quase intuitiva. No entanto, sua estimativa envolve procedimentos por vezes complexos, em metodologias que adotam métodos quantitativo, semiquantitativo ou qualitativo (ISO, 2020). De maneira geral, os documentos que regulam o reúso de água na agricultura adotam padrões absolutos, muitas vezes dissociados da realidade específica de cada projeto; alguns demandam a apresentação de estudos de avaliação de risco, baseados em metodologias complexas e subjetivas.

Assim, o presente trabalho tem o objetivo de apresentar uma metodologia simplificada de avaliação de risco microbiológico, baseada no conceito *fit-for-purpose*, especificamente para regiões em desenvolvimento que apresentam inúmeras dificuldades de aplicação de metodologias mais complexas.

2. METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido com base nas metodologias convencionais de avaliação de risco microbiológico, porém de maneira simplificada e com o objetivo de retratar a realidade de cada projeto. Em qualaquer um dos casos, o processo envolve quatro etapas (Rebelo *et al*., 2020; Vieia, 2018): 1) Definição do perigo; 2) definição de receptores e vias de contaminação; 3) Definição de cenários e rotas de exposição; 4) Estimativa do risco.

No presente trablaho, as etapas foram interrelacionadas, onde sugere-se o parâmetro “Indicadores de Contaminação Fecal” como principal perigo (Etapa 1) relacionado ao reúso de água na agricultura. Como receptores (Etapa 2), foram adotados os trabalhadores e vizinhança (potencialmente envolvidos com a prática de irrigação por via direta) e os consumidores (envolvidos com o consumo da cultura, por via indireta). Os cenários (Etapa 3) foram estabelecidos em função das seguintes rotas de exposição: método/ sistma de irrigação x tipos de cultura. As culturas foram consideradas comestíveis ou não; desenvolvimento rente ou distante do solo; consumo preferencialmente cru (com casca ou sem casca) ou após cozimento/processamento. Por fim, a estimativa do risco (Etapa 4) envolveu o Julgamento de Valor Qualitativo de Risco (JVQR), como sendo elevado, médio ou baixo, para cada cenário, tanto para os receptores, individualmente, como coletivo. No caso da estimativa coletiva, adotou-se o Risco Global (RG) para cada cenário, definido a partir do nível mais alto de risco entre os receptores.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta, para irrigação de cultura comestível, o JVQR para cada receptor envolvido e para os diferentes cenários; cada cenário é a combinação entre métodos/ sistemas de irrigação x tipos de culturas.

De maneira geral, observa-se uma considerável variação entre os riscos indicados para os diferentes receptores em cada cenário. No entanto, o RG apresenta menor discrepância entre os cenários.

Para cada cenário, é possível inferir que, conceitualmente, não há diferença de risco entre as culturas de crescimento rente ou distante do solo, exceto para os casos de irrigação por sistema de gotejamento. O risco para o receptor agricultor é elevado em todos os outros métodos/sistemas de irrigação. Lima *et al*. 2022, Lima *et al*, 2021 e Sampaio *et al*., 2021, também indicaram maior risco para o agrilcultor. Assim, este deve ser o foco da definição de critérios para redução do risco. Ainda, o uso de equipamentos de proteção pelo trabalhador, constitue-se como barreira física, reduzindo significativamente o risco (Lima *et al*., 2022).

Ao se considerar o sistema de irrigação por gotejamento, para culturas de crescimento distante do solo, o risco pode ser considerado baixo, independentemente da forma de consumo da cultura; para cultura de crescimento rente ao solo o risco pode ser elevado, médio ou baixo, a depender da forma de consumo.

De maneira análoga à Tabela 1, a Tabela 2 apresenta o JVQR para cada receptor envolvido e para os diferentes cenários, porém para irrigação de cultura não comestível.

Como neste caso a cultura não é comestível, os tipos de cultura envolvem somente o crescimento rente ou distante do solo. Dessa forma, o receptor consumidor foi suprimido do julgamento. Isso reflete, diretamente, em uma variação menor, em se tratando de risco indicado para diferentes receptores em cada cenário.

Para cada método/sistema de irrigação, não há diferença de RG entre crescimento rente ou distante do solo. Ainda, todos os métodos/sistemas de irrigação conduzem ao RG elevado, exceto para os sistemas de gotejamento; neste caso, o RG é baixo. Sampaio *et al*. (2021) também observou risco mais baixo para irrigação de campo de golfe, em casos de uso de irrigação por gotejamento, considerando o método semiquantitativo de avaliação de risco.

Tabela 1. Julgamento de valor qualitativo para cenários (método/sistema de irrigação x tipo de cultura) e receptores (agricultor, vizinhança e consumidor) envolvendo culturas comestíveis.

Método/Sistema de irrigação		**Receptor**	**Crescimento rente ao solo**			**Crescimento distante do solo**		
			Cru		**processado**	**Cru**		**processado**
			c/ casca	**s/ casca**	**Cozido**	**c/ casca**	**s/ casca**	**Cozido**
Superficial	Inundação	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Superficial	Sulco	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Medio	Baixo	Elevado	Medio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Subterrâneo	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Consumidor	Médio	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Risco Global	Médio	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
Adsorção	Pivô Central	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Microaspersão	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Médio	Baixo	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Convencional	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Carretel	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Localizado	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Risco Global	Elevado	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo

Tabela 2. Julgamento de valor qualitativo para cenários (método/sistema de irrigação x tipo de cultura) e receptores (agricultor e vizinhança) envolvendo culturas não comestíveis.

Método/Sistema de irrigação		Receptor	Crescimento rente ao solo	Crescimento distante do solo
Superficial	Inundação	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Superficial	Sulco	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Subterrâneo	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo
		Risco Global	Baixo	Baixo
Adsorção	Pivô Central	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Microaspersão	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Convencional	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Carretel	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Localizado	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo
		Risco Global	Baixo	Baixo

4. CONCLUSÕES

Pelo fato de o receptor agricultor ter sido considerado determinante na definição do RG para a aplicação do reúso de água em cada cenário (método/sistema de irrigação x tipo de cultura), o método/sistema de irrigação é mais valorizado para o julgamento do risco, do que a forma de consumo e/ou de crescimento da cultura, diferentemente das demais metodologias de avaliação de risco. Isso facilita sobremaneira a definição de padrões para reúso de água na agricultra, levando em consideração um estudo simples, prático e eficaz de avaliação de risco.

De maneira geral, a prática de reutilização é mais segura em casos de irrigação por gotejamento, onde o Risco Global indicado é majoritariamento baixo, ou médio. Assim, a irigação com água para reúso deve ser priorizada messas situações, em detrimento aos outros sistemas de irrigação. Em casos onde os cenários de RG elevados apresentem um bom potencial físico para irrigação com água para reúso, devem ser definidos novos elementos para a gestão do risco.

Para culturas comestíveis, quando o método/sistema de irrigação for diferente de gotejamento, o risco é sempre elevado e deve prever padrões mais restritivos, independentemente da forma de consumo e/ou de crescimento da cultura. Nos casos de gotejamento, os padrões podem ser mais flexíveis, considerando RG médio ou baixo. Por outro lado, para as culturas não comestíveis, a forma de consumo e/ou crescimento são desprezáveis e os padrões devem ser menos restritivos para irrigação por gotejamento (RG baixo) e mais retritivos para os demais métodos/sistemas de irrigação (RG elevado).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Angelakis, AN, Asano, T, Bahri, A, Jimenez, BE, Tchobanoglous G (2018) Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. Frontiers Environmental Science. v.6, n. 26.

ISO 16075-1 (2020). Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects - Part 1: The basis of a reuse project for irrigation. International Organization for Standardization, Geneva.

Lima, M, Santos, AS, Rebelo, A, Lima, MM., Vieira, JM (2022) Water reuse in Brazilian rice farming: Application of semiquantitative microbiological risk assessment. Water Cycle, v. 3, p. 56-64.

Lima, M, Santos, AS, Vieira, JM (2021). Irrigação com água de reúso no Brasil: Aplicação do modelo semiquantitativo de avaliação de risco microbiológico para saúde humana. GESTA, v. 9, n.2, p. 71–86.

Rebelo, A, Quadrado, M, Franco, A, Lacasta, N, Machado, P (2020) Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle 1, 41-53.

Sampaio, V, Santos, AS, Lima, MM (2021) Aplicação da metodologia semi-quantitativa de avaliação do risco microbiológico para a reutilização de água num campo de golfe. GEST, v. 9, n.2, p. 86–104.

Santos, AS, Pachawo, V, Melo, M, Vieira, JM (2022) Progress on legal and practical aspects on water reuse with emphasis on drinking water – an overview. Water Supply, 22(3): 3000-3014.

Shoushtarian, F, Negahban-Azar, M (2020) Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. Water 12, 1-58.

Vieira, J M (2018) Água e Saúde Pública. Edições Sílabo, Lisboa.

WHO 2006 Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. World Health Organization, Geneva.

Zhiteneva, V, Hübner, U, Medema, GJ, Drewes, JE (2020) Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: a review. Microbial Risk Analysis. 16, 100-132.

203

ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOAS MARGINAIS DO RIO SÃO FRANCISCO – MG - BRASIL

Paulo Vagner dos SANTOS[1], Pedro Fialho CORDEIRO[1], Maria Letizia PETESSE[2], Raquel Coelho Loures FONTES[3]

[1] *Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente, Avenida José Candido da Silveira, 2000, Belo Horizonte, MG, Brasil. CEP 31035-536, paulovagner@yahoo.com.br, pedrofialhoc@gmail.com*

[2] *Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Avenida Dom José Gaspar, 500, Belo Horizonte, MG, Brasil, CEP 30535-610, mlpetesse@gmail.com*

[3] *Cemig Geração e Transmissão, Avenida Barbacena 1200, Belo Horizonte, MG, Brasi, CEP 30190-13, raquel.fontes@cemig.com.br*

RESUMO

Índices ambientais são ferramentas indicadoras da qualidade ecológica de ambientes terrestres e aquáticos no contexto de bacias hidrográficas. Em abordagens mais atuais, para categorizar as condições de conservação de rios e lagos, os índices incorporam, além de parâmetros físico-quimicos, também os parâmetros climáticos, geofísicos, litológicos e biológicos de uma ecorregião, seguindo as recomendações da Diretiva-Quadro Água 2000/60/EC.. Nesta pesquisa, avaliamos a ocupação da bacia hidrográfica bem como a qualidade da água de 14 lagoas marginais na ecorregião do rio São Francisco, situadas entre os biomas Cerrado e Caatinga. O rio São Francisco é o principal curso de água desta ecorregião e provê conectividade perene ou intermitente com os ambientes lênticos estudados e que estão localizados entre os municípios de Iguatama e Manga em Minas Gerais – Brasil. Foram realizadas duas campanhas amostrais, a primeira nos meses de agosto e setembro de 2020 (seca) e a segunda nos meses de maio e junho de 2021 (chuvas). Em cada lagoa, foram estabelecidos três pontos de coleta marginais e mais um ponto central, caso nele houvesse a delimitação de uma zona limnética com zona afótica. Parâmetros limnológicos e de uso e ocupação do solo foram determinados com: (1) ensaios físicos, químicos e biológicos da água utilizados para cálculo de três índices de qualidade da água (IQA, IET e IVA) e (2) atributos de degradação ambiental identificados no entorno das lagoas para cálculo do Índice de Degradação Regional (IDR) e Local (IDL), os quais foram integrados para gerar o Índice de Degradação Integrado (IDI). Com as bases de dados devidamente construídas e parametrizadas, avaliamos as relações existentes entre os índices de qualidade da água e o Índice de Degradação Integrado. Tais métricas serão utilizadas como componentes de cálculo e validação do Índice de Integridade Ecológica das 14 lagoas marginais do rio São Francisco.

Palavras-Chave: comunidades biológicas; índices multimétricos; recursos hídricos; limnologia; região ecológica

1. INTRODUÇÃO

Esta pesquisa foi realizada com o apoio financeiro da Cemig Geração e Transmissão S/A, e da Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL (GT0610), através do Programa de Desenvolvimento e Pesquisa P&D. O projeto, no âmbito de seu amplo desenvolvimento, tem como objeto a “Integridade ecológica de lagoas marginais para conservação da biodiversidade do rio São Francisco”. Uma das vertentes exploradas é o mapeamento, em macroescala e mesoescala, do uso e ocupação do solo no entorno das lagoas marginais, visando ao desenvolvimento de três Índices de Degradação (ID) ambiental: o IDR (Regional) , o IDL (Local), e o IDI (Integrado) que representam, respectivamente, a degradação em macroescala; mesoescala e em escalas integradas. O IDI é o parâmetro central para construção do Índice de Integridade Ecológica, visto que é uma medição que norteia a seleção de métricas bióticas indicadoras da qualidade ecológica das lagoas marginais. Para orientar e validar os resultados do IDI, utilizamos como referência três índices de qualidade da água (IQA, IET e IVA) que incorporam em seus cálculos parâmetros qúimicos, físicos e biológicos. As relações entre o IDI desenvolvido pela nossa equipe e os demais índices foram avaliadas e serão apresentadas neste estudo.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do alto São Francisco, ecorregião São Francisco, e abrange dois biomas (Cerrado e Caatinga) pelos quais distruibuem-se quatorze lagoas marginais objetos deste estudo. Duas lagoas estão a montante da UHE de Três Marias e doze lagoas estão a jusante da referida UHE, entre os municípios de Lagoa da Prata (ao sul) e Manga (no extremo norte), no estado de Minas Gerais. Deste modo, as lagoas Inhuma, Feia, Fazenda Buritizeiro e Saco de São Francisco estão nos domínios do Cerrado, mais ao sul, enquanto as demais (Tapera, Itapuera, São Francisco, Mocambinho, Cajueiro, Picada, Comprida, Angical, Lavagem e Beirada) estão no bioma Caatinga, mais ao norte. (Figura 1).

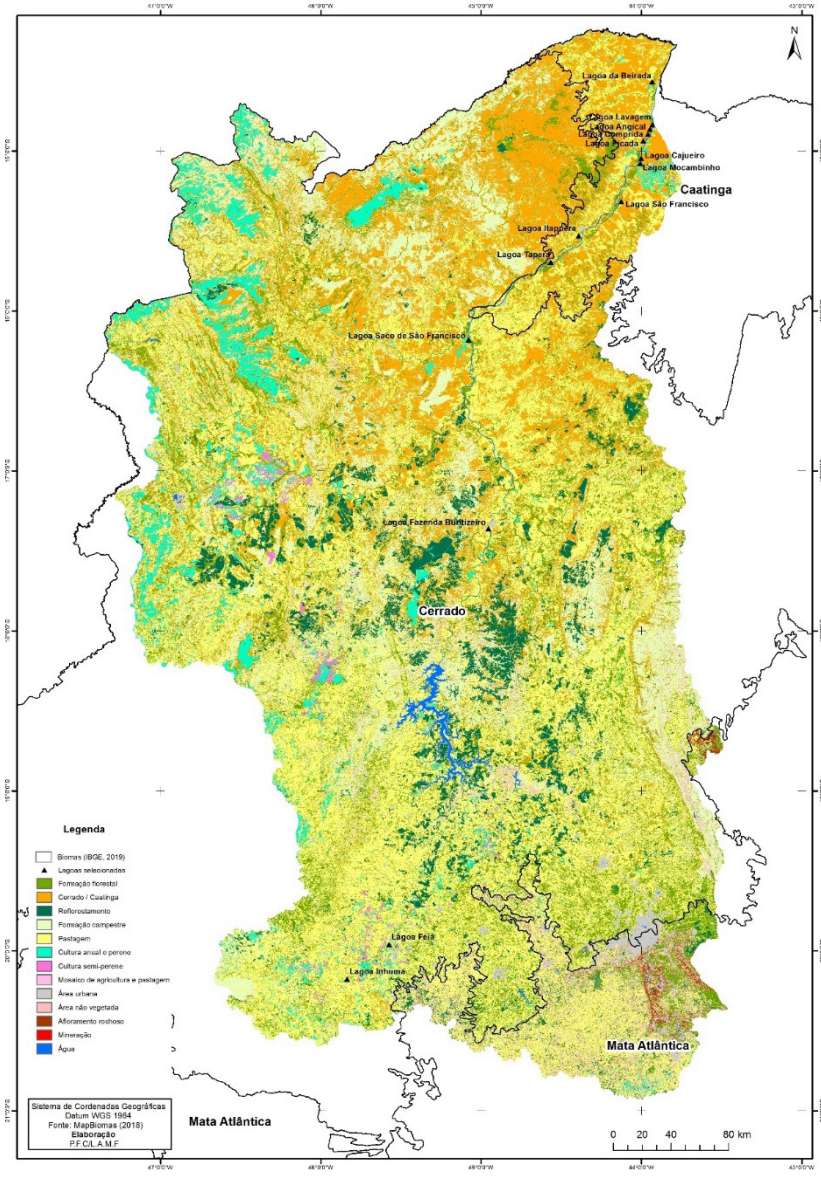


Figura 1 - Lagoas marginais do rio São Francisco distribuídas na ecorregião aquática São Francisco. Cores no mapa e legenda distinguem categorias de uso e ocupação do solo.

2.2 Índices de Degradação Regional (IDR), Local (IDL) e Integrado (IDI)

Ferramentas geoespaciais foram aplicadas para a extração de dados disponibilizados na Coleção 5 da plataforma online MapBiomas, contendo os principais usos e fitofisionominas categorizadas em 13 classes: (Souza *et al.*, 2020), sendo: (1) formação florestal, (2) cerrado/ caatinga, (3) reflorestamento, (4) formação campestre, (5) pastagem, (6) cultura anual e perene, (7) cultura semi-perene, (8) mosaico de agricultura e pastagem, (9) área urbana, (10) área não vegetada, (11) afloramento rochoso, (12) mineração, (13) água (FIGURA 1). A partir do mapeamento e quantificação (%) dos usos e ocupações do solo, foram selecionados aqueles relativos à atividade antrópica para compor o Índice de Degradação

Regional (IDR) em macroescala (buffer de 1000 metros). A equação utilizada para cálculo do IDR foi adaptada de Ligeiro *et al.* (2013) sendo:

$$IDR = 4x\ (\%\ \text{áreas urbanas}) + 2x\ (\%\ \text{áreas agrícolas}) + 1x\ (\%\ \text{pastagem+solo exposto}). \quad [Eq.1]$$

Para cálculo do IDL, foram utilizadas ortofotos obtidas a partir de levantamento com drone quadrotor Mavic 2 Pro da DJI, equipado com um sensor de 1" CMOS e 20 milhões de pixels efetivos. Dezesseis atributos associados a distúrbios antrópicos (tais como estradas, clareiras, edificações, linhas de transmissão, tubulações, lixo) foram rastreados em três transectos no entorno do sítio amostral que o dividiram em um plot central (30 metros x 100 metros) e dois laterais (60 metros x 100 metros), totalizando uma área de 1,5 hectares (150 metros de largura por 100 metros de comprimento). Os pesos atribuídos aos atributos de degradação variaram de acordo com a região de ocorrência. Esta abordagem foi adaptada a partir das metodologias de Ligeiro *et al*. (2013) e da Agência de Proteção Ambiental estadunidense (USEPA, 2011). O detalhamento desta metodologia pode ser consultado em Cordeiro *et al.* (2022).

2.3 Índices de Qualidade da Água (IQA), de Estado Trófico (IET) e de Vida Aquática (IVA)

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) categoriza a qualidade das águas para usos de abastecimento público. Ele incorpora nove parâmetros considerados mais expressivos à avaliação da qualidade das águas e foi calculado conforme CETESB (2008) e IGAM (2018). Para cálculo do IET nas lagoas marginais, foi utilizada equação para ambientes lênticos de Carlson, modificada por Lamparelli (2004). O índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas – IVA – foi calculado de acordo com CETESB (2019) e é baseado em uma matriz de variáveis essenciais e de substâncias tóxicas, visando categorizar a qualidade do ambiente em relação a sua capacidade de sustentar a vida aquática.

3. RESULTADOS PARCIAIS

Os sítios amostrais com maiores índices de degradação (IDI) estão nas lagoas Mocambinho, Feia e Fazenda Buritizeiro (Figura 2), que são ambientes aquáticos em cujo entorno há pressões antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo com expressivas áreas de pastagem (até 47,8% de ocupação na lagoa Feia), agricultura (até 25,7% de ocupação na lagoa Mocambinho) e áreas urbanas (até 15,1% de ocupação na lagoa Fazenda Buritizeiro). Por outro lado, formações savânicas e florestais, típicas dos biomas Cerrado e Caatinga, foram as categorias de uso e ocupação do solo que melhor indicaram o estado de conservação das lagoas marginais, com ocupações de 92,5% na lagoa Cajueiro, 86,3% na lagoa Comprida e 72,9% na lagoa Lavagem.

As medições do IQA e do IVA, no período de chuvas, foram as que trouxeram associações com o gradiente de degradação mais expressivas. Evidenciou-se que lagoas com maiores

IDIs (Mocambinho, Feia e Fazenda Buritizeiro) tem a maior parte de seus sítios com a qualidade da água comprometida, categorizando-se como regular, o que está dois níveis abaixo da qualidade da água nos sítios de referência (Cajueiro, Comprida e Lavagem), que tiveram em sua maior parte as categorias entre boa a ótima/excelente (Figura 3).

As medidas de IQA nos sítios com qualidade regular da água foram decorrentes de valores aumentados dos parâmetros cloretos, coliformes (*Escherichia coli*), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e turbidez mensurados nestas lagoas, além de reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido (OD). Do mesmo modo, o IVA regular também é reflexo de baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta (SS01M, OD = 2,1 mg L^{-1}; MO01M, OD = 2,5 mg L^{-1}). A alteração destes parâmetros está fortemente associada à descarga de poluentes nos ambientes aquáticos, decorrentes do uso e ocupação da bacia hidrográfica.

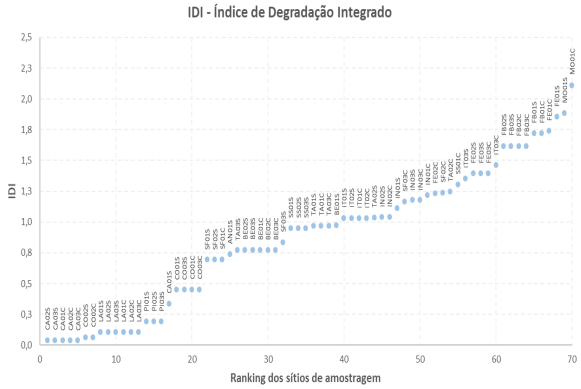


Figura 2 - Ranking do Índice de Degradação Integrado para os 70 sítios amostrais nos períodos de seca (S) e chuva (C).

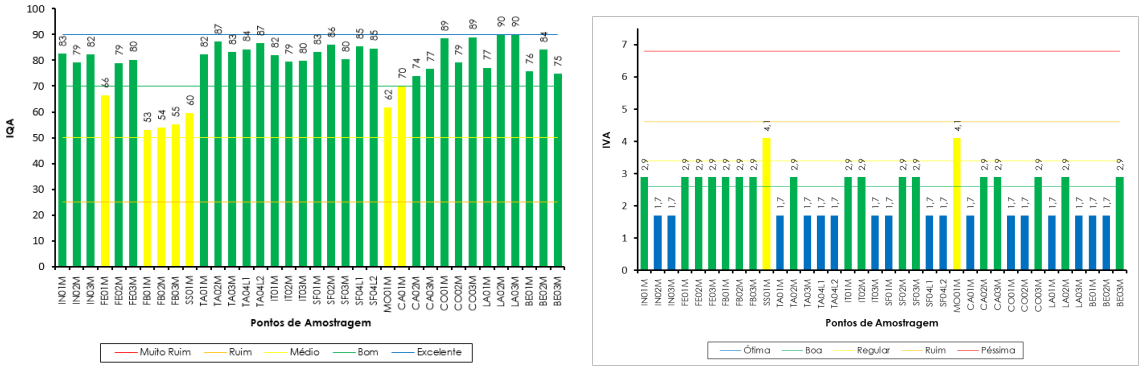


Figura 3 - Índice de Qualidade das Águas (IQA, esquerda) e de Vida Aquática (IVA, direita) nos sítios amostrais das quatorze lagoas marginais do rio São Francisco na campanha de chuvas. Linhas apontam para pontos de corte em categorias distintas de classificação dos índices.

4. CONCLUSÃO

Há relações entre o IDI, desenvolvido e calculado para este projeto, e os índices de qualidade da água tradicionalmente utilizados para monitoramento de ambientes

aquáticos, reforçando que nosso gradiente de degradação reflete as condições da bacia hidrográfica. Nas próximas etapas do estudo, métricas bióticas correlacionadas ao IDI serão integradas a um Índice de Integridade Ecológica, que também será validado com ferramentas tradicionais de monitoramento da qualidade da água, tais como IQA, IET e IVA.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes: Apêndice B, Série Relatórios. 2008.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Índices de Qualidade das Águas: Apêndice D, Série Relatórios, 2019.

Cordeiro, P. F. *et al.* (2022). Gradiente de degradação em lagoas marginais do rio São Francisco – MG – Brasil. *In:* Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-SILUBESA, 20, 2022, Aveiro. Anais [...].

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Resumo Executivo Anual: Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais em Minas Gerais 2017. Belo Horizonte: IGAM, 2018. 189p.

Ligeiro, R. *et al.* (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators, v.25, p.45-47.

Souza, C.M. *et al.* (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. Remote Sensing, v.12, p.2-27.

USEPA (2011). 2012 National Lakes Assessment. Field Operations Manual. EPA 841-B-11-003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

217

USO DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO BASEADA NO MÉTODO HÍBRIDO AHP/TOPSIS PARA A IMPLANTAÇÃO DE INTERVENÇÕES DE PROGRAMAS HIDROAMBIENTAIS

Alex Cardoso PEREIRA[1], Bruno Augusto de REZENDE[2], Fabiano Henrique da SILVA[3], André Luís de Paula MARQUES[4], Luciana Figueiredo SILVA[5] , Vitor Soares FEITOZA[6], Heverton Ferreira ROCHA[7], Adriano Ferreira BATISTA[8]

[1] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, alex.pereira@agedoce.org.br

[2] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, bruno.rezende@agedoce.org.br

[3] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, fabiano.alves@agedoce.org.br

[4] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, andre.marques@agevap.org.br

[5] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, luciana.figueiredo@agedoce.org.br

[6] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil,vitor.feitoza@codex.com.br

[7] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, heverton.rocha@agedoce.org.br

[8] AGEVAP - Filial Governador Valadares, Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil, adriano.batista@agedoce.org.br

RESUMO

A utilização desordenada dos recursos hídricos, observada no Brasil nos últimos anos, tem gerado uma progressiva deterioração dos equilíbrios ecossistêmicos. A Iniciativa RIO VIVO, programa da Bacia Hidrográfica do Rio Doce-Brasil, foi desenvolvida visando a implantação de projetos hidroambientais em imóveis rurais, com recursos oriundos da cobrança pela utilização de recursos hídricos. O estudo visou o desenvolvimento de um modelo de decisão multicritério para hierarquizar os imóveis rurais comtemplados pela Iniciativa RIO VIVO. Foi desenvolvido um modelo de hierarquização composta pelas ferramentas Analytic Hierarchy Process (AHP) – utilizada para determinação dos pesos dos critérios; e Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) – utilizada para a hierarquização dos imóveis rurais. O modelo foi aplicado na hierarquização de 52 imóveis rurais de uma microbacia hidrográfica do município de Mariana, Minas Gerais, Brasil. Foram selecionados 12 critérios para hierarquização, que comtemplaram os Programas de Proteção de Nascentes (P52) e Expansão do Saneamento Rural (P42). O painel para determinação dos pesos dos critérios foi realizado com os técnicos envolvidos com a elaboração da Iniciativa RIO VIVO, sendo que a taxa de consistência da matriz de julgamento foi de 4,0% e o grau de consenso do grupo foi de 80,9%. Os critérios Quantidade de nascentes e Localização na microbacia foram os que obtiveram a maior ponderação no painel. Os imóveis rurais localizados nos terços alto e médio obtiveram as primeiras colocações da hierarquização, sendo esses os prioritários na implantação das intervenções. O modelo desenvolvido promove uma adequada implantação dos recursos oriundos da cobrança do uso da água, auxiliando os gestores na tomada de decisão, uma

vez que prioriza os imóveis rurais, otimiza a logística e reduz os custos de implantação das intervenções hidroambientais, de acordo com as características dos locais de implantação.

Palavras-Chave: tomada de decisão; Iniciativa RIO VIVO; recursos hídricos; saneamento rural; microbacia hidrográfica.

1. INTRODUÇÃO [TÍTULOS DE 1ª ORDEM]

A utilização desordenada dos recursos hídricos, observada no Brasil nos últimos anos, tem gerado uma progressiva deterioração dos equilíbrios ecossistêmicos. A crescente degradação da qualidade e quantidade da água têm ocasionado problemas reais de escassez, comprometimento de setores produtivos e até mesmo o abastecimento de cidades, elevando custos de tratamento e a necessidade do uso de sistemas de transporte de água a longas distâncias para abastecimento urbano (MIRANDA *et al*., 2021).

Para garantir a proteção e o uso racional da água, a PNRH (BRASIL, 1997) determinou como instrumento a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Os valores arrecadados devem ser aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados, mediante o princípio água-paga-água (VILARINHO *et al.*, 2021), e deverão ser utilizados no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos Planos de Recursos Hídricos da respectiva bacia hidrográfica.

A tomada de decisão considerando muitas variáveis é uma realidade em um contexto em que os problemas se tornam cada vez mais complexos, ao mesmo tempo que mais dados se tornam disponíveis (PIMENTA *et al*., 2019). Sendo assim, as ferramentas de análise multicritério são importantes instrumentos de modelagem para elaboração de projetos de localização ou disposição espacial mais adequada de ações e reabilitação ambiental de bacias hidrográficas.

O objetivo deste trabalho foi desenvolver um modelo de decisão multicritério para hierarquizar os imóveis rurais contemplados pela Iniciativa RIO VIVO da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, para concretizar as ações propostas pelo Plano de Recursos Hídricos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento do modelo foi utilizado o método híbrido - AHP, Analytic Hierarchy Process, ou Processo Hierárquico Analítico e o TOPSIS - Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution ou Técnica de Preferência de Pedido por Similaridade à Solução Ideal, com a participação dos técnicos da entidade delegatária, equiparada à Agência de Águas para o CBH-Doce, em âmbito federal, e para seis comitês estaduais mineiros.

As informações referentes aos imóveis rurais foram obtidas por meio da análise dos diagnósticos ambientais compilados do município de Mariana/MG, elaborado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Piranga.

No caso do município de Mariana, na microbacia selecionada para a atuação da Iniciativa RIO VIVO, foram diagnosticados 81 imóveis rurais. Contudo, apenas 52 imóveis estavam aptos a receberem um ou mais projetos hidroambientais financiados com os recursos da cobrança dos recursos hídricos.

Para esse estudo, foram analisadas as informações apenas dos 52 imóveis rurais que estavam habilitados a receberem as intervenções ligadas ao saneamento básico e à proteção de nascentes, propostas pela Iniciativa RIO VIVO.

A hierarquização foi realizada para os imóveis rurais habilitados a receberem as intervenções ligadas ao saneamento básico e à proteção de nascentes, propostas pela Iniciativa RIO VIVO (n=52).

A microbacia hidrográfica selecionada para o estudo de caso fica localizada no município de Mariana. O município de Mariana está localizado na microrregião de Ouro Preto, Mesorregião da Metropolitana de Belo Horizonte e localiza-se na porção sudoeste da Bacia do Rio Doce. A sua área territorial é de 1194,208 km² e é banhado pelo Rio do Carmo, que possui dois afluentes: Gualaxo do Norte e Gualaxo do Sul.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dos técnicos convidados a participar, um total de 6 profissionais participaram. Primeiramente, verificou-se a taxa de consistência (CR) obtida para cada técnico, em cada uma das matrizes de julgamento. As respostas que resultaram em CR maior que 10% foram eliminadas (SAATY, 1986).

Considerando somente as respostas válidas, obtiveram-se então os percentuais de importância relativa para a hierarquização dos imóveis rurais que receberão as intervenções da Iniciativa RIO VIVO. A Figura 2 apresenta os percentuais de importância, determinadas pelo método AHP.

As matrizes de decisão, normalizada e ponderada estão apresentadas no Apêndice. Por fim, chegou-se ao resultado do cálculo do coeficiente de proximidade (similaridade), o qual permite a observação da ordenação dos indicadores. O ranking da ordenação se dá de acordo com a ordem decrescente da solução ideal. O resultado da hierarquização dos imóveis, por meio da ferramenta TOPSIS, está apresentado na Tabela 5 e na Figura 4.

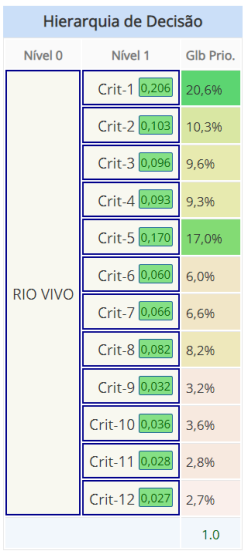


Figura 1. Percentuais de importâncias dos critérios de hierarquização.

Tabela 5. Hierarquização dos imóveis rurais.

Código do imóvel	Similaridade	Ranking	Código do imóvel	Similaridade	Ranking
47	0,595752098	1	64	0,264288	27
43	0,516032509	2	62	0,261576	28
73	0,483959544	3	76	0,260879	29
22	0,472813522	4	84	0,258639	30
32	0,435365614	5	54	0,255024	31
60	0,432197317	6	19	0,252984	32
23	0,397292299	7	55	0,250101	33
50	0,377835468	8	82	0,248837	34
29	0,374780119	9	79	0,248832	35
4	0,361708236	10	18	0,244443	36
1	0,360782286	11	46	0,237246	37
42	0,352015616	12	31	0,226387	38
3	0,332328847	13	90	0,214623	39
78	0,330895906	14	44	0,211437	40
33	0,326426932	15	72	0,205835	41
10	0,320166135	16	52	0,205354	42
2	0,314927106	17	40	0,194446	43
7	0,290237438	18	91	0,193925	44
75	0,280389251	19	48	0,190607	45
9	0,276650552	20	51	0,187196	46
89	0,274888396	21	87	0,185491	47
8	0,274120842	22	61	0,183974	48
45	0,271741738	23	88	0,182365	49
57	0,271210973	24	15	0,180199	50
21	0,270317134	25	14	0,179079	51
68	0,269551228	26	36	0,171708	52

4. CONCLUSÕES

O modelo desenvolvido no presente estudo resultou em uma ferramenta de hierarquização de imóveis rurais contemplados ou habilitados para o recebimento de programas hidroambientais. A utilização do método multicritério AHP foi importante para atribuição dos percentuais de importância dos critérios de seleção, o que permite tomada de decisões baseadas em critérios estritamente técnicos e com ausência de subjetividade.

A hierarquização dos imóveis rurais foi otimizada com a utilização do TOPSIS, que avaliou as características dos imóveis através da similaridade deles com um imóvel ideal a ser prioritário no recebimento das intervenções hidroambientais.

O modelo proposto constitui em uma ferramenta para tomada de decisão dos gestores da área de recursos hídricos e implementação de políticas públicas, a qual pode ser aplicada em outras microbacias hidrográficas, com objetivos de estabelecer uma ordem de prioridade de desembolso de recursos financeiros.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – AGEVAP Filial Governador Valadares, ao CBH Doce e aos Comitês de Bacia Hidrográfica dos afluentes do rio Doce.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX de art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei n. 8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n. 7990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 8 jan. 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em: 19 out. 2021.

Miranda C C, Maia J L, Silva J P O, Vieira E M (2021) Analysis of the collection for the use of water resources in Union-dominated waters: Case study of the Doce river watershed (MG). Research, Society and Development, [S. l.], v. 10, n. 4, p. e5610413785. DOI: 10.33448/rsd-v10i4.13785.

Pimenta L B, Beltrão N E S, Gemaque, A M da S, Tavares P A (2019) Processo Analítico Hierárquico (AHP) em ambiente SIG: temáticas e aplicações voltadas à tomada de decisão utilizando critérios espaciais. Interações (Campo Grande) [online]. v. 20, n. 2, p. 407-420. DOI: 10.20435/inter.v20i2.1856.

Saaty T L. The Analytic Hierarchy Process. New York: McGraw Hill, 1986.

Vilarinho C M R, Muller, M G, Cavalcante A S, Costa M M L, Gonçalves, J A C (2021) Eficácia da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos condicionada ao Índice de Qualidade da Água: Estudo de Caso, Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física v.01, n.01, 2021.

226

AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DE BIOFERTILIZANTES PRODUZIDOS A PARTIR DA RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DE SISTEMAS DE SANEAMENTO SUSTENTÁVEIS COM BANHEIROS SECOS SEPARADORES

Fernanda D. Gonçalves FERREIRA [1], Priscila CARLON[2], Vitor Pereira VAZ[3], Amanda da Silva NUNES[4] Viviane DePieri Anselmo BENTO[5], Lucas Galvan MILIOLI[6], Maria Elisa MAGRI[7]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, goncalvesfer.d@gmail.com,*

[2] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, priscila.carlon@gmail.com,*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, vitorpereiravaz@gmail.com,*

[4] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, amandaanunes19@gmail.com*

[5] *Universidade Federal de Santa Catarina, viviane-a-b@hotmail.com*

[6] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, lucasgmilioli@gmail.com,*

[7] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis maria.magri@ufsc.br.*

RESUMO

O reciclo de recursos de sistemas de saneamento na agricultura é motivado pelo aumento na demanda de alimentos e proteção dos recursos hídricos. Além da segurança microbiológica dos biofertilizantes produzidos a partir de excretas, a avaliação de seus efeitos nos seres vivos e ambiente é de suma importância. Neste trabalho, buscou-se analisar a fitotoxicidade de quatro biofertilizantes produzidos a partir de excretas humanas: fezes compostadas com resíduos orgânicos, estruvita, fezes tratadas com ureia, e urina, nas concentrações de: 10%, 25% e 50%. O teste consistiu em analisar a germinação relativa das sementes da amostra de biofertilizantes (GRS), calcular o comprimento relativo da raíz (CRR) e o Índice de germinação (IG%) em relação a um controle (água mineral). Como resultado, as fezes compostadas apresentaram GRS de 87,75% e 20,40% e CRR de 75,85% e 50,34 % para as diluições de 10% e 25%, respectivamente. A diluição de 50% não apresentou germinação. Para as fezes tratadas com ureia, obteve-se um GRS de 87,75% e CRR de 41,75% na diluição de 10%, enquanto as demais concentrações não apresentaram germinação. A urina apresentou GRS de 87,75% e CRR de 75,85% para a diluição de 10% e GRS de 20,40% e CRR de 50,35% na diluição de 25%. A diluição de 50% não apresentou germinação. A estruvita, por sua vez, apresentou fitotoxicidade para todas as concentrações testadas neste ensaio.

Palavras-Chave: Saneamento ecológico, excretas humanas, reciclagem de nutrientes, fitotoxicidade.

1. INTRODUÇÃO

Apesar dos altos investimentos em saneamento no Brasil (ATLAS), os efluentes gerados por 43% da população, ainda em 2022, são lançados nos corpos hídricos sem tratamento. Estima-se que uma pessoa adulta produza anualmente cerca de 4 kg de Nitrogênio (N) e 365 g de Fósforo (P) na urina e 500 g de N e 183 g de P nas fezes. Desta forma, este déficit no setor de saneamento brasileiro pode proporcionar a entrada de cerca de 425.700 t de N e 47.300 t de P em corpos hídricos, comprometendo uma extensão de mais de 110 mil km de corpos hídricos devido ao excesso de carga orgânica (ATLAS ESGOTO, 2022).

Em contraposição aos problemas apresentados principalmente por sistemas centralizados, sistemas de saneamento sustentáveis tem como premissa reconhecer que as excretas são fontes de nutrientes essenciais e devem retornar ao solo (HARDER *et al*, 2020). Neste sentido, banheiros secos com separação de urina são peças-chaves para auxiliar na recuperação dos nutrientes de acordo com as características de cada um. Considerando a demanda por fertilizantes minerais em 2019, as excretas humanas poderiam suprir cerca de 30% da demanda, o que pode ser vantajoso do ponto de vista ambiental e econômico, principalmente em áreas mais pobres. Entretanto, embora as diversas vantagens econômicas e ambientais apresentadas pelo uso das excretas tratadas em solos agricultáveis, é necessário entender os efeitos deste tipo de material no solo e nas plantas, de modo a garantir a segurança no reuso para os seres vivos e comunidades vegetais antes da ampla difusão deste insumo agrícola.

Uma forma utilizada na literatura para avaliar a toxicidade de compostos de interesse agrícola são ensaios de fitotoxicidade. Estes ensaios podem ser conduzidos utilizando sementes de diversas plantas ou em solos com aplicação de compostos diversos. Sementes de *Lactuca sativa*, popularmente conhecido como alface, são uma das mais indicadas para este tipo de teste devido à alta sensibilidade à baixos níveis de toxicidade (MENDES *et al*. 2021). O teste consiste em analisar a germinação relativa das sementes da amostra (GRS) e calcular o comprimento relativo da raíz (CRR) em relação a um controle (água mineral) (PRIAC *et al*. 2017). Como objetivo, o presente trabalho buscou analisar e classificar a fitotoxicidade de quatro biofertilizantes produzidos a partir de excretas humanas: fezes co-compostadas com resíduos orgânicos, estruvita, fezes tratadas com ureia e urina, em três concentrações: 10%, 25% e 50%.

2. METODOLOGIA:

As excretas foram recolhidas em banheiros secos com separação de urina para as fezes tratadas com ureia, urina estabilizada e estruvita. As fezes tratadas com ureia foram tratadas do modo estático com adição de 150g de conchas de ostras trituradas e cinzas após cada defecação, armazenamento por 6 meses e posterior tratamento com ureia para inativação dos patógenos (MAGRI *et al*., 2013). A urina estabilizada foi armazenada por 6 meses atingindo o pH de 11. A estruvita por sua vez, foi produzida em reator piloto

com adição de 33.8 g de Cloreto de magnésio ($MgCl_2$ • H2O) em 18 L de urina (pH 9) e agitação por 15 min, seguida por 55 minutos de repouso para a decantação do precipitado e separação da fase líquida, com posterior secagem a 50ºC em estufa até a obtenção de um pó fino (FRANCO, 2020). Para as fezes co-compostadas, as excretas foram coletadas em banheiro seco sem separação de urina e estocadas por 12 meses antes da compostagem. A compostagem foi realizada com resíduos orgânicos na proporção de 1:3 (fezes: resíduos orgânicos) por 11 semanas, com manutenção da temperatura à 55ºC por 3 semanas (INÁCIO E MILLER, 2009).

O ensaio de fitotoxicidade foi realizado com leves adaptações à metodologia proposta por Priac *et al*. (2017). Placas de petri de 90x110 mm foram forradas com papel filtro qualitativo, então, 10 sementes de tamanhos idênticos foram distribuídas de forma uniforme. Os biofertilizantes foram misturados à água mineral nas proporções de 10, 25 e 50 % para obtenção das soluções utilizadas neste teste. As soluções foram filtradas e então alíquotas de 2 ml foram dispensadas nas placas. Um controle foi realizado com água mineral. A incubação das sementes ocorreu por 5 dias a 22 ºC. Ao final, a contagem das sementes germinadas e do tamanho das raízes foram conduzidas. O teste foi realizado em quintuplicata para todos os tratamentos e concentrações.

Os cálculos para a determinação da germinação relativa das sementes (Equação 1), cálculo do comprimento relativo da raiz (CCR) (Equação 2) e índice de germinação (IG) (Equação 3) foram conduzidos através do software Excel. Todas as séries de dados foram testados quanto a normalidade da distribuição e tratados estatisticamente através de análise de variância ANOVA e teste de comparações múltiplas de Tukey (α = 0.05) utilizando o software BioEstat, de forma a verificar a diferença estatística entre as diferentes concentrações e o controle.

$$GRS(\%) = \frac{n°sementes\ germinadas\ na\ amostra}{n°sementes\ germinadas\ no\ controle} \quad \text{[Eq. 1]}$$

$$CRR(\%) = \frac{Comprimento\ total\ das\ raízes\ germinadas\ na\ amostra}{Comprimento\ total\ das\ raízes\ germinadas\ no\ controle} \quad \text{[Eq. 2]}$$

$$IG\% = \frac{GRS * CRR}{100} \quad \text{[Eq. 3]}$$

Onde: IG (%): Índice de Germinação; GRS (%): Germinação relativa das sementes; e CRR (%): Crescimento relativo das raízes.

3. RESULTADOS:

Após 5 dias de incubação, as sementes germinadas e o comprimento das radículas foram analisados. Os valores médios para a quantidade de sementes germinadas, o índice de germinação das sementes (GRS), o tamanho das raízes e o comprimento relativo das raízes (CRR) para os tratamentos podem ser observados na tabela 1.

Todos os dados coletados foram testados quanto a normalidade antes da aplicação do teste de variância ANOVA (dois fatores). Em relação aos biofertilizantes utilizados no teste, não houve variância na germinação, crescimento das radículas e índice de germinação (p: 0,2302, 0,1279 e 0,293 para GRS, CRR e IG, respectivamente). Entretanto, houve variância entre as médias das concentrações utilizadas (p: 0,0009, 0,00002, 0,0001 para GRS, CRR e IG, respectivamente). As diferenças estatísticas se referem as médias do controle em relação as demais concentrações utilizadas.

Tabela 1: Médias e desvio padrão das quantidades de sementes germinadas e do comprimento das radículas (mm), germinação relativa das sementes (%) e comprimento relativo das radículas (mm).

FEZES CO-COMPOSTADAS				
	Controle	**10%**	**25%**	**50%**
Média de sementes	9,8 ± 0,44	8,6 ± 1,51	2 ± 1,41	0
GRS (%)	-	87.75%	20.40%	0%
Tamanho das raízes	140 ± 0,12	106 ± 0,22	70 ± 0,24	-
CRR(%)	-	75.85	50.35	0%
IG (%)	**100**	**67%**	**10%**	**0%**
FEZES TRATADAS COM UREIA				
	Controle	**10%**	**25%**	**50%**
Média de sementes	9,8 ± 0,44	8,6 ± 1,14	0	0
GRS (%)	-	87.75%	0%	0%
Tamanho das raízes	146 ± 0,37	69 ± 0,27	0	-
CRR(%)	-	41.75	0	0%
IG (%)	**100%**	**37%**	**0%**	**0%**
URINA ESTABILIZADA				
	Controle	**10%**	**25%**	**50%**
Média de sementes	9,8 ± 0,44	9,8 ± 0,44	3,8 ± 2,77	0
GRS (%)	100%	100%	38.77%	0%
Tamanho das raízes	193 ± 0,34	66 ± 0,39	14 ± 0,06	-
CRR(%)	-	34.34%	7.65%	0%
IG (%)	**100%**	**34%**	**3%**	**0%**
ESTRUVITA				
	Controle	**10%**	**25%**	**50%**
Média de sementes	10± 0	0	0	0
GRS (%)	-	0%	0%	0%
Tamanho das raízes	148 ± 0,39	0	0	-
CRR(%)	-	0%	0%	0%
IG (%)	**100%**	**0%**	**0%**	**0%**

Fonte: Os autores (2022)

É possível observar que as fezes co-compostadas na concentração de 10% já foram capazes de diminuir o índice de germinação em cerca de 33% em relação ao controle. Aumentando a concentração para 25%, temos uma redução de cerca de 89%. As fezes tratadas com ureia por sua vez, na concentração de 10% apresentaram redução de 67% em relação ao controle. A urina na concentração de 10% apresentou uma redução no

índice de germinação de 66% em relação ao controle, na concentração de 25% essa redução no IG foi de 97%.

Em uma comparação com outros estudos, os valores encontrados neste trabalho são compreensíveis dentro dos reportados na lituratura. Manãs e De las Heras (2018) estudou efluentes brutos de estações de tratamento de esgoto. Como resultado, na concentração de 10% obteve índice de germinação de 53,6 % para sementes de alface e de 1,4 % para sementes de agrião. Venegas *et al*. (2019) em um estudo com diferentes tipos de lodo de esgoto aplicados no solo, alcançaram índices de germinação menores que 50% para a aplicação de lodo de esgoto não digerido e índices maiores que 70% para aplicação de lodos de esgoto com digestão anaeróbia convencional e avançada, nas concentrações de 5 e 50g por kg de solo.

4. CONCLUSÃO:

Conforme classificação de fitotoxicidade proposta por Roig *et al* (2012), na concentração de 10%, as fezes co-compostadas apresentaram fitotoxicidade moderada, enquanto a urina e a estruvita apresentaram alta fitotoxicidade. Nas demais concentrações, a fitotoxicidade foi elevada para todos os biofertilizantes. Neste sentido, as fezes co-compostadas apresentaram menor fitotoxicidade em comparação as fezes tratadas com ureia, urina e estruvita. A estruvita demonstrou-se altamente tóxica para as sementes de alface em todas as concentrações testadas. Entretanto, considerando um cenário de adubação, a quantidade utilizada na concentração de 10% é superior ao recomendado para fertilização em solos em condições muito pobres de fósforo ou nitrogênio pelo conselho de química do solo-Sc/Rs (2004). Desta forma, recomenda-se a realização do ensaio em concentrações menores, ou previamente diluídos no solo simulando condições reais de aplicação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. ATLAS ESGOTOS: despoluição das bacias hidrográficas. Despoluição das Bacias Hidrográficas. 2022. Disponível em: http://atlasesgotos.ana.gov.br/. Acesso em: 02 maio 2022.

Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, 10º ed. Porto Alegre.

FRANCO, L. C. Otimização do processo de precipitação de estruvita com adição de sal marinho por meio de delineamento composto central: recuperação de nutrientes e ensaios microbiológicos. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

HARDER, ROBIN; WIELEMAKER, ROSANNE; MOLANDER, S.; HARDER, R.; WIELEMAKER, R.; MOLANDER, S.; ÖBERG, G. Reframing human excreta management as part of food and farming systems. *Water Research*, v. 175, n. 115601, p. 1–8, 2020.

INÁCIO, C.T., MILLER, P.R.M., 2009. Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos. Rio de Janeiro.

MAGRI, M.E., PHILIPPI, L.S., VINNERÅS, B., 2013. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. *Appl. Environ. Microbiol.* 79, 2156–2163. https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12

MAÑAS, P.; DE LAS HERAS, J. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using Lactuca sativa L. and Lepidium sativum L. seeds. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 15, n. 2, p. 273–280, 2018.

MENDES PM, RIBEIRO JA, MARTINS GA, LUCIA T JR, ARAUJO TR, FUENTES-GUEVARA MD, CORRÊA LB, CORRÊA ÉK. Phytotoxicity test in check: Proposition of methodology for comparison of different method adaptations usually used worldwide. *J Environ Manage*. 2021 Aug 1;291:112698. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112698. Epub 2021 May 7. PMID: 33971513.

PRIAC, A., BADOT, P.-M., & CRINI, G. (2017). Treated wastewater phytotoxicity assessment using Lactuca sativa : Focus on germination and root elongation test parameters. *Comptes Rendus Biologies*, 340(3), 188–194. doi:10.1016/j.crvi.2017.01.002

VENEGAS, M.; LEIVA, A. M.; BAY-SCHMITH, E.; SILVA, J.; VIDAL, G. Phytotoxicity of biosolids for soil application: Influence of conventional and advanced anaerobic digestion with sequential pre-treatment. *Environmental Technology and Innovation*, v. 16, 2019.

ROIG, N., SIERRA, J., NADAL, M., MARTÍ, E., NAVALÓN-MADRIGAL, P., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J.L., 2012. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. *Sci. Total Environ*. 425, 99–109. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv. 2012.03.018.

228

MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO FERRAMENTA DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Therezinha Maria Novais de OLIVEIRA[1], Izabel da Silva LIBERATO[2], Ivana Maciel da SILVA[3]

[1] Universidade da Região de Joinville - Univille, Joinville SC Brasil, therezinha.novais@univille.br

[2] Universidade da Região de Joinville - Univille, Joinville SC Brasil, i.ivana@univille.br

[3] Universidade da Região de Joinville - Univille, Joinville SC Brasil, izabel_liberato@hotmail.com

RESUMO

A água um recurso natural finito, essencial a vida e com demandas cada vez maiores, tornou-se um tema desafiador e prioritário nas ações de pesquisas e eventos da área ambiental e a manutenção de sua qualidade é um dos objetivos do desenvolvimento sustentável - ODSs. A Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, de 1997, estabeleceu instrumentos de gestão dos recursos hídricos sendo o Plano Nacional (PNRH), aprovado em 2006 o que orienta a gestão das águas no Brasil por diretrizes, metas e programas construídos em processos participativos tendo como objetivo estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social, e tem como um objetivo específico, assegurar a percepção da conservação da água como valor socioambiental relevante". Assim, o Comitê das Bacias Hidrográficas do Complexo Hidrológico da Baía da Babitonga e Bacias Contíguas localizado no Estado de Santa Catarina - Brasil, via Universidade da Região de Joinville – Univille, desenvolve ações de educação ambiental em Recursos Hídricos com o objetivo de compartilhar conhecimento científico de forma clara e lúdica sobre bacias hidrográficas locais, aspectos e impactos, ampliando as possibilidade de discussão e promovendo sensibilização ambiental e senso crítico nas comunidades de entorno. Uma das ferramentas utilizadas é o monitoramento de qualidade da água, com um EcoKit didático que possibilita análises de parâmetros (pH, nitrato, nitrito, oxigênio dissolvido e amônia) por meio de uma tabela colorimétrica, propiciando ao participante a comparação de resultados com as condições ambientais das bacias visualizando efeitos da poluição com um experimento simples, seguro, didático e que promove engajamento nas ações de conservação dos recursos hídricos.

Palavras-Chave: educação ambiental; recursos hídricos; sustentabilidade; monitoramento.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural e que a cada dia tem se tornado uma questão prioritária. Diante disso, faz-se necessário a busca por um desenvolvimento sustentável, onde o sistema hídrico deve ser tratado como um instrumento essencial para a expansão e desenvolvimento econômico das cidades, mas deve aliar-se a preservação dos recursos naturais e hídricos, assegurando o bem-estar econômico e social das futuras gerações. Porém, é valido ressaltar que a água não deve exclusivamente ser tratada apenas como um recurso econômico, deixando de respeitar toda a sua grandeza ecológica, principalmente para a sobrevivência dos seres vivos (COSTA *et al*, 2016).

O Brasil, um dos países mais ricos em água doce do mundo, apresenta uma situação privilegiada em termos de recursos hídricos, contudo, a distribuição de água doce não acontece de forma igual, seja pela localização geográfica ou pela demanda de água para atender a população (FOLLE; PINHEIRO, 2015).

Tendo como ponto de partida a transversalidade que a educação ambiental propõe trabalhar, é importante que ela aborde a sustentabilidade dos recursos hídricos, uma vez identificada a necessidade de conservação deste recurso. Em decorrência desta preocupação, o tema tem sido destaque nas propostas de educação ambiental, justamente por se tratar de um recurso fundamental para a manutenção de vida no planeta e também pela crescente magnitude dos impactos nos corpos d'água. Variações regionais na disponibilidade e distribuição de água aliadas à perspectiva cada vez mais concreta de sua escassez são fatores que justificam o posicionamento central dos Recursos Hídricos em qualquer contexto de educação ambiental.

Diante disso, o monitoramento de qualidade das águas superficiais é de extrema importância para o conhecimento da atual situação dos recursos hídricos e das principais alterações ocorridas com o tempo, possibilitando a detecção das tendências temporais e espaciais de bacias hidrográficas. A saúde dos ecossistemas da bacia, terrestres e aquáticos, possuem estreita relação com a qualidade da água disponível para as pessoas e os demais seres vivos (ANA, 2020).

Assim, aliar o monitoramento de qualidade da água com a educação ambiental proporciona a realização de ações que podem gerar nos indivíduos um sentimento ético com relação ao ambiente.

2. METODOLOGIA

O monitoramento inicia-se em campo, onde é realizada uma observação do local da coleta e verifica-se se há presença de mata ciliar e qual o estado de preservação dessa vegetação, se existem tubulações de esgoto sendo despejadas, se é possível observar o descarte inadequado de resíduos etc. Após registrar as observações, a água é coletada, armazenada e levada para realizar as análises. Antes de iniciar a preparação das amostras conceitua-se cada parâmetro a ser analisado, a fim de que o participante possa

compreender como tais parâmetros podem afetar a qualidade da água.

As análises são realizadas por meio do EcoKit, que se trata de um kit desenvolvido para controle de qualidade da água, podendo ser utilizado desde a educação infantil, como um método lúdico de ensino. Dessa forma, o usuário enquanto realiza o monitoramento, tem contato direto com o meio ambiente através da abordagem de um experimento simples, seguro e didático. O resultado de cada parâmetro analisado é facilmente observado por meio de uma tabela colorimétrica que acompanha o EcoKit.

Após finalizar as análises é realizada uma discussão sobre como está a qualidade da água do corpo hídrico analisado, bem como sobre a quantidade de água potável disponível no planeta e a necessidade do envolvimento da sociedade com medidas que auxiliem a preservação dos recursos hídricos para essa e as futuras gerações.



Figura 01: Coleta da água e observação do rio, avaliando a preserça de mata ciliar, tubulações de esgoto, residências próximas etc. Fonte: Comitê Babitonga (CHBB).



Figura 02: Análise da qualidade da água através do Ecokit didático, na imagem a monitora auxilia a estudante na colocação dos reagentes. Fonte: Comitê Babitonga (CHBB).



Figura 03: Análise do resultado do parâmetro mediante tabela colorimétrica disponível no Ecokit didático. Fonte: Comitê Babitonga (CHBB).

3. CONCLUSÕES

A Educação Ambiental deve despertar a compreensão da necessidade de nos comprometermos com o meio em que vivemos, para assumirmos responsabilidades para enfrentarmos os desafios ambientais da atualidade. É necessário que todos nós passemos por um processo de sensibilização e aprendizagem, para que compreendamos que fazemos parte de um todo sistêmico, onde tudo está interligado; e que nossas ações têm consequências diretas sobre o meio ambiente e vice-versa. Assim, a sociedade é convidada a pensar globalmente e agir localmente, para a construção de um mundo mais sustentável (GRUBER & DOMENICHELLI, 2013).

A educação ambiental só apresenta resultados coerentes se incorporar em seu fazer cotidiano a completa contextualização da complexidade ambiental. É importante, principalmente na escola, a busca de soluções, criativas e cientificamente fundamentadas, na abordagem do tema. Não basta tornar os alunos “ecologicamente alfabetizados”, é preciso fazê-los portadores de um sentimento inseparável do compromisso com a preservação da vida em todas as suas formas (GUIMARÃES, 2004).

Diante disso, a realização do monitoramento de qualidade da água promove um senso crítico apurado a respeito da conscientização sobre os recursos hídricos e a necessidade de preservação. Essa prática destaca a importância da água, fazendo com que ela deixe de ser vista apenas como um bem econômico, mas também como um bem socioambiental.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), a Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária E Ambiental (APESB) e a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), que por meio do XX Simpósio Luso-Brasileiro de

Engenharia Sanitária e Ambiental, proporcionaram a possibilidade de divulgar o presente trabalho desenvolvido pelo Comitê Babitonga (CHBB), além de fomentar a discussão deste importante assunto que é a gestão dos recursos hídricos por intermédio da educação socioambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FOLLE, K. K.; PINHEIRO, D. K. Guardiões das Águas Mirins: Integrando Experiências de Preservação de Recursos Hídricos e Educação Ambiental no Município de Tenente Portela-RS. Revista Monografias Ambientais, Santa Maria, v. 14, 2015.

REFERÊNCIAS INTERNET

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Relatório Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2020. Brasília, informe anual, p. 25, 2020. Disponível em <http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura-completo.23309814.pdf>. Acesso em: 24/05/2022.

COSTA, Mayla Cristina; VIZEU, Fábio; FILHO, Edson R. Guarido. O campo organizacional das águas brasileiras: a formação histórica de uma mentalidade. Organizações Rurais & Agroindustriais, Lavras, v. 18, n. 4, p. 342-355, 2016. Disponível em <http://www.revista.dae.ufla.br/index.php/ora/article/view/926/538>. Acesso em: 24/05/2022.

GUIMARÃES, M. A formação de educadores ambientais. São Paulo: Papirus, 2004.

GRUBER, C.V.; DOMENICHELLI, M. A. Roteiro para elaboração de Projetos de Educação Ambiental. São Paulo: SMA/CEA, 2013, 40 p.

236

MODELO DE GESTÃO E AVALIAÇÃO ECONÔMICO E FINANCEIRA PARA APLICAÇÃO EM SISTEMAS LOCAIS DE ESGOTOS

Fabrício Jacques VIEIRA [1], Pablo Heleno SEZERINO[2]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD. Florianópolis, SC-Brasil. fabriciojv@gmail.com.*

[2] *Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD. Florianópolis, SC-Brasil. pablo.sezerino@ufsc.br*

RESUMO

Com o advento da lei 14.026/2020 cabe aos municípios brasileiros alcançar a universalização dos serviços de saneamento até o ano de 2033, o que está em consonância com o Objetivo do Desenvolvimento do Milênio – ODS 6: Água Potável e Saneamento. Este ODS prevê como meta 2: alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles em situação de vulnerabilidade. No Brasil, os sistemas de esgotamento sanitário são o maior desafio, pois apresentam o maior déficit de atendimento, o que significa lançar mão de maiores aportes financeiros para sua universalização. Neste sentido, vale ressaltar que a situação deficitária da maioria dos municípios brasileiros é agravada pelo fato da densidade populacional de áreas urbanas ser substancialmente reduzida a ponto de inviabilizar ou dificultar a implantação de sistemas convencionais de esgotamento sanitários, onde os efluentes são coletados em redes de esgotamento por longas distâncias até estações de tratamento centralizadas. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é propor um modelo de gestão e avaliação econômico-financeira para aplicação de sistemas de gestão pública de sistemas locais de esgoto como ferramenta para atender os preceitos da lei 14.026/2020 e ODS 6. O modelo visa a universalização aliada a obrigatória manutenção dos sistemas locias de esgoto já existentes, mediante o pagamento de tarifas, em municípios onde a implantação de redes de esgotamento sanitário não seja, do ponto de vista econômico e financeiro, a forma mais atrativa de alcançar a melhoria na qualidade ambiental. Espera-se que o modelo de gestão e a disponibilização de uma avaliação econômica financeira de base, possa embasar os tomadores de decisão acerca da adesão à este modelo de saneamento, bem como das diretrizes para o gerenciamento do sistema.

Palavras-chave: Universalização, saneamento, gestão, avaliação econômico-financeira, lodo.

1. INTRODUÇÃO

O conceito de universalizar na língua portuguesa remete a ideia de universal, generalizar-se, espalhar-se por toda parte, tornar comum e acessível a muitas pessoas, estender (UNIVERSALIZAR, 2021).

A Constituição Federal do Brasil de 1988 cita em seu Art. 194, que ações de seguridade social devem assegurar os direitos de saúde, previdência e assistência social. Neste sentido, os serviços de saneamento, visto sua intrínseca ligação com a promoção da saúde, necessitam ser universalizados em todos os municípios da federação. Para que isto seja possível, a Lei federal 11.445/2007 complementada pela Lei federal 14.026/2020, cita em seu artigo 3, o conceito de universalização aplicado ao saneamento como sendo a ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ao saneamento básico, o que significa dizer que o acesso deve ser viabilizado ao longo de um determinado período pré-estabelecido, e mantido conforme o crescimento da população. A referida lei ressalta ainda que as progressões para universalização devem considerar a viabilidade econômico-financeira da expansão da prestação do serviço.

Porém, a questão que paira em discussão é: o que fazer naqueles municípios que não apresentarem viabilidade econômico e financeira para o projeto? Implementar uma política de subsídios? A princípio, o que se sabe é que uma política de subsídios pode não atender ao preconizado em lei quando o objetivo é o fomento da sustentabilidade econômico e financeira, o que leva a outra questão: o que torna um projeto de saneamento inviável, a incapacidade de pagamento e retorno às suas estruturas ou o modelo de arranjo do saneamento empregue?

Estas questões se tornam ainda mais importantes em municípios cujo número de habitantes, densidade demográfica e geografia do local impactam significativamente em custos elevados quando se trata do arranjo de saneamento “tradicional”, entendido como aquele onde o transporte do efluente ocorre por meio de redes coletoras subterrâneas interligadas até um único ponto para seu tratamento adequado.

Independente do arranjo adotado para o sistema de esgotamento sanitário, é preciso destacar a necessidade do adequado atendimento ao usuário como premissa básica para o planejamento adotado. Neste sentido, o PLANSAB apresenta como atendimento adequado aquele onde o esgotamento sanitário é realizado por meio de coleta de esgotos, seguida de tratamento ou uso de fossa séptica. Desta forma, o conceito de um sistema de tratamento no lote é também considerado uma alterativa segura de manejo dos esgotos, desde que atendidas as suas adequadas operação e manutenção.

Isto posto, apresenta-se mais um questionamento, qual seja: como garantir que um município dotado de sistemas de tratamento no lote garanta de forma contínua a salubridade ambiental e de saúde de seus habitantes? Esta pesquisa busca, portanto, auxiliar na elucidação dos questionamentos apontados, utilizando para tal a ferramenta de avaliação econômico e financeira. A pesquisa está restrita ao Estado de Santa Catarina

com foco aos aqui denominados “municípios de pequeno porte”, aqueles com população total menor que dez mil habitantes.

O objetivo do trabalho foi então a contrução de um modelo economico e financeiro simplificado para avaliação por parte dos gestores municipais sobre a vibilidade para o modelo proposto.

O modelo de saneamento proposto foi a gestão pública de sistemas do tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e lançamento no solo ou rede pluvial.

2. METODOLOGIA

Dentro do modelo de saneamento estudado, foram estabelecidas duas formas de governança da gestão pública de sistemas locais de esgoto:

- Sistemas autônomos: onde a gestão é realizada pelo próprio município através de uma autarquia, de abrangência local. Todas as estruturas, incluindo a estação de tratamento se localizam no próprio município.
- Consórcio de municípios: onde a gestão é realizada por um agrupamento de municípios, de abrangência regional e com o sistema de tratamento instalado no município geograficamente mais ao centro dos demais. Neste caso foi utilizada a mesma estrutura de organização já existente das associações de municípios que operam no estado de Santa Catarina.

O modelo econômico foi estruturado em planilha excel e dividido nas seguintes telas de informações:

i. **Dados de entrada**

Os principais dados de entrada utilizados no modelo são apresentados a seguir:

- Município: escolha do nome do município ou da associação de municípios;
- Número de economias TOTAL: busca na base de informações o número total de economias já atendidas pelo sistema de abastecimento de água, utilizando para isto a base de dados SNIS, indicador AG003, utilizado para estimar o valor da tarifa por economia além dos parâmetros de logística aplicada para a limpeza anual dos sistemas;
- Extensão da rede de água: busca na base de informações o valor da extensão da rede de abastecimento de água, utilizando para isto a base de dados SNIS, indicador AG005, utilizado pra a estimativa de viagens dos caminhões e seus custos derivados;
- Consumo médio por economia: busca na base de informações o valor do consumo de água por economia, utilizando para isto a base de dados SNIS, obtido pela divisão do consumo de água por economia (AG010) pelo número de economias micromedidas (AG014).

ii. **Base de informações**

A base de informações foi obtida por meio do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), para os município de Santa Catarina, com população urbana menor que 10.000 habitantes considerando as seguintes fonte de informações desagregadas e agregadas:

- Planilha_LPU_Informacoes - Prestadores de serviços de abrangência local - Direito Público;
- Planilha_LPR_Informacoes - Prestadores de serviços de abrangência local - Direito Privado com Administração Pública;
- Planilha_LEP_Informacoes - LEP - Prestadores de serviços de abrangência local - Empresa Privada;
- Planilha_AE_Informacoes_CASAN: Companhia Catarinense de Águas e Saneamento;
- Planilha_AE_Informacoes_SIMAE: Sistemas Intermunicipais de Água e Esgoto.

A base principal se constitui do último levantamento realizado pelo SNIS, Diagnóstico anual de água e esgoto 2021 (ano de referência 2020). Quando no levantamento os dados para determinados municípios não haviam sido preenchidos, foi realizada a busca nas bases anteriores.

iii. **Motor de cálculo**

- Tarifa média de água: de acordo com o praticado no município por metro cúbico faturado;
- Percentual sobre tarifa de água (que define o peso da tarifa de esgoto sobre a tarifa de água);
- Índice de inadimplência no faturamento da água (que serve de base para o esgotamento sanitário);
- Tarifa média de esgoto;
- Premissas utilizadas no modelo: 01 limpeza anual do sistema de tratamento local; extensão de arruamento com base na extensão da rede de abastecimento de água; estação de tratamento de lodos formada por tanque de equalização seguido de filtro plantado com macrófitas; 02 operadores por caminhão; 06 limpezas diárias por caminhão; 200 dias úteis por ano; pagamento dos serviços por tarifa mensal de acordo com o consumo de água.

iv. **Resultados:**

- Montante financeiro necessário para investimento e operação dos sistemas em duas fases: 1) até o ano de 2033 em função da Lei 14.026/2020 que define o referido ano para universalizar o saneamento no Brasil; e 2) em 20 anos a partir do ano zero;

- Receitas advindas do faturamento dos serviços com base na tarifa aplicada considerando a inadimplência média estimada;
- VPL (Valor Presente Líquido) do fluxo de caixa com base na soma das receitas futuras descontadas ao valor presente com uma taxa mínima de atratividade.

3. RESULTADOS

Foi obtido um modelo economico e financeiro simplificado em excel para ser distribuído aos municípios em destaque no trabalho.

De acordo com os resultados foi comprovado que os agrupamentos de municípios são mais vantajosos tanto do ponto de vista logístico quando financeiro, gerando maiores oportunidades em se garantir a universalização no prazo previsto em lei por meio de tarifas menores (Tabela 1).

É possivel a aplicação do modelo de saneamento nos municípios estudados de forma isolada, porém com tarifas maiores que o sistema de agrupamento, sendo que para alguns casos é necessário uma tarifa maior que a praticada no abastecimento de água, ou uma gestão financeira aprimorada no sentido de se reduzirem as inadimplências ou prazos de implantação mais alargados.

O modelo econômico proporciona uma avaliação mais consistente para os gestores públicos de forma simplificada, porém depende da qualidade dos dados preenchidos no SNIS anualmente.

4. CONCLUSÕES

A modelagem economica e financeira é pouco aplicada na avaliação do saneamento de municípios de pequeno porte, em especial aqueles avaliados abaixo de 10.000 habitantes, o que dificulta o avanço da universalização do saneamento no Brasil.

Outro destaque é o baixo nível de compreensão de modelos alternativos de saneamento que possam apresentar menores custos de investimento e operação com ganhos ambientais significativos, decorrente do baixo nível de capacitação e apoio técnicos nos municípios avaliados.

Tabela 1 – Investimentos necessários pelo modelo proposto até o ano de 2033.

Associação de Municípios	População Urbana	Número de municípios	Tarifa de Esgoto ($/m³)	Investimento ($)	Receitas ($)	Investimento por habitante ($/hab.)
AMAI	40.067	12	0,46	$7.129.398,90	$8.849.998,12	$177,94
AMARP	27.527	11	0,40	$4.960.985,61	$5.572.511,12	$180,22
AMAUC	28.036	13	0,31	$15.222.504,02	$17.583.873,93	$542,96
AMAVI	74.837	24	0,68	$15.211.652,50	$30.531.035,53	$203,26
AMEOSC	55.105	18	0,93	$11.429.923,35	$37.030.079,37	$207,42
AMERIOS	43.457	15	0,37	$8.217.597,49	$11.417.839,97	$189,10
AMESC	55.415	13	0,39	$14.679.040,29	$24.436.569,89	$264,89
AMFRI	11.154	2	0,32	$2.268.106,69	$2.359.084,57	$203,34
AMMOC	38.565	10	0,44	$7.655.526,43	$9.957.023,75	$198,51
AMMVI	34.412	7	0,28	$6.042.373,48	$8.226.650,72	$175,59
AMNOROESTE	5.716	5	0,44	$1.174.726,92	$1.345.867,08	$205,52
AMOSC	41.528	19	0,45	$8.205.149,23	$13.862.724,58	$197,58
AMPLANORTE	21.360	5	0,46	$2.253.247,14	$2.593.182,82	$105,49
AMPLASC	13.609	6	0,31	$1.176.519,14	$1.485.236,53	$86,45
AMREC	10.760	3	0,28	$2.250.672,74	$2.852.086,30	$209,17
AMUNESC	15.272	2	0,71	$6.042.373,48	$11.295.058,59	$395,65
AMURC	7.513	3	0,27	$1.186.132,33	$1.378.063,24	$157,88
AMUREL	39.004	12	0,36	$7.678.663,30	$10.071.857,39	$196,87
AMURES	37.390	14	0,34	$6.579.808,68	$6.776.092,23	$175,98
AMVALI	9.531	2	0,37	$1.191.737,30	$1.539.642,64	$125,04
GRANFPOLIS	38.422	13	0,34	$7.653.831,95	$10.920.162,49	$199,20
TOTAL	648.680	209	-	$138.209.970,97	$220.084.640,87	$213,06

Valores em dólar, considerando a taxa de venda de R$4,7879/$ na data 02/06/2022 no site oficial do Banco Central do Brasil obtidos em https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/fechamentodolar

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB. 2019. 226p.

UNIVERSALIZAR. In: DICIO, Dicionário Online de Português. Michaelis: 2021. Disponível em: < https://michaelis.uol.com.br/moderno-portugues/busca/portugues-brasileiro/universalizar/ >. Acesso em: 06/07/2021.

OS IMPACTOS DA LEI FEDERAL 14.285/2021 NA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUAS URBANOS NO BRASIL

Júlia Carolina FATUCH[1], Emília Wanda RUTKOWSKI[2]

Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - São Paulo 1. j026968@dac.unicamp.br 2. emilia@fec.unicamp.br

RESUMO

As Áreas de Preservação Permanente (APP) são faixas marginais dos corpos hídricos que, desde a década de 1960, possuem restrições legais à ocupação, em zonas urbanas e rurais, no Brasil. Uma recente alteração na legislação brasileira afetou a proteção dessas faixas nas áreas urbanas. Ao conceder aos municípios a possibilidade de definirem as dimensões a serem protegidas, as APP urbanas correm o risco de serem drasticamente reduzidas em muitas localidades, trazendo ainda mais impactos às águas urbanizadas. As APP desempenham um importante papel na proteção dos rios, reduzindo riscos de inundações em áreas construídas. Proporcionam melhorias à qualidade da água, atenuam as ilhas de calor e minimizam os efeitos causadores das mudanças climáticas. Ações que promovam a proteção dos corpos hídricos urbanos são essenciais. O presente trabalho discute os possíveis impactos da redução da dimensão das APP à qualidade ambiental urbana, através da revisão da literatura e da legislação. Espera-se com este trabalho contribuir para com a definição das faixas de proteção dos rios municipais.

Palavras-Chave: Área de Preservação Permanente; rios urbanos; sustentabilidade socioambiental; Brasil.

1. INTRODUÇÃO

As Áreas de Preservação Permanente (APP) no Brasil são espaços legalmente protegidos, para a preservação dos corpos d'água, da paisagem, da biodiversidade e do solo, além de assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Embora o uso das APP possua restrição legal desde a década de 1960, a falta de implementação de políticas públicas e a dinâmica do espaço urbano em desacordo com a função de proteção fizeram com que, em muitos municípios, a sua ocupação ocorresse de forma dissociada da prevista em lei (SERVILHA *et al.* 2007).

Recentemente, a lei em vigor foi alterada pela Lei Federal nº 14.285 de 2021, possibilitando aos municípios definirem as faixas a serem protegidas. De acordo com essa lei, em áreas urbanas consolidadas, após ouvidos os conselhos estaduais, municipais ou distrital de meio ambiente, uma lei municipal ou distrital poderá definir faixas marginais distintas para as APP (BRASIL, 2021). A autonomia concedida aos municípios, no entanto, pode

colocar em risco a proteção dessas áreas, deixando os corpos hídricos mais vulneráveis e tornando as cidades menos resilientes às mudanças climáticas.

Apesar de o Brasil ser o único país que protege as áreas ripárias por lei, vários autores apontam o relevante papel dessas áreas no espaço urbano para a atenuação dos efeitos das ilhas de calor e fornecimento de serviços ecossistêmicos (Jiang *et al.*, 2022 e Bylak *et al.*, 2022).

Este trabalho tem o objetivo de identificar os principais impactos que atingem as APP nas áreas urbanas, assim como os benefícios da preservação das APP para a qualidade ambiental urbana.

2. METODOLOGIA

A presente pesquisa é de natureza qualitativa e a metodologia consistiu na revisão da literatura nas bases acadêmicas Web of Science e Scopus, através da pesquisa pelo tópico “Área de Preservação Permanente” - “Permanent Preservation Area”. A pesquisa retornou 61 artigos na Web of Science e 307 artigos na Scopus. A partir de então, foi realizada uma seleção criteriosa e manual, mantendo os artigos de APP de corpos d’água urbanos, resultando em 21 trabalhos. Então, foram identificadas as principais pressões e impactos nas funções das APP urbanas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos artigos revisados, foram identificadas as principais pressões antrópicas nas APP no meio urbano e os principais impactos que possam afetar a qualidade ambiental urbana. A Tabela 1 apresenta os dados.

A ocupação irregular é um problema frequente nas APP urbanas, citado pela maior parte dos autores estudados. Nessas condições, pode ocorrer o lançamento de esgotos sem tratamento e a disposição de resíduos sólidos de forma irregular, afetando a qualidade da água. As enchentes e poluição dos corpos d’água são problemas frequentes nas áreas urbanizadas, cujas APP não se encontram protegidas.

A falta de vegetação vulnerabiliza os corpos d’água à lixiviação, trazendo outro problema que deve ser discutido não apenas nas cidades costeiras, mas também nas continentais: os plásticos nos oceanos (FAN *et al.*, 2022).

Além dos impactos ambientais relacionados à supressão das APP no meio urbano, as cidades estão suscetíveis a muitos outros impactos ambientais. Segundo ZHANG *et al.* (2019), o fenômeno da seca urbana, que ocorre de forma temporária, é a causa da escassez hídrica, que ocorre a longo prazo, por meio do aumento da demanda por águas, urbanização e da poluição antropogênica, que dificultam que sejam atingidas as metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.

Se as APP forem preservadas, as cidades poderão obter diversos benefícios, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 1. Intervenções em APP de cursos d'água urbanos e impactos ambientais resultantes.

Intervenções em APP urbanas	**Impactos ambientais**	**Referências**
Loteamento e ocupações irregulares	— Pessoas em áreas de risco; — Inundações e enchentes; — Erosão; — Assoreamento; — Diminuição da qualidade de vida; — Alteração da qualidade da água.	Machado *et al.* (2015); Pereira *et al.* (2016); Silva; Van Kaick; Bezerra (2017); De Aguiar *et al.* (2018); Fardin; Fardin (2018); Veras; Galdino; De Oliveira (2018); Santos *et al. (*2019); Vargas *et al.* (2019); Mendes *et al.* (2020); De Souza *et al.* (2021); Vasconcelos; Mota; De Figueirêdo (2021).
Supressão da vegetação	— Inundações e enchentes; — Alteração da qualidade da água.	Sieklicki *et al.* (2019); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021).
Lançamento de resíduos, esgoto e efluentes sem tratamento	— Contaminação de corpos d'água; — Aumento de casos de doenças de veiculação hídrica.	Araújo *et al.* (2012); Santos; Hernandez (2012); Wrublack (2013); Machado *et al*. (2015); Pereira *et al.* (2016); Santos *et al.* (2019; Vargas *et al.* (2019); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021); Vasconcelos; Mota; De Figueirêdo (2021).
Impermeabilização e canalização do curso d'água	— Inundações e enchentes; — Erosão; — Alteração da vazão.	Santos; Hernandez (2012); Corrêa; Vazquez; Vanzela (2018); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021); Passos; Da Silva; Da Silva (2021).
Falta de Implementação de Políticas Públicas	— Perda de diversas funções da APP; — Inundações e enchentes; — Diminuição do bem-estar e da qualidade de vida nas cidades.	Castro; May; Garcias (2018); Corrêa; Vazquez; Vanzela (2018); Veras; Galdino; De Oliveira (2018); Araújo Júnior (2019); Da Silva; Agra (2020).

Tabela 2. Funções da APP, de acordo com a legislação (BRASIL, 2012) e seus benefícios à qualidade ambiental urbana.

Funções da APP	**Benefícios**
— Preservação das águas; — Preservação da paisagem; — Preservação da biodiversidade; — Manutenção da estabilidade geológica; — Proteção do solo; — Bem estar da população humana.	— Melhoria da qualidade da água; — Redução da poluição; — Redução da escassez hídrica; — Redução de riscos de enchentes, inundações, deslizamentos e processos erosivos; —Proteção de ecossistemas aquáticos.

Diante do exposto, faz-se necessário que as políticas públicas que fomentem a preservação das áreas ripárias urbanas sejam implementadas. Caso sejam mantidas as suas funções, as APP podem proporcionar a melhoria da qualidade da água, preservar o solo, proporcionar maior resiliência às mudanças climáticas no ambiente urbano, promover o bem estar e contribuir para que os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável sejam alcançados no âmbito municipal. Por outro lado, caso os municípios optem por reduzir significativamente as faixas protegidas, poderão ocorrer prejuízos às funções da APP e à qualidade ambiental nas cidades.

4. CONCLUSÕES

A literatura especializada aponta diversos impactos ambientais das intervenções em APP no meio urbano. A recente alteração na legislação federal brasileira torna essas áreas ainda mais vulneráveis à degradação ambiental. Cabe ao poder público municipal considerar essas importantes funções das zonas ripárias e seus benefícios à qualidade de vida local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araújo D R *et al.* (2012) Study of permanent preservation areas in the Mossoro river in the urban perimeter of municipal district of mossoro using geoprocessing techiniques. Revista Caatinga, 25, 177-183.

Araújo Júnior A C R (2019) Permanent preservation areas: Thinking about public policy for Amazon, Brazil. Revista Geografica Venezoelana, 60, 266-282.

Bylak *et al.* (2022) Small stream catchments in a developing city context: The importance of land cover changes on the ecological status of streams and the possibilities for providing ecosystem services. Science of The Total Environment, 815, 151974.

Castro S L I, May L R, Garcias C M (2018) Environment and cities – urban marginal permanent preservation areas according to law 12.651/12. Ciência Florestal, 28, 1340-1349.

Corrêa R H A, Vazquez G H, Vanzela L S (2018) Strategic occupation project of the córrego da Aldeia's valley bottom in the urban perimeter of Fernandópolis/SP. Urbe, 10, 458-472.

Da Costa J D, Do Amaral R F, Araújo P V D N (2021) Space-temporal evolution of urban occupation on natural areas in coastal environments. Revista Brasileira de Geografia Física, 14, 1957-1971.

Da Silva R, Agra S (2020) Environmental licensing of public utility works in permanent preservation areas in the north coast of Bahia. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 54, 85-101.

De Aguiar W *et al.* (2018) Implications for peak flows of the Marrecas River basin due to changes in the Brazilian Forest Code. Engenharia Agrícola, 38, 277-283.

De Souza, K *et al.* (2021) Environmental damage of urbanized stream corridors in a coastal plain in Southern Brazil. Ocean & Coastal Management, 211.

Fan Y *et al.* (2022) Spatiotemporal dynamics of microplastics in an urban river network area. Water Research, 212, 118116.

Fardin S C S G, Fardin H D (2018) Urban land regularization in social interest areas: Law and apllication of environmental instruments. Ciencia Florestal, 28, 854-862.

Jiang Y *et al.* (2021) Interaction of Urban Rivers and Green Space Morphology to Mitigate the Urban Heat Island Effect: Case-Based Comparative Analysis. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18, 11404.

Machado C. S. *et al.* (2015) Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 187, 569.

Mendes Y S *et al.* (2020) Map algebra in flood risk map elaboration. Anuário do Instituto de Geociências, 43, 349-362.

Passos F O, Da Silva B C, Da Silva F D G B (2021) Impact assessment of changes in land use and

management on the losses of the water source of the josé pereira stream, using the swat model. Revista Brasileira de Geografia Física, 14, 619-633.

Pereira B W F *et al.* (2016) Land use and water quality degradation in the Peixe-Boi River watershed. Revista Ambiente e Água, 11, 472-485.

Santos G O, Hernandez F B T (2012) Land use and monitoring of water resources of Ipê stream, Ilha Solteira, SP. Gestão e Controle Ambiental, 17, 60-68.

Santos J *et al.* (2019) Diagnosis of impacts in the permanent preservation area of Arareau stream, Rondonopolis, Brazil. Revista Geografica Venezolana, 60, 300-312.

Servilha E R *et al.* (2007) As áreas de preservação permanente, as cidades e o urbano. Revista de Direito Ambiental, 46, 97-113.

Sieklicki J *et al.* (2019) Relationships between land use and water quality obtained for the evaluation of genotoxic effects in plant bioindicators. Revista Ambiente e Água, 14, 1-11.

Silva G, Van Kaick T, Bezerra S. (2017) Evaluation of Urban Environmental Quality (UEQ) applied before and after land regularization process: a case study of Vila Terra Santa - Curitiba/PR. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 42, 345-369.

Vargas R R *et al.* (2019) Assessment of the environmental quality of the cachoeirinha- invernada watershed, guarulhos municipality (state of São Paulo, Brazil), as an urbanization reflex. Pesquisas em Geociências, 46.

Vasconcelos F D M, Mota F S B, De Figueirêdo M C B (2021) Quality index of permanent preservation areas of urban water resources: PPAWater. Revista Ambiente e Água, 16, 1-16.

Veras A, Galdino L, De Oliveira Z (2018) Occupation of urban space and legal evolution of the APP's of the water courses of Law no. 12.651/2012: temporal reflections in the city of Boa Vista - Roraima. Revista De Direito Da Cidade-City Law, 10, 1761-1787.

Wrublack S C *et al.* (2013) Influence of use and land occupation on the water quality with the application of multivariate statistical techniques. Journal of Food, Agriculture and Environment, 11, 2131-2135.

Zhang *et al.* (2019) Urban drought challenge to 2030 sustainable development goals. Science of The Total Environment, 693,133536.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF: Presidência da República, [2012]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art83 Acesso em 27 mai. 2022.

BRASIL. Lei nº. 14.285, de 29 de dezembro de 2021 Altera as Leis nos 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília, DF: Presidência da República, [2021]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm#art2 Acesso em 27 mai. 2022.

OBJETIVO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 6: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE O MONITORAMENTO LOCAL DAS METAS 6.1 E 6.2

Ludmila Esteves de Oliveira COSTALONGA[1], Mariângela Dutra de OLIVEIRA[2], Márcia Regina Pereira LIMA[3]

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Unidade Vitória, Av. Vitória, 1729 - Jucutuquara CEP: 29.040-780 - Vitória, ES - Brasil,

ludmilaesteves@yahoo.com.br1, mariangeladutra@ifes.edu.br2, marcialima@ifes.edu.br3

RESUMO

O acesso a água potável e à coleta e tratamento de esgoto é um tema que teve destaque no cenário nacional, nos últimos anos, por ocasião da inserção da temática no conjunto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030. Com a criação do ODS 6 e suas metas 6.1 – Água potável para todos e 6.2 – Saneamento para todos, a questão da água e do saneamento foi conduzida para o centro da discussão de grande relevância em nível nacional, regional e local. Contudo, o monitoramento dessas metas é um desafio e apresenta inúmeras dificuldades para avaliar e mensurar as carências regionais de modo a retratar a realidade local. Nesse sentido, compreender e discutir a complexidade que envolve tal temática é condição para que se consiga avançar efetivamente nesse campo de pesquisa de forma aprofundada. Com base nisso, este artigo tem como objetivo, considerando a metodologia de busca utilizada, analisar a produção científica recente sobre o ODS 6, em suas metas 6.1 e 6.2, e a utilização de metodologias para construção de índices que possam mensurar o acesso a esses serviços. Para tanto, adotou-se como procedimento de pesquisa a revisão sistemática utilizando a pesquisa documental e fez-se o uso da plataforma Web of Science, via Portal de Periódicos Capes, para coleta de dados. A busca do estudo foi realizada em artigos revisados por pares no período de 2015 a 2022. Os resultados apontaram que as pesquisas relacionadas à construção de índices para mensuração das metas 6.1 e 6.2 do ODS 6 ainda são bastante incipientes e requerem uma dedicação exclusiva de estudo para retratarem mais fielmente a realidade local. A base de dados utilizada também revelou temáticas transversais às propostas nesse estudo que poderão auxiliar no desenvolvimento de outras pesquisas.

Palavras-Chave: Agenda 2030; ODS 6; Índices; Água Potável; Esgotamento Sanitário.

1. INTRODUÇÃO

As discussões em torno da universalização do acesso aos serviços de saneamento básico

de forma segura e equitativa têm ganhado mais evidência na agenda internacional devido a sua forte influência sobre o bem-estar da população e proteção dos ambientes naturais.

A importância atribuída ao tema está associada aos crescentes debates acerca do direito humano à água de qualidade e à coleta e tratamento de esgoto. Este tema é repleto de diversidades e desigualdades regionais quando se pensa no acesso universal a estes serviços como direitos sociais. Vai também ao encontro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, da Agenda 2030 das Nações Unidas, em particular do ODS 6 – Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos, nas metas 6.1 – Água potável para todos e 6.2 – Saneamento para todos.

O monitoramento do alcance dessas metas em nível local é um dos desafios para implementação da Agenda 2030 em nível nacional. Isto porque, no que se refere aos indicadores de água e esgoto, são inúmeras as dificuldades existentes para monitorar, avaliar e mensurar os *deficits* regionais.

Buscando identificar o caminho traçado pelos pesquisadores, adotou-se a metodologia de Revisão Sistemática de Literatura (RSL), com o objetivo de mapear pesquisas mais relevantes e recentes que abordam o ODS 6, em suas metas 6.1 e 6.2, e a utilização de metodologias para construção de índices que possam mensurar o acesso a esses serviços.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A RSL seguiu as diretrizes propostas por Okoli (2019) descritas a seguir:

i. Inicialmente foi realizado um levamento prévio do conhecimento desenvolvido sobre a temática “ODS 6 e suas metas 6.1 e 6.2 e metodologias para construção de índices locais”, em que foram definidas algumas palavras-chaves (descritores) dos estudos lidos, a serem utilizadas na busca pela literatura especializada: Agenda 2030, Agenda de Desenvolvimento Sustentável Pós-2015, Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, ODS 6, Índices, Água Potável, Esgotamento Sanitário, Saneamento.

ii. Dessa forma, foi elaborada uma estratégia de busca na plataforma Web of Science (WOS) através do Portal de Periódicos Capes. A escolha dessa base de dados se deu tanto pela diversidade e qualidade do periódico, o que garante uma maior relevância das publicações.

iii. Foi delineada uma estratégia de busca com palavras-chaves em português, realizada em 30 de maio de 2022, que continham combinações de descritores e operadores boleanos os quais foram aplicados ao formulário de pesquisa simples na aba “Documentos” que incluiu “Todas as bases de dados” e coleções “Tudo” no site da plataforma Web of Science. São eles: (Agenda 2030 OR Agenda de Desenvolvimento Sustentável Pós-2015) AND Brasil AND (Objetivos de Desenvolvimento Sustentável OR ODS 6) AND Índices AND Água Potável AND (Esgotamento Sanitário OR Saneamento).

iv. Durante a busca foram aplicados três critérios de inclusão: a) publicações que continham as palavras e termos das estratégias de busca em seus títulos e assunto; b) publicações divulgadas somente no formato de artigo revisados por pares, e; c) publicações divulgadas de 2015 a 2022 (até a data da busca), neste caso 2015 se refere ao ano em que os ODS foram definidos como proposta da Agenda 2030.

v. Os resultados, em sua totalidade, foram exportados para o Microsoft Office Excel®, sendo conferidos e organizados em planilha, com os dados de cada artigo (título, autor(es), periódico, volume, ano de publicação e resumo).

vi. Aplicando a seleção prática, foi realizada a leitura dos títulos, autores e resumos dos artigos, sendo selecionados os que atendiam aos seguintes critérios: a) artigos que abordavam os descritores utilizados relacionados com a temática desejada; b) artigos que possuíssem texto disponível ao acesso na íntegra, e; c) artigos publicados em português, em inglês ou em espanhol.

A partir do formulário de coleta de dados foi desenvolvida a leitura na íntegra dos artigos selecionados e análise de forma descritiva da metodologia utilizada para aferição das metas 6.1 e 6.2 do ODS 6.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A amostra inicial foi composta por 4.066 publicações retornadas pela busca simples que após a seleção do campo “artigos de revisão” publicados de 2015 a 2022 (até a data da busca), restaram 277 publicações para a etapa da seleção prática.

Ao todo foram selecionados para leitura na íntegra 16 artigos, dos quais 07 foram excluídos por não atenderem perfeitamente os critérios de inclusão definidos, restando 09 artigos para a RSL (Figura 1).

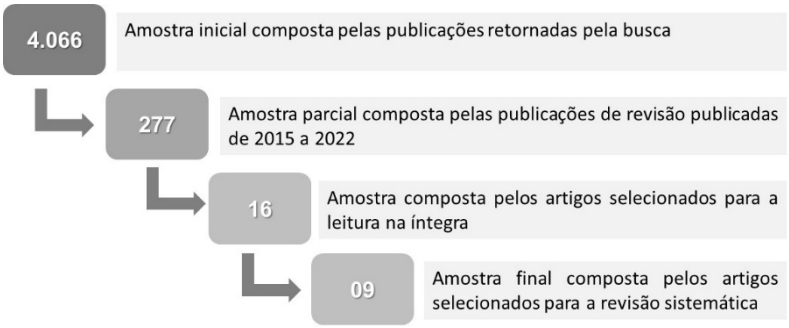


Figura 1. Fluxograma das etapas de seleção dos artigos pela Revisão Sistemática da Literatura.

Após a leitura dos 09 artigos selecionados, procedeu-se a coleta dos dados que foram organizados, caracterizados e sintetizados, conforme o Quadro 1 a seguir.

Ao longo do período avaliado, o ano de 2018 destacou-se com 3 publicações, o equivalente a 33,3% do total de publicações de 2015 a 2022. Quanto às publicações dos artigos selecionados, elas ocorreram em 9 Periódicos diferentes (*Water Sustainable Development, Water Science & Technology, Journal of Hydrology, Science of The Total Environmen, Environmental Science and Policy, IR3S, Utilities Policy* e *Journal of Cleaner Production*), os quais estão distribuídos em 6 Bases de dados (*MDPI, Environment and John Wiley & Sons, IWA Publishing, Elsevier, ResearchGate* e *Springer*). Em relação ao idioma das publicações, todas foram publicadas no idioma inglês.

Quadro 1. Análise bibliográfica das publicações elegíveis pela Revisão Sistemática da Literatura.

Artigo	Referência	Título (inglês)	Análise do artigo
A01	(ORTIGARA; KAY; UHLENBROOK, 2018)	*A Review of the SDG 6 Synthesis Report 2018 from na Education, Training, and Research Perspective*	O artigo analisou o Relatório Síntese do ODS 6 de 2018 sobre Água e Saneamento da perspectiva dos envolvidos em educação, treinamento e pesquisa, e questionou como eles podem contribuir para possibilitar e acelerar o progresso rumo ao alcance do ODS 6.
A02	(BASKARAN; R. V., 2022)	*A systematic review on the role of geographical information systems in monitoring and achieving sustainable development goal 6: Clean water and sanitation*	Este artigo realizou a revisão sistemática de publicações que combinaram a aplicação dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e ODS, especialmente em atingir o Objetivo 6: Água potável e saneamento.
A03	(ANDERSSON; OTOO; NOLASCO; 2018)	*Innovative sanitation approaches could address multiple development challenges*	O artigo realizou a análise de abordagens e tecnologias inovadoras de saneamento que tratam e permitem o uso produtivo seguro da água e facilitam a recuperação de nutrientes e matéria orgânica de recursos residuais que tem grande potencial para contribuir para o alcance do ODS 6.
A04	(McCRAKEN; MEYER, 2018)	*Monitoring of transboundary water cooperation: Review of Sustainable Development Goal Indicator 6.5.2 methodology*	O artigo analisa a metodologia para avaliar o Indicador 6.5.2 do ODS 6, examinamos como os arranjos cooperativos operacionais são definidos e identificamos os pontos fortes e as limitações do método para medir a cooperação hídrica transfronteiriça.
A05	(GUINÉ-GARRIGA et. al, 2017)	*Monitoring sanitation and hygiene in the 2030 Agenda for Sustainable Development: A review through the lens of human rights*	O artigo discute como cada elemento da meta de saneamento proposta e indicadores correspondentes podem ser entendidos a partir de uma perspectiva de direitos humanos. O estudo propõe um conjunto reduzido de indicadores fáceis de avaliar para medir os critérios normativos níveis crescentes dos serviço de saneamento.
A06	(TSANI; KOUNDOURI; AKINSETE, 2020)	*Resource management and sustainable development: A review of the European water policies in accordance with the United Nations' Sustainable Development Goals*	Este artigo analisa a implementação da gestão holística dos recursos hídricos de acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA) em bacias hidrográficas selecionadas da União Européia (UE). O objetivo é revisar criticamente as políticas e medidas de gestão adotadas em cada caso e mapeá-las aos ODS relevantes, além de identificar as ligações existentes e as que faltam entre a DQA da UE e os ODS da ONU.
A07	(GUPPY; MEHTA; QADIR; 2019)	*Sustainable development goal 6: two gaps in the race for indicators*	Este artigo identifica lacunas e fraquezas na estrutura dos indicadores do ODS 6. Três mecanismos existentes – indicadores complementares, apoio internacional e uma abordagem integrada – são brevemente descritos, e propõe-se que eles possam ser potencialmente aproveitados para ajudar os governos nacionais a abordar os tipos de lacunas identificadas para o ODS 6.
A08	(DI VAIO et. al., 2021)	*Water governance models for meeting sustainable development Goals:A structured literature review*	Este artigo analisa os modelos de governança da água no contexto do desenvolvimento sustentável. Especificamente, visa entender quais dimensões desses modelos precisam ser repensadas para atender os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU, especialmente o ODS nº 6, considerando a incerteza causada pela pandemia do COVID-19.
A09	(HO et. al. 2020)	*Water research in support of the Sustainable Development Goal 6: A case study in Belgium*	Este estudo propôs um método bibliométrico e de mineração de texto para caracterizar qualitativa e quantitativamente a contribuição da pesquisa hídrica para o alcance do ODS 6.

Ao analisar os 9 artigos verificou-se que nenhum apresentou um modelo com indicadores para aferição das metas 6.1 e 6.2 em nível municipal, mas sim estudos em áreas de maior abrangência . Alguns temas transversais são abordados como a utilização de sistema de informação geográfica no monitoramento dos objetivos (A02), aplicação de técncias como

o reúso para atingir o ODS 6.2 (A03), preocupação relacionada à garantia dos direitos humanos (A05), gestão integrada e cooperação transfronteiriça dos recursos hídricos (A04 e A06).

Pontos relevantes que devem ser destacados são: a Política de Governança na garantia de monitoramento confiável dos dados permitindo a produção de indicadores que retratem a realidade local (A01, A07 e A08); uma análise critica do que fazer, quem deve fazer e como devem ser realizadas as melhorias nos sistemas (A08); a necessidade de investimentos financeiros para melhoria da infraestrutura com redução do desperdício, e também da educação com formação de profissionais capacitados (A01 e A08). O artigo A07 chama atenção para lacunas no monitoramento dos indicadores da meta 6.1 como segurança da água (quantidade e qualidade), bem como análise de forma distinta dos espaços públicos, e da meta 6.2 quanto a falta de atenção a higiêne das mulheres e crianças, nos indicadores já estabelecidos.

4. CONCLUSÕES

Esta pesquisa se dedicou a analisar a produção científica recentes sobre os temas – Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (metas 6.1 e 6.2) e a utilização de metodologias para construção de índices – a fim de compreendê-la e identificar os principais contextos que orbitam sobre os temas em estudo. Os textos explorados nesse estudo revelaram não só temáticas associadas ao ODS 6, como também, enfoques em desenvolvimento sustentável, educação e inovação, corroborando com a mutidisciplinaridade do tema. Os resultados apontaram que as pesquisas relacionadas à construção de índices para mensuração das metas 6.1 e 6.2 do ODS 6 ainda são bastante incipentes e requerem uma dedicação exclusiva de estudo para retratarem mais fielmente a realidade local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andersson K, Otoo M, Nolasco M. Innovative sanitation approaches could address multiple development challenges. Water Sci Technol. 2018 Feb; v. 77(3-4). p. 855-858.

Baskaran, V., & R, V. (2022). A systematic review on the role of geographical information systems in monitoring and achieving sustainable development goal 6: Clean water and sanitation. Sustainable Development, p. 1– 9.

Di Vaio, A.; Trujillo, L.; D'Amore, G.; Palladino, R. Water governa.nce models for meeting sustainable development Goals: A structured literature review, Utilities Policy, v. 72, 2021, 101255.

Giné-Garriga R, Flores-Baquero Ó, Jiménez-Fdez de Palencia A, Pérez-Foguet A. Monitoring sanitation and hygiene in the 2030 Agenda for Sustainable Development: A review through the lens of human rights. Sci Total Environ. 2017 Feb 15; v. 580: p. 1108-1119.

Guppy, L., Mehta, P. & Qadir, M. Sustainable development goal 6: two gaps in the race for indicators. Sustain Sci 14, 501–513 (2019).

Ho, L.; Alonso, A.; Forio, M. A. E.; Vanclooster, M.; Goethals, P. L.M. Water research in support of the Sustainable Development Goal 6: A case study in Belgium, Journal of Cleaner Production, v. 277, 2020, 124082.

McCracken, M.; Meyer, C. Monitoring of transboundary water cooperation: Review of Sustainable Development Goal Indicator 6.5.2 methodology, Journal of Hydrology, v. 563, 2018, p. 1-12.

Okoli, C. Guia Para Realizar uma Revisão Sistemática de Literatura. Tradução de David Wesley Amado Duarte; Revisão técnica e introdução de João Mattar. EaD em Foco, v. 9, n. 1, 40 p., 2019.

Ortigara, A.R.C.; Kay, M.; Uhlenbrook, S. A Review of the SDG 6 Synthesis Report 2018 from an Education, Training, and Research Perspective. Water 2018, v. 10, 1353.

Tsani, S.; Koundouri, P.; Akinsete, E. Resource management and sustainable development: A review of the European water policies in accordance with the United Nations' Sustainable Development Goals, Environmental Science & Policy, v. 114, 2020, p. 570-579.

276

MEMBRANAS RECICLADAS FOTOCATALÍTICAS A PARTIR DE TIO_2 E ÓXIDO DE GRAFENO (GO) PARA REMOÇÃO DE FÁRMACOS

Caique P. M. de OLIVEIRA[1], Konrad KOCH[2], Jörg E. DREWES[2], Marcelo M. VIANA[1], Miriam C. S. AMARAL[1]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, Campus Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil, caiqueoliveiraeq@gmail.com, marcelo@qui.ufmg.br, miriam@desa.ufmg.br*

[2] *Universidade Técnica de Munique, Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Alemanha, k.koch@tum.de, jdrewes@tum.de*

RESUMO

Nos últimos anos uma classe especial de poluentes que tem despertado atenção da comunidade científica são os contaminantes emergentes, como os fármacos. Tais contaminantes já foram detectados inclusive em água potável, uma vez que os processos convencionais de tratamento são ineficientes em sua completa remoção. O uso de membranas ou de processos oxidativos avançados são alternativas para remoção destes poluentes, e associar ambas as tecnologias melhora a performance do processo de tratamento gerando efeitos benéficos sinérgicos. Membranas fotocatalíticas podem ter sua vida útil ampliada pela redução do *fouling* por meio da fotocatálise e os contaminantes têm maior tempo de residência no meio reacional para serem degradados por meio da retenção na membrana. No presente trabalho, membranas recicladas de osmose inversa foram modificadas superficialmente com dióxido de titânio, obtido por rota mais verde, e óxido de grafeno, com auxílio de dopamina como agente de ligação. As membranas foram testadas no tratamento de uma matriz sintética composta de seis fármacos (betametazol, cetoprofeno, fenofibrato, fluconazol, loratadina e prednisona) em concentração de 1μg L^{-1} de cada fármaco. Dois diferentes testes com duração de 90 minutos cada e pressão de operação de -1 bar foram executados, sendo um primeiro com irradiação UV-C sob a superfície da membrana e outro na ausência de irradiação. Com exceção do cetoprofeno e fenofibrato, as rejeições dos fármacos pela membrana sem irradiação foram inferiores à 20% indicando que as membranas modificadas são porosas. No teste com irradiação, foram alcançadas remoções de mais 60% de todos os fármacos, com exceção da loratadina e fluconazol indicando um efeito fotocatalítico dominante na membrana. Além disso, os fatores de concentração para os fármacos do concentrado, no caso dos testes sem irradiação, variaram de 1,04 a 1,64, ao passo que estes valores foram de 0,07 a 0,93 no caso dos testes com irradiação.

1. INTRODUÇÃO

A Organização Mundial de Saúde (OMS) estima que mais de um bilhão de pessoas não têm

acesso a água limpa e que mais de quatro mil crianças morrem todos os dias em função da poluição das águas em todo o mundo (DHARUPANEEDI *et al*., 2019)toxic metals, bio-wastes, etc., pose a severe threat to human health, hygiene and ecology by way of polluting the environment and water sources. The PEPs are originated from various industrial effluent discharges including pharmaceutical, food and metal processing industries. These PEPs in contact with water may pollute the water and disturb the aquatic life. Innumerable methods have been used for the treatment of effluents and separating the toxic chemicals/metals. Of these methods, membrane-based separation processes (MBSPs. Segundo relatório das Nações Unidas, um quarto da população mundial sofrerá com condições deficientes de água até o meio deste século (WANG *et al*., 2017). Associado a isso, há ainda um cenário de crescente demanda pelos recursos hídricos em função do aumento populacional e alto consumo nos setores industriais e agropecuários. E de toda água disponível no globo, apenas 3% é doce, sendo que uma boa parcela desse percentual tem sido poluída em função de atividades humanas (MURGOLO *et al*., 2019).

Nos últimos anos, dentre as fontes de poluição hídrica, atenção especial tem sido dada aos Contaminantes Emergentes (CEs) como fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal, fertilizantes, metais pesados, micro plásticos, dentre outros (ENICK; MOORE, 2007; KLAVARIOTI; MANTZAVINOS; KASSINOS, 2009)communication and management of risk. The still-developing regulatory policies regarding environmental contamination with pharmaceuticals provide fertile ground for the introduction of values into the definition and management of risk. In this report, we summarize the current knowledge regarding pharmaceutical contamination of the environment and discuss specific attributes of pharmaceuticals that require special consideration. We then present an analysis showing that if values are incorporated into assessing, characterizing and managing risk, the results of risk assessments will more accurately reflect the needs of various stakeholders. Originating from an acknowledgement of the inherent uncertainty and value-laden nature of risk assessment, the precautionary principle (and later, the multi-criteria, integrated risk assessment. Os CEs podem ser lançados ao meio ambiente, por meio das fezes, urina, escoamento agrícola, descartes de efluentes industriais e domésticos e são persistentes aos processos de tratamentos convencionais de águas residuárias podendo contaminar fontes de abastecimento de água potável (VERGILI, 2013)because drinking water treatment plants are not specifically designed to remove PhACs, these compounds are found in drinking water. Although there are currently no regulations or drinking water directives for PhACs, precautionary principles suggest ensuring maximal removal of PhACs through improved or existing treatment techniques. This study was designed to investigate the performance of a nanofiltration membrane in cross-flow filtration equipment for the removal of three PhACs [carbamazepine (CBZ. Estudos já detectaram a presença dos CEs em águas brutas em concentrações de ng L^{-1} a µg L^{-1}, que se mostraram presentes mesmo após o processo de tratamento de água potável (WANG *et al*., 2019; ZHANG *et al*., 2019).

Dentre as diferentes definições dadas aos Contaminantes Emergentes, uma bastante

abrangente é sugerida pelo Instituto de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (2017) como sendo:

> Qualquer produto químico de origem sintética ou natural ou qualquer microrganismo que não seja comumente monitorado no meio ambiente, mas tenha o potencial de causar efeitos adversos ecológicos e/ou à saúde humana.

Desse modo, de uma maneira geral, apresentam normalmente as características de serem produtos químicos antropogênicos, predominantemente não regulados, persistentes no meio ambiente, presentes em concentrações traços e capazes de alterar a fisiologia de receptores alvo (BHANDARI *et al*., 2009).

Os efeitos adversos dos CEs e seus subprodutos no ambiente aquático não são ainda totalmente esclarecidos (STADLMAIR *et al*., 2018). No entanto, tem sido reportado que, após longos períodos de exposição a estes, humanos, animais e plantas podem apresentar alterações fisiológicas crônicas anormais, como infertilidade e câncer (LIN, 2017).

É apontada, ainda, a relação de alguns CEs com o desenvolvimento de cepas e genes bacterianos resistentes a antibióticos (ORVOS *et al*., 2002). Especialmente no contexto de tratamentos biológicos, comuns as ETES municipais, pode-se haver a formação de espécies resistentes passíveis de trazerem riscos à saúde humana e provocarem alterações nos sistemas aquáticos. Por essa razão, em função do potencial eco toxicológico, há uma grande demanda por estratégias eficientes, de baixo custo e ambientalmente amigáveis para remoção destes contaminantes.

A gravidade da contaminação dos corpos hídricos pelos CEs pode ser ainda mais severa em países em desenvolvimento, como o Brasil, onde apenas 46,3% do esgoto é tratado (BRASIL, 2018) e o uso de medicamentos sem prescrição médica é prática frequente, em função de insuficientes serviços de saúde. Desse modo, são requeridas técnicas mais avançadas de tratamento como a adsorção com carvão ativado, a ozonização, os processos oxidativos avançados e os processos de separação por membranas, com vistas a remoção destes CEs. Nessa seara, uma tecnologia em potencial são os Reatores Fotocatalíticos de Membrana (PMRs).

Os PMRs são dispositivos que conjugam as propriedades de separação das membranas ao poder de transformações químicas dos catalisadores, consistindo numa tecnologia verde que aumenta as potencialidades de cada uma das técnicas, caso usadas em separado, gerando um efeito sinérgico que reduz impactos ambientais e econômicos (MOLINARI; LAVORATO; ARGURIO, 2017). As membranas permitem operações contínuas com a recuperação do catalisador em sistemas em que a reação e separação dos produtos ocorrem simultaneamente, favorecendo o deslocamento do equilíbrio químico no sentido dos produtos (poluentes degradados). E em contrapartida, os catalisadores degradando os compostos da alimentação permitem a mitigação do *fouling* e manutenção do fluxo nas membranas, reduzindo gastos energéticos e, consequentemente, os custos operacionais (LEONG *et al*., 2014; MOZIA, 2010).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Uma membrana fotocatalítica a base de membrana reciclada de osmose inversa, dopamina, TiO_2 e GO foi sintetizada e com a mesma foram realizados testes de degradação de uma matriz sintética composta por seis diferentes fármacos (PhACs) (concentração de 1 µg L^{-1} cada) simulando efluentes após tratamento secundário contaminados com PhACs. Esses PhACs são Betametasona (BET), Cetoprofeno (KET), Fenofibrato (FEN), Fluconazol (FLU), Loratadina (LOR) e Prednisona (PRE). Sua seleção é baseada em sua detecção prévia em águas superficiais e subterrâneas, água potável ou águas residuais domésticas (JELIC *et al*., 2011). Também foram detectados em águas de abastecimento brasileiras, estão na lista dos dez mais vendidos ou mais vendidos em 2015 no Brasil e são fornecidos pelo Sistema Único de Saúde (SUS) SUS (sigla em português)) (RICCI, 2019). De acordo com a metodologia descrita por Faria *et al*. (2020), a detecção da concentração de tais compostos após o tratamento foi determinada por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a um espectrômetro de massa qTOF. Esses testes foram realizados em uma plataforma retangular submersa e módulo de estrutura (12x17 cm) com as membranas modificadas em ambos os lados. Foram executados testes com e sem irradiação com lâmpada UV-C (254 nm) de 6 W. Os testes duraram cerca de uma hora e meia com uma taxa de recuperação de 20%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A eficiência da rejeição de PhACs e sua concentração podem ser encontradas na Fig. 1.

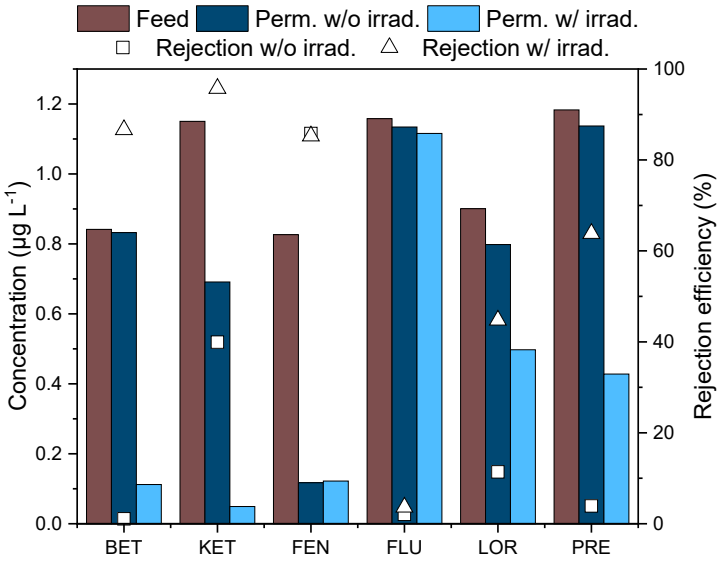


Fig. 1. Concentração de PhACs na alimentação, permeado sem irradiação (Perm. w/o irrad.), permeado com irradiação (Perm. w/irrad.), eficiência de rejeição da membrana fotocatalítica Dop+TiO_2+GO sem (w/ o irrad.), e com (com irrad.) irradiação a 254 nm.

A eficiência de rejeição por filtração (rejeição sem irrad.) da membrana fotocatalítica na maioria dos casos é baixa e não fornece um permeado com teor de PhACs expressivamente reduzido. A maior rejeição pela membrana foi para o fenofibrato (FEN, 85,8%) um dos PhACs com maior peso molecular (361 Da) e log kow (5,28) em comparação com os demais PhACs. Essas características físico-químicas são conhecidas por favorecerem a rejeição da membrana por exclusão de tamanho – considerando o alto peso molecular, e a adsorção na superfície da membrana – considerando o alto log K_{ow}. Por outro lado, o fluconazol (FLU) apresentou uma das menores eficiências de rejeição pela membrana (2,1%). Este fato também é corroborado pelas características físico-químicas do PhAC, com um dos menores peso molecular (306 Da) e menor log K_{ow} (0,4). Para sustentar que esses resultados estão ligados às propriedades físico-químicas, foi encontrada uma correlação moderada e significativa entre o log K_{ow} e a rejeição pela membrana ($p<0,05$, $r=0,59$). Além disso, o pKa – que também pode favorecer a adsorção, apresentou forte relação entre seu valor e a eficiência de rejeição pela membrana ($p<0,05$, $r=-0,92$).

Quando a irradiação é ligada, a eficiência de rejeição aumenta na maioria dos casos. A betametasona (BET) teve o maior ganho de rejeição (85,5%) quando a irradiação foi ligada, de 1,1 a 86,6%. No entanto, o fenofibrato não apresentou ganhos na eficiência de rejeição, principalmente devido ao papel importante que a adsorção e a exclusão de tamanho podem ter desempenhado na rejeição geral deste PhAC. Nesses casos, os benefícios da membrana fotocatalítica são aproveitados para a mitigação da incrustação, em vez da atividade fotocatalítica. Além disso, as características físico-químicas dos PhACs também podem estar ligadas à eficiência fotocatalítica. Por exemplo, o log K_{ow} apresentou uma correlação moderada e significativa entre seu valor e a eficiência de rejeição com irradiação ($p<0,05$, $r=0,52$). Sabe-se que para que a atividade fotocatalítica ocorra, o composto precisa estar na superfície do catalisador, assim, log K_{ow} maior pode favorecer a adsorção e, finalmente, a atividade fotocatalítica.

Além da concentração de PhACs no permeado, sua concentração no concentrado também é importante. Uma das principais críticas aos processos de separação por membranas é a geração de concentrado, que costuma apresentar maior risco ao meio ambiente (devido a maior carga) em comparação com a alimentação. Nesse contexto, o uso de membranas fotocatalíticas também se destaca, visto que a atividade fotocatalítica pode reduzir o teor de poluentes na corrente de concentrado. Em relação aos PhACs, o teste sem irradiação deu origem a um concentrado com maior concentração de PhACs do que alimentação. O fator de concentração entre 1,04 a 1,64 foi encontrado para esses testes. Quando a irradiação foi ligada, nenhum dos PhACs apresentou fatores de concentração >1, eles variaram de 0,07 a 0,93, confirmando que o concentrado apresentou menor concentração de PhACs do que a alimentação. Assim, além das vantagens já mencionadas, o uso de membranas fotocatalíticas também pode reduzir os riscos do concentrado, uma desvantagem dos processos de separação por membranas.

4. CONCLUSÕES

As membranas fotocatalíticas foram capazes de remover os PhACs especialmente quando irradiadas denotando uma atuação conjunta dos fenômenos de exclusão e fotocatálise. Um dos maiores problemas de processos de separação por membranas pode ser contornado que é a redução da concentração do concentrado. Portanto a tecnologia é promissora no tratamento de águas e águas residuárias.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD) pelo apoio financeiro, CTNano, PUC Minas, SMARH /UFMG e DQ/UFMG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DHARUPANEEDI, S. P. *et al*. *Membrane-based separation of potential emerging pollutantsSeparation and Purification Technology*, 2019.

ENICK, O. V; MOORE, M. M. Assessing the assessments: Pharmaceuticals in the environment. *Environmental impact assessment review*, v. 27, n. 8, p. 707–729, 2007.

KLAVARIOTI, M.; MANTZAVINOS, D.; KASSINOS, D. Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment international,* v. 35, n. 2, p. 402–417, 2009.

LEONG, S. *et al*. *TiO2 based photocatalytic membranes: A reviewJournal of Membrane Science*, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2014.08.016>

LIN, Y.-L. Effects of organic, biological and colloidal fouling on the removal of pharmaceuticals and personal care products by nanofiltration and reverse osmosis membranes.(Report). *Journal of Membrane Science*, v. 542, p. 342, 2017.

MOLINARI, R.; LAVORATO, C.; ARGURIO, P. Recent progress of photocatalytic membrane reactors in water treatment and in synthesis of organic compounds. A review. *Catalysis Today*, v. 281, p. 144–164, 2017.

MOZIA, S. *Photocatalytic membrane reactors (PMRs) in water and wastewater treatment. A reviewSeparation and Purification Technology,* 2010.

MURGOLO, S. *et al*. Degradation of emerging organic pollutants in wastewater effluents by electrochemical photocatalysis on nanostructured TiO2 meshes. *Water research (Oxford)*, v. 164, 2019.

ORVOS, D. R. *et al*. Aquatic toxicity of triclosan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 21, n. 7, p. 1338–1349, 2002.

STADLMAIR, L. F. *et al*. Enzymes in removal of pharmaceuticals from wastewater: A critical review of challenges, applications and screening methods for their selection. *Chemosphere (Oxford)*, v. 205, p. 649–661, 2018.

VERGILI, I. Application of nanofiltration for the removal of carbamazepine, diclofenac and ibuprofen from drinking water sources. *Journal of environmental management*, v. 127, p. 177–187, 2013.

WANG, H. *et al*. Facile prepared ball-like TiO2 at GO composites for oxytetracycline removal under solar and visible lights. *Water research (Oxford)*, v. 160, p. 197–205, 2019.

WANG, J. *et al*. Construction of TiO2@graphene oxide incorporated antifouling nanofiltration membrane with elevated filtration performance. *Journal of Membrane Science*, v. 533, n. March, p. 279–288, 2017.

ZHANG, Y. *et al*. Catalytic ozonation of emerging pollutant and reduction of toxic by-products in secondary effluent matrix and effluent organic matter reaction activity. *Water research (Oxford)*, v. 166, 2019.

288

ENKI MÓDULO GBA – GESTÃO DE BARRAGENS E ALBUFEIRAS

Sotero RIBEIRO[1], José GASCÃO[2], Sara ANTUNES[3], David MAGALHÃES[4]

[1] AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra 3 1700-421 Lisboa, s.ribeiro@adp.pt

[2] AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra 3 1700-421 Lisboa, j.nunes@adp.pt

[3] AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra 3 1700-421 Lisboa, s.antunes@adp.pt

[4] Latitudde, Rua Cidade da Covilhã, 3.º, 6230-346 Fundão, david.magalhaes@latitudde.com

RESUMO

O ENKI é uma plataforma de gestão de informação que visa dar resposta às necessidades de integração de informação operacional gerada nas diversas atividades das empresas do Grupo AdP.

O Módulo GBA – Gestão de Barragens e Albufeiras, do ENKI é uma plataforma informática de gestão, monitorização e recolha de informação gerada nas várias atividades de exploração de albufeiras e barragens, em consonância com as obrigações regulamentares do RSB - Regulamento de Segurança de Barragens, e com as diretivas da Comissão de Gestão de Albufeiras (CGA), que permitirá uma interoperabilidade com as plataformas das entidades regulatórias, SNIRH e SILIamb da APA e o GestBarragens do LNEC.

O módulo GBA do ENKI permitirá uma atuação na área de gestão de albufeiras, de monitorização da segurança de barragens e no cumprimento dos programas de autocontrolo definidos nos contratos de concessão.

Na componente de gestão de albufeiras, a plataforma possibilitará a monitorização de níveis e volumes armazenados, por barragem ou agrupamento de barragens, análise e evolução de séries temporais de dados, exportação de dados em formato editável (gráficos e tabelas) e interoperabilidade, via *webservices*, com as plataformas da APA.

Na componente de segurança de barragens, a plataforma permitirá efetuar o registo das campanhas de observação, designadamente das fichas das inspeções visuais de rotina e das leituras dos equipamentos de observação, podendo a recolha da informação ser realizada no local, em módulo *offsite,* e ser transmitida, via *webservices*, para a plataforma GestBarragens do LNEC.

Na componente dos programas de autocontrolo, a plataforma permitirá efetuar o registo da informação nos modelos definidos nos contratos de concessão de barragens, designadamente no que concerne aos dados de volumes captados, caudais ecológicos, volumes reservados e parâmetros de monitorização da qualidade da água nas albufeiras e envio, via *webservices*, para as plataformas da APA.

O módulo GBA do ENKI terá ainda uma componente de gestão documental que possibilitará o arquivo e organização da documentação do arquivo técnico de cada barragem, de acordo com os requisitos do RSB.

Palavras-Chave: plataforma; gestão; monitorização; registo; interoperabilidade.

1. INTRODUÇÃO

O ENKI é um sistema de informação especificado e desenvolvido internamente no Grupo Águas de Portugal, (daqui em diante designada por Grupo AdP), para dar resposta às várias atividades de gestão e monitorização das infraestruturas associadas ao ciclo urbano da água.

As barragens são obras necessárias para uma adequada gestão dos recursos hídricos, com vista ao desenvolvimento sustentável de abastecimento de água, de rega, produção de energia, mitigação de cheias e outros usos.

Contudo, a sua exploração pode envolver danos potenciais para as populações e bens materiais e ambientais existentes na sua vizinhança. De modo a garantir as necessárias condições de segurança de pessoas e bens, devem ser adotadas medidas de controlo de segurança das barragens e das respetivas massas de água.

O Módulo Gestão de Barragens e Albufeiras do ENKI, daqui em diante designada por módulo GBA, pretende ser uma ferramenta de apoio à gestão e monitorização da informação gerada na exploração das massas de água das albufeiras e nas atividades de controlo de segurança das barragens, em consonância com as obrigações regulamentares do RSB - Regulamento de Segurança de Barragens, e com as diretivas da Comissão de Gestão de Albufeiras (CGA), que permitirá uma interoperabilidade com as plataformas das entidades regulatórias, SNIRH e SILIamb da APA e o GestBarragens do LNEC.

2. ENQUADRAMENTO

Por inerência às atividades concessionadas, o Grupo AdP é atualmente responsável pela gestão e exploração de vários aproveitamentos hidráulicos, com géneses distintas, tendo parte deles sido integrados a partir de ativos de municípios diversos e outros construídos pelas próprias empresas do grupo AdP. Face ao processo de transferência de barragens, atualmente em curso, da Agência Portuguesa do Ambiente (APA, IP) para as empresas do Grupo AdP, o número destas infraestruturas irá aumentar nos próximos anos.

Nesse sentido, o Grupo AdP é responsável pela implementação de um conjunto de atividades, decorrentes do cumprimento das disposições regulamentares do RSB (Decreto-Lei n. º21/2018 de 28 de março), designadamente as que garantem a operação, manutenção e conservação dos órgãos de segurança e exploração (atividades definidas nas Regras de Exploração de cada barragem) e fundamentalmente as de controlo de

segurança da obra (atividades definidas nos Planos de Observação de cada barragem).

As atividades de controlo de segurança da obra, identificadas e definidas nos respetivos Planos de Observação, envolvem essencialmente a realização de campanhas de observação, com periodicidades definidas em função da fase da vida, importância da obra e do tipo de barragem (betão/aterro). Nas campanhas de observação são desenvolvidas as atividades de recolha de leitura dos equipamentos de observação instalados na barragem e posterior tratamento dessa informação, bem como realizadas inspeções visuais de rotina que têm como principal objetivo a deteção de sinais ou evidências de deteriorações ou sintomas de envelhecimento dos materiais e a deteção de anomalias do sistema de observação, devendo ser preenchida uma ficha de inspeção no final da mesma.

O Grupo AdP é também responsável pela monitorização das massas de água armazenadas nas barragens, sendo uma das entidades que constituem a Comissão de Gestão de Albufeiras (CGA) e a Comissão Permanente de Prevenção, Monitorização e Acompanhamento dos Efeitos da Seca, que mensalmente prepara e elabora o relatório de Monitorização Agrometeorológica e Hidrológica.

Atendendo ao número de barragens que o Grupo AdP terá a seu cargo, a AdP VALOR, Serviços Ambientais, S.A. (daqui em diante designada por AdP VALOR), procedeu ao desenvolvimento de uma ferramenta capaz de permitir uma gestão mais eficiente de toda a informação gerada na gestão e exploração de albufeiras e barragens e potenciar uma comunicação mais eficaz e com menores entropias entre as empresas do Grupo AdP e as entidades de gestão e controlo água das albufeiras e da segurança de barragens, designadamente a APA, IP e o LNEC.

3. APLICAÇÃO

O módulo GBA do ENKI permitirá ao utilizador a gestão e monitorização da informação das albufeiras e barragens, assente em três componentes principais, a componente de gestão de albufeiras, a componente de monitorização da segurança de barragens e a componente dos programas de autocontrolo dos contratos de concessão.

A componente de gestão de albufeiras pretende dar resposta à necessidade de monitorizar parâmetros de gestão de recursos hídricos. Trata-se duma área dinâmica muito orientada para parâmetros e séries temporais de dados, tais os níveis, caudais e volumes de água e dados meteorológicos.

A alimentação do módulo GBA do ENKI relativamente a estes parâmetros deverá ser possível por inserção direta nos formulários da interface ou através dum serviço de *webservices* que venha a ser disponibilizado por terceiros, designadamente através de outra aplicação do Grupo AdP que estará articulada com os SCADA das entidades gestoras das barragens.

A estrutura de dados desta secção deve permitir a escolha dos parâmetros e a sua edição,

pese embora este processo tenha de ser articulado com o contexto de interoperabilidade que estiver previsto para alimentação do sistema. A informação estará organizada em duas áreas funcionais distintas, uma de seleção de parâmetros disponíveis, composta por um quadro resumo com os últimos valores dos parâmetros monitorizados e outra área resultará do parâmetro selecionada e apresentará evolução temporal através de gráficos, podendo haver outras formas de tratamento das séries temporais, designadamente funções de probabilidade em empírica ou histogramas. A visualização da série temporal e consequente exportação dos dados em formato editável (xls, csv) será também aqui disponibilizada.

A componente de monitorização da segurança de barragens vai-se focar na monitorização da infraestrutura, designadamente na organização de informação que é obtida nas campanhas de observação, nomeadamente na realização das inspeções visuais de rotina e na leitura dos equipamentos de observação.

Os dados são recolhidos no terreno, o que significa que o módulo GBA do ENKI irá deve disponibilizar uma interface responsiva para otimizar estas funcionalidades ou seja, adequar a natureza móvel para estas operações de recolha e observação de informação. A informação será depois estruturada na base de dados de forma que possa facilmente ser exportada para ser consumida pelas entidades que fazem a validação do ponto de vista das normas de segurança, como é o caso do LNEC. Este consumo de informação por parte de entidades externas poderá ser feito por ficheiro ou por *webservices*. Numa primeira fase, prevê-se a exportação de ficheiro em formato tabular a definir, com esta entidade. Futuramente, quando o LNEC tiver definido e disponibilizado publicamente os *webservices* para receção e envio de dados dos processos de análise e validação das observações e leituras, será implementada no módulo GBA do ENKI a documentação dos referidos *webservices*.

A componente dos programas de autocontrolo dos contratos de concessão permitirá efetuar o registo da informação nos modelos definidos nos contratos de concessão de barragens, designadamente no que concerne aos dados de volumes captados, caudais ecológicos, volumes reservados e parâmetros de monitorização da qualidade da água nas albufeiras.

Assim, o módulo GBA do ENKI disponibilizará as tabelas de preenchimento para cada uma das albufeiras, identificando as amostras, estações e parâmetros. A definição das tabelas de preenchimento deve dar resposta às tipologias de amostragem previstas nos anexos dos contratos de concessão. Complementarmente à definição prévia das tabelas a preencher para efeitos de cumprimento do reporte à APA, IP, as entidades gestoras poderão carregar dados monitorizados sem recorrer às tabelas pré-preenchidas, tendo para esse efeito que descarregar um *template* genérico de carregamento, identificando os campos relativos à campanha (data, estação, parâmetro, profundidades, etc).

O envio será efetuado através de uma exportação de folha de cálculo a definir com a APA,

respeitando os anexos do contrato de concessão. Numa fase posterior, as expectativas serão que o novo SNIRH possa receber estes dados via *webservices*.

A seguinte imagem ilustra a abordagem que se pretende adotar em termos funcionais. Numa base de cadastro já existente, pretende-se dotar de informação dinâmica alimentada quer por informação proveniente das entidades gestoras, relativa à gestão de albufeiras, quer por informação proveniente da recolha *offsite* dos dados de observação e leituras dos equipamentos das barragens. No âmbito das obrigações regulamentares do RSB - Regulamento de Segurança de Barragens, e com as diretivas da Comissão de Gestão de Albufeiras (CGA), pretende-se que os dados recolhidos sejam encaminhados para a APA, no que concerne aos parâmetros de monitorização das albufeiras e para o LNEC, no que concerne aos parâmetros do controlo de segurança das barragens, designadamente os dados das campanhas de observação.

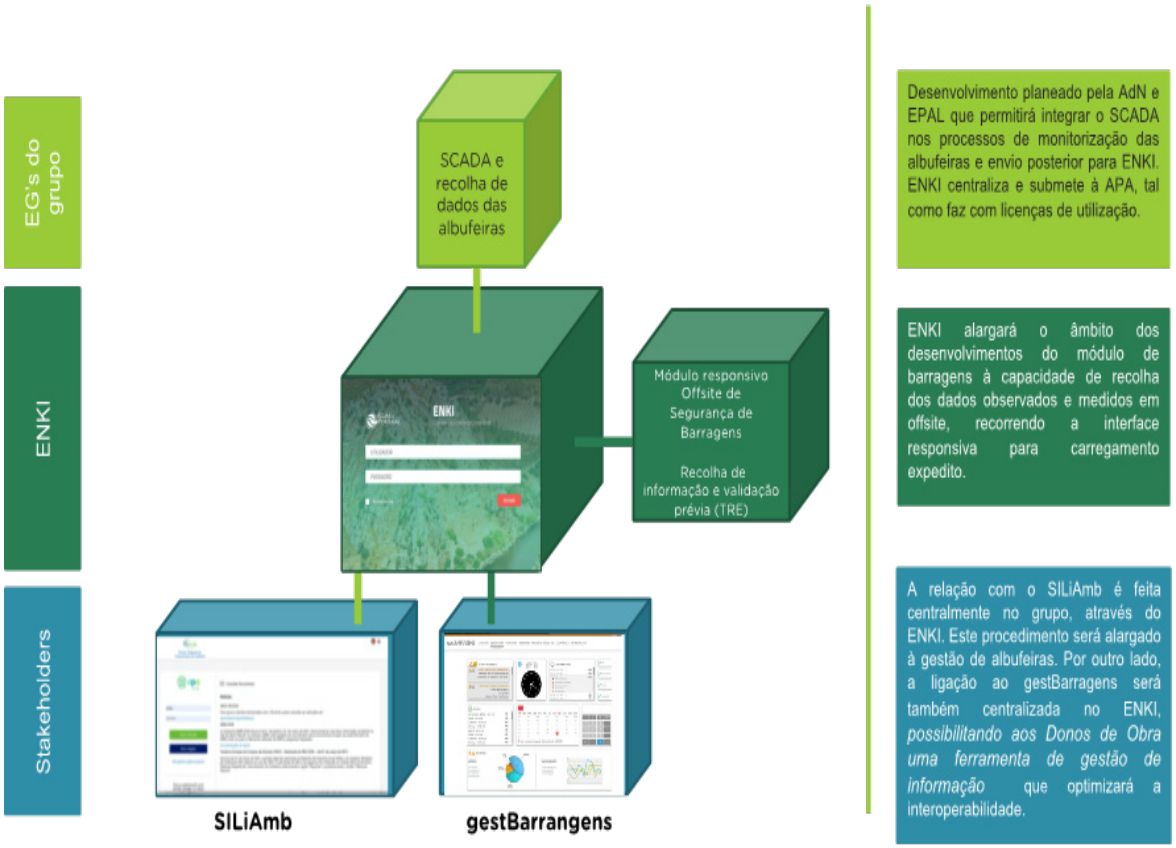


Fig. 1. Desenho funcional do Módulo GBA do ENKI.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à LATD DIGITAL ENABLERS, Lda. pelo trabalho desenvolvido na implementação da aplicação, bem como à Chimp – Comunicação Especializada, Unipessoal Lda. pelo apoio no suporte ao seu desenvolvimento. À Direção de Sistemas de

Informação da AdP SGPS pelo apoio na interligação entre sistemas e pela infraestrutura disponibilizada, às empresas operacionais do Grupo AdP e à equipa do Núcleo de Estudos Estratégicos da Direção de Engenharia da AdP VALOR.

BIBLIOGRAFIA

[1] Agência Portuguesa do Ambiente (2018). “Documentos Técnicos de Apoio ao Regulamento de Segurança de Barragens – 1.ª Edição”.

[2] Diário da República, 1.ª série — N.º 62 — 28 de março de 2018. “Regulamento de Segurança de Barragens”.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

298

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FERVENÇA – ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

João Vitor SCHLOGEL[1], Juliana PIETROBELLI[2], Ramiro MARTINS[3,4]

[1] *ESTG, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, joao.schlogel@gmail.com*

[2] *Departamento de Engenharia Química, UTFPR, Paraná, Brasil, jpietrobelli@utfpr.edu.br*

[3] *ESTiG-DTQB, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, rmartins@ipb.pt*

[4] *LSRE-LCM - Laboratory of Separation and Reaction Engineering – Laboratory of Catalysis and Materials, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal*

RESUMO

A água é fundamental para a sobrevivência de todos os seres vivos e é um elemento crucial do meio ambiente. Entretanto, devido a diversas atividades naturais e sobretudo humanas de poluição ao longo dos anos, corpos d'água vêm se degradando. Com isso, o controle de qualidade da água se torna necessário para monitorar e minimizar agentes poluidores, mantendo a saúde dos rios. Um dos métodos mais utilizados de controle de qualidade da água é a utilização de um Índice de Qualidade da Água (IQA). O IQA desenvolvido pela National Sanitation Foundation permite, através da análise de diversos parâmetros físicos, químcos e biológicos, e do emprego de artifícios matemáticos, determinar a qualidade da água de um rio em apenas um simples número, de 0 a 100. Através de coletas mensais entre Janeiro/2022 a Junho/2022, foi determinado por meio do IQA a qualidade da água do Rio Fervença, em Bragança, Portugal. A recolha das amostras foi feita em cinco pontos diferentes do rio dentro da cidade, assim os resultados ao longo do tempo e em localidades dinstintas podem ser comparados. No ponto 1 foram determinados os menores índices de Nitrogênio total, Fósforo total, $CBO_{5,}$ coliformes fecais, turvação e sólidos totais. Os pontos 2, 3 e 4 se mostraram equivalentes. Já no ponto 5 se mostrou os maiores índices dos parâmetros citados, o que pode ser uma possível influência da estação de tratamento de efluentes da cidade, próxima do local. O inverno (período mais chuvoso da região) foi marcado por uma forte estiagem, assim não pode ser detectado grandes influências da chuva nos resultados analíticos, o que era esperado para os meses de Dezembro a Março.

Palavras-Chave: Análise de água; Índice de qualidade de água; Monitorização; Rio Fervença.

1. INTRODUÇÃO

O controle de qualidade da água é indispensável para monitorizar e minimizar agentes os agentes causadores de poluição, mantendo a saúde dos cursos de água. Um dos métodos mais utilizados de controle de qualidade da água de rios é a utilização de um Índice de

Qualidade da Água (IQA) (Tyagi *et al*., 2013; Uddin *et al*., 2021). O IQA desenvolvido pela National Sanitation Foundation permite, através da análise de diversos parâmetros físicos, químcos e biológicos, e do emprego de artifícios matemáticos, determinar a qualidade da água de um rio em apenas um simples número (Rao & Nageswararao, 2013; Noori, 2019). O principal objetivo deste trabalho é utilizar esse índice para avaliar a qualidade de água do Rio Fervença, numa extensão de aproximadamente 3 km, na zona envolvente à cidade de Bragança, localizada no norte de Portugal.

2. ENQUADRAMENTO

Nas últimas décadas, com o crescimento das atividades industrais e agropecuárias, e o consequente aumento da produção de efluentes e descarga inadequada, têm conduzido a uma crescente contaminação dos corpos d'água. Face a esta realidade, o controle de qualidade da água torna-se necessário para monitorizar possíveis agentes poluidores, preparar planos de ações e minimizar a poluição dos rios. O cálculo do índice de qualidade da água (IQA) é um dos métodos mais eficazes e populares na atualidade (Tyagi *et al*., 2013; Paca, 2015; Uddin *et al*., 2021).

2.1 Índice de qualidade da água da National Sanitation Foundation (NSFWQI)

O índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation (NSFWQI) consiste na análise de nove parâmetros, a saber: Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Totais, Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5), Turvação, Fósforo Total, Azoto Total, Temperatura e Coliformes Fecais (Bollmann & Edwiges, 2008; Tyagi *et al*., 2013; Noori *et al*., 2019). Para cada um desses parâmetros, os valores registados ou determinados em laboratórios são convertidos em sub-índices. Com os pesos pré-determinados, é obtido um valor de 0 a 100 para a qualidade da água do ponto analisado, a partir de uma função de agregação [Eq. 1].

$$WQI = \prod_{i=1}^{n} qi^{wi} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

onde:

WQI: Water Quality Index (Índice de Qualidade da Água, varia de 0 a 100);

q_i: sub índice definido para cada parâmetro, obtido a partir da curva de variação de qualidade (varia de 0 a 100);

w_i: peso definido para cada parâmetro, baseado na importância para o valor final do IQA (varia de 0 a 1);

n: número de parâmetros.

Com todos os sub-índices e pesos determinados, é possível obter o índice de qualidade da água, a partir de Eq. 1. Os resultados podem variar de 0 a 100 e diferenciados em 5 categorias (Tabela 1) (CETESB).

Tabela 1. Classificação de categorias de índice de qualidade de água.

Categoria	Índice de qualidade da água
Excelente	80 - 100
Boa	52 - 79
Regular	37 - 51
Má	20 - 36
Muito má	0 - 19

2.2 Área de estudo

Foram definidos, estrategicamente, cinco locais de amostragem ao longo do Rio Fervença dentro do município de Bragança, representados na Fig. 1. Identificação das Coordenadas Cartesianas dos pontos: 1. 41o47'37.6''N, 6o47'15.3''W; 2. 41o47'54.9''N, 6º46'16.7''W; 3. 41º47'54.6''N, 6º45'54.0''W; 4. 41º48'17.0''N, 6º45'26.6''W; 5. 41º48'04.5''N, 6º44'38.4''W.

As campanhas de amostragem foram realizadas mensalmente, entre janeiro/2022 e junho/2022. Assim, os resultados obtidos podem ser comparados para diferentes pontos e ao longo do tempo. Seguindo a direção de escoamento do rio, do ponto 1 (zona rural do município) ao ponto 5 (após a zona de maior concentração populacional e a ETAR), os diferentes locais permitem avaliar a influência das atividades agrícolas, o stress devido à população até à descarga da ETAR, na qualidade da água do Rio Fervença. O intervalo temporal em que ocorreram as campanhas de amostragem permite analisar a interferência de fatores como pluviosidade e temperatura.

2.3 Métodos analíticos

As amostras foram analisadas de acordo com os métodos analíticos descritos no manual *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (APHA, 1998).



Fig. 1. Locais de amostragem no Rio Fervença, zona envolvente da cidade de Bragança (Google Maps).

2.4 Campanhas de amostragem

Para as campanhas de amostragem realizadas até ao momento (janeiro a abril), no ponto 1 foram registadas as menores concentrações de nitratos (<0,7 mg/L), azoto amoniacal

(<0,2 mg/L), fósforo total (<0,04 mg/L), CBO_5 (aprox.~0), coliformes fecais (~100 UFC/mL), turvação (~ 1 NTU) e sólidos totais (~200 mg/L). Este ponto localiza-se fora do perímetro urbano e numa zona de reduzida atividade agrícola, a poucos km da sua nascente, o que justifica os resultados obtidos.

Nos pontos 2, 3 e 4 foram obtidos resultados equivalentes para os parâmetros analisados, com valores ligeiramente superiores aos do ponto 1: nitratos (1 - 1,4 mg/L), azoto amoniacal (0,2 - 0,5 mg/L), fósforo total (<0,09 mg/L), CBO_5 (<5 mg/L), coliformes fecais (~100 UFC/mL), turvação (~ 1 NTU) e sólidos totais (~200 mg/L).

Já para o ponto 5 foram registadas as concentrações mais elevadas para os parâmetros analisados, o que pode ser explicado pela influência da descarga da Estação de Tratamento de Águas Residuais, alguns metros antes deste ponto de amostragem. Foram obtidos para os nitratos valores entre 1,8 e 2,3 mg/L, azoto amoniacal em torno de 30 mg/L, fósforo total <2 mg/L, CBO_5 superior a 150 mg/L, coliformes fecais > 5000 UFC/mL), turvação no intervalo100 a 200 NTU e sólidos totais >300 mg/L.

Os resultados demonstram, como era expetável, a influência da zona urbana da cidade na diminuição da qualidade da água do rio. O aspeto mais sensível a considerer é a descarga da ETAR da cidade, que condiciona de forma considerável a qualidade da água do rio Fervença. Turvação e sólidos totais elevados, e a matéria orgânica, merecem uma reflexão, por forma a que o ecossistema aquático não entre em rutura.

Em termos de análise temporal, os resultados não são conclusivos, já que o período de inverno (meses de maior pluviosidade) foi marcado por baixos valores de pluviosidade.

3. CONCLUSÕES

Dado que o estudo ainda não está completo, com previsão de conclusão apenas para o final de junho/2022, não nos permite apresentar valores do indíce de qualidade da água (IQA).

Os resultados obtidos indicam uma boa qualidade da água do Rio Fervença, com exceção para o ponto de amostragem após a ETAR. Tal fato reforça a atenção que este tipo de equipamento de proteção ambiental deve merecer das entidades competentes.

Este tipo de estudos é essencial na promoção do controle de qualidade dos rios e ecossistemas aquáticos, e desta forma na manutenção e preservação dum bem cada vez mais escasso que é a água.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento especial ao programa de Dupla-Diplomação promovido entre o Instituto Politécnico de Braganca (Portugal) e a Univerisade Técnológica Federal do Paraná (Brasil), que permite a mobilidade internacional de estudantes. Aos Professores Ramiro Martins e Juliana Pietrobelli pelo acompanhamento e orientação neste estudo, e à Engª Maria João

Afonso por todo o apoio laboratorial. Agradecimentos também pelo apoio de sempre da família e dos amigos verdadeiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington.

Bollmann, H. A., Edwiges, T. (2008). Evaluation of Belem River water quality, Curitiba, PR, with the use of quantitative and perceptive indicators. In: *Eng. Sanitária e Ambiental 13*, 443–452.

Google Maps. Disponível em: < www.google.pt>maps> Acesso em 20 de Maio de 2022.

Noori, R., Berndtsoon R., Hosseinzadeh M., Adamowski, J. F., Abyaneh, M. R. (2019). A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. In: *Environmental Pollution 244*, 575-587.

Paca, J. M. (2015). *Índices de qualidade de água superficial: Aplicação a cursos de água das províncias de Luanda e Bengo* (Master's thesis, Universidade Agostinho Neto).

Rao, G. S., Nageswararao, G. (2013). Assessment of Groundwater quality using Water Quality Index. In: *Arch. Environ. Sci*, v. 7, 1-5.

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R. (2013). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. In: *American Journal of Water Resources*, v. 1, 34–38.

Uddin, Md. G., Nash, S., Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. In: *Ecological Indicators 122*.

REFERÊNCIAS INTERNET

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. *Apêndice D Índices de Qualidade das Águas*.Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br>uploads>sites>2017/11.> Acesso em 20 de Maio de 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

311

MELHORIA DA PRECISÃO E OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE ÀS CHEIAS

Ana Margarida BENTO[1], Minh Quang TRAN[1], Elisabete TEIXEIRA[1], Hélder SOUSA[1], José CAMPOS E MATOS[1]

[1] *Institute for Sustainability and Innovation in Structural Engineering, University of Minho, 4800-058 Guimarães, Portugal, ana.bento@civil.uminho.pt, minhtq@uct.vn, elisabeterodriguest@gmail.com, sousa.hms@gmail.com, jmatos@civil.uminho.pt*

RESUMO

A avaliação da vulnerabilidade às cheias é muitas vezes dificultada pela intervenção de inúmeros fatores, sectores e aspetos. Por conseguinte, a adoção de técnicas que tornem o cálculo e avaliação da vulnerabilidade às cheias mais simples e eficaz reveste-se de primordial importância. As abordagens disponíveis na literatura para a avaliação da vulnerabilidade às cheias dividem-se em quatro grupos, nomeadamente curvas de vulnerabilidade, dados de perdas por desastres, modelação numérica e métodos baseados em indicadores. O método do Índice de Vulnerabilidade às Cheias (IVC) é um dos métodos mais abrangentes de avaliação da vulnerabilidade em vários aspectos, amplamente utilizado por investigadores e decisores políticos devido à sua intuitividade e facilidade de utilização. No entanto, sob a influência de demasiados indicadores e fatores no processo de cálculo, este método encontra algumas dificuldades na sua implementação. A determinação do IVC de uma dada região, ou comunidade, implica, uma investigação abrangente e multidisciplinar, o que requer muito tempo e recursos. É, assim, necessário melhorar a precisão e optimizar a seleção dos indicadores mais críticos para as diferentes componentes da vulnerabilidade às cheias, nomeadamente a social, a económica, a ambiental e a física. A presente investigação analisa e apresenta um método para melhorar a determinação do índice de vulnerabilidade às cheias (IVC), optimizando os seus indicadores, para simplificar o processo de cálculo, reduzindo o esforço no processo de implementação e, por último, melhorar a tomada de decisão.

Palavras-Chave: cheias; eventos extremos; Índice de Vulnerabilidade às Cheias (IVC); vulnerabilidade.

1. INTRODUÇÃO

A ocorrência de cheias é uma das ameaças naturais mais comuns e severas, que afeta a vida e as atividades dos povos em todo o mundo. Na década 1980-1999, o número de cheias foi de 1389, enquanto que no período entre 2000 e 2019, os eventos registados foram de 3254, constatando-se um aumento da sua frequência em 57%, constituindo também o maior aumento de eventos em desastres climáticos (Yaghmaei, 2020).

Tipicamente, as cheias ocorrem após sinais prolongados da natureza, como chuvas intensas e ventos fortes, ou podem surgir de forma repentina devido a causas como falha de barragens, descarga de cheia súbita, entre outros. Uma cheia repentina, caracterizada pela subida rápida do nível da água, é uma das principais causas diretas de perdas de vida humana e animal de todos os desastres climáticos. Uma consequência indireta deste tipo de evento é a contaminação de outros recursos, dificultando, por exemplo, o abastecimento de água pública às populações devido à proliferação de resíduos de esgotos, entre outros, que a poluem e a tornam insalubre para o consumo humano. Além de afetar a saúde, um evento de cheia prolongado afeta também o desenvolvimento socio-económico das comunidades em todo o mundo.

De acordo com Yaghmaei (2020), o número de vidas humanas afetadas por cheias corresponde também ao maior percentual registado. Na década de 2000-2019, as enchentes afetaram 1,65 bilião de pessoas, representando 41% de todos os desastres climáticos. Os efeitos nefastos das cheias são evidentemente mais pronunciados em países com recursos mais limitados (i.e., países em desenvolvimento), onde as infraestruturas, como sistemas de drenagem e controle de inundações, tendem a ser menos desenvolvidas, ou mesmo inexistentes. Populações residentes em planícies de inundação ou em edifícios não resistentes são também mais vulneráveis às consequências de uma cheia severa, bem como aquelas que não possuem sistemas de alerta implementados.

Em estudos anteriores, o risco de cheia foi considerado como um problema a ser avaliado e corrigido após a sua ocorrência, ao invés de atuar de forma proactiva (Europe, 2002; Emer, 2013; Alam, 2016). Com uma nova e mais desenvolvida abordagem, juntamente com o avanço da ciência e tecnologia, hoje em dia, o risco de cheia pode e deve ser considerado na fase de planeamento por forma a incluir soluções para a sua prevenção e/ou mitigação dos efeitos nefastos inerentes para a economia e sociedade mundial.

Deste modo, a presente comunicação propõe um método de otimização na determinação dos indicadores intervenientes no cálculo do Índice de Vulnerabilidade às Cheias (IVC), que simplifique o processo de avaliação, reduza o esforço no processo de implementação e auxilie na tomada de decisão.

2. VULNERABILIDADE ÀS CHEIAS

A seleção do método apropriado para a avaliação da vulnerabilidade às cheias, de uma dada região, requer a compreensão clara do conceito de vulnerabilidade e seus fatores inerentes. Muitos foram os estudos propostos, com base nas diversas áreas da ciência. Apesar de algumas diferenças, existem algumas semelhanças entre os estudos publicados (Adger, 2006; Borden *et al*., 2007; Cardona *et al*., 2012; UNDRR, 2022). A vulnerabilidade é, assim, amplamente aceite como o grau de perda ou dano de um sistema ou objeto quando sujeito a um agente prejudicial.

Vários métodos de avaliação da vulnerabilidade às cheias têm sido desenvolvidos (Sortino

Barrionuevo *et al*., 2022), apesar da eficácia destes ser, em algumas situações, limitada a vários fatores. Os métodos de avaliação de vulnerabilidade dividem-se em quatros grupos: (i) método indicador de vulnerabilidade; (ii) método de curva de vulnerabilidade; (iii) método de dados de perda por desastres; e (iv) método de modelação numérica.

O método indicador de vulnerabilidade consiste em especificar a vulnerabilidade através da atribuição de valores às variáveis que a afetam. A sua especificidade e facilidade de implementação permite a consideração da vulnerabilidade para um determinado espaço, região e instante temporal. Os indicadores da vulnerabilidade que afetam o impacto das cheias nas componentes social, económica, física e ambiental são recolhidos por recurso à realização de inquéritos em áreas específicas e o índice de vulnerabilidade é calculado a partir destes registos. Esta metodologia está dependente da consideração de várias variáveis, de campos distintos, bem como da escolha dos pesos a atribuir a cada um desses fatores, o que pode ser controverso.

O método da curva de vulnerabilidade baseia-se na relação entre o risco e os fatores que mais o influenciam, com base em dados de uma determinada área, devidamente documentados e publicados. Este método usa variáveis, como profundidade de inundação, velocidade, perdas de vidas humanas e danos em infraestruturas para avaliar e construir a curva de vulnerabilidade para uma área específica, passo a passo. A implementação deste implica tempo e recursos, para além de não ser aplicável a diferentes áreas geográficas.

O método de dados sobre perdas por desastres, por sua vez, utiliza dados anteriores sobre perdas para prever eventos futuros e correspondentes vulnerabilidades. Este método não é tão preciso quanto desejável, embora seja simples de implementar, devido aos registos de danos e perdas em várias fontes confiáveis (o sistema de informação nacional e os relatórios de danos das agências seguradoras). No entanto, os dados não são contínuos e só abrangem, geralmente, cheias severas, pelo que as previsões são frequentemente menos precisas.

Por fim, o método de modelação recorre a modelos numéricos para a simulação de profundidades e velocidades de cheia. A avaliação de vulnerabilidade é realizada através dos resultados das simulações numéricos na previsão de locais propensos a inundações e dos níveis de danos na área em causa de acordo com uma escala de vulnerabilidades. Após recolha de informações sobre topografia, hidrologia e outros fatores relevantes, os modelos numéricos são construídos para calcular mapas de inundação usando modelos 1D e 2D. Esta abordagem pode avaliar melhor a vulnerabilidade a uma escala menor do que outros métodos, uma vez que se concentra em áreas específicas. Em contraste, é incapaz de descrever uma relação clara entre os danos causados pelas cheias e os mapas de previsão.

Os métodos de índice de vulnerabilidade às cheias (IVC) e de modelação numérica têm-se revelado os mais eficazes de acordo com estudos recentes (Nasiri *et al*., 2016; Van *et al*., 2019, entre outros). O IVC avalia a vulnerabilidade de forma não direta, mas através de

vários aspectos do sistema principal. Neste sentido, o método pode ser revisto e avaliado de forma mais abrangente, com recurso à modelação numérica, por forma a aumentar a consciencialização pública e dando apoio aos decisores políticos com a facultação de uma metodologia integradora que permita a gestão e a minimização dos danos causados por um evento de cheia, consitituindo esta, a principal motivação para este estudo.

3. METODOLOGIA PROPOSTA

Como mencionado acima, o IVC fornece um método rápido, confiável e relativamente abrangente de avaliação de vulnerabilidade às cheias. Este método utiliza conjuntos de indicadores que cobrem todos os aspectos da área em análise. Os indicadores utilizados permitem a comparação da vulnerabilidade às cheias para diferentes áreas, ajudando a identificar e monitorizar as prioridades de ação necessárias na resposta a eventos de cheia.

No entanto, a dificuldade que a quantificação dos índices impõe ao cálculo pode constituir uma fraqueza significativa do método. Além disso, a maioria dos estudos de IVC não avalia a importância relativa dos diferentes componentes (Balica *et al*., 2009; Balica & Wright, 2010; Balica *et al*., 2013; Nasiri *et al*., 2016). Por outras palavras, os indicadores não foram ponderados, sendo, portanto, considerados como tendo um papel igual no cálculo do IVC. Por outro lado, alguns indicadores no método de cálculo atual do IVC estão a ser determinados por parâmetros qualitativos, de acordo com a experiência dos autores. A fim de superar a omissão da relevância dos indicadores no cálculo do índice de vulnerabilidade, de uma dada região, o presente estudo propõe a combinação do método IVC (Nasiri *et al*., 2016; Kumar & Bhattacharjya, 2020), com uma abordagem de modelação, para quantificar, de forma mais precisa, os seus respectivos pesos, bem como tirar vantagem da capacidade preditiva dos modelos numéricos.

A metodologia proposta é abrangente em diferentes aspetos, económico, social, físico e ambiental, e personalizada a cada região, enquanto corrige parcialmente os indicadores e aumenta a confiabilidade dos seus resultados. Através do sistema de indicadores é possível tomar decisões para melhorar a capacidade de redução dos danos causados por eventos de cheia. A modelação, por sua vez, baseia-se na análise de uma quantidade considerável de informações topográficas, hidrológicas e económicas detalhadas para a área em análise.

Uma vez conhecidos os indicadores envolvidos no cálculo do Índice de Vulnerabilidade às Cheias (IVC), o método de Processo Analítico Hierárquico (AHP) é aplicado para calcular os pesos dos indicadores respetivos (Saaty, 1988; Kunz, 2010). Ao comparar a importância dos indicadores (com base em dados recolhidos e pareceres especializados), os pesos são calculados de acordo com a distribuição de prioridade. Através do índice IVC, é fornecida informação sobre a vulnerabilidade de uma determinada área geográfica a eventos de cheia de forma rápida, direta e confiável. Usando o índice IVC, os níveis de vulnerabilidade podem ser comparados entre regiões. Ao mapear a vulnerabilidade, as abordagens de redução de riscos de inundação podem ser projetadas e otimizadas. Além disso, identificar as causas de origem da vulnerabilidade fornece informações essenciais

para planear a gestão de riscos e limitar os danos causados pelas cheias. A classe de vulnerabilidade às cheias mais comumente usada é a especificada na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do IVC.

Classe	IVC	Designação	Descrição
1	< 0.01	Pouca ou nenhuma vulnerabilidade às cheias	Vulnerabilidade às cheias muito pequena, área com recuperação rápida, alta resiliência, adaptada às cheias, exposição pequena, área que geralmente não inunda.
2	0.01–0.25	Baixa vulnerabilidade às cheias	Área onde ocorrem cheias esporádicas. Os componentes podem ser danificados, mas recuperam rapidamente, altamente resistentes. Por outro lado, se a área é economicamente subdesenvolvida, a sensibilidade não é alta, o que leva a baixa vulnerabilidade.
3	0.25 – 0.5	Vulnerável às cheias	A área é relativamente propensa às cheias. Quando ocorre uma cheia, os componentes vulneráveis são capazes de recuperar lentamente, de forma gradual, recebendo o investimento certo.
4	0.5 – 0.75	Vulnerabilidade alta às cheias	A frequência das cheias é relativamente grande, o nível de cheia é alto. Essa área é vulnerável às cheias, o processo de recuperação é muito lento, a resiliência e adaptabilidade são reduzidas e o investimento de recuperação é escasso.
5	0.75 - 1	Vulnerabilidade muito alta às cheias	Frequência alta de cheias, grau elevado de inundação. Essa área é vulnerável às cheias, a recuperação é muito lenta, a resiliência e adaptação são reduzidas, o investimento em recuperação é muito pequeno e o orçamento é escasso.

4. CONCLUSÕES

A vulnerabilidade constitui um ator importante na avaliação e mitigação dos efeitos nefastos da ocorrência de cheias. Para minimizar os danos das cheias, como de outros eventos extremos, é necessário reduzir a vulnerabilidade das comunidades e das infraestruturas críticas, fornecendo alertas atempados, reforçando as infraestruturas e tomando medidas de mitigação em situações mais críticas.

A determinação da vulnerabilidade de um sistema pode contribuir para mitigar os impactos negativos das cheias, ainda que sujeita a incertezas na determinação e quantificação dos diversos fatores, bem como na sua variabilidade temporal e espacial. Existem vários métodos de avaliação da vulnerabilidade às cheias, cada um com as respetivas valências e limitações. Por análise cuidada das componentes e indicadores da vulnerabilidade às cheias, a presente investigação propõe um método de avaliação através da combinação dos métodos de IVC e modelação numérica. A metodologia proposta constitui, assim, uma técnica promissora na melhoria da obtenção do índice de vulnerabilidade às cheias (IVC), optimizando os seus indicadores com a redução do esforço de implementação e apoio na tomada de decisão.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho insere-se no âmbito do projeto InfraCrit com a referência POCI-01-0247-FEDER-039555, com suporte financeiro do programa de investigação e inovação Portugal 2020 da União Europeia, pelo projeto I&D “GIIP - Gestão Inteligente de Infraestruturas Portuárias”, com referência POCI-01-0247-FEDER-039890.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adger, W. N. (2006). Vulnerability. Global environmental change, 16(3), 268-281.

Alam, K. (2016). Flood disasters: Learning from previous relief and recovery operations.

Balica, S. F., Douben, N., & Wright, N. G. (2009). Flood vulnerability indices at varying spatial scales. Water science and Technology, 60(10), 2571-2580.

Balica, S. F., Popescu, I., Beevers, L., & Wright, N. G. (2013). Parametric and physically based modelling techniques for flood risk and vulnerability assessment: A comparison. Environmental modelling & software, 41, 84-92.

Balica, S., & Wright, N. G. (2010). Reducing the complexity of the flood vulnerability index. Environmental hazards, 9(4), 321-339.

Borden, K. A., Schmidtlein, M. C., Emrich, C. T., Piegorsch, W. W., & Cutter, S. L. (2007). Vulnerability of US cities to environmental hazards. Journal of Homeland Security and Emergency Management, 4(2).

Cardona, O.D., M.K. van Aalst, J. Birkmann, M. Fordham, G. McGregor, R. Perez, R.S. Pulwarty, E.L.F. Schipper, and B.T. Sinh, 2012: Determinants of risk: exposure and vulnerability. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 65-108.

Emer., O.B. (2013). Flood Risk and Social Justice: From Quantitative to Qualitative Flood Risk Assessment and Mitigation by Zoran Vojinovic & Michael B. Abbott. IWA Publishing, London, 2012. 563 pages. ISBN: 9781843393870 (online).

Europe, O.R. (2002). Floods: climate change and adaptation strategies for human health.

Kumar, D., & Bhattacharjya, R. K. (2020). Review of different methods and techniques used for flood vulnerability analysis. Natural Hazards and Earth System Sciences Discussions, 1-30.

Kunz, J. (2010). The analytic hierarchy process (AHP). Eagle City Hall Location Options Task Force, 1-25.

Nasiri, H., Mohd Yusof, M. J., & Mohammad Ali, T. A. (2016). An overview to flood vulnerability assessment methods. Sustainable Water Resources Management, 2, 331-336.

Saaty, T. L. (1988). What is the analytic hierarchy process? (pp. 109-121). Springer Berlin Heidelberg.

Sortino Barrionuevo, J. F., Castro Noblejas, H., & Cantarero Prados, F. J. (2022). Vulnerability to Flood Risk: A Methodological Proposal for Assessing the Isolation of the Population. Land, 11(2), 277. https://doi.org/10.3390/land11020277

Van, C. T., Tri, D. Q., Son, N. T., & Thao, T. T. T. (2019, July). Determining the vulnerability index in the context of high floods in An Giang province. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 307, No. 1, p. 012015). IOP Publishing.

UNDRR (2022) Vulnerability. https://www.undrr.org/terminology/vulnerability (online).

Yaghmaei, N. (Ed.). (2020). Human Cost of Disasters: An Overview of the Last 20 Years, 2000-2019. UN Office for Disaster Risk Reduction.

337

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E AS CONDIÇÕES INTRADOMICILIARES EM COMUNIDADES RURAIS DO ESTADO DE GOIÁS

Nolan Ribeiro BEZERRA[1], Thaynara Lorrayne de OLIVEIRA[2], Paulo Sérgio SCALIZE[3], Hellem Victoria Ribeiro SANTOS[4], Humberto Carlos RUGGERI JUNIOR[5]

[1] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Goiânia-Go, nolan.bezerra@ifg.edu.br*

[2] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, thaynaralorrayne_@hotmail.com*

[3] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, pscalize.ufg@gmail.com*

[4] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, hellemvsantos@gmail.com*

[5] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, hcruggeri35@gmail.com*

RESUMO

A falta de soluções de abastecimento de água adequadas, ausência de medidas sanitárias intradomiciliares e hábitos inadequados, podem comprometer a saúde dos moradores. Assim, o objetivo da pesquisa foi avaliar a qualidade da água disponível para o consumo humano e o tratamento intradomiciliar da água antes da ingestão. Para isso foram coletados dados em 17 comunidades rurais do estado de Goiás, a partir do Projeto Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (SanRural). Foram utilizados os dados do índice de qualidade da água para consumo humano (IQA), desinfecção na saída da fonte, condições de reservatório e tratamento da água no intradomicílio. Os dados foram analisados e discutidos de forma quanti e qualitativa, apresentandas em forma de gráficos e textos. Observou-se que a comunidade Pouso Alegre apresentou um IQA categorizado como “Bom”, seguido das comunidades Arraial da Ponte, Baco Pari, Cedro e Landi, com IQA classificado como “Regular”. Quanto as demais comunidades, o IQA de 6 foi classificado como “Ruim” e das outras 6 como “Péssimo”, condição essa relacioanda a falta de tratamento e desinfecção da água. Com relação à higienização dos reservatórios, a mesma nem sempre foi informada, não sendo possível estabelecer uma relação desta variável com o IQA. Encontrou-se que, 10 das 12 comunidades que apresentaram IQA “Péssimo” ou “Ruim”, eram abastecidas parcialmente ou totalmente a partir de nascente, manancial ou poço tubular raso. Neste contexto, com algumas exceções, constatou-se uma relação entre a prática do tratamento intradomiciliar com os menores IQAs encontrados. A comunidade com melhor IQA era abastecida por poço tubular profundo e as quatro restantes, a partir do poço tubular profundo ou raso. Foi possível observar que, caso as comunidades tivessem a água submetida ao processo de desinfecção, o IQA melhoraria consideravelmente. Tratando-se da higienização dos reservatórios, quando esses possuem estruturas adequadas e realizam a reservação de um recurso proveniente de melhores fontes de abastecimento, ela exerce influência no IQA.

Palavras-Chave: qualidade da água; comunidades rurais; fontes de abastecimento; saúde; tratamento domiciliar.

1. INTRODUÇÃO

A falta de soluções de abastecimento de água adequadas, acompanhadas da ausência de medidas sanitárias intradomiciliares e hábitos inadequados, pode comprometer a saúde dos moradores das comunidades rurais, em função da ocorrência de doenças relacionadas ao saneamento, intensificando a incidência de infecções bacterianas, bem com de proliferação de vetores como o *Aedes aegypti*, consequentemente aumentado os custos relacionados à saúde (Clasen *et al*., 2004; Fuente *et al*., 2022), além da poluição dos corpos hídricos e solo.

Na busca por melhores condições para a saúde dos moradores, analisar a qualidade da água por meio de índices de qualidade da água (IQA), pode ser um instrumento capaz de auxiliar na promoção da saúde; pelo fato de apresentar dados multivariáveis por meio de um indicador geral, fornecendo informações ao longo do espaço e do tempo, auxiliando na distribuição de recursos financeiros e na gestão dos sistemas de abastecimento e dos recursos hídricos (Chen *et al*., 2015; Santos, Oliveira & Teixeira, 2021). Desse modo, o objetivo da pesquisa foi avaliar a qualidade da água disponível para o consumo humano e o tratamento intradomiciliar da água antes da ingestão em comunidades rurais do estado de Goiás.

2. MÉTODO E COLETA DE DADOS

Os dados foram provenientes do Projeto Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (SanRural). Assim, 17 comunidades foram selecionadas para o objeto de estudo, sendo 6 assentamentos rurais, 8 comunidades quilombolas e 3 ribeirinhas, distribuídas em diversos municípios do estado de Goiás-Brasil.

Foram utilizados os valores de índice de qualidade da água para consumo humano (IQA) do Diagnóstico Técnico da Qualidade da Água de Comunidades Rurais e Tradicionais do Estado de Goiás – 2019, o qual encontra-se em fase de publicação. As coletas de água foram realizadas após o reservatório domiciliar e, na sua ausência, diretamente da fonte de abastecimento. Em seguida, foram submetidas a caracterização física (cor aparente, turbidez e sólidos dissolvidos totais), química (alumínio, cloreto, dureza total, ferro, fluoreto, nitrato e pH) e microbiológica (bactérias heterotróficas e *Escherichia coli*) para o posterior cálculo do IQA, utilizando o Modelo Canadense (CCME, 2001), podendo ser moldado de acordo com o uso ao qual se destina o recurso hídrico (Silva *et al*., 2017). As coletas e as análises da água seguiram o *Guia Nacional de Coleta e Preservação das Amostras* (Cetesb, 2011) e *Standard Methods* (APHA, AWA & WEF, 2012), sendo analisados conforme limites estabelecidos no anexo XX da Portaria de Consolidação n. 5 (Brasil, 2017) com suas atualizações. Além disso, um segundo cálculo do IQA foi realizado, para um cenário onde houvesse a implantação de melhorias que impactassem nos parâmetros microbiológicos *Escherichia coli* e Bactérias heterotróficas. Os resultados do IQA foram classificados em: 0-44 = péssimo; 45-64 = ruim; 65-79 = regular; 80-94 = bom e 95-100 = excelente.

As condições intradomicilares, tais como: desinfecção na saída da fonte de abastecimento, higienização do reservatório domiciliar e tratamento domiciliar da água, foram obtidas durante as visitas com aplicação de formulário junto ao responsável de cada domicílio, as quais ocorreram em 2018 e 2019. Para o dimensionamento da quantidade de domicílios visitados foi considerado um nível de confiança de 95% e um erro máximo que variasse de acordo com os diferentes níveis de abrangência geográfica.

Os dados foram analisados e discutidos de forma quanti e qualitativa, apresentando em forma de gráficos e textos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Figura 1, para cada comunidade, estão apresentados os valores do IQA (atual e após possíveis ações de melhorias), bem como a quantidade de domicílio com a presença de reservatórios domiciliares (caixa d'água), seguido da informação da realização da sua higienização pelo menos uma vez ao ano.

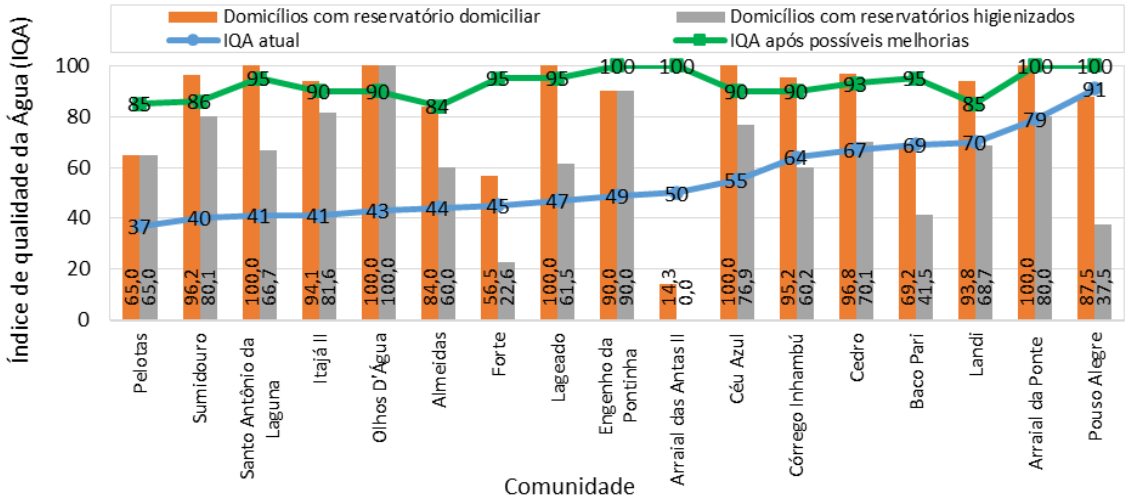


Fig. 1. IQA atual e após possíveis melhorias das comunidades estudadas, bem como a presença de reservatório e sua higienização em comunidades rurais do estado de Goiás – Brasil.

A partir da Figura 1, é possível visualizar que a comunidade Pouso Alegre apresentou um IQA atuakl categorizado como "Bom" (91 pontos), seguido das comunidades Arraial da Ponte, Baco Pari, Cedro e Landi, classificadas com IQA "Regular". Quanto as demais comunidades, 6 foram classificadas como "Ruim" e as outras 6 como "Péssima". Caso fossem realizadas possíveis ações de melhorias, eliminando as bactérias heterotróficas e a *E. coli*, 47,1% das comunidades seriam classificadas como "Excelente" e 52,9% como "Bom". Isso poderia ser alcançando com uma ação de desinfecção da água consumida junto as comunidades, que atualmente não conta com este tratamento.

A existência de reservatórios domiciliares variou em 14,3% a 100% dos domicílios das comunidades. Com relação à higienização dos reservatórios, onde a mesma nem sempre

era realizada, não foi possível estabelecer uma relação desta variável com o IQA, uma vez que em algumas comunidades, onde a higienização era baixa e o IQA foi alto, a exemplo de Pouso Alegre, sendo o inverso também verdadeiro, como exemplo a comunidade Olhos D'Água, onde 100% dos domicílios apresentaram reservatórios e disseram efetuar a higienização, no entanto, o IQA foi classificado como "Péssimo".

Outros fatores podem ter influenciada a classficação atual do IQA, tais como origem da água (nascente, manancial superficial, poço raso escavado, poço tubular raso, poço tubular profundo, etc) e condições estruturais dos reservatórios (material, existência de tampa, trincado etc.). Nesse contexto, obsevou-se que, 10 das 12 comunidades que apresentaram IQA "Péssimo" ou "Ruim", eram abastecidas parcial ou totalmente a partir de nascente, manancial superficial ou poço tubular raso. A comunidade com melhor IQA era abastecida por poço tubular profundo e as demais, a partir de poço tubular profundo ou raso.

Assim, é extremamente importante a prática do tratamento intradomiciliar, seja a filtração e/ou a desinfecção, bem como a fervura da água antes da sua ingestão. Na Figura 2, é apresentada a porcentagem dos domicílios de cada comunidade onde estas práticas foram relatadas.

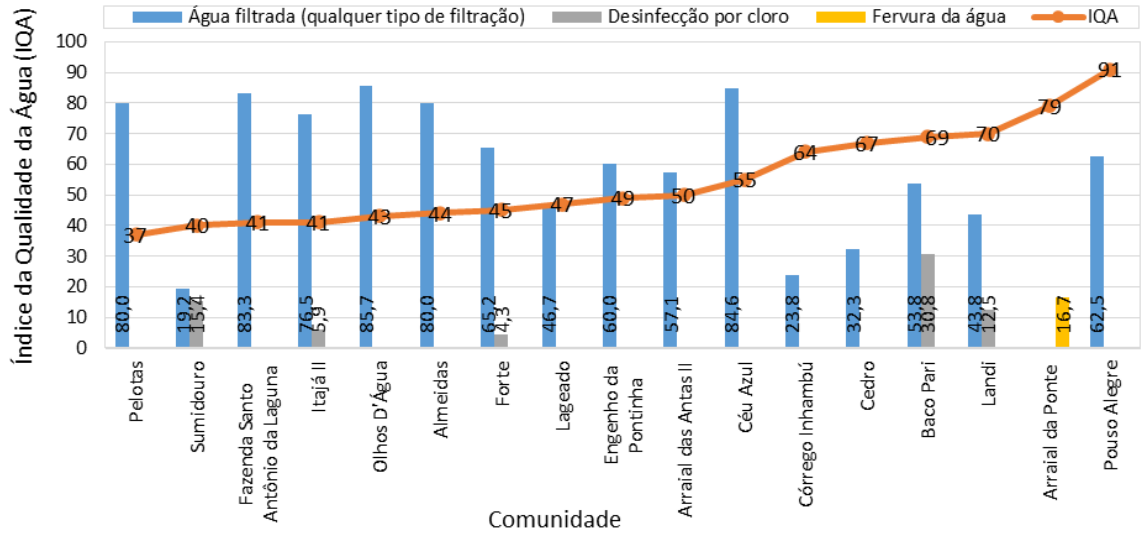


Fig. 2. Porcentagem de domicílios onde a prática do tratamento intradomiciliar foi informada (Goiás – Brasil).

De forma geral, considerando os IQAs mais baixos, a prática do tratamento intradomiciliar foi alta, com exceção da comunidade Sumidouro, onde, além da filtração, foi informada a desinfecção, e da comunidade Lageado, na qual foi relatada a fitração da água como medida sanitária, em 50% dos domicílios. Isso remete a uma percepção dos usuários com relação à necessidade do tratamento intradomiciliar em função da qualidade da água apresentada. Em contrapartida, onde o IQA esteve acima de 64 pontos, a prática do tratamento intradomiciliar foi menor, com exceção de Pouso Alegre, já discutido

anteriormente. Nas comunidades Baco Pari e Landi, constatou-se o tratamento intradomiciliar por desinfecção e filtração da água. No caso de Baco Pari, o fornecimento de água acontece por poço tubular profundo coletivamente, permitindo um IQA de 69 pontos, no entanto, em determinadas épocas do ano, o abastecimento acontece por carro pipa com água sem tratamento, proveniente de manancial superficial, o que justifica a combinação dos tratamentos intradomiciliares realizados. Já a comunidade Landi é uma comunidade ribeirinha que mais de 50% é abastecida por poço raso escavado e manancial superficial.

Assim, constata-se a importância de melhorar o acesso aos serviços de água, aliado às práticas em educação em saúde no intradomicílio, resultando em melhores condições de vida para os moradores das comunidades rurais, o que gerar reduções com despesas médicas e economia de tempo, tal como relata Fuente *et al.* (2022).

4. CONCLUSÕES

A partir do presente trabalho foi possível concluir que nas comunidades estudadas, não foi possível estabelecer uma relação entre o uso de reservatório domiciliar higienizados com os valores de IQA, e que as comunidades são abastecidas com água sem a desinfecção, refletindo nos valores baixos IQA, condição essa que pode gerar prejuizos a saúde da população. Caso a desinfecção fosse implementada, como medida melhoria sanitária, em todas as comunidades, o IQA melhoraria consideravelmente, ficando na condição de “Bom“ ou “Excelente”.

Com algumas exceções, constatou-se uma relação entre a prática do tratamento intradomiciliar com os menores IQAs encontrados.

Nos casos apresentados, para garantir uma fonte de água de baixo risco, vê-se como funamental que sejam realizadas ações de orientações em educação em saúde quanto às condições e práticas intradomiciliares, além de investimentos em implantação, ampliação e melhoria do sistema de abastecimento de água para as comunidades rurais, por parte dos órgãos governamentais. Assim, a distribuição de verba são de demasiada importância, refletetindo também no alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

AGRADECIMENTOS

À Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) pelo suporte financeiro, através do projeto intitulado Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (SanRural) - TED 05.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA-AWWA-WEF - Standard Methods for examination of water and wastewater (2012). 22th Edition. Washington, DC: American Public Health Association, 2012, 1360 p. ISBN 978-087553-013-0

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment (2001). Canadian Environmental Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME Water Quality Index User's Manual 2001 Update. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Cetesb - Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011); Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [*et al*.]. -- São Paulo: Cetesb; Brasília: Ana, 2011.

Chen Z, Zhu Z, Yin L, Wei S, Deng L (2015). The Changing Water Quality Characteristics from Urban Drinking Water Sources in Guangdong, China. Water Resources Management, v. 29, p. 987-1002. DOI:10.1007/s11269-014-0855-0

Clasen TF, Brown J, Collin S (2004). Reducing diarrhea through the use of household-based ceramic water filters: a randomized, controlled trial in rural Bolivia. The American journal of tropical medicine and hygiene, v. 70, n. 6, p. 651-657. DOI: https://doi.org/10.4269/ajtmh.2004.70.651.

Fuente D, Mosites E, Bressler S, Eichelberger L, Lefferts B, January G, Singleton R, Thomas T (2022). Health-related economic benefits of universal access to piped water in Arctic communities: Estimates for the Yukon-Kuskokwim Delta region of Alaska. International Journal of Hygiene and Environmental Health, v.240, n. 113915. DOI: 10.1016/j.ijheh.2021.113915

Silva RA, Mayanard NF, Barbosa AQ, Tolle EC, Cavalcante EB, Marques MN (2017). Aplicação de um Índice de Qualidade de Água para o Sistema de Abastecimento Público. Scientia Plena, v. 13, n. 10. DOI: 10.14808/sci.plena.2017.109917

Santos HVR, Oliveira TL Teixeira D (2021). Aplicações e Desafios dos Principais Índices de Qualidade da Água no Continente Americano. In: Faria Kms, Trindade SP (2021). Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas. Goiânia: C&A Alfa Comunicação.

LEGISLAÇÃO

Brasil – Portaria de Consolidação Nº5 de 28/09/2017. Consolidação das normas sobre ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX, do Controle e da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. Diário Oficial da União: seção 1, suplementação, Brasília, DF, ano 154, n. 190, p. 360, 03 nov. 2018, 2017. Disponível em: http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=03/10/2017&jornal=1040&pagina=1&totalArquivos=716

RELAÇÃO ENTRE A TAXA DE MORTALIDADE POR COVID-19 E O SANEAMENTO BÁSICO – ESTUDO DE CASO DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Thiago LAPPICY[1], Daniel BELTRÃO[1] , Márcio BIGONHA[1]

[1] Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasil.

E-mails: lappicy@gmail.com; bittarbigonha@gmail.com; beltraodaniel2@gmail.com

RESUMO

A falta de acesso à água tratada dificulta a adoção de medidas de higiene preventivas contra a COVID-19. Além disso, a presença do vírus causador da doença nas fezes de pessoas contaminadas pode contribuir para o aumento da transmissão do SARS-COV-2 por meio de águas contaminadas. Assim, o presente trabalho analisou a relação entre os níveis de atendimento de saneamento básico e a taxa de mortalidade do COVID-19 no Rio Grande do Sul, utilizando os 111 dos 497 municípios do estado que possuíam os dados completos registrados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Para essa análise foram utilizados os modelos lineares generalizados, que são uma extensão da regressão linear e capazes de verificar distribuições não normais, assim como incorporar algumas não-linearidades. Foram testados ao todo 10 modelos, sendo o mais parcimonioso escolhido pelo AIC. O melhor modelo foi o de distribuição gama e função de ligação identidade. Os coeficientes utilizados obtiveram p-valores com nível de significância 0,01 para o coeficiente relacionado ao esgoto e 0,001 para o coeficiente relacionado ao abastecimento de água. O resultado obtido foi que para cada aumento percentual de 1% no atendimento do esgoto, a taxa de mortalidade diminui em 0,8 óbitos/100.000 habitantes. Já para o abastecimento de água, essa taxa aumenta em 1,73 óbitos/100.000 habitantes, o que ocorreu, possivelmente, pelo fato de a variável em questão servir como "*proxy*", indicando implicitamente a influência de outras variáveis, como a densidade populacional e o poder aquisitivo. A literatura acerca desses resultados é diversa, porém apresenta sempre baixos coeficientes em relação aos óbitos por COVID-19 e o nível de atendimento dos serviços de saneamento.

Palavras-Chave: COVID-19; Coronavírus; Saneamento; Brasil; Modelos Lineares Generalizados.

1. INTRODUÇÃO

A poluição e a contaminação da água estão entre as principais causas da incidência de enfermidades, principalmente em populações de baixa renda, não atendidas por

sistemas de abastecimento de água e de coleta e disposição de esgotos (Funasa, 2019). Sabendo que a COVID-19 é causada por um vírus que está presente nas fezes das pessoas contaminadas, o SARS-COV-2, Heller *et al.* (2020) abordaram a possibilidade da transmissão da doença pela via feco-oral. Segundo os autores, a confirmação dessa hipótese representaria a necessidade de intervenções relacionadas ao fornecimento de água e saneamento adequados.

Ressalta-se que o Brasil é um país que apresenta grande deficiência nos índices dos serviços de saneamento. De acordo com os dados levantados pelo SNIS em 2019 (Brasil, 2019b), cerca de 35 e 100 milhões de pessoas vivem em residências sem serviços de cobertura de água e coleta de esgoto, respectivamente. No estado do Rio Grande do Sul (RS), os dados do SNIS mostram que 86,7% da população total é atendida com rede de água, enquanto somente 32,3% possuem atendimento com rede de esgoto em suas residências (Brasil, 2019b).

Em relação à COVID-19, sua proliferação foi caraterizada pela OMS como pandemia em 11 de março de 2020 (OMS, 2020). No Brasil, o primeiro caso da doença foi registrado no final de fevereiro de 2020, enquanto diversos locais do mundo já apresentavam centenas de casos. Até outubro de 2021 já haviam sido registrados mais de 21 milhões de casos da doença do país e mais de 600 mil óbitos, segundo dados do Painel Coronavírus (disponível em: https://covid.saude.gov.br/), o que coloca o Brasil como 2º colocando no número de mortes no mundo pelo ranking da "*Our World in Data*" (disponível em: https://ourworldindata.org/). No Rio Grande do Sul, o primeiro caso foi registrado no dia 10 de março de 2020, sendo que o estado registra até o momento deste estudo 1.456.567 casos e 35.316 óbitos pela doença, de acordo com os dados do Painel Coronavírus RS (disponível em: https://ti.saude.rs. gov.br/ covid19/).

Os governos estaduais e federal apresentaram diferentes estratégias para lidar com a prevenção e tratamento da doença, o que permite compreender a distribuição heterogênea no número de casos e mortes no país. No Rio Grande do Sul, adotaram-se medidas de distanciamento social uma semana após o primeiro registro de casos no estado. Nesse momento, a OMS já tratava a pandemia como prioridade e estabelecia uma série de procedimentos e recomendações para evitar a propagação do contágio da doença.

Há literatura acerca da relação entre óbitos por COVID-19 e o saneamento básico no Brasil (Silva *et al*., 2021; Aquino, 2020). Esses, porém, não compreendem um longo período da pandemia no Brasil, em especial a época de maior incidência de mortes (março/2021). A relação entre saneamento e a COVID-19 também foi abordada ao redor do mundo, principalmente nos países subdesenvolvidos que sofrem com a falta de infraestrutura básica, como Moçambique, local do estudo de Cambaza (2021). Diferentemente da maioria estudos que serviram como base para este trabalho e que consideraram distribuição normal para os dados coletados, foi aplicado nesse estudo como ferramenta estatística os Modelos Lineares Generalizados, que apresentam como vantagem a utilização de outras distribuições de probabilidade não normais e a possibilidade de inclusão de não linearidades no modelo.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Dados

Os dados associados ao saneamento utilizados foram obtidos no banco de dados do SNIS (Brasil, 2019b). O acesso à água foi incorporado às análises utilizando o indicador AG001, detalhado como população total atendida com água no município. Para acesso à coleta de esgoto, utilizaram-se dados do indicador ES001, definido como população total atendida com esgotamento sanitário. Esses indicadores foram divididos pela população estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, contida no SNIS, e multiplicados por 100 para que o valor ficasse entre 0 e 100. O SNIS apresenta valores de 473 dos 497 municípios do RS sendo que 111 possuem dados informativos sobre atendimento ao esgoto – esses foram os únicos utilizados.

Em relação à COVID-19, foram obtidas informações a nível individual acerca do avanço da doença no Painel Coronavírus RS. Dos 1.432.114 dados disponíveis, foram utilizados 1.008.567 referentes aos 111 municípios mencionados. Nota-se que apesar dos outros 386 municípios serem a maioria em número de municípios (78%), eles representam apenas 423.547 (30%) dos dados.

2.2 Modelos Lineares Generalizados e distribuições utilizadas

Modelos lineares tradicionais são limitados no sentido de que uma variável aleatória, *Y*, pode ser representada por um único, ou por uma combinação linear, de *β* parâmetros e *X* covariáveis. Essa relação é dada por meio de uma distribuição probabilística com a distribuição Normal no formato ~N(μ, σ), indicando que a distribuição normal possui média μ e desvio padrão igual a σ. Os modelos lineares generalizados (MLG) são uma extensão desses modelos lineares de forma que *Y* possa ter outras distribuições não normais e que a relação entre resposta e variável explanatória possa ser mais complexa (Dobson e Barnett, 2002).

Os modelos MLG podem ser definidos como tendo três componentes principais. Um é o sistemático, representado pelas variáveis explanatórias (*X*) e os parâmetros β dada por η. O segundo componente é um randômico, no qual a variável independente pertence a uma família exponencial de distribuição. A função de ligação, $^{-1}$(), é o último componente chave de um MLG, ela relaciona o valor esperado de *Y*, E(*Y*|*X*) = μ, ao componente linear, η = *Xβ*. Todas essas componentes juntas dão forma ao MLG - Equação 1 (Dobson e Barnett, 2002). Apesar desses modelos poderem ser ainda mais generalizáveis (modelos aditivos generalizados), isso não é feito nesse estudo.

$$E[\mathbf{Y}|\mathbf{X}] = \mu = g^{-1}(\eta) = g^{-1}(\mathbf{X}^T * \beta) \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Diferentes distribuições foram testadas, essas sendo a Normal, Normal Inversa e Gama – cada uma podendo ter diferentes possibilidades para a função de ligação. No presente

estudo utilizou-se para as três distribuições as funções de ligação com $^{-1}(\mu)$ podendo ser igual a "μ" (identidade); "ln(μ)" (logarítmica) ou "1/μ" (inversa). Para a distribuição Normal Inversa utilizou-se ainda a possibilidade de $^{-1}(\mu) = "1/(2\mu)^2"$.

Para selecionar a melhor família de distribuição e a função de ligação optou-se por usar o critério de informação de Akaike, ou AIC (Akaike, 1992). Por ele, modelos que utilizam muito parâmetros são penalizados, buscando uma resposta mais parcimoniosa. Esse método deve ser usado quando comparando modelos de uma mesma estrutura, uma vez que a verossimilhança (presente no equacionamento) deve ser calculada do mesmo modo. Vale notar que o AIC é incapaz de definir se o modelo de fato é bom ou não.

3. RESULTADOS

Foi realizada a modelagem para as distribuições normal, normal inversa e gama, cada uma com suas possíveis funções de ligação, totalizando 10 possíveis modelos. A distribuição gama, utilizando a função de ligação identidade, $^{-1}(\mu) = \mu$, obteve o resultado mais parcimonioso, com o menor valor de AIC, de 1316,07. Para esse modelo ótimo, temos a estimativa de seus coeficientes, junto com seu desvio padrão, p-valores e sobre o nível de significância dessas covariáveis (denominado α), apresentados na Tabela 1. Foi feita a avaliação se era significativa a covariância entre as duas covariáveis utilizadas, porém essa retornou um p-valor não significativo, sendo maior do que 0,05. Notamos um bom nível de significância nesse estudo.

Tabela 1 – Estatísticas relevantes referente ao modelo ótimo utilizado.

	Estimativa	D. Padrão	p-valor	α
Intercepto	165,70	23,66	2,24e-10	0,001
X_1 (atendimento água)	1,73	0,31	1,67e-07	0,001
X_2 (atendimento esgoto)	-0,80	0,27	0,004	0,01

É necessária uma correta análise do modelo e dos resíduos (Figura 1). Primeiramente feito um gráfico em envelope para certificar a escolha dada pelo AIC, todos os pontos estão dentro do intervalo. Além disso, o gráfico de dispersão aparenta estar aceitável, com média próxima a zero e variância constante. O QQplot coincide com o esperado e vemos o ajuste da frequência (histograma) com a curva normal passando por cima, sendo razoável.

O modelo resultante (equação 2) relaciona o número de óbitos (por 100 mil habitantes) pelo COVID-19 com a cobertura de infraestruturas de esgotamento sanitário (X_2) e abastecimento de água (X_1). Esses índices de saneamento podem variar de 0 até 100. Para o sistema de água, X_1, tem-se que, para o aumento de 1 ponto percentual da população total do município contemplada pelo sistema, o número de casos registrados de óbitos pelo novo coronavírus varia positivamente em 1,73 a cada 100.000 habitantes. Para o sistema de esgotamento sanitário, o acréscimo de 1 ponto percentual da população total com cobertura do sistema implica na diminuição em 0,80 na ocorrência de óbitos a cada cem mil habitantes por casos de COVID-19 no município.

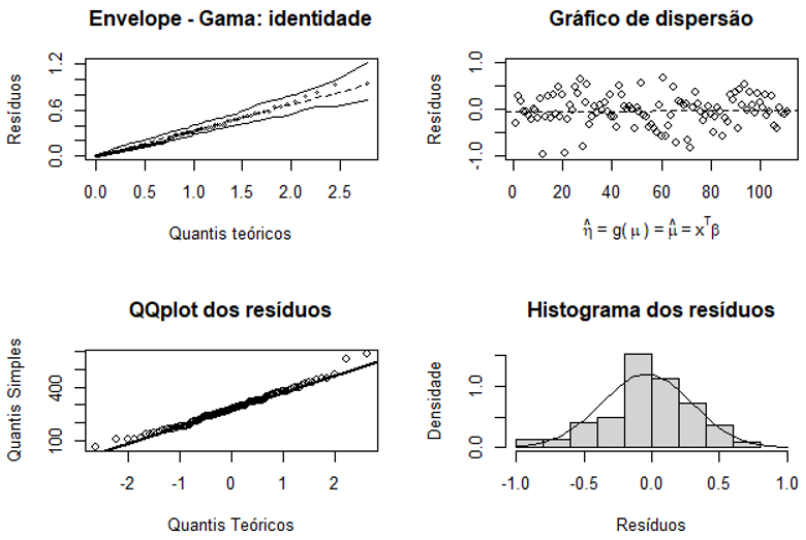


Fig. 1 – Análise dos resíduos deviance por meio de diferentes gráficos.

$$\frac{Obitos}{100.000} = 1,73\mathbf{X_1} - 0,80\mathbf{X_2} + 165,70 \qquad \text{[Eq. 2]}$$

O impacto do sistema de esgotamento sanitário apresenta tendência inversamente proporcional ao aumento no número de óbitos da pandemia do novo coronavírus. Portanto locais com maior cobertura de esgotamento sanitário tendem a sofrer menos em uma situação pandêmica como a da COVID-19. Já o parâmetro associado ao abastecimento de água leva a uma conclusão diferente. O coeficiente positivo aponta para um aumento no número de óbitos quando há aumento no índice de cobertura de água registrado pelo SNIS.

Silva *et al.* (2021) e Aquino (2020) verificaram que a presença de saneamento reduz números de casos e mortes associados ao COVID-19. Porém, Silva *et al*. (2021) ao agrupar cidades com diferentes níveis de atendimentos sanitário alcançou resultados diferentes, associando um aumento no número de mortes com o um aumento na cobertura de esgoto. O estudo explica o resultado pela diversidade das cidades brasileiras que incorporam outros fatores sociais e estratégias adotadas pelo poder público que são influentes na taxa de mortalidade.

Cambaza (2021) analisou essa relação em Moçambique verificando uma correlação positiva entre índices de saneamento (cobertura de esgotamento sanitário e de abastecimento de água) e de casos confirmados. O autor explica o comportamento observado pela relação entre a presença de infraestrutura urbana e a maior densidade populacional observada nos centros urbanos. Assim, a existência de sistemas de saneamento estaria vinculada a uma maior densidade populacional, o que seria a causa mais relevante para potencializar a ocorrência de casos.

Diversos estudos apontam para a permanência do vírus da COVID nos esgotos sanitários

(Heller *et al*., 2020; La Rosa *et al*., 2020; Guo *et al*., 2021; Tran *et al*., 2021), reforçando a importância da verificação da possibilidade da transmissão feco-oral, uma vez que, ainda que o vírus causador apresente baixa estabilidade em ambientes naturais, sua permanência em águas naturais ou residuárias pode durar dias ou mesmo semanas (Tran *et al*., 2021). Na perspectiva da qualidade da água para consumo humano, mesmo com o coronavírus permanecendo na água até semanas, ele não apresenta grande estabilidade em ambientes naturais, sendo facilmente oxidado (Pinon e Vialette, 2018). No Brasil, todo processo de tratamento e distribuição de água para consumo humano deve incorporar etapa de desinfecção, altamente eficiente na desestabilização do vírus, reduzindo ainda mais o risco associado.

4. CONCLUSÕES

O estudo da relação entre os dados de óbitos da COVID-19 e dos níveis de saneamento nos municípios adimplentes no SNIS do estado do Rio Grande do Sul apontou para a existência de relação estatisticamente significativa, sendo positiva para o abastecimento de água e negativa para o atendimento ao esgotamento sanitário, reforçando a necessidade de infraestruturas de saneamento básico para o atendimento da saúde pública. Trabalhos semelhantes realizados previamente alertam para a existência de outros aspectos mais influentes que o saneamento, como a densidade populacional e tipo de estratégia adotada para o combate à pandemia, que devem ser investigados mais profundamente. Ainda assim, a universalização do saneamento básico é um desafio ainda a ser vencido no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e à CAPES pelas bolsas de mestrado que apoiaram os autores e à FAP/DF pelo auxílio concedido para participação no evento.

REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. (1992). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Springer, New York, NY.

AQUINO, Davi Santiago. (2020) Influência do acesso a saneamento básico na incidência e na mortalidade por COVID-19. Revista Tema. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-Grandense, 8 out. 2020.

BRASIL (2019a). Manual de saneamento / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 5.ed. Brasília: Funasa, 2019. 545p.

BRASIL (2019b). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Diagnóstico dos serviços de água e esgoto de 2019.

BURNHAM, K. P., & Anderson, D. R. (2002). A practical information-theoretic approach. Model selection and multimodel inference, 2.

CAMBAZA, E. (2021) Influence of population density and access to sanitation on Covid-19 in Mozambique. Angolan Journal of Health Sciences, v. 2, n. 1, p. 3-8, 2021. DOI: 10.54283/RACSaude.2789-2832.v2n1_ 2021.p3-8.

DOBSON, A. J., & Barnett, A. (2002). An introduction to generalized linear models. 2008. CRC Pr I Llc.

EKUMAH, Bernard; ARMAH, Frederick Ato; YAWSON, David Oscar; QUANSAH, Reginald; NYIEKU, Florence Esi; OWUSU, Samuel Asiedu; ODOI, Justice Odoiquaye; AFITIRI, Abdul-Rahaman. (2020). Disparate on-site access to water, sanitation, and food storage heightens the risk of COVID-19 spread in Sub-Saharan Africa. Environmental Research. Elsevier BV, out. 2020.

GUO, Meng; TAO, Wanyin; FLAVELL, Richard A.; ZHU, Shu. (2021) Potential intestinal infection and faecal–oral transmission of SARS-CoV-2. Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology. Springer Science and Business Media LLC, 15 fev. 2021.

HELLER, Léo; MOTA, César R.; GRECO, Dirceu B. (2020) COVID-19 faecal-oral transmission: Are we asking the right questions? Science of The Total Environment. Elsevier BV, ago. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.138919.

LA ROSA, Giuseppina; BONADONNA, Lucia; LUCENTINI, Luca; KENMOE, Sebastien; SUFFREDINI, Elisabetta. (2020) Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods - A scoping review. Water Research. Elsevier BV, jul. 2020.

OMS (2020). Organização Mundial de Saúde. Discurso de abertura do Diretor-Geral da OMS na conferência de imprensa sobre COVID-19 realizada em 11 de março de 2020.

PINON, Anthony; VIALETTE, Michèle. (2018). Survival of Viruses in Water. Intervirology. S. Karger AG, 2018. DOI 10.1159/000484899.

SILVA, Renata R; RIBEIRO, Caique J N; MOURA, Tatiana R; SANTOS, Márcio B; SANTOS, Allan D; TAVARES, Débora S; SANTOS, Priscila L. (2021) Basic sanitation: a new indicator for the spread of COVID-19? Transactions of The Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene. Oxford University Press (OUP), 6 fev. 2021. DOI 10.1093/trstmh/traa187.

TRAN, Hai Nguyen; LE, Giang Truong; NGUYEN, Dong Thanh; JUANG, Ruey-Shin; RINKLEBE, Jörg; BHATNAGAR, Amit; LIMA, Eder C.; IQBAL, Hafiz M.N.; SARMAH, Ajit K.; CHAO, Huan-Ping. (2021) SARS-CoV-2 coronavirus in water and wastewater: A critical review about presence and concern. Environmental Research. Elsevier BV, fev. 2021. DOI 10.1016/j.envres. 2020.110265.

4

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DE UM REATOR ELETROQUÍMICO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO E MATADOURO DE SUÍNOS

Ruan BOCCHI[1], Christian C. SCHMITZ[2], Fabio ORSSATTO[3], Juliana Bortoli R. MEES[4], Eduardo EYNG[5]

[1] Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira-PR/Brasil, ruan_bocchi@hotmail.com

[2] Universidade Tecnólogica Federal do Paraná, Medianeira-PR/Brasil, christianschmitz_21@hotmail.com

[3] Universidade Tecnólogica Federal do Paraná, Medianeira-PR/Brasil, orssatto@utfpr.edu.pr

[4] Universidade Tecnólogica Federal do Paraná, Medianeira-PR/Brasil, juliana@utfpr.edu.pr

[5] Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira-PR/Brasil, eduardoeyng@utfpr.edu.pr

RESUMO

Uma atividade com expressiva importância econômica para o Brasil é a indústria de abate de animais e o beneficiamento da carne. No entanto, este setor é responsável pela geração de resíduos em grande escala, com águas residuárias apresentando altas concentrações de matéria orgânica. O tratamento deste efluente é requerido para proporcionar o descarte correto, ou ainda, seu reuso. O uso de reatores eletroquímicos no tratamento de efluentes vem sendo amplamente estudado, especialmente para matrizes complexas como de frigoríficos de suínos, visando manter a qualidade do efluente final tratado. Deste modo, o presente trabalho teve como proposta a aplicação da eletrocoagulação em um reator batelada, contendo tubos concêntricos de alumínio atuando como eletrodos de sacrifício, buscando-se uma alta eficiência na remoção da matéria orgânica do efluente de frigorifico e matadouro de suínos. Os aspectos construtivos do reator permitem a adaptação de seu regime de trabalho, sendo possível sua operação em fluxo ascendente contínuo. Por meio de um Delineamento Composto Central (DCC) foi possível avaliar os efeitos do tempo de eletrólise e densidade de corrente elétrica. Os resultados obtidos com os ensaios realizados indicam que o processo de eletrocoagulação se apresentou promissor para remoção de DQO, turbidez e cor em efluente de frigorifico e matadouro de suínos, mostrando resultados eficientes para remoção de tais parâmetros (eficiência superior a 80%). Acredita-se que o nível de tratamento possa ser aprimorado com a execução de um planejamento fatorial completo, buscando-se a otimização do processo. Além disso, a associação desta tecnologia a outras existentes no mercado pode proporcionar o equilíbrio das condições operacionais, permitindo que se opere em condições mais brandas de consumo de energia, o que seria importante para a viabilidade econômica do processo.

Palavras-chave: Eletrocoagulação; Tratamento Físico-Químico de efluentes; Eletroflotação.

1. INTRODUÇÃO

Os frigoríficos e abatedouros de suínos geram um efluente com grande teor de poluição que é produzido pela mistura da água de processamento na linha de abate e na limpeza de vísceras animais, o que forma um acúmulo de matéria orgânica, que é o principal poluente gerado pelos frigoríficos de suínos (MORALES *et al.,* 2009, BUSTILLO – LECOMPTE; MEHRVAR, 2015).

Um método alternativo que pode ser aplicado no tratamento de efluentes de frigorifico e matadouro de suínos é a eletrocoagulação (EC), na qual esse processo tem atraído grande atenção no tratamento de efluentes industriais devido à suas vantagens, como uso de equipamentos simples, operação fácil, tempo de retenção curto, sem necessidade de adição de produtos químicos, sedimentação rápida de flocos gerados eletricamente e menor geração de lodo (MENESES *et al*., 2012).

Neste contexto, a principal contribuição do presente trabalho foi avaliar os efeitos das condições operacionais em um reator eletroquímico de tubos concêntricos, operando em batelada, no tratamento de efluente de um frigorífico e matadouro de suínos. Utilizou-se o Delineamento Composto Central (DCC) como ferramenta para avaliar os efeitos do tempo de eletrólise e densidade de corrente elétrica, avaliando-se a qualidade do tratamento pela remoção de DQO, turbidez e cor aparente.

2. METÓDO

Objetivando o tratamento do efluente de frigorífico e abatedouro de suínos foi construído um reator eletroquímico de tubos concêntricos. O reator consiste em um tubo de PVC, com 100 mm de diâmetro e 50 cm de comprimento, outros três tubos de alumínio concêntricos, com diâmetros de 75 mm, 50 mm e 25 mm, respectivamente, e ainda, um cilindro maciço de alumínio com diâmetro de 10 mm. Todas as estruturas em alumínio atuam como eletrodos de sacrifício. Embora o reator tenha sido utilizado em regime batelada, este possui as condições necessárias para operação em fluxo ascendente contínuo, caso seja desejado. Na base do reator se tem uma placa de acrílico perfurada, com o intuito de promover a dispersão do efluente alimentado, e a saída do efluente tratado conta com um defletor para retenção do lodo gerado.

Como estratégia de planejamento experimental foi utilizado o Delineamento Composto Central (DCC), avaliando-se os efeitos dos fatores Densidade de corrente elétrica (3 a 10 $mA.cm^{-2}$) e o Tempo de eletrólise (5 a 15 min), tendo como variáveis respostas a remoção percentual de cor aparente, DQO e turbidez. O efluente de frigorífico de suínos foi caracterizado quanto aos seguintes parâmetros físico-químicos: DQO (Colorímetrico), Turbidez (Nefelométrico), Cor aparente (Espectrometria), pH (Potenciométrico) e Condutividade elétrica (Condutívimetro).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com a caracterização do efluente de frigorífico de suínos, utilizado nesse trabalho, foram constatados os seguintes valores para os parâmetros físico-químicos analisados: DQO (13.452,5 ± 502,3 $mg.L^{-1}$), Turbidez (2.462,0 ± 492,7 UNT), Cor aparente (3.192,8 ± 213,2 UC), pH (6,39 ± 0,02) e Condutividade elétrica (3,206 ± 0,091 $mS.cm^{-1}$).

Na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos com a execução da matriz de ensaios do delineamento experimental. Ressalta-se que os percentuais de remoção variaram entre 82,79% e 89,03% para DQO, 76,76% e 98,62% para cor aparente e, 95,50% e 99,70% para turbidez.

Tabela 1. Resultados obtidos com a execução da matriz do delineamento experimental.

Ensaio	Densidade de Corrente ($mA.cm^{-2}$) (x_1)	Tempo de eletrólise (min) (x_2)	Remoção DQO (%)	Remoção Cor (%)	Remoção Turbidez (%)
1	3 (-1)	5 (-1)	82,79	76,76	95,50
2	10 (+1)	5 (-1)	89,03	97,26	99,44
3	3 (-1)	15 (+1)	83,98	96,79	99,65
4	10 (+1)	15 (+1)	84,11	98,62	99,52
5	6,5 (0)	10 (0)	83,86	96,09	99,68
6	6,5 (0)	10 (0)	83,79	96,29	99,70
7	6,5 (0)	10 (0)	84,10	96,38	99,71

x_1 = Variável codificada adimensional para a densidade de corrente elétrica. x_2 = Variável codificada adimensional para o tempo de eletrólise.

Na Tabela 2 são apresentados os coeficientes de regressão ajustados para os modelos matemáticos. Alguns termos não se mostraram significativos a 95% de confiança (p-valor > 0,05), entretanto, considerando a proximidade com o limiar de significância estatística, e objetivando manter elevados os coeficientes de determinação (R^2=92,06% para remoção da DQO, R^2=92,61% para Cor e R^2=83,93% para Turbidez), optou-se por manter todos os termos nos modelos.

Tabela 2: Coeficientes de regressão para os modelos matemáticos.

Resposta	Termo	Coeficiente de regressão	p-valor	Fcalc
Turbidez	Média	99,04	0,0000	
	x_1	0,95	0,1194	
	x_2	1,06	0,0959	
	$x_1.x_2$	-1,02	0,1042	
				5,3
Cor	Média	94,04	0,0000	
	x_1	5,59	0,0319	
	x_2	5,34	0,0359	
	$x_1.x_2$	-4,68	0,0501	
				12,6*
DQO	Média	84,53	0,0000	
	x_1	1,59	0,0296	
	x_2	-0,93	0,1055	
	$x_1.x_2$	-1,53	0,0329	
				11,6*

x_1 = Variável codificada adimensional para a densidade de corrente elétrica. x_2 = Variável codificada adimensional para o tempo de eletrólise. * Modelos válidos estatisticamente, Fcalc>Ftab (9,28).

As representações dos modelos matemáticos válidos estatisticamente (Remoções de Cor e DQO) podem ser observadas na Fig. 1. Uma vez que para a variável Remoção de Turbidez não foi possível ajustar um modelo válido estatisticamente, o mesmo não pode ser considerado para conclusões acerca do comportamento em relação a variação dos fatores estudados, densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise.

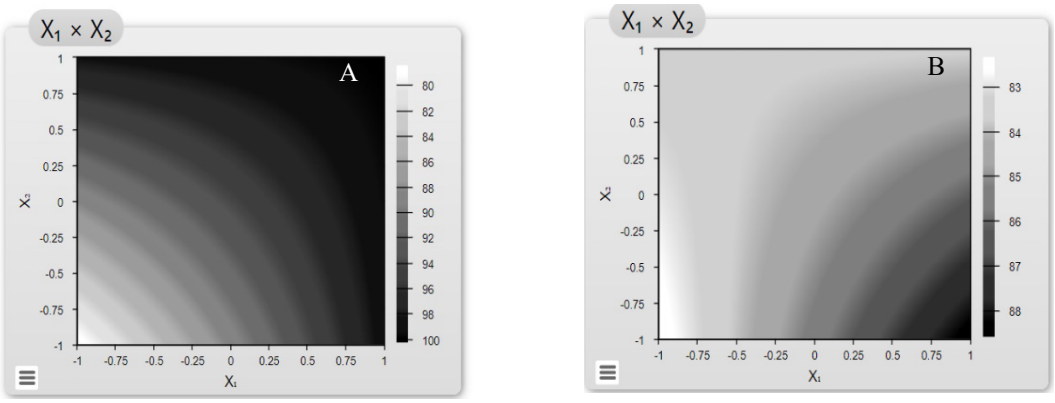


Fig 1. Gráficos de contorno para as respostas: Remoção de Cor (A) e Remoção de DQO (B).

Pode-se concluir na Fig. 1 que os maiores valores de remoção da cor aparente podem ser obtidos aumentando a corrente aplicada e o tempo de hidrólise. Além disso, a área que possui melhores indicadores de remoção de cor está dentro da faixa de 9,125 a 10 $mA.cm^{-2}$ para densidade de corrente e tempo de eletrólise de 13,75 a 15 minutos. Já para remoção da DQO podemos observar que a região com maior percentual de remoção encontra-se dentro da faixa de 10 a 16,2 $mA.cm^{-2}$ de densidade de corrente elétrica e 15 a 23,75 minutos de reação de eletrólise.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com os ensaios realizados indicam que o processo de eletrocoagulação se apresentou promissor para remoção de DQO, turbidez e cor em efluentes de frigorifico de suínos, mostrando resultados eficientes para remoção de tais parâmetros (eficiência superior a 80%).

Acredita-se que o nível de tratamento possa ser aprimorado com a execução de um planejamento fatorial completo, buscando-se a otimização do processo. Além disso, a associação desta tecnologia a outras existentes no mercado pode proporcionar o equilíbrio das condições operacionais, permitindo que se opere em condições mais brandas de consumo de energia, o que seria importante para a viabilidade econômica do processo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Tecnológica Federal do Paraná – *Campus* Medianeira, e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTAMB, pelo apoio para o desenvolvimento do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management***.** n. 161, p. 287 – 302, 2015.

MENESES, J.M. *et al., Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: Investigação dos parâmetros operacionais*. *Quím. Nova* [online]. 2012, vol.35, n.2, pp.235-240. ISSN 0100-4042.

MORALES, M. M. *et al.,* Avaliação dos resíduos líquidos em um sistema de abate de bovinos. *Estudos de Biologia*, v. 31, n. 73/75, p. 111–115, 2009.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* 3 ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2005.

9

O PDDU 2016 DE SALVADOR-BAHIA-BRASIL E AS ÁGUAS URBANAS: DA LETRA DA LEI À NECESSIDADE DE EFETIVA IMPLEMENTAÇÃO

Luiz Roberto Santos MORAES[1]

[1] *Universidade Federal da Bahia, Rua Aristides Novis, 2, 4º andar-DEA, Sala 11, Salvador-Bahia-Brasil, moraes@ufba.br*

RESUMO

Constitui hoje um dado de grande importância nas cidades a mudança de paradigma no manejo das águas urbanas. Ela implica em modificar a forma tradicional de apenas drenar as águas pluviais de montante a jusante; requer também dotar a população de serviços públicos de saneamento básico, com vistas a melhorar a salubridade ambiental e a saúde dos habitantes da urbe. Salvador, capital da Bahia-Brasil, tem contemplado nas leis dos dois últimos Planos Diretores de Desenvolvimento Urbano-PDDU (2008 e 2016) dispositivos sobre esses requisitos. O objetivo do trabalho é apresentar esses dispositivos estabelecidos no PDDU 2016 e discutir os desafios para a sua efetiva implementação. Trata-se de um estudo descritivo, do tipo revisão bibliográfica integrativa e crítica, sobre a produção técnica e pesquisa documental relacionadas às águas urbanas e ao PDDU. A Lei n. 9.069/2016, que dispõe sobre o PDDU de Salvador, na Seção Das Águas Urbanas, estabelece que são diretrizes para a conservação, manutenção da qualidade ambiental, recuperação e uso sustentável das águas urbanas superficiais e subterrâneas, dentre outras: o controle e fiscalização da ocupação e da impermeabilização do solo nas áreas urbanizadas, mediante a aplicação de critérios e restrições urbanísticas regulamentados no ordenamento do uso e ocupação do solo; a ampliação do sistema de esgotamento sanitário e de ações de manejo de resíduos sólidos, de modo a evitar a poluição dos cursos d'água e do aquífero subterrâneo; a adoção de soluções para os pontos críticos do sistema de esgotamento sanitário, bem como a desativação das "captações de tempo seco" construídas nos corpos d'água principais, visando promover a restauração dos rios urbanos. Da análise dessas diretrizes pode-se concluir que, embora todas sejam importantes e existam desde o PDDU 2008, nenhuma delas vem sendo implementadas pelo Governo Municipal, o que urge o enfrentamento dos desafios e a sua imediata implementação.

Palavras-Chave: Águas Urbanas; PDDU; Participação social; Salvador.

1. INTRODUÇÃO

Constitui hoje um dado de grande importância nas cidades a mudança de paradigma no manejo das águas urbanas, que implica em modificar a forma tradicional de apenas

drenar as águas pluviais de montante a jusante, bem como dotar a população de serviços públicos de saneamento básico - entendidos como os de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e manejo de resíduos sólidos, com vistas a melhorar a salubridade ambiental e, consequentemente, a saúde dos habitantes da urbe. Salvador, capital do estado da Bahia-Brasil, tem contemplado nas leis de seus dois últimos Planos Diretores de Desenvolvimento Urbano-PDDU (2008 e 2016) dispositivos sobre esses requisitos, mas torna-se necessário que eles deixem de constar apenas como letra da lei para serem efetivamente implementados pelo Poder Público Municipal e sociedade soteropolitana. O objetivo do presente trabalho é apresentar esses dispositivos estabelecidos no PDDU 2016 sobre as águas urbans e discutir os desafios para a sua efetiva implementação.

2. ENQUADRAMENTO

Trata-se de um estudo descritivo, do tipo revisão bibliográfica integrativa e crítica, sobre a produção técnica e pesquisa documental (legislações e normas) relacionadas às águas urbanas, aos serviços públicos de saneamento básico e ao PDDU 2016 de Salvador. Este método permite a síntese de estudos publicados e possibilita conclusões gerais à respeito de uma particular área de estudo.

2.1 As águas urbanas em Salvador: do caminho das águas à situação atual

Salvador é uma cidade marcada por uma topografia bastante acidentada, com muitas encostas que apresentam forte inclinação, envolta e entrecortada pelas águas. Acha se circundada pela Orla da Baía de Todos os Santos (a Oeste) e pela Orla Atlântica (ao Sul e a Leste), com clima intertropical que favorece a ocorrência de chuvas ao longo do ano (em média, 2.000 mm/ano), que produzem inundações e escorregamento de encostas. Ainda assim, pode-se dizer que Salvador é uma cidade privilegiada pela natureza no que diz respeito às águas. Entretanto, Salvador tem passado, nas últimas décadas, por expressivas modificações na qualidade do seu ambiente urbano. Ainda que preserve muitos dos seus atributos naturais, é uma cidade plena de contrastes, conjugando pobreza e riqueza como poucas metrópoles brasileiras. Abrigando um contingente estimado de 2,9 milhões de habitantes (IBGE, 2022), o processo de urbanização da cidade e os usos das águas, particularmente para diluição e transporte de esgotos sanitários, comprometeram profundamente seus rios, fazendo surgir da abundância a escassez. Merecem destaque o comprometimento da qualidade das águas da Baía de Todos os Santos pelo lançamento de resíduos industriais e domésticos, pelo uso descontrolado das águas subterrâneas para abastecimento doméstico e industrial, assim como comprometimento de seus rios pelo lançamento de resíduos líquidos e sólidos. É esse o substrato a partir do qual são tecidas complexas relações entre águas e pobreza urbana. O processo de urbanização de Salvador, à semelhança do ocorrido em outras grandes cidades do País, ampliou e aprofundou as desigualdades e a exclusão. Os principais problemas socioambientais da cidade nesse começo de século decorrem, sobretudo, da natureza excludente da

sociedade local (resultado de uma economia e de um mundo de trabalho estratificados e concentradores de renda), da complexa relação entre pobreza urbana e ambiente urbano, do caráter elitista das políticas públicas implementadas, da natureza e precariedade das ações do Estado em serviços de consumo coletivo.

As águas tornam-se, então, um problema ambiental dos mais graves, e isso se explicita da seguinte forma: (1) apesar de ser um elemento dotado de extrema utilidade, vital à sobrevivência, à biodiversidade e ao conjunto da sociedade, as águas também são uma ameaça (decorrente da incidência de altos índices pluviométricos em uma topografia acidentada que favorece o deslizamento de terra em suas encostas) e em uma cidade favelizada; e (2) apresenta um problema de saúde pública (em virtude da desigualdade na distribuição dos serviços públicos de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de drenagem de águas pluviais e de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e, em decorrência, da alta incidência de doenças relacionadas à água e às condições inadequadas de saneamento básico).

A associação entre pobreza e acesso aos serviços de consumo coletivo, a padrões de atendimento e cobertura dos serviços públicos de saneamento básico, um dado estrutural das grandes cidades brasileiras e dos países diferenças regionais, tem um significado peculiar na vida da cidade. Além de estar dentre as capitais que apresentam os maiores índices de pobreza do Brasil, Salvador também apresenta os menores percentuais de atendimento dos serviços de consumo coletivo, sendo sua distribuição e a qualidade dos serviços mais estratificados prestados das mais diferenciadas formas. Pesquisas realizadas no âmbito da Universidade Federal da Bahia-UFBA têm demonstrado que persistem graves problemas de esgotamento sanitário em algumas áreas da cidade, além de ser uma constante a dificuldade de abastecimento de água regular nos bairros mais pobres ou mais afastados. Por conta dessas desigualdades em termos da qualidade do serviço prestado, o consumo de água fora dos padrões de potabilidade e a disposição inadequada de esgotos sanitários e de resíduos sólidos se tornam importantes problemas sanitário-ambientais (Moraes *et al*., 2015; Moraes, Santos e Sampaio, 2006; Salvador, 2006).

Também é importante destacar que os problemas de quantidade e qualidade das águas se inserem em questões mais amplas do meio ambiente. Os principais rios da cidade estão com suas frágeis margens e calhas com intensa e desordenada ocupação por populações socialmente vulneráveis, que ainda os utilizam como canais de recepção e transporte de esgotos e resíduos sólidos. As políticas de meio ambiente devem ser articuladas ou integradas não somente com as políticas de gestão das águas, mas também com as políticas de desenvolvimento urbano, de habitação, de saneamento básico, de saúde ambiental, ou seja, os conceitos que orientam a gestão ambiental, em geral, também deverão ser válidos para essas políticas, todas elas diretamente relacionadas com a melhoria da qualidade da vida nos centros urbanos. A gestão urbana, em várias escalas territoriais e político administrativas, envolve articulações entre esferas diferentes de

competências no trato da gestão das águas e na gestão do espaço urbano (Rossi *et al*., 2012; Moraes *et al*., 2012; Santos *et al*., 2018).

2.2 O estabelecido pelo PDDU 2016 para as águas urbanas em Salvador

A Lei n. 9.069/2016, que dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do Município de Salvador PDDU 2016 e dá outras providências, em seu Capítulo II Das Diretrizes Específicas, Seção I, Das Águas Urbanas, estabelece em seu: Art. 20. São diretrizes para a conservação, manutenção da qualidade ambiental, recuperação e uso sustentável das águas urbanas superficiais e subterrâneas no território do Município:

> Art. 20. São diretrizes para a conservação, manutenção da qualidade ambiental, recuperação e uso sustentável das águas urbanas superficiais e subterrâneas no território do Município:
>
> I - controle e fiscalização da ocupação e da impermeabilização do solo nas áreas urbanizadas, mediante a aplicação de critérios e restrições urbanísticas regulamentados na legislação de ordenamento do uso e ocupação do solo;
>
> II - conservação da vegetação relevante e recuperação daquela degradada, em especial, as Áreas de Preservação Permanente (APP), Áreas de Proteção Ambiental (APA), Áreas de Proteção aos Recursos Naturais (APRN) e demais áreas integrantes do SAVAM;
>
> III - desobstrução dos cu alagamento e inundações, mantendo as livres de barreiras físicas;
>
> IV - monitorização e controle das atividades com potencial de degradação do ambiente, especialmente quando localizadas nas proximidades d lagos, lagoas, áreas alagadiças e de represas, destinadas ou não ao abastecimento humano;
>
> V - estabelecimento de um sistema de monitoração pelo Município, articulado ao Sistema de Informação Municipal (SIM Salvador) e com a Administração Estadual, para acompanhamento sistemático da perenidade e qualidade dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos no território de Salvador, destinados ou não ao abastecimento humano;
>
> VI - criação de instrumentos institucionais, como o subcomitê Joanes/Ipitanga do Comitê da Bacia do Recôncavo Norte, para a gestão compartilhada das bacias hidrográficas dos rios Joanes e Ipitanga, também responsáveis pelo abastecimento de água de Salvador, criando se fóruns de entendimentos sobre a utilização;
>
> VII - estabelecimento, como fator de prioridade, da implantação e ampliação de sistemas de esgotamento sanitário, bem como intensificação de ações de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, de modo a evitar a poluição e contaminação ua e do aquífero subterrâneo, em especial nas áreas de proteção de mananciais;
>
> VIII - adoção de soluções imediatas para as ligações domiciliares de esgoto e para os

> pontos críticos do Sistema de Esgotamento Sanitário de Salvador, visando melhorar a salubridade ambiental, bem como desativar as captações de tempo seco urbanos e de suas bacias hidrográficas. (Salvador, 2016, 3-4)

Da análise dos incisos desse artigo pode-se concluir que, embora todos eles sejam importantes e já existam desde a aprovação do PDDU 2008 (Lei n. 7.400, de 20/2/2008), o que pode ser constatado é que a quase totalidade desses dispositivos se mantém sem implementação, constando apenas na letra da Lei até o presente momento, por falta de vontade política das administrações públicas durante o referido período, bem como pela pouca pressão popular, necessitando assim urgentemente de sua implementação pelo Poder Executivo Municipal.

Embora em Salvador existam, instituídos por lei, o Conselho Municipal de Meio Ambiente (COMAM), desde 1985, com atualização em 2005, e o Conselho Municipal de Salvador, com sua Câmara Técnica de Saneamento Básico, desde 2008, órgãos de participação direta da sociedade civil na Administração ·Pública Municipal, com caráter consultivo, normativo e deliberativo, ambos tem tido atuação incipiente no que diz respeito a implementação do referido art. 20 e incisos citados.

Também a Lei n. 8.915/2015, que institui a Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Salvador, embora estabeleça em seu art. 5º, inciso II, como uma das diretrizes gerais a “proteção dos recursos hídricos, especialmente dos mananciais de abastecimento humano existentes no território municipal, no contexto das bacias hidrográficas, Pituaçu e Cobre, bem como a drenagem urbana”, o mesmo segue como “letra morta”, pois tal dispositivo não vem sendo implementado pelo Poder Executivo Municipal até os dias atuais.

3. CONCLUSÕES

Urge assim, em Salvador, a implementação do art. 20 (Águas Urbanas) da Lei n. 9.069/2016 (PDDU de Salvador), bem como dos arts. 89 a 101 (Saneamento Básico) da referida Lei e a formulação e instituição de política municipal de saneamento básico, como estabelecido em seu art. 89, sistêmica, articulada com as políticas de saúde, meio ambiente, desenvolvimento urbano, educação, dentre outras, que contemple os princípios de universalidade, equidade, integralidade, intersetorialidade, qualidade do serviço, sustentabilidade, transparência das ações, utilização de tecnologias apropriadas, adoção de medidas de fomento à moderação do consumo de água e gestão pública, assegurando a participação e o controle social na sua formulação, implementação, acompanhamento e avaliação, e as diretrizes para os serviços públicos de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais e limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, visando melhorar a qualidade ambiental, as condições das águas urbanas superficiais e subterrânes e as condições sanitárias-ambientais de seu território com impactos positivos no ambiente e na saúde da sua população. Para tal é imperioso a efetiva participação popular e controle social, inclusive estabelecidos em lei.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ibge (2022): Estatísticas. Por Cidade e Estado. Salvador (BA). População estimada em 2021. Disponível em: https:// www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ba/salvador.html. Acesso em 17 de maio de 2022.

Moraes LRS, Álvares MLP, Santos FP, Costa NCA (2012). Qualidade das Águas dos Rios em Salvador, 2007-2009. *Revista Interdisciplinar de Gestão Social*, 1, 1, 47-60.

Moraes LRS, Santos MEP, Pinho JAG, Rossi RA (2015). Caminho das águas em Salvador e suas diferentes dimensões. *Politécnica*, 23-E, 29-35.

Moraes LRS, Santos MEP, Sampaio RM (2006). Indicadores de qualidade ambiental urbana: a experiência do Dique de Campinas em Salvador, *Revista de Urbanismo e Arquitetura*, 7, 1, 78-87.

Rossi W, Castello Branco L, Lacerda JA, Gomes AC, Wagner E (2012). Fontes de Poluição e o Controle da Degradação Ambiental dos Rios Urbanos em Salvador. *Revista Interdisciplinar de Gestão Social*, 1, 1, 61-74.

Salvador (2016). Lei n. 9.069, de 30 de junho de 2016. Dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do Município de Salvador PDDU 2016 e dá outras providências. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a2/ba/s/salvador/lei-ordinaria/2016/907/9069/lei-ordinaria-n-9069-2016-dispoe-sobre-o-plano-diretor-de-desenvolvimento-urbano-do-municipio-de-salvador-pddu-2016-e-da-outras-providencias?q=Lei+n.+9069%2F2016. Acesso em 17 de maio de 2022.

Salvador (2015). Lei n. 8.915, de 25 de setembro de 2015. *Dispõe sobre a Política Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; institui o Cadastro Municipal de Atividades Potencialmente Degradadoras e Utilizadoras de Recursos Naturais - CMAPD e a Taxa de Controle e Fiscalização Ambiental - TCFA, no Município de Salvador, e dá outras providências*. *Disponível em:* https://www.legisweb.com.br/legislacao/ ?id=303866#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20Pol%C3%ADtica%20Municipal,Salvador%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAncias. Acesso em 17 de maio de 2022.

Salvador. Superintendência do Meio Ambiente (2006). *Bacias Hidrográficas no Município de Salvador*: iniciativas de gestão integrada. Salvador, Bahia.

Santos JJ *et al*. (2018). Qualidade das Águas das Bacias Hidrográficas da Cidade de Salvador e do Município de Lauro de Freitas, Bahia. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 6, 1, 97-124.

10

CONSTRUÇÃO E APLICAÇÃO DE ÍNDICE DE SANEAMENTO BÁSICO DE SALVADOR-BAHIA-BRASIL (ISAN_SALVADOR)

Patrìcia Campos BORJA[1], Luiz Roberto Santos MORAES[1],
Saara de Carvalho BOTEON[1], Maria Elisabete Pereira dos SANTOS[1]

[1] *Universidade Federal da Bahia, Rua Aristides Novis, 2, DEA-4º andar, Sala 11, Salvador-Bahia-Brasil, borja@ufba.br, moraes@ufba.br, saaraboteon@gmail.com, betesantos@ufba.br*

RESUMO

O trabalho tem como objetivo apresentar a construção de índice sintético da situação do saneamento básico em Salvador-Bahia-Brasil, atribuindo a cada componente do saneamento básico uma variável, um indicador e um peso. O Índice de Saneamento Básico de Salvador (ISan_Salvador), foi construído baseado em indicadores de quatro componentes do saneamento básico, ponderados entre si, a partir de processo de discussão e realização de grupo-focal com a equipe de pesquisadores da UFBA, considerando a produção científica sobre o tema. O modelo de construção do ISan considerou para o componente abastecimento de água: variável=frequência, indicador=proporção de domicílios com abastecimento contínuo da rede de distribuição e peso=0,20; esgotamento sanitário: destino de esgotos sanitários domiciliares, proporção de domicílios com destino adequado (rede/fossa séptica) e peso=0,27; drenagem de águas pluviais: acesso e condições de conservação/manutenção da rede de drenagem, proporção de domicílios com acesso e conservação/manutenção da rede e peso=0,27; e recolha de RSD e sua frequência: recolha de RSD e frequência, proporção de domicílios com recolha diária porta-a-porta e peso=0,26. Foram aplicados 15.260 questionários em domicílios amostrados nos 160 bairros de Salvador, entre 2018 e 2020. A partir dos valores do ISan, foram definidas classes de qualidade: excelente (0,79-0,95) em 25 bairros; muito bom (0,68-0,78) em 42; bom (0,58-0,67) em 38; regular (0,48-0,57) em 30; ruim (0,33-0,47) em 21; e muito ruim (0,32-0,21) em 4 bairros. O valor médio do ISan foi de 0,63, correspondendo à classificação “bom”, mas com grande amplitude dos valores encontrados (0,21 a 0,95). Embora o resultado possa induzir a uma interpretação otimista, deve ser considerado que quase um terço da cidade (55 bairros) se encontra abaixo dessa média e dispõe de serviços públicos de saneamento básico de forma “regular”, “muito ruim” ou “ruim”, além da desigualdade no acesso a esses serviços terem apresentado recortes de classe e espacial.

Palavras-Chave: Saneamento Básico; ISan_Salvador; Desigualdades; Salvador.

1. INTRODUÇÃO

A promoção e a melhoria da saúde da população e da salubridade ambiental na cidade passam, necessariamente, pelo acesso a ações e serviços públicos de saneamento básico. O Estatuto da Cidade (Lei n. 10.257/2001) prevê o direito ao saneamento ambiental, para as presentes e futuras gerações, como parte do direito às cidades sustentáveis, importante diretriz da política urbana.

Apesar do reconhecimento da importância do saneamento básico para a saúde, qualidade ambiental e direito à cidade, no Brasil, ainda hoje, esse serviço não chega para todos, sendo as populações mais vulnerabilizadas as que vivem nas periferias urbanas, nas pequenas localidades e nas áreas rurais, especialmente das regiões Norte e Nordeste.

No caso de Salvador, objeto deste trabalho, os serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário estão acima da média nacional em termos de cobertura da população, porém, convive-se com irregularidade no fornecimento de água e a rede coletora de esgotos sanitários ainda não garante a despoluição dos rios. Os serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos são realizados de forma precária, especialmente nas regiões do Subúrbio Ferroviário e o Miolo de Salvador, onde vive a população de menor renda. Os serviços públicos de manejo das águas pluviais urbanas, prestados diretamente pela prefeitura municipal, não chegam a toda a cidade, existindo diversos pontos com ocorrência recorrente de alagamentos e inundações.

Na cidade, os serviços públicos de saneamento básico são distribuídos de forma desigual, como outros serviços urbanos. Assim, embora em termos de cobertura dos serviços a cidade tenha avançado na última década, o espaço urbano é marcado pelas desigualdades intraurbanas. No entanto, existem poucos estudos que buscam estudar essas desigualdades, caracterizando-as e delimitando-as no território da cidade. Assim, o presente estudo busca contribuir nos estudos das desigualdades de acesso aos serviços públicos de saneamento básico em Salvador.

De acordo com a Constituição Federal, em seu artigo 30, inciso V, é competência dos municípios "[...] organizar ou prestar, diretamente ou sob regime de concessão ou permissão, os serviços públicos de interesse local" (Brasil, 1988, s.p.). Assim, a responsabilidade pela organização e prestação dos serviços públicos de saneamento básico é do município. Desde 2009, o município de Salvador e o estado da Bahia, com base na Lei Federal n. 11.107/2005, firmaram convênio de cooperação para que a Embasa prestasse os serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário por meio de contrato de programa, sendo que a regulação e fiscalização dos serviços prestados pela Embasa, ainda de forma precária, passaram a ser de responsabilidade da Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia (Agersa). Em maio de 2011, a Câmara Municipal aprovou e o chefe do Poder Executivo sancionou a Lei n. 7.981, que autoriza o Município a firmar contrato de programa com a Embasa, o que até agora não aconteceu.

A Prefeitura Municipal de Salvador (PMS) apresenta deficiências e necessita de estrutura

institucional integrada na área de saneamento básico. Atualmente, as ações e os serviços públicos de saneamento básico estão sob a responsabilidade de alguns órgãos e secretarias. A Secretaria de Infraestrutura e Obras Públicas (Seinfra), que conta com o Conselho Gestor do Fundo Municipal de Saneamento Básico (FMSB), com a Diretoria de Saneamento Ambiental e a Gerência de Recursos Hídricos e Saneamento, assumiu a responsabilidade de planejar e gerir a infraestrutura urbana e o saneamento ambiental, bem como de projetos e obras de drenagem de águas pluviais e de redes de esgoto implantados pela PMS. Ainda nessa secretaria, as ações de fiscalização de projetos e de execução de obras de drenagem urbana ficam a cargo da Superintendência de Obras Públicas de Salvador (Sucop), embora as ações e os serviços de sua manutenção fiquem a cargo da Secretaria de Manutenção da Cidade (Seman).

A limpeza urbana no município é de responsabilidade da Secretaria Municipal de Ordem Pública (Semop), que conta com o Conselho Gestor do Fundo Municipal de Limpeza Urbana e que terceirizou a totalidade dos serviços prestados pela Empresa de Limpeza Urbana do Salvador (Limpurb), agora responsável pela definição do planejamento, fiscalização e controle dos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, embora a recolha seletiva desses resíduos esteja sob a responsabilidade da Secretaria de Sustentabilidade e Resiliência (Secis). As ações de vigilância da qualidade da água para consumo humano estão sob a responsabilidade da Subcoordenadoria de Vigilância em Saúde Ambiental (Visamb), da Diretoria de Vigilância da Saúde da Secretaria Municipal de Saúde (SMS). O município criou por lei, em 2007, a Agência Reguladora e Fiscalizadora dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos, visando à privatização desses serviços, modificada por lei, em 2013, para Agência Reguladora e Fiscalizadora dos Serviços Públicos do Salvador (Arsal), incluindo abastecimento de água e esgotamento sanitário, embora inoperante quanto a esses serviços, que continuam a ser regulados e fiscalizados pela Agersa, além de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos.

No âmbito do Projeto Qualidade do Ambiente Urbano de Salvador - QUALISalvador, foi construído o Índice de Saneamento Básico de Salvador (ISan_Salvador), como uma estratégia para estudar as desigualdades de acesso (Santos *et al*., 2022). O ISan_Salvador busca caracterizar as desigualdades de acesso aos serviços públicos de saneamento básico, permitindo uma reflexão sobre as políticas públicas existentes de os processos de determinação político-social sob os quais o município de Salvador e seus moradores estão submetidos, especialmente no que toca às questões de classes, étnico-raciais e de gênero. Desse modo, o presente trabalho tem como objetivo apresentar a construção do Isan_Salvador e os resultados de sua aplicação.

2. ENQUADRAMENTO

A ponderação entre os componentes e indicadores foi definida a partir de intenso processo de discussão e realização de grupo-focal, inicialmente com a equipe de saneamento do grupo de pesquisa, a partir da produção científica sobre o tema e, posteriormente, com

toda a equipe de professores e pesquisadores do Projeto QUALISalvador. A Tabela 1 sintetiza o modelo de construção do ISan_Salvador.

Tabela 1 – Modelo de construção do ISan_Salvador.

Componentes do saneamento básico	Peso do componente	Variável	Indicador
Abastecimento de água	0,20	Frequência do abastecimento de água	Proporção de domicílios com abastecimento contínuo da rede de distribuição (24h/dia)
Esgotamento sanitário	0,27	Destino dos esgotos sanitários domiciliares	Proporção de domicílios com destino adequado dos esgotos sanitários (rede e fossa séptica)
Drenagem de águas pluviais	0,27	Acesso e condições de conservação e manutenção da rede de drenagem	Proporção de domicílios com acesso e condições de conservação e manutenção da rede de drenagem
Recolha de RSD e sua frequência	0,26	Recolha e frequência da recolha de Resíduos Sólidos Domiciliares-RSD	Proporção de domicílios com recolha diária porta a porta

Fonte: elaborada pelos autores com base no Projeto QUALISalvador, 2021.

No total, foram aplicados 15.260 questionários em domicílios amostrados nos 160 bairros do Município, entre 2018 e 2020 (Projeto QUALISalvador, 2021). Após a construção do banco de dados, os indicadores foram gerados, normalizados com o método do mínimo-máximo e, posteriormente, agregados por meio da média ponderada. A partir dos valores do ISan_Salvador, foram definidas classes de qualidade (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores do ISan_Salvador e classes de qualidade.

Valor do ISan_Salvador	Classe de qualidade
0,79-0,95	Excelente
0,68-0,78	Muito bom
0,58-0,67	Bom
0,48-0,57	Regular
0,33-0,47	Ruim
0,32-0,21	Muito ruim

Fonte: elaborada pelos autores com base em dados do Projeto QUALISalvador, 2021.

O ISan_Salvador possui uma média de 0,63, sendo que o bairro com menor índice foi a Ilha de Maré (0,21) e o com maior foi o Caminho das Árvores (0,95), com desvio padrão de 0,15.

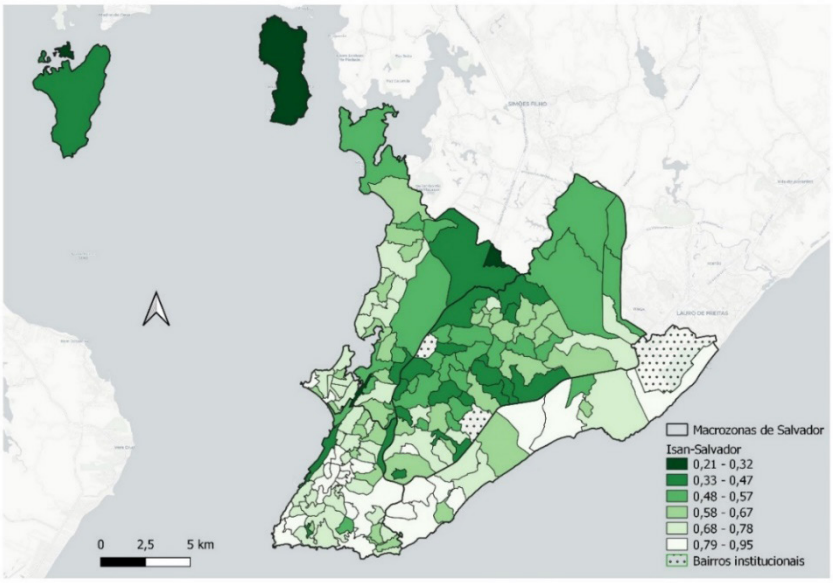


Figura 1 – ISan_Salvador por bairros (N = 160).
Fonte: elaborada pelos autores com base em dados do Projeto QUALISalvador, 2021.

O mapa coroplético (Figura 1) mostra, baseado no ISan_Salvador, a desigualdade existente na distribuição/prestação dos diferentes serviços públicos de saneamento básico entre os bairros do município: aqueles situados na franja da Orla Atlântica e na Área Urbana Consolidada apresentam faixas de ISan_Salvador maiores, se comparados com os dos bairros das regiões do Miolo, Subúrbio Ferroviário e das ilhas, estes últimos com população predominantemente negra e de baixa renda.

Avaliando o comportamento do ISan_Salvador entre os valores menores ou iguais ao percentil 10% e maiores ou iguais ao percentil 90%, percebe-se as desigualdades em relação às variáveis de saneamento básico e às variáveis socioeconômicas, com destaque para a renda média per capita familiar mensal e acesso adequado aos serviços públicos de manejo resíduos sólidos (Tabela 3).

Tabela 3 – Relação entre indicadores selecionados e o ISan_Salvador. 2018-2020 (N=15.260).

Indicadores	ISan_Salvador		
	Percentil 10%	Percentil 90%	Relação
Média de anos de estudo do responsável	8,44	14,18	1,68
Renda média per capita familiar mensal (R$)	769,94	3.322,28	4,31
Segurança alimentar na família (EBIA)	39,78	83,64	2,10
Acesso e conservação adequada do sistema de drenagem (%)	30,79	79,77	2,59
Acesso adequado aos serviços de resíduos sólidos (%)	24,95	89,22	3,58

Fonte: elaborada pelos autores com base em dados do Projeto QUALISalvador, 2021.

3. CONCLUSÕES

O valor médio do ISan_Salvador foi de 0,63, que corresponde à classificação “Bom”, mas a amplitude dos valores encontrados é grande, variando de 0,21 a 0,95. Dessa forma, embora o resultado possa induzir a uma interpretação otimista, deve ser levado em conta o fato de que quase um terço da cidade (55 bairros) se encontra abaixo dessa média e dispõem de serviços públicos de saneamento básico de forma “Regular”, “Muito ruim” ou “Ruim”.

Fazendo relação entre o ISan_Salvador e outros indicadores de interesse, o que apresenta maior relação com o Índice de Saneamento Básico é a renda média per capita mensal, reforçando que a desigualdade no acesso aos serviços públicos de saneamento básico tem, entre outros, recorte de classe. Também é possível fazer o recorte espacial, posto que o mapa sinaliza que os bairros com menores valores de ISan_Salvador estão concentrados no Miolo, Subúrbio Ferroviário e Ilhas; ao contrário do que ocorre nas áreas mais valorizadas da cidade, com índices maiores. Tal realidade indica a necessidade urgente de formulação e implementação de política pública de saneamento básico, bem como a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico Integrado (PMSBI) de Salvador, ora em curso pela PMS, e sua posterior implementação estabeleça como prioridade o atendimento desses bairros e de suas populações, visando à universalização desses serviços e sua prestação com qualidade.

A legislação relacionada às ações e aos serviços públicos de saneamento básico, tanto aquela que regula institucionalmente a área quanto a articulação intersetorial e interdisciplinar, incluindo normas e padrões de qualidade sanitária e ambiental, na medida em que incorporem efetivamente sua relação com o ambiente e a saúde, poderá contribuir para potencializar seus benefícios.

A gestão dos serviços públicos de saneamento básico deve incorporar e praticar princípios democráticos, cabendo ao poder público o dever da sua promoção com vistas a garantir direitos e igualdade, devendo-se assegurar a participação e o controle social de forma ativa, crítica e não tutelada pelo Estado, único mecanismo capaz de produzir um processo de decisão que visa superar as influências do capital na definição da agenda, na alocação de recursos e alinhando a ação pública na direção dos interesses da coletividade.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos moradores e lideranças dos bairros pesquisados que responderam ao questionário aplicado e viabilizaram o trabalho de campo, bem como à Embasa e Fapesb pelo apoio financeiro para realização da pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Constituição da República Federativa do Brasil (1988). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ constituicao/constituicao.htm>. Acesso em 10 de fevereiro de 2022.

Lei n. 10.257, de 10 de julho de 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/L10257.htm>. Acesso em 17 de março de 2022.

Lei n. 11.107, de 6 de abril de 2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/ lei/l11107.htm>. Acesso em 17 de março de 2022.

Lei n. 7.981, de 31 de maio de 2011. Aprova o Plano Municipal de Saneamento Básico – serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, autoriza o Município a celebrar o Contrato de Programa com a Empresa de Águas e Saneamento S/A, institui o Fundo Municipal de Saneamento Básico e ratifica o Convênio de Cooperação entre entes federados firmado em 3 de dezembro de 2009. Diário Oficial do Município, Salvador, ano 24, n. 5.380, 1 jun. 2011.

Projeto QUALISalvador (2021). Banco de Dados. Salvador, UFBA & UNEB. Não publicado.

Santos, M. E. P. *et al*. (org.) (2022) QUALISalvador: qualidade do ambiente urbano da Cidade da Bahia. 2.ed. Salvador, Edufba. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/ ri/handle/ri/34177. Acesso em 17 de março de 2022.

12

ACESSO À ÁGUA PARA A POPULAÇÃO EM SITUAÇÃO DE RUA DE SALVADOR A PARTIR DE MEDIDAS EMERGENCIAIS ADOTADAS PARA AS POPULAÇÕES EM SITUAÇÃO DE RUA NO BRASIL DURANTE A PANDEMIA DA COVID-19

SANTOS, Gustavo[1], SANTOS MORAES, Luiz Roberto[2], CAMPOS BORJA, Patrícia[3]

[1] *MAASA/Ufba, Rua Bicuíba 1209 Apto 102 B. Patamates, Salvador-BA, gustavosanta@ufba.br*

[2] *MAASA/ UFBA, Rua Féliz Mendes, 217, ap. 1002, Garcia, CEP 40.100-020-Salvador-Bahia-Brasil, moraes@ufba.br*

[3] *MAASA/UFBA, Rua Féliz Mendes, 217, ap. 1002, Garcia, CEP 40.100-020-Salvador-Bahia-Brasil, borja@ufba.br*

RESUMO

A população em situação de rua de Salvador não tem assegurado o direito à água potável para o atendimento de sua necessidades essenciais. Uma vez que a ONU reconheceu em 2010 que o acesso a água para todas as pessoas se constitui em um direito humano essencial e que a Constituição Federal considera a saúde como um direito social e o fornecimento de água potável é uma questão de saúde pública, a restrição ou não provimento do acesso à água potável se constitui numa grave violação dos direitos humanos da população em situação de rua de Salvador. Desse modo, faz-se necessário estabelecer medidas que possam ampliar o acesso à água para esse grupo social. Portanto, o objetivo desse artigo é avaliar a possibilidade de ampliação do acesso à água para a população em situação de rua de Salvador, a partir das medidas emergenciais adotadas para as populações em situação de rua no Brasil durante a pandemia da COVID-19, por meio de pesquisa sobre o acesso à água como direito essencial, de dados sobre a análise do crescimento da população em situação de rua e do entendimento do panorama em que está inserida essa população no contexto do acesso à água, a partir de entrevistas com a Defensoria Pública do Estado da Bahia, com o Movimento de População de Rua Nacional e com os moradores em situação de rua de Salvador, a fim de elaborar análises, avaliações e discussões de assuntos pertinentes as condições de acesso à água desse grupo social na capital baiana, que permitam concluir que a população em situação de rua de Salvador carece da ampliação imediata do acesso à água, considerando que esse direito humano essencial tem sido violado diariamente, e que a ampliação desse direito é possível empregando medidas emergenciais realizadas em outras capitais do país durante a pandemia.

Palavras-chave: População em situação de rua; Direto humano à água; ONU; Salvador.

1. INTRODUÇÃO

A universalização e a integralidade são dois dos princípios mais importantes da Lei n.

11.445/2007, que “estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico” (BRASIL, 2007, p.1). Assim, como define em suas diretrizes “prioridade para as ações que promovam a equidade social e territorial no acesso ao saneamento básico” (BRASIL, 2007, p.24).

A Política Nacional para a População em Situação de Rua estabelece como princípios para esse grupo social: igualdade, equidade e respeito à dignidade da pessoa humana; o direito à convivência familiar e comunitária; a valorização e respeito à vida e à cidadania; o atendimento humanizado e universalizado; e o respeito às condições sociais e diferenças de origem, raça, idade, nacionalidade, gênero, orientação sexual e religiosa, com atenção especial às pessoas com deficiência (BRASIL, 2009). Onde está o respeito a dignidade humana quando não há sequer água para beber? Bem como o atendimento universalizado do abastecimento de água em todo domicílio e esferas da vida além do domicílio, com ênfase nos espaços públicos (principalmente nas populações em situação de rua e nas pessoas que trabalham na rua), escolas, centros de saúde e presídios, com atendimento de água potável, instalações sanitárias adequadas e esgotamento sanitário?

As populações em situação de rua (PSR) no Brasil têm vivido uma condição de grave sofrimento em função das privações de direitos a que estão submetidas no seu dia a dia, incluindo a falta de respeito a dignidade humana. No âmbito dessa conjuntura está inserida a PSR da cidade de Salvador, que carece do direito à água, entre outros.

Sendo a água uma questão de saúde pública e necessária para a sobrevivência humana, e diante de um grupo social cada vez mais crescente e carente de acesso à água em Salvador, torna-se relevante empreender todos os esforços possíveis e necessários para possibilitar o acesso à água a essa população.

Sabe-se que algumas medidas emergenciais foram realizadas nas capitais de estados do Nordeste e Sudeste, regiões que comportam a maioria da PSR do Brasil. Algumas dessas medidas, direta e indiretamente, possibilitaram o acesso à água das PSR dessas cidades. Assim, o trabalho tem como objetivo analisar a possibilidade de ampliação do acesso à água para a PSR de Salvador, a partir das medidas emergenciais adotadas para as populações em situação de rua no Brasil durante a pandemia da COVID-19, tomando como referência as iniciativas implementadas em algumas capitais de estados das regiões Nordeste e Sudeste do Brasil.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 A água como um direito humano

Em 2010, a ONU reconheceu, por meio da Resolução A/RES/64/292, que a água potável e o esgotamento sanitário são direitos humanos essenciais para o pleno gozo da vida e de todos os direitos humanos. Em 2011 o Conselho de Direitos Humanos da ONU reafirmou esse direito de acordo com a Resolução A/HRC/RES/16/2. No Brasil esse direito ainda não está positivado na Constituição, embora esteja implicito no direito à saude. Com a

finalidade de garantir o acesso a água, principalmente as populações mais vulneráveis, o Congresso Nacional brasileiro tem feito algumas propostas visando tornar a água (PEC 39/2007 e a PEC 213/2012) e o saneamento básico como direito social (PEC 93/2015, a PEC 2/2016 e a PEC 425/2018). Também a PEC 06/2021 propõe incluir o acesso à água potável entre os direitos e garantias fundamentais do cidadão, alterando o art. 5º da Constituição.

2.2 Os caminhos trilhados para obtenção de água pelos moradores em situação de rua de Salvador

Segundo o Conselho dos Direitos Humanos da ONU (2015), a falta de esgotamento sanitário e de acesso água está presente nos assentamentos informais onde vivem milhões de pessoas em estado de sofrimento. A PSR de Salvador vive em condição semelhante. Os relatos das entrevistas dos moradores apresentam situações inimagináveis para obtenção de água, tais como: águas contaminadas em poças de casas; coleta de água de chuva para banho e para o atendimento de diversas necessidades, inclusive para beber; em casos extremos restos de frutas em sacos de resíduos sólidos domiciliares são procurados para matar a sede; águas de torneiras em bares, jardins, praças públicas, postos de combustíveis, condomínios, escolas e comércios, de todo tipo, próximos dos territórios ocupados; torneiras clandestinas; e, frequentemente, compra de água envasada. Não há bebedouros públicos acessíveis nas ruas de Salvador, a não ser em unidades de atendimento ou acolhimento das populações em situação de rua. Os banhos normalmente são com balde de águas proveniente das fontes de águas subterrâneas, das torneiras, da água da chuva, de lagoas ou do mar. Foi evidenciado que as mulheres encontram maior dificuldade para obtenção de água e adquiriem doenças por falta de higienização, sendo prejudicadas significativamente no período menstrual. Relatos dramáticos mostram a violação do direito à água da PSR de Salvador. As entrevistas realizadas com representantes do Movimento de Polução em Situação de Rua Nacional, revelaram a também a violação do direito à água e de outros direitos humanos essenciais, tais como o direito à saúde, ao saneamento e à dignidade humana. Por sua vez, a Defensoria Pública do Estado da Bahia reconheceu que houve ações para o provimento de água às populações em situação de rua de Salvador no período da pandemia, porém estas ações foram insuficientes. De acordo com a Defensoria, as medidas adotadas em 2020 deveriam permanecer para haver melhorias no fornecimento de água e segurança sanitária para este grupo social, entretanto foi observado nos territórios e nos relatos dos moradores em situação de rua de Salvador, que a maioria dessas ações já foram retiradas, como os contêineres com banheiros e as lavanderias móveis.

2.3 Crescimento da população em situação de rua no Brasil e em Salvador

A população brasileira em situação de rua teve um crescimento de 140% desde 2012 até março de 2020, chegando a aproximadamente 222 mil pessoas; e no Sudeste e Nordeste o crescimento foi de 165% (IPEA, 2020). O censo realizado pelo Projeto Axé em 2017

estimou que esse grupo social em Salvador está entre 14.513 e 17.357 habitantes. Além disso, a Secretaria de Combate a Pobreza e Promoção Social e a Defensoria Pública da Bahia apontam para um perceptivel aumento dessa população em função da pandemia da COVID-19. As causas desse crescimento podem estar relacionadas à negação/violação dos direitos fundamentais a esse grupo social, incluindo o direito à água. Crescendo nesse rítimo, essa população poderá dobrar rapidamente, passando de 221.869 para 443.738 habitantes, agarvando ainda mais as situações de violação do direito humano à água para esse grupo social.

2.4 Um breve estudo de caso – o gasto de um morador em situação de rua para adquirir água segura

De acordo com as etrevistas, a população em situação de rua de Salvador compra água envasada para beber. Diversas situações levam os moradores em situação de rua a comprar água envasada em garrafas, geralmente de 500ml ou 1,5litro. Um dos moradores em situação de rua relatou na entrevista a compra frequente de água com dinheiro obtido da venda diária de latas de alumínio recolhidas. Esse estudo simplificado teve como objetivo comparar o gasto para beber água potável entre o morador em situação de rua entrevistado no território de Patamares e outro morador da mesma localidade, porém residente em um condomínio de alto padrão.

A compra de uma garrafa de água envasada de 1,5 litro em Salvador custa em média R$1,99, o que implica dizer que se paga R$1,33 por litro. Ou seja, esse é o valor que o morador em situação de rua do bairro de Patamares paga para beber água supostamente segura. Por sua vez, em um condomínio de alto padrão, na mesa localidade, o valor do litro da água potável custa R$ 0,014, visto que o metro cúbico de água cobrado pela prestadora do serviço públicos ao condomínio é aproximadamente R$ 13,59. Desse modo, conclui-se que o morador de rua gasta, no mínimo, 95 vezes mais que o morador pertencente a classe de padrão de renda elevado A depender onde o morador em situação de rua possa adquirir água envasada, como por exemplo, em lojas de conveniência, que custam até R$4,00 por 500ml, ele poderá gastar quase 600 vezes mais que o morador pertencente a classe de padrão de renda elevado, mostrando a brutal desigualdade.

2.5 Ampliação do acesso a água para a PSR de Salvador a partir das medidas emergenciais adotadas no Brasil durante a pandemia da COVID-19

Segundo IPEA (2020), de acordo com a nota técnica 74 (População em Situação de Rua em Tempos de Pandemia: Um Levantamento de Medidas Municipais Emergenciais), foi realizada uma “investigação sobre medidas emergenciais propostas para atendimento da população em situação de rua [...] das capitais do Nordeste e Sudeste, notadamente relativos a secretarias de assistência social ou de sites específicos voltados à pandemia” (IPEA, 2020, p.12). As medidas emergenciais foram identificadas nas cidades de São Paulo, São Luiz, Rio de Janeiro, Aracaju, Salvador, Belo Horizonte, Recife, Fortaleza e João Pessoa (IPEA, 2020). As iniciativas nas capitais foram categorizadas como:

abrigamento; alimentação; orientação; higiene; saúde; e serviços (IPEA, 2020). E ao todo foram catalogadas 18 iniciativas diferentes visando amenizar a situação de vulnerabilidade, frente à pandemia, dos moradores em situação de rua dessas cidades. Analisando as ações realizadas em algumas capitais do Nordeste e Sudeste evidenciou-se que 13 das 18 iniciativas promoveram, direta ou indiretamente, o acesso a água nas capitais investigadas pelo IPEA. Tais iniciativas foram: implantação de novas unidades de acolhimento em São Paulo; implantação de unidades emergenciais no Rio de Janeiro, Aracaju, São Luís e Salvador; implantação de unidades para doentes e pessoas com suspeita de doenças ou pertencentes ao grupo de risco da COVID-19 em Belo Horizonte e em Recife; ampliação da concessão de auxílio moradia em São Luis; abertura de restaurantes populares nos fins de semana em Belo Horizonte; orientações promovidas pela prefeitura para a população em situação de rua em São Paulo; intensificação do serviço especializado de abordagem em São Paulo; oficina de cuidados em Belo Horizonte; entrega de kits de higiene em vias públicas em João Pessoa; higienização reforçada em unidades de acolhimento em parceria com a companhia de saneamento básico em São Paulo; instalação de lavanderias em vias públicas em Salvador; consultórios nas ruas voltados para o combate a COVID-19 em Aracaju e em São Paulo; e implantação de núcleos de convivência emergencial com espaços de convivência e concentração de serviços, como alimentação e orientação em São Paulo. Essa pesquisa sugere que é recomendável a adoção dessas medidas pela prefeitura de Salvador, especialmente aquelas que aumentam a possibilidade de acesso à água para os moradores em situação de rua, assim como, é imperioso a reativação imediata das medidas implantadas e posteriormente desativadas pela prefeitura ainda no período pandêmico, considerando que: os direitos humanos essenciais são invioláveis; a ONU, em 2010, e seu Conselho de Direitos Humanos, reconheceram que a água é um direito humano essencial, conforme as Resoluções A/HRC/RES/16/2 e A/RES/64/292; a Defensoria Pública do Estado da Bahia, assim como o MPRN e os moradores de rua de Salvador, consideram insuficientes as medidas realizadas pelo Município para o provimento de água a população em situação de rua de Salvador, inclusive durante a pandemia; na opinião da Defensoria Pública do Estado da Bahia e das Coordenações do Movimento de População de Rua Nacional (MPRN) e Estadual, há uma violação clara do direito humano essencial do acesso à água em relação aos moradores em situação de rua de Salvador; a experiência dramática vivida diariamente pela população em situação de rua de Salvador, expõe o descumprimento dos deveres do Estado (seja no âmbito federal, estadual ou municipal) no sentido de garantir e assegurar o direito à água para esta parcela da população; a população em situação de rua no Brasil e em Salvador vem aumentando significativamente desde 2012 até 2020, sendo agravante o fato dessa população ter crescido muito durante a pandemia da COVID-19; o crescimento da população em situação de rua até 2026 no Brasil poderá alcançar cerca de 444 mil pessoas, caso os seus direitos fundamentais continuem a serem negados/violados; a população em situação de rua, vivendo na miséria, gasta, pelo menos, 95 vezes mais para beber uma água segura (considerando de qualidade a água envasada) do que os moradores dos bairros ricos de Salvador, que dispõem da água do sistema público de abastecimento.

3. CONCLUSÕES

A violação escancarada do direito de acesso à água potável das PSR de Salvador só agrava a vulnerabilidade desse grupo social, levando homens, mulheres e crianças a uma condição de total miséria, onde o direito à dignidade humana é negado diariamente à vista do Estado, que não assume o dever de prover e manter essa população abastecida com água potável. Na melhor expressão da baianidade o poder público faz "vista grossa" à condição de escassez de água que a PSR de Salvador enfrentam diariamente, sendo privados das condições mínimas de fornecimento de uma água segura para a higiene pessoal, dessedentação, cozimento de alimentos e banho.

Diante da pandemia da COVID-19 a crise econômica se agravou e fez com que a PSR de Salvador crescesse acentuadamente, tornando ainda mais crítico o fornecimento de água potável. A tendência de evolução crescente da PSR do Brasil e, consequentemente, das grandes cidades, aponta para um quadro desesperador, uma vez que nesse ritmo de crescimento a PSR brasileira pode chegar a 440 mil habitantes em 2026, caso nada seja feito para reverter esse quadro. Associa-se a essa questão o fato de moradores em situação de rua, que vivem em condição de miserabilidade, gastarem quase 100 vezes mais para beber água segura, quando comparado com a classe social mais abastada de Salvador, configurando um cenário de exploração e iniquidade social.

A PSR da cidade de Salvador faz parte de um grupo social extremamente excluído, discriminado e privado do direito fundamental de acesso à água. Não há dignidade humana sem o provimento daquilo que é essencial para a saúde e o bem-estar das pessoas. Portanto, torna-se necessário realizar a implementação de instalações públicas gratuitas de abastecimento de água nas ruas de Salvador que possam aumentar o acesso à água potável para a população em situação e que trabalha na rua, assim como cobrar, do poder público, ações direcionadas aos moradores em situação de rua, de acordo com as políticas sociais vigentes, que possam assegurar em definitivo o direito de acesso à água para essa população.

AGRADECIMENTOS

A população em situação de rua (PSR) de Salvador, ao Movimento de População em Situação de Rua Nacional (MPRN) e a Defensoria Pública do Estado da Bahia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil (2009). Decreto n. 7.053, de 23 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional para a População em Situação de Rua e seu Comitê Intersetorial de Acompanhamento e Monitoramento, e dá outras providências. Brasília, D.O.U, 24/12/2009.

IPEA(2020). Estimativa da população em situação de rua no Brasil (setembro de 2012 a março de 2020) Nota Técnica – N. 73, Junho. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=35812&catid=192&Itemid=9. Acesso em 27 de novembro de 2021.

ONU (2015). Conselho de Direitos Humanos. Relatório da relatora especial sobre moradia adequada como componente do direito a um padrão de vida adequado e sobre o direito a não discriminação neste contexto. Disponível em: https://terradedireitos.org.br/wp-content/uploads/2016/11/Relat%C3%B3rioPopula%C3% A7%C3%A3o-em-situa%C3%A7%C3%A3o-de-rua.pdf. Acesso em 27 de novembro de 2021.

16

ESTUDO DE VIABILIDADE TÉCNICA DE TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO DOMÉSTICO ATRAVÉS DE WETLANDS VERTICAIS

Ana PINHEIRO[1], Bruno PECINI[2], Liliane ARMELIN[3], Rolando VADAS[4]

[1, 2, 3, 4] *Universidade Presbiteriana Mackenzie – Escola de engenharia, Rua da Consolação, 930, São Paulo Brasil ana. pinheiro@mackenzie.br, bruno.pecini@mackenzie.br , liliane.armelin@mackenzie.br, rolando.vadas@mackenzie.br*

RESUMO

O programa conhecido como 'Novo Pinheiros" consiste na despoluição do Rio Pinheiros, afluente do rio Tietê na região metropolitana de São Paulo e é gerenciado pelo Governo do Estado de São Paulo. A metodologia utilizada para o alcance deste objetivo está sendo a implantação de saneamento básico, através de construção de redes coletoras nos locais onde ainda não existem, inclusive em locais de ocupação irregular e de grande adensamento. A meta é atender mais de 3 milhões de pessoas com coleta e tratamento de esgoto sanitário até o final de 2022, evitando que esses dejetos cheguem aos rios.

A sub-bacia do rio Pirajuçara contribuinte do rio Pinheiros vai receber uma UR – Unidade de recuperação de qualidade da água com a finalidade de tratar o esgoto remanescente do leito proveniente de habitações assentadas em áreas irregulares onde não foi reservado espaço para a drenagem do esgoto utilizando-se para este fim, o corpo da água. O lodo produzido nesta UR está sendo objeto de estudo e a previsão é a produção mensal de 224 m3 de lodo com 80% de umidade.

Devido a pouca disponibilidade de área, a proposta foi a implantação na área de UR, wetlands construídas de fluxo vertical, solução esta testada preliminarmente em laboratório com alimentação através de batelada. As macrófitas foram previstas na camada superior no auxílio ao impedimento da colmatação do lodo.

Este trabalho tem o objetivo de relatar como foi o procedimento experimental e a observação da operação dos sistemas que receberam taxas de carregamento diferentes em relação ao escoamento através do leito, atração de vetores e pragas, ocorrência de odores, aspecto visual dos efluentes, variação de pH e temperatura, dentre outras caracetrísticas. O objetivo final foi entender melhor os critérios e parâmetros de projeto a serem utilizados neste tipo de empreendimento, além de apresentar uma solução de tratamento deste resíduo utilizando áreas reduzidas.

Palavras-Chave: Lodo de esgoto; *Wetland* vertical; Tratamento de lodo; Macrófitas.

1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto representa atualmente um dos grandes desafios a serem enfrentados no Brasil pois trata-se de um resíduo que nos últimos anos tem crescido demasiado, resultado da urbanização. Com o tratamento, é gerado o lodo, resíduo líquido de natureza predominantemente orgânica e contendo aproximadamente 5% de sólidos, oriundo das Estações de Tratamento de Esgotos - ETEs, tendo normalmente como destino final, após ser parcialmente desidratado, os aterros sanitários.

Por isso, adotar conceitos de economia circular e resíduo zero na operação se torna relevante para o meio ambiente, mas também uma alternativa importante economicamente. A queda com os custos de destinação de resíduos, somada ao menor gasto com água e energia podem trazer enorme impacto para as finanças de uma atividade de tratemento.

Além de toda problemática ambiental envolvida nesse gerenciamento, existe também o lado operacional das ETEs. “A gestão do lodo é altamente complexa e é responsável por 20 a 60% dos custos operacionais totais de uma estação de tratamento de esgotos” (VON SPERLING; ANDREOLI, 2001 apud KÄFER, 2015).

A estimativa de geração de lodos no Brasil, considerando que 42,7 % dos esgotos produzidos são tratados (88,3 milhões de habitantes), é de 88.000 a 353.000 m³/dia de lodo líquido, dados apresentados pela empresa Wetlands construídos (2019).

As Wetlands Construídos são sistemas que simulam os fenômenos que ocorrem na natureza em pântanos, mangues e locais alagados. Utiliza-se dos processos realizados pelas plantas para crescer e sua necessidade de nutrientes para assim tratar o líquido, sem precisar de nenhuma injeção de energia. Esse sistema é amplamente estudado e implementado para o tratamento de esgoto e vem-se obtendo resultados promissores. Assim, entende-se que existe uma oportunidade de utilização das wetlands construídas para o tratamento e desaguamento do lodo.

No Brasil as wetlands são largamente utilizadas no tratamento de esgoto, porém não é comum o tratamento do lodo. Essa pesquisa teve como objetivo avaliar o desempenho do sistema de Wetland Construído Vertical em escala experimental no tratamento e desaguamento de lodo utilizando a espécie plantada Typha domingensis, operado em duas taxas de aplicação.

2. METODOLOGIA

Foram preparados dois tanques de armazenamento de lodo para o experimento, com a finalidade de representar em escala reduzida sistemas de wetlands verticais onde foram utilizadas duas taxas distintas de aplicação de lodo. O leito de cada um dos dois tanques foi executado com os seguintes materiais: 20 centímetros de solo cultivável; 4 centímetros de areia grossa; 4 centímetros de brita 0; 5 centímetros de brita 1; Tubo de PVC 40 mm para ventilação e Typha domingensis (Taboa ou bunho).

O experimento iniciou-se em Março de 2022 com o plantio de 2 Taboas em cada tanque previamente montado dentro do laboratório com condições ambientais controladas. Após um período de 20 dias foi aferido que a planta se desenvolveu e nasceram novos brotos e era o momento para a aplicação do lodo.

O lodo coletado apresentou uma taxa de sólidos de 3,5% e foi acrescentado aos tanques seguindo diferentes taxas de aplicação superficial. No tanque 01 foi aplicada uma taxa de 150 kg.ST/m².ano totalizando 5,8 litros de lodo e no tanque 02 foi aplicada uma taxa de 75 kg.ST/m².ano totalizando 2,9 litros de lodo.

Após a inserção do lodo em ambos os tanques iniciou-se um período de 2 meses de observação de características do processo idealizado como o tempo para a percolação do líquido através do substrato, o aspecto da camada de lodo que permaneceu na superfície, o desenvolvimento das macrófitas, o aspecto do efluente e a questão dos odores gerados e vetores atraídos, além da proliferação de pragas. A tabela 1 sumariza os dados coletados.

Tab.1. Monitoramento dos tanques 1 e 2.

Data	TANQUE 1				TANQUE 2			
	Vol.drenado e recirculado	Volume utilizado pelo sistema	pH	T⁰C	Vol. drenado e recirculado	Volume utilizado pelo sistema	pH	T⁰C
14/04/22	2,84 L	2,96	-	-	1,40	1,50	-	-
28/04/22	1,98 L	0,86	7,5	23,2	0,68	0,72	7,2	23,0
05/05/22	1,15 L	0,83	6,8	20,0	0	0,68	6,1	20,0
11/05/22	1,04 L	0,11	6,1	22,0	-	-	-	-
19/05/22	0,28 L	0,76	7,7	19,0	-	-	-	-
25/05/22	0	0,28	-	-	-	-	-	-

O lodo despejado nos tanques demorou cerca de 7 dias para infiltrar totalmente no leito e ao final deste período se apresentou segundo uma camada pastosa de aproximadamente 4 mm de espessura. A primeira drenagem realizada nos tanques (Figura 1), deu origem a efluentes de coloração amarelo claro e sem resíduos e as demais se apresentaram segundo os mesmos aspectos. As macrófitas cresceram o suficiente para ultrapassar o limite da iluminação artificial, apesar de terem as suas folhas acometidas por pragas que eram retiradas semanalmente. Os vetores que eram abundantes nos primeiros 30 dias foram diminuindo com o passar do tempo.

Quanto a medida de pH, nota-se que ao longo do tempo reduz indicando a ocorrências dos processos de degradação que tem como formação, determinados ácidos que alteram esta variável e no final do processo observa-se uma discreta elevação. Devido ao experimento ter sido conduzido durante o outono, a temperatura da água se manteve em torno de 20⁰C.

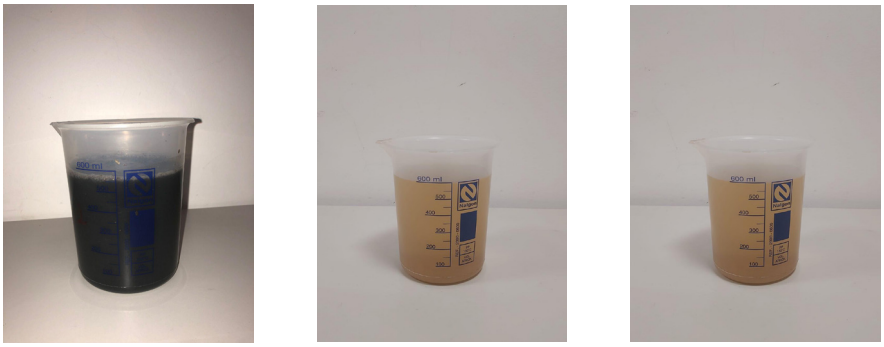


Fig. 1. Lodo afluente e efluentes dos tanques 1 e 2.

3. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A melhora da qualidade da água foi visível apesar de que não tenha sido monitorada nenhuma variável que pudesse informar a redução da poluição orgânica. Amostras ácidas podem indicar a presença de ácidos fúlvicos e húmicos resultantes da degradação da matéria orgânica o que pode ter ocorrido neste caso devido a redução de pH observada ao longo do tempo. As temperaturas da água se mostraram favoráveis ao processo de decomposição.

Em relação ao uso da água pelas plantas e evaporação, foi bastante discreto e isto pode estar relacionado ao fato de os tanques estarem abrigados do sol e do vento. Devido ao crescimento rápido das plantas, esperava-se um consumo maior de água. Desenvolveram-se em cada tanque 2 brotos das plantas principais, os quais cresceram aproximadamente 60 cm durante o experimento. As plantas principais morreram.

As pragas que se acoplaram insistentemente às folhas foram retiradas semanalmente com papel e álcool, procedimento este que não inibiu a sua proliferação acelerada para a semana seguinte. Talvez, a ausência de insetos que se alimentam destes pequenos animais, contribuiu para esta ocorrência.

Uma fina camada de 1 ou 2 mm (Figura 2) permaneceu na superfície do substrato, de aspecto endurecido e escuro, correspondendo à parte sólida do que foi lançado nos tanques. Caso o processo de lançamento de lodo nos tanques continuasse, poderia ocorrer a colmatação da superfície dificultando o escoamento das novas bateladas.

O sistema simulado em laboratório apresentou potencial para ser levado à campo pois se comportou como o esperado em relação ao desenvolvimento das plantas, realizou a sua função de filtragem adequadamente, exalou odores apenas por alguns dias até a penetração total do lodo no substrato e por fim, sobrou na superfície uma fina camada correspondente à fração sólida do lodo que pode ser retirada e encaminhada para outros fins depois de algum tempo.

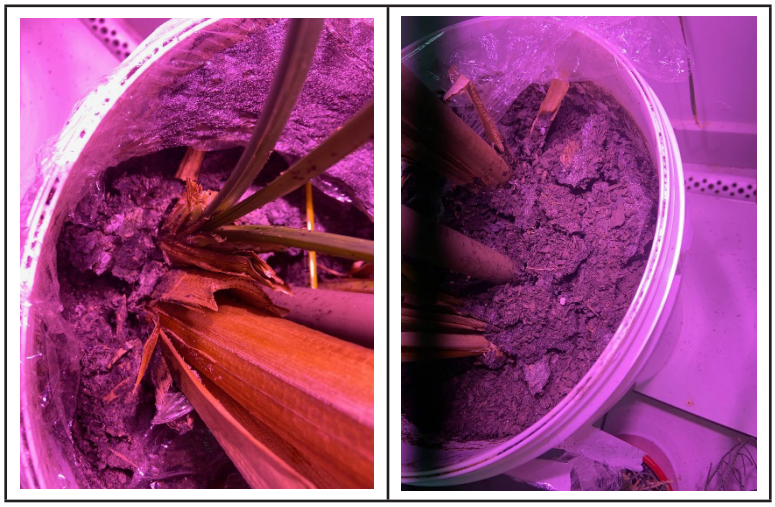


Fig. 2. Lodo seco dos tanques 1 e 2.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem pelo apoio da Escola de Engenharia da Universidade Presbiteriana Mackenzie pela utilização de seus laboratórios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, Cleverson Vitório (2017). Aplicação de lodos de esgoto na agricultura. Realização de 2° Seminário Wetlands Construídos: Tratamento e Aproveitamento de Efluentes e Lodos. Roteiro: Prof. Cleverson Vitório Andreoli - Engenheiro Agrônomo | Mestre em Ciências do Solo e Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento | Professor no Mestrado Profissional do Isae. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG. YouTube (47 min.), color. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=g3FPYgl8hHA.

EQUIPE WETLANDS (Belo Horizonte) (2019). Lodos de esgoto: Tecnologias de tratamento e formas de destinação. Disponível em: https://www.wetlands.com.br/post/lodos-de-esgoto-tecnologias-de-tratamento-e-formas-de-destinacao.

IBGE (2020). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Rio de Janeiro: Coordenação de População e Indicadores Sociais. 128 p. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101734.pdf.

IBGE (2017). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Rio de Janeiro: Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf.

KAFER Cristina Silvana (2015). Tratamento de lodo anaeróbio em wetlands construidos operados em alta taxa e com a recirculação de líquido percolado. Dissertação, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianopolis. Disponível em https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/136346.

PETAMBIENTAL (2020). Importância das macrófitas aquáticas na engenharia sanitária e ambiental. Disponível em: http://www.petesa.eng.ufba.br/blog/importancia-das-macrofitas-aquaticas-na-engenharia-sanitaria-e-ambiental.

VON Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: http://gesad.ufsc.br/boletins/.

ZINATO, Thamires Maria Campos; GUIMARÃES, Márcia Maria (2017). Estudo sobre a utilização de “wetlands” construídas para tratamento de águas residuárias no brasil. In: VIII Congresso brasileiro de gestão ambiental, Não use números Romanos ou letras, use somente números Arábicos., 2017, Campo Grande/Ms. Belo Horizonte: Ibeas, 2017. p. 1-10. Disponível em: https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2017/IX-001.pdf.

19

APLICAÇÃO DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA EM CURSOS D'ÁGUA NA RESERVA FLORESTAL ADOLPHO DUCKE, MANAUS, AM

Frankilandio TEIXEIRA COSTA[1], Ronilson VASCONCELOS BARBOSA[2], Ieda HOTENCIO BASTISTA[3]

[1] *Discente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), ftc.mgr21@uea.edu.br*

[2] *Discente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), rvb.mgr21@uea.edu.br*

[3] *Docente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), ibatista@uea.edu.br*

RESUMO

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) tem sido bastante utilizado para avaliar as condições ambientais de trechos de corpos hídricos. É uma ferramenta de baixo custo que pode ser aplicada por qualquer pessoa mesmo sem conhecimento técnico, bastando apenas treinamento prévio. O objetivo desse trabalho foi comparar o estado de conservação entre dois Igarapés que correm por dentro da Reserva Adolpho Ducke. Os corpos hídricos estudados são o Igarapé Sabiá I com nascente fora da Reserva e corre para o seu interior e o Igarapé Sabiá II com nascente dentro da Reserva que se encontra com o Sabiá I na margem da áre de preservação. Para a coleta dos dados foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al*. (2002). Foram analisados dois pontos em cada corpo hídrico. Os resultados obtidos variam entre ambiente "natural", "alterado" e "impactado". O ponto 1 do trecho Igarapé Sabiá II está localizado próximo à nascente e possui caraterísticas naturais bem preservadas, o ponto 2 que se localiza próximo à foz apresenta qualidade ambiental alterada. O ponto 1 do Igarapé Sabiá I que se situa próximo às áreas edificadas e corre em direção à Reserva apresentou perfil impactado e o ponto 2 apresentou aspecto alterado. Desse modo, pode-se dizer que as águas que nascem dentro da reserva e correm em direção às áreas antropizadas sofrem degradação conforme se aproximam da área urbanizada. O contrário acontece com as águas que nascem fora da reserva e correm em direção ao seu interior, os aspectos de degradação diminuem ao ponto que adentram a floresta. O estudo mostrou que as ações antrópicas vêm causando degradação ambiental na Reserva Adolpho Ducke ao longo do tempo, esse fato pode ser constatado quando comparados os pontos de análises do Igarapé Sabiá I com os pontos do Igarapé Sabiá II.

Palavras-Chave: protocolo; qualidade ambiental; recursos hídricos.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional é um dos fatores que vem contribuindo para o aumento de preocupações ao longo dos anos, junto a esse, surgem inúmeros problemas sociais, econômicos e ambientais que requerem uma gestão dos recursos naturais que proporcione condições mínimas para a subsistência dos indivíduos. As ações antrópicas causam alterações das margens e no entono dos corpos d'águas degradando o meio ambiente e consequentemente alterando as características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas (RODRIGUES; CASTRO, 2008).

Para avaliar as condições desses ecossistemas, pesquisadores tem utilizado mecanismos com abordagens baseadas em sistemas de referência para qualificar as características físicas das condições naturais de corpos hídricos em determinados trechos, esse tipo de estudo permite uma comparação entre os trechos avaliados e também pode ser utilizado para comparar dados entre bacias hidrográficas (FERNANDEZ; SANDER, 2006). Os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR's) têm sido bastante utilizado por pesquisadores como ferramenta para avaliar a qualidade dos ecossistemas, estudos apontam que os PAR's são de baixo custo e de fácil aplicação, mesmo pessoas que não têm conhecimento técnico conseguem aplicar após um treinamento prévio. Outra vantagem do PAR é que ele pode ser adaptado para atender as condições ambientais de determinados locais para traduzir as informações com maior confiabilidade. O PAR tem se tornado bastante utilizado por pesquisadores no Brasil e no mundo, por se tratar de instrumento prático e de baixo custo tem ganhado força no meio acadêmico, porém, para que um PAR possa ser aplicado por qualquer pessoa sem exigir conhecimento técnico, ele deve ser simples e de fácil compreensão, de modo que possa ser aplicado tanto por analistas ambientais como por estudantes ou voluntários não qualificados, desde que devidamente treinados para que identifiquem as características do meio e apliquem o protocolo corretamente (BERSOT; MENEZES; ANDRADE, 2015). Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é comparar o estado de conservação ambiental de dois cursos d'água dentro da Reserva Florestal Adolpho Ducke a partir da aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Localização da Área de Estudo

O A área de estudo está localizada na reserva florestal Adolpho Ducke entre a latitude (-3° 0'26.14"S) e longitude (-59°56'23.52"O) no bairro Cidade de Deus na Zona norte da cidade de Manaus/ Amazonas – Brasil, onde abriga uma diversidade biológica, aquática e silvestre dentro da área urbana do município, além da flora, fauna e rede de drenagem, característico da região amazônica. Dentro da reserva possuem projetos científicos que são desenvolvidos por pesquisadores locais, nacionais e internacional.

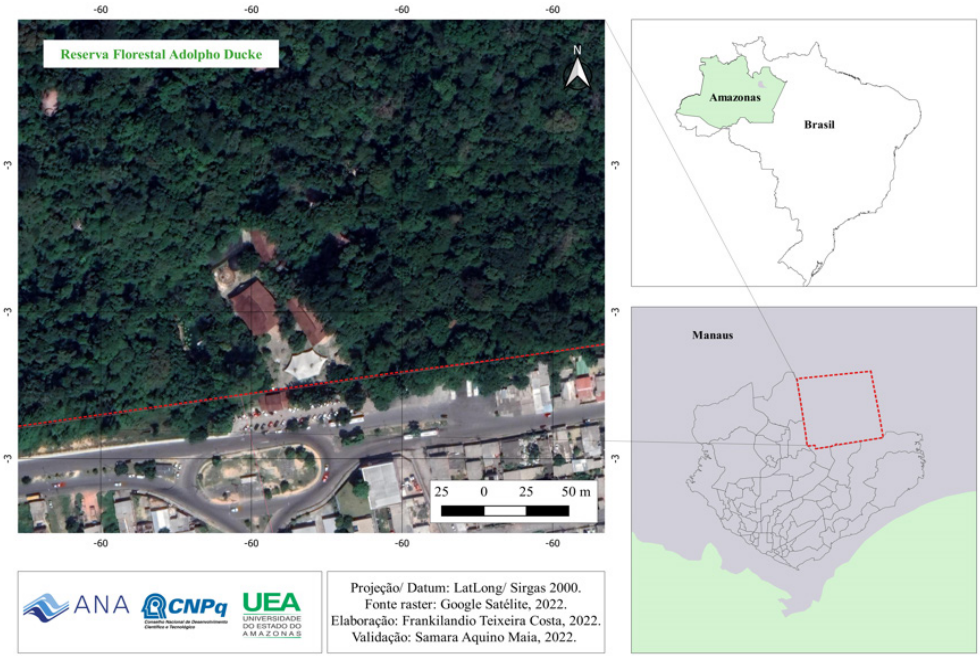


Fig. 1. Localização da Reserva Adolpho Ducke.

2.2 Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

Para a coleta de dados foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al*. (2002), o referido protocolo foi adaptado do modelo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987), que está dividido em duas partes. A primeira busca avaliar as características do trecho de drenagem e o grau de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas. A segunda parte busca avaliar as condições de habitat e nível de conservação das condições naturais, foi uma adaptação do protocolo de Hannaford *et al*. (1997) que avalia a complexidade do habitat e o seu nível de conservação, atribuindo maior importância às características do fluxo d'água e ao tipo de substrato para o estabelecimento de comunidades aquáticas, e, ainda, ênfase à estabilidade das margens e à presença da mata ciliar e plantas aquáticas (BERSOT; MENEZES; ANDRADE, 2015). O protocolo avalia o conjunto de 22 parâmetros (Tabela 1) em categorias descritas e pontuadas, a primeira parte é composta por dez parâmetros com pontuação de 0 a 4 e a segunda parte é composta por doze parâmetros que vai de 0 a 5. Os valores da pontuação são atribuídos com base nas observações feita para verificar as condições do habitat. Para calcular o valor final é feito o somatório dos valores atribuído a cada parâmetro, as pontuações finais representam o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos estudados, onde os valores de 0 a 40 pontos representam trechos "impactados"; de 41 a 60 pontos representam os trechos "alterados"; e acima de 61 pontos, trechos "naturais' (CALLISTO *et al*., 2002). O trabalho de campo foi realizado no dia 23 de dezembro de 2021 no período matutino, esse dia foi marcado por fortes chuvas, o que nos impossibilitou de adentrar mais na reserva, por questões de segurança fomos orientados pelo guia a não prosseguir.

Tabela 1. Resultados da aplicação do protocolo no trecho Córrego Sabiá.

PARÂMETROS																					
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	2. Erosão próxima e/ ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	3. Alterações antrópicas	4. Cobertura vegetal no leito	5. Odor da água	6. Oleosidade da água	7. Transparência da água	8. Odor do sedimento (fundo)	9. Oleosidade do fundo	10. Tipo de fundo	11. Tipos de fundo	12. Extensão de Rápidos	13. Frequência de Rápidos	14. Tipos de Substrato	15. Deposição de Lama	16. Depósitos Sedimentares	17. Alterações no canal do rio	18. Características do fluxo das águas	19. Presença de mata ciliar	20 Estabilidade das margens	21. Extensão de mata ciliar	22. Presença de plantas aquáticas

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos através da aplicação do Protocolo no ponto 1 do trecho do Igarapé Sabiá II apresentou uma pontuação de valor 95 (Tabela 2), esse valor é decorrente do somatório entre todos os parâmetros, isso significa que o trecho se encontra em estado natural, ou seja, as condições ambientais ainda estão bastante preservadas. Para Sanches (2008) ambiente preservado é aquele que não sofreu alteração da qualidade ambiental resultante das atividades humanas. Essa condição já era esperada para esse trecho, pois esse ponto está próximo da nascente dentro da reserva que é protegida por lei, apesar do acesso ser restrito observou-se que a área apresenta indícios de que é frequentada de forma ilegal, foram encontrado lixo nas proximidades do cérrego. O somatório dos valores atribuídos aos parâmetros no ponto 2 do Igarapé Sabiá II, apresentou pontuação no valor de 60 (Tabela 2), a avaliação do resultado obtido demonstra um ambiente alterado. O ponto 2 está localizado próximo a margem da reserva que faz limite com área residencial, a alteração do ambiente pode está relacionada a esse fato, uma vez que nesse ponto foi possível identificar lixo doméstico nas margens e dentro do córrego. Um indicador de que esse ponto está sofrendo pressão antrópica é a presença de plantas aquáticas e cheiro forte devido a decomposição da matéria orgânica.

Tabela 2. Resultados da aplicação do protocolo no trecho Igarapé Sabiá II.

PONTOS	PARÂMETROS																					PONTUAÇÃO	AVALIAÇÃO
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Ponto 1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	95	Natural
Ponto 2	4	4	2	4	2	2	2	2	2	2	2	0	3	0	3	3	5	0	5	5	3	5	60	Alterado

Os resultados apresentados na Tabela 3 demonstram que esse corpo hídrico vem sofrendo pressão antrópica ao longo do tempo. O ponto 1 do Igarapé Sabiá I apresentou pontuação 26 (Tabela 3), o que caracteriza como ambiente "impactado". Um ambiente impactado negativamente é aquele que sofre qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas, causada por ações antrópicas que afetam direta ou indiretamente a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986).

O Igarapé Sabiá I passa por dentro da área edificada em uma zona onde as políticas ambientais e sanitárias são deficitárias, a ausência dessas políticas afirmativas contribui para a poluição do meio ambiente e consequentemente afeta a saúde da população. Foi possível observar grande volume de lixo doméstico depositado nas margens e no leito do corpo hídrico. O ponto 2 do Igarapé Sabiá I apresentou condições de ambiente "alterado", apesar desse ponto está localizado no interior da floresta foi possível verificar que a reserva sofre forte pressão das áreas urbanas em seu entorno.

Tabela 3. Resultados da aplicação do protocolo no trecho Igarapé do Sabiá I.

PONTOS	PARÂMETROS																					PONTUAÇÃO	AVALIAÇÃO
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Ponto 1	0	0	2	0	2	0	2	2	2	2	0	0	0	0	2	0	2	5	0	0	0	5	26	Impactado
Ponto 2	4	0	2	4	2	0	2	2	0	2	2	3	0	0	2	2	5	2	3	2	5	5	49	Alterado

Ambos os pontos do trecho do Igarapé Sabiá I apresentaram aspectos de poluição, a água é turva com cheiro forte de ovo podre e aparência de oleosidade. O fundo é lamoso e há presença de lixo doméstico nas margens e dentro do corpo hídrico. O lixo transportado para dentro da reserva é oriundo das residências onde a população acaba utilizando o Igarapé como local de descarte de resíduos e esgotos sanitários.

4. CONCLUSÕES

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) se mostrou uma ferramenta de fácil aplicação e de baixo custo. Os resultados obtidos através da aplicação do PAR apresentaram caraterísticas distintas, variando entre ambiente "natural", "alterado" e "impactado". O ponto 1 do Igarapé Sabiá II é o que se encontrou mais preservado, esse fato pode está relacionado pela proximiadade da nascente, enquanto o ponto 1 do Igarapé do Sabiá I é o que apresentou características de maior impacto, esse aspecto pode está relacionado à proximidade desse ponto da área habitada. O estudo mostrou que as ações antrópicas vêm causando degradação ambiental na Reserva Adolpho Ducke, podendo ser constatado quando comparados os pontos de análise do Igarapé Sabiá I com os pontos do Igarapé Sabiá II. Desse modo, pode-se dizer que as águas que nascem dentro da reserva e correm em direção às áreas antropizadas sofrem degradação conforme se aproximam da área urbana. O contrário acontece com as águas que nascem fora da reserva e correm em direção ao seu interior, os aspectos de degradação diminuem ao ponto que adentram na floresta. Ressalta-se que apesar dos resultados dessa pesquisa se mostrarem relevante para avaliar o atual estado dos corpos hídricos que fazem parte da malha hídrica da reserva, é recomendo ampliar o número de pontos ao longo desses corpos hídricos para avaliar uma área mais abrangente.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de

Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CALLISTO, M. *et al*. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnologica, Brasiliensis, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

EPA. Environmental Protection Agency. Biological criteria for the protection of aquatic life. Columbus: [S.I.], 1987. 120 p. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, c. I-III. (Surface Water Sectio, Ohio).

SÁNCHEZ, Luís Enrique. Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e métodos. São Paulo. Oficina de Textos, 2008.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1986.

REFERÊNCIAS INTERNET

BERSOT, M. R. O. B. ; MENEZES, J. M. ; ANDRADE, S.F. . Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) na Bacia Hidrográfica do Rio Imbé, RJ. Ambiência (Online), v. 11, p. 277-294, 2015. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/3303/pdf>. Acesso em 21 de dezembro de 2021.

FERNANDEZ, O. V. Q.; SANDER, C. . Aplicação de um protocolo simplificado de avaliação de hábitats aquáticos no Igarapé Caxangá, Boa Vista, RR. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia, 2006, Goiania (GO). Disponível em: <http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/6/2/046.pdf>. Acesso em 21 de dezembro de 2021.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. . Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 13, p. 161-170, 2008. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=15&SUMARIO=188>. Acesso em 22 de dezembro de 2021.

28

ECONOMIA CIRCULAR E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Uedja Tatyane Guimarães Medeiros LIMA[1], Gilson Lima da SILVA[2], Maria do Carmo Martins SOBRAL[3]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, uedja.tatyane@ufpe.br*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, glimasilva21@yahoo.com.br*

[3] *Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, maria.msobral@ufpe.br*

RESUMO

A escassez dos recursos hídricos é um problema de nível global, nosso planeta possui água o suficiente para atender às crescentes necessidades do mundo, mas o atendimento dessa demanda não será possivel sem uma mudança de como a água é utilizada, gerenciada e compartilhada. Neste estudo, a Economia Circular da água é apresentada como um sistema regenerativo em que o valor do recurso é mantido o maior tempo possível na economia, resultando na minimização de perdas e de produção de resíduos. Foi realizada uma revisão narrativa da literatura por meio de pesquisa nas bases de dados Science Direct, Capes e Research Gate, sendo selecionado artigos que possuem relevante conteúdo sobre economia circular e recursos hídricos. A pesquisa revela que os sistemas hídricos interagem com todos os setores da sociedade, havendo grandes oportunidades nessas interfaces para criação de valor adicional pela aplicação dos princípios da Economia Circular. Além dos benefícios ambientais, resultantes da proteção dos recursos hídricos, sociais com a garantia do abastecimento de água potável, os benefícios econômicos da tomada de decisão para implementação da EC no setor da água também são percebidos.

Palavras-Chave: fechamento de ciclo; sustentabilidade hídrica; economia circular.

INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios enfrentados no nosso tempo é a crise hídrica, particularmente saliente nas áreas urbanas, onde, vive mais de cinquenta porcento da população global. Estimasse que a população residente dos grandes centros quase dobrará até o ano de 2050 (THE WORD BANK, 2021), ocasionando implicações para a demanda de consumo de água, levando a produção de mais águas residuais e a poluição desse precioso recurso natural. Além disso, a mudança climática acentua os estresses hídricos pré-existentes, impactando diretamente no ciclo urbano da água, modificando fatores de quantidade, distribuição, tempo, qualidade e sobretudo disponibilidade. Os serviços urbanos de abastecimento de água e saneamento, na maioria dos casos, prestados por entidades públicas, serão responsáveis por carregar o peso desses desafios (DELGADO *et al*., 2021).

A economia circular busca utilizar os recursos dentro de ciclos que permitam a sua conservação, previne ou no mínimo minimiza o processo linear de extração, transformação e descarte de recursos (SUAVÉ *et al*., 2021). Um sistema econômico que visa zero desperdício e poluição ao longo dos ciclos de vida dos materiais, desde o momento de sua extração do meio ambiente até a transformação industrial e seu uso pelos consumidores finais. Chegando ao fim de sua vida útil, os materiais retornam a um processo industrial ou, no caso dos resíduos orgânicos tratado, de volta ao meio ambiente com segurança como em um ciclo natural de regeneração (Nobre e Tavares, 2021). Nesta pesquisa, os termos: materiais, transformação industrial e final de vida útil, são entendidos como: recurso hídrico, estação de tratamento de água ou efluente e efluente não tratado, respectivamente.

A pesquisa foi realizada por meio de uma revisão narrativa de literaruta, dentro das bases de dados Science Direct, Research Gate e periódico capes, sendo utilizadas como palavras-chaves para busca os termos: recursos hídricos e economia circular. Foram selecionados artigos e documentos oficiais que possuíam relevante conteúdo sobre os objetos da pesquisa. Como resultado, chega-se a conclusão que repensar a água em todas as suas formas de uso, urbana, agrícola, industrial, por meio da economia circular oferece uma oportunidade para enfrentar todos os desafios provocados pela atual economia linear, fornecendo uma abordagem sistêmica e transformadora para fornecer serviços de abastecimento de água e saneamento de maneira mais sustentável, inclusiva, eficiente e resiliente.

1. LINEARIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS

Assim como outros tipos de recursos naturais, a água é tradicionalmente vista de forma linear. Em nosso modelo económico dominante, definido por Ness (2008) como “take, make and dispose”, sinônimo de consumo de materiais, é adaptada ao tema em questão como “take-use-discharge” comumente adotada no setor de água, exemplificada na figura 1 (TAHIR *et al*., 2019):

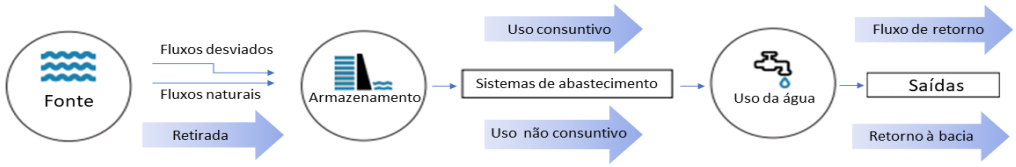


Fig. 1. Representação de um sistema linear da água.

A água é retirada de rios, lagos, reservatórios, aquíferos subterrâneos, entre outras fontes, utilizada por quatro categorias de consumo, agricultura, abastecimento urbano, industria

e meio ambiente dentro do seu ciclo natural, incluindo o uso consuntivo e não consuntivo. Uma parte da água utilizada retorna diretamente para a bacia na forma de efluente e outra parte retorna através de uma estação de tratamento municipal. Dependendo da localização do retorno dentro da bacia, essa água devolvida pode ser usada a jusante ou perdida na bacia de maneira semelhante aos usos consuntivos. Vários fatores de declínio ambiental, provocados pela gestão ineficiente das águas, que influenciam diretamente os aspectos sociais e econômicos, mostram que o modelo linear está chegando ao seu limite físico. Tal modelo atuante, configurasse como uma prática insuficiente para manter a qualidade de vida que os serviços de água atendem. Portanto, devem-se buscar alternativas que possibilitem diminuir a pressão sobre os recursos hídricos.

2. PRINCÍPIOS DA ECONOMIA CIRCULAR E GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA

A economia circular é baseada em três princípios: eliminar resíduos e poluição, manter produtos e materiais em uso e regenerar sistemas naturais (EMF, 2021). Esses princípios, oferecem uma oportunidade para reconhecer e capturar o valor total da água, como serviço, insumo para processos, fonte de energia e transportador de nutrientes e outros materiais (DELGADO *et al*., 2021). Quando aplicado aos recursos hídricos, pode ser alcançado da seguinte forma (TAHIR *et al*., 2019):

Tabela 1. Princípios da economia circular aplicado a gestão sustentável da água.

Principios da ecomia circular	Principios aplicados a gestão sustentável da água
Eliminar resíduos e poluição	Otimizar a quantidade de energia, minerais e produtos químicos usados na operação de sistemas de água em conjunto com outros sistemas; Otimizar o uso consuntivo de água dentro da sub-bacia em relação às sub-bacias adjacentes (por exemplo, uso na agricultura ou resfriamento evaporativo); Utilizar medidas ou soluções que forneçam o mesmo resultado sem a necessidade do uso da água.
Manter produtos e materiais em uso	Otimizar a produção de recursos (uso e reutilização de água, energia, minerais e produtos químicos) nos sistemas de água; Otimizar a extração de energia ou recursos do sistema hídrico e maximizar sua reutilização; Otimizar o valor gerado nas interfaces do sistema hídrico com outros sistemas.
Regenerar sistemas naturais	Maximizar os fluxos ambientais reduzindo os usos consuntivos e não consuntivos da água; Preservar e melhorar o capital natural (por exemplo, restauração de rios, prevenção da poluição, qualidade do efluente, etc.; Garantir o mínimo de influência nos sistemas naturais de água devido às interações e uso humano.

3. ECONOMIA CIRCULAR DA ÁGUA

Em uma perspectiva de dimensões de uso, a água pode ser um recurso, produto ou serviço dependendo do contexto em que estiver inserida, é indispensável para a sustentação da vida e é fator crítico de entrada para a economia mundial, nos processos industriais, prestação de serviços e produção de alimentos e energia (MORSELETTO *et al*., 2022; TAHIR, 2019).

A água se torna produto quando comercializada, mas também está incorporada nos produtos como por exemplo, a água virtual, presente em todos os produtos de origem biológica. É um serviço quando usada para produzir energia (cinética, térmica, biotérmica), também pode ser considerada como transportadora de nutrientes, quando portadora de matérias-primas biogênicas que fornece serviços básicos para os ecossistemas, incluindo o habitat e atividades humanas (GREEN, 2003).

Quando visualizado a partir de uma abordagem integrada, o sistema da água é um subsistema de vários sistemas, como os sistemas ambientais, agrícolas, industriais e municipais. Para simplificar a aplicabilidade dessa abordagem sistêmica a figura 2 apresenta uma adaptação do tão conhecido diagrama de borboleta, difundido pela Fundação Ellen MacArthur, voltado para representação da economia circular da água (EMF,2021; TAHIR, 2019).

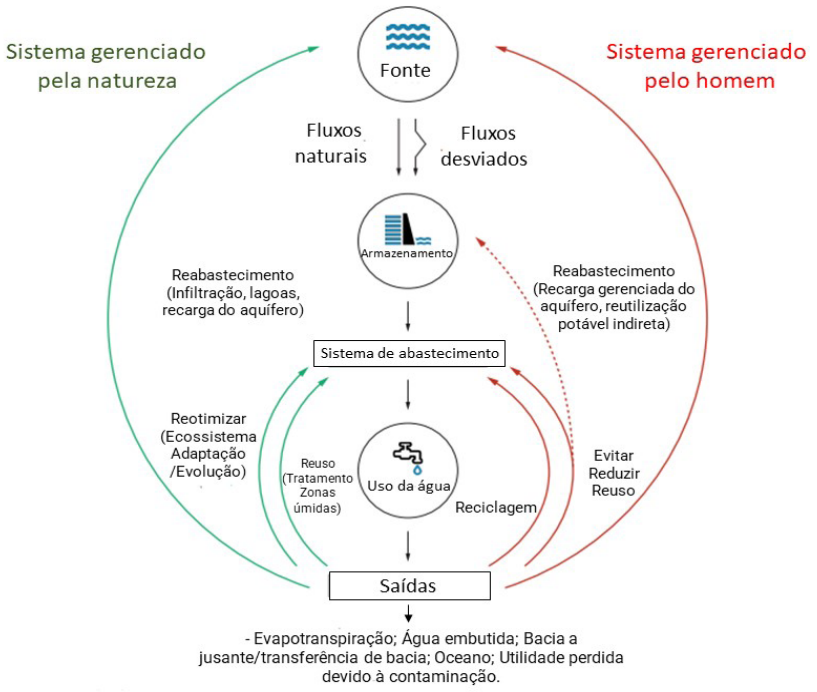


Fig. 2. Diagrama de borboleta adaptado para representar a economia circular da água.

No sistema gerenciado pela natureza, o ciclo natural de uma bacia opera para reotimizar, reutilizar e reabastecer. Reotimiza, pois necessita de um abastecimento específico de pagua para manter seu ecossistema e a biodiversidade que é naturalmente variável e baseado nas complexidades do ecossistema. Reutiliza, conforme o ciclo da água é tratada naturalmente, movendo-se das partes mais altas para as mais baixas, interagindo com a flora e a fauna. Reabastece com seu ciclo natural que termina com o retorno da água ao meio ambiente por meio de evapotranspiração, infiltração ou fluxos superficiais (TAHIR, 2019; SMOL *et al*., 2019).

No sistema gerenciado pelo homem, a circularidade da água é impactada pela ação humana, quando utilizamos-a de forma a reduzir sua quantidade com a captação de água doce acima da sua taxa de resposição, provocar seu disperdicio através de métodos ineficientes de irrigação e distribuição, poluindo a água e limitando sua utilidade para outros usuários. Tais ações acerretam em impacto negativos no ciclo natural da água, podendo resultar em perdas econômicas e ambientais ou custos adicionais para atender às necessidades humanas.

Desse uso linear e mal gerido da água pelo homem, surge a oportunidade de uma economia circular, o qual alinha o ciclo humano com o ciclo natural da água por meio das seguintes medidas: Evitar, repensando produtos e serviços e eliminando ações ineficazes. Reduzir, promovendo melhorias continuas na eficiência do uso da água e melhor alocação e gerenciamento de recursos. Reuso, buscando a reutilização da água dentro de uma operação de circuito fechado e para aplicação externas dentro do entorno ou comunidade. Reciclagem, dentro das operações internas ou para aplicações externas. Reabastecimento, com o retorno eficiente e eficaz para a bacia. A função de uso da água nesses loops pode ter múltiplas dimensões. Analisar e entender cada sistema em particular é fundamental para se enxergar a oportunidade e o potencial social, ambiental e económico da água e da economia circular.

4. CONCLUSÕES

A água é um recurso natural essencial a sobrevivência a todos os seres vivos, é utilizada na agricultura, indústria, abastecimento urbano e dentro de seu próprio ciclo natural. Ao longo dos anos, as atividades intensivas em recursos, a má gestão hídrica e as mudanças ambientais globais afetaram cada vez mais a qualidade e a disponibilidade da água em todo o mundo. Para gerenciar os sistemas de água para sustentabilidade de longo prazo, atendendo às demandas atuais e futuras, uma abordagem circular é necessária, oportuna e viável e oferece oportunidade de vantagens ambienatais, sociais e económicas. Repensar a água em suas diversas formas por meio economia circular oferece uma oportunidade para enfrentar todos esses desafios encontrados na economia linear atuante, fornecendo uma abordagem sistêmica e transformadora para fornecer serviços de abastecimento de água e saneamento de maneira mais sustentável, inclusiva, eficiente e resiliente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Delgado Anna, Rodriguez Diego, Amadei Carlo, Makino Midori (2021) Water in Circular Economy and Resilience (WICER). World Bank, Washington, DC.

Ellen MacArthur Fudation (2021) Universal policy goals for the circular economy.

Green C (2003) Manual de economia da água: princípios e prática. John Wiley & Filhos.

Morseletto Piero, Eline Caro, Munaretto Stefania (2022) Circular Economy of Water: Definition, Strategies and Challenges. Circular Economy and Sustainability. DOI: https://doi.org/10.1007/s43615-022-00165-x.

NESS D. Sustainable urban infrastructure in China: Towards a Factor 10 improvement in resource productivity through integrated infrastructure systems. International Journal of Sustainable Development and World Ecology, v. 15, p. 288 – 3011, 2008.

NOBRE, G. C.; TAVARES, E. The quest for a circular economy final definition: A scientific perspective. Journal of Cleaner Production, v.314, p.127973, 2021.

Tahir S, Steele K, Steichen MST, Penning P, Martin N (2019) Water and circular economy: a whiterpaper. Fundação Ellen Mac Arthur, Arup, Grup Antea.

THE WORD BANK. Water in Circular Economy and Resilience (WICER). Disponível em:< https://www.worldbank.org/en/topic/water/publication/wicer.> Acesso em 16 de maio de 2022.

Suavé Sébastien, Lamontagne Sébastien, Dupras Jérôme, Stahel Walter (2021). Circular economy of water: Tackling quantity, quality and footprint of water. Environmental Development, v.39, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100651

30

MODELO DE PREVISÃO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM SISTEMAS DE CLARIFICAÇÃO COM MORINGA OLEIFERA UTILIZANDO REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

Jéssica Raasch da SILVA[1], Danieli Soares de OLIVEIRA[2], Clainer Bravin DONADEL[1]

[1] *Instituto Federal do Espírito Santo campus Vitória, Vitória/ES/Brasil, jessicaraasch@hotmail.com, cdonadel@ifes.edu.br*

[2] *Instituto Federal do Espírito Santo campus Cariacica, Cariacica/ES/Brasil, danieli@ifes.edu.br*

RESUMO

As técnicas de tratamento de águas e efluentes vêm avançando significativamente ao longo do tempo, buscando o aumento na eficiência do processo e a utilização de elementos mais sustentáveis. Uma das vertentes que vêm sendo amplamente analisada é a substituição (parcial ou total) do uso de produtos químicos no processo de coagulação; nestes casos, a substituição é feita por alternativas naturais, reduzindo o impacto na produção de rejeitos e na saúde humana. Neste contexto, a *Moringa oleifera* vem se apresentando como uma alternativa próspera em substituição aos químicos tradicionais, tais como sais de alumínio e ferro. Assim, este trabalho busca correlacionar a utilização de coagulante natural a base de *Moringa oleifera* com a eficiência do processo de clarificação em sistemas *jartests*, para diferentes cenários de agitação, concentração, modos de preparo e tempos de processo. A eficiência do processo foi mensurada em termos de redução de turbidez no fluido, métrica comumente utilizada na literatura. A correlação foi modelada por meio de uma rede neural artificial (RNA), utilizando uma rede multicamadas supervisionada do tipo *Perceptron* (em inglês, *MultiLayer Perceptron* - MLP), com algoritmo de treinamento *backpropagation*, amplamente utilizado para modelar relações não lineares entre parâmetros. A RNA foi modelada em MATLAB®. A avaliação de desempenho da RNA proposta foi realizada por meio de 3 indicadores: coeficiente de determinação (R^2), desvio percentual absoluto máximo (em inglês, *maximum absolute percentage deviation*, MAPD) e a raiz quadrada do erro quadrático médio (em inglês, *root mean squared error*, RMSE). A RNA proposta apresentou resultados satisfatórios (R^2 maior que 0,94), mostrando que o modelo proposto poderá ser utilizado como uma ferramenta de suporte ao projeto de sistemas de clarificação utilizando *Moringa oleifera* como agente coagulante.

Palavras-Chave: *Moringa oleifera*; Redes Neurais Artificiais; Sistemas de Clarificação.

1. INTRODUÇÃO

O acesso à água potável é um direito humano básico, sendo necessário para a saúde e bem-estar de todos (JAIN, 2012). Utilizar metodologias que otimizem os insumos

necessários para o tratamento de águas e efluentes se tornou uma ação fundamental para garantir água com qualidade e quantidade satisfatórias para o atendimento da população. Em especial, o processo de clarificação de água tem sido aprimorado ao longo dos anos, seja pelo uso de unidades de tratamento mais eficientes, seja pelo uso de auxiliares de coagulação/ floculação mais sustentáveis e menos nocivos à saúde humana e ao meio ambiente.

Diversos pesquisadores têm avaliado em seus trabalhos o uso de produtos naturais para a fabricação de coagulantes, visto que os mesmos possuem forte apelo ambiental, econômico e social, especialmente por se tratarem de compostos facilmente encontrados na natureza (LIMA *et al*., 2020). Destes, as sementes de *Moringa oleifera* têm se destacado pelos altos valores de eficiência de remoção de turbidez, quando utilizadas como coagulante natural (ARMELONI *et al*., 2020). Além disso, o lodo gerado com o uso de *Moringa oleifera* é orgânico e pode ser utilizado com fertilizante.

Dado este contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar um modelo de previsão da eficiência de remoção de turbidez em águas e efluentes com a utilização de sementes de *Moringa oleifera* como coagulante natural, visando oferecer aos projetistas e pesquisadores da área de saneamento uma ferramenta simples que pode auxiliar na utilização deste insumo. Desta forma, este estudo busca correlacionar a utilização de coagulante natural a base de *Moringa oleifera* com a eficiência do processo de clarificação em sistemas *jartests*, para diferentes cenários de agitação, concentração, modos de preparo e tempos de processo.

2. METODOLOGIA

A água utilizada neste trabalho foi produzida em laboratório com turbidez de 50uT, sendo obtida da junção entre água de torneira e bentonita. Os testes foram realizados em um sistema de clarificação *jartest*, equipamento comumente utilizado em estações de tratamento de água (ETAs). Foram preparadas 78 soluções coagulantes com diferentes concentrações, entre 5 $mg.L^{-1}$ e 370 $mg.L^{-1}$, a partir de sementes de *Moringa oleifera* com e sem casca (Fig. 1), utilizando duas formas de preparo: liquidificador e pilão. Na primeira forma de preparo (liquidificador), as sementes foram pesadas e adicionadas no copo do liquidificador com água da torneira, sendo trituradas por 60 segundos, com posterior filtração em papel filtro. Na segunda forma de preparo (pilão), as sementes foram trituradas utilizando um pilão, com posterior pesagem do pó; após isso, o pó foi colocado em um béquer com água da torneira, sendo agitado por 10 minutos a 500 rpm no agitador magnético; por fim, foi realizada a filtragem da solução com papel filtro. Os testes no *jartest* foram realizados com agitações de $250s^{-1}$ e $603s^{-1}$ utilizando os seguintes tempos de floculação: 12s, 90s, 113s, e 180s. Após 2400 segundos de decantação foram coletadas amostras para a análise de turbidez. A eficiência de remoção de turbidez foi calculada utilizando a Eq. 1.

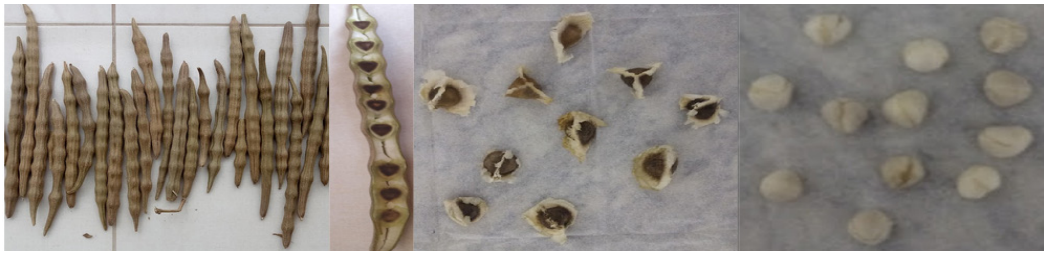


Fig. 1. Vagens secas, vagem aberta e sementes com e sem casca de *Moringa oleifera*.

$$Eficiência\ (\%) = \left\{1 - \left(\frac{Turbidez\ remanescente}{Turbidez\ inicial}\right)\right\} x\ 100 \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Para a obtenção da eficiência de remoção de turbidez por RNAs foram utilizados 6 parâmetros de entrada (): o gradiente médio de velocidade (G), o tempo de floculação, a concentração de coagulante utilizada, o valor de turbidez inicial, o tipo de preparo (no liquidificador ou em pilão) e o tipo de sementes utilizada (com ou sem casca). Esses parâmetros foram escolhidos pelo fato de serem apresentados na literatura como de grande relevância na análise do processo de clarificação utilizando *Moringa oleifera*. O parâmetro de saída adotado foi a eficiência de remoção de turbidez. O modelo foi obtido utilizando-se uma rede multicamadas supervisionada do tipo *Perceptron* (em inglês, *MultiLayer Perceptron* - MLP), com algoritmo de treinamento *backpropagation*. Este tipo de rede é amplamente utilizado para modelar relações não lineares entre parâmetros (Gebler, Wiegleb *et al*. 2018). A RNA foi modelada com neurônios na camada de entrada. A camada de saída foi modelada com 1 neurônio, uma vez que a eficiência de remoção de turbidez é o único parâmetro a ser estimado com a RNA proposta. Uma camada intermediária foi modelada com neurônios, de acordo com Haykin (2009). A função de ativação foi a linear em todos os neurônios (a função de ativação linear apresentou os melhores resultados ao longo dos testes). Os dados foram divididos em três conjuntos independentes: treinamento, validação e teste. Para o conjunto de treinamento foram utilizados 70% dos registros disponíveis. Para os conjuntos de validação e teste foram utilizados 15% dos registros disponíveis, em cada conjunto. O conjunto de validação é utilizado durante o processo de treinamento da RNA para evitar seu sobre-ajuste (em inglês, *overfitting*), e o conjunto de teste é utilizado somente para a avaliação do desempenho da RNA. Todos os procedimentos de teste foram executados de forma a garantir a representatividade estatística das amostras. A avaliação de desempenho da RNA proposta foi realizada por meio de 3 indicadores: coeficiente de determinação (), desvio percentual absoluto máximo (em inglês, *maximum absolute percentage deviation*,) e a raiz quadrada do erro quadrático médio (em inglês, *root mean squared error*,). Todas as análises foram realizadas na ferramenta computacional MATLAB®.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A RNA proposta é apresentada na Fig. 2. Nesta RNA, o número de épocas de passagens completas pelo conjunto de treinamento foi de 11. A Fig. 3 apresenta a evolução dos processos de treinamento (em azul) e validação (em verde) da RNA proposta. O eixo horizontal representa as épocas do processo de treinamento. O eixo vertical representa os valores do indicador erro quadrático médio (em inglês, *mean squared error*, MSE) em escala logarítmica, para cada época/processo. Este indicador é comumente utilizado na avaliação da evolução dos processos de treinamento e validação. O círculo preto representa a época que apresentou os melhores resultados (os melhores resultados são indicados pelo menor MSE para o processo de validação – neste caso, época #4).

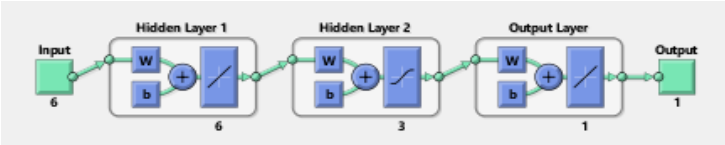


Fig. 2. RNA obtida a partir da metodologia proposta.

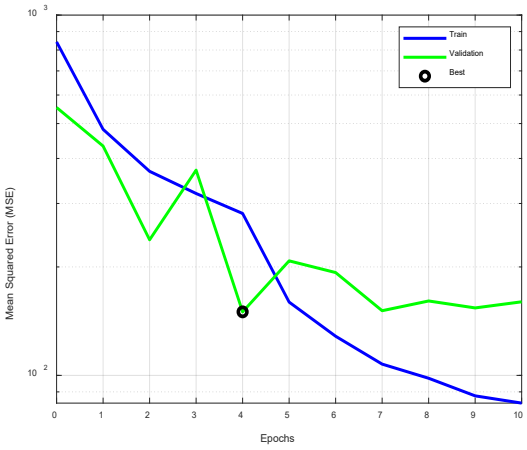


Fig. 3. Evolução dos processos de treinamento e validação da RNA proposta.

A partir deste ponto, somente os resultados referentes ao conjunto de testes serão apresentados, uma vez que, de acordo com a teoria de RNAs, este é o único conjunto que pode ser utilizado na avaliação do desempenho da RNA. Os valores de , e para o conjunto de testes foram iguais a 0,9453, 13,9% e 4,1%, respectivamente. Na Fig. 4 é possível verificar a relação entre os resultados obtidos a partir do modelo de RNAs proposto e os valores obtidos por meio de modelagem física para o conjunto de testes. A linha cinza representa o ajuste ideal (). A linha em vermelho representa o ajuste obtido. O eixo horizontal representa os valores de eficiência de remoção de turbidez obtidos por meio de modelagem física, em %. O eixo vertical representa os valores de eficiência de remoção de turbidez obtidos por meio do modelo proposto, em %.

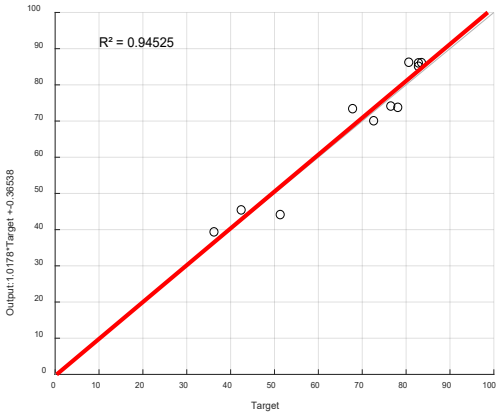


Fig. 4. Relação entre os resultados obtidos a partir do modelo de RNAs proposto e os valores obtidos por meio de modelagem física.

É importante destacar que o modelo apresentado pode auxiliar no projeto de sistemas de clarificação utilizando *Moringa oleifera* como agente coagulante. Entretanto, os resultados deste trabalho referem-se apenas a águas com turbidez de 50 uT, sendo necessários testes adicionais para verificação de eficiência deste processo em águas com outras características. Destaca-se também que o modelo proposto deve ser utilizado exclusivamente na faixa de trabalho definida pelos resultados experimentais.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho foi correlacionada a utilização de coagulante natural a base de *Moringa oleifera* com a eficiência do processo de clarificação em sistemas *jartests*, para diferentes cenários de agitação, concentração, modos de preparo e tempos de processo. A correlação foi modelada por meio de uma rede neural artificial (RNA), utilizando uma rede multicamadas supervisionada do tipo *Perceptron* (em inglês, *MultiLayer Perceptron* - MLP), com algoritmo de treinamento *backpropagation*, amplamente utilizado para modelar relações não lineares entre parâmetros. A RNA proposta apresentou resultados satisfatórios (os valores de , e para o conjunto de testes foram iguais a 0,9453, 13,9% e 4,1%, respectivamente), mostrando que o modelo proposto poderá ser utilizado como uma ferramenta de suporte ao projeto de sistemas de clarificação utilizando *Moringa oleifera* como agente coagulante. Contudo, os resultados deste trabalho referem-se apenas a águas com turbidez de 50 uT, sendo necessários testes adicionais para verificação de eficiência deste processo em águas com outras características. Destaca-se também que o modelo proposto deve ser utilizado exclusivamente na faixa de trabalho definida pelos resultados experimentais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro e institucional do IFES e da FAPES.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Armeloni, J. P. N; Oliveira, D.S.; Donadel, C. B. 2020. Natural agents as auxiliaries in water clarification: literature review and experimental evaluation. Acta Scientiarum. Technology, v. 42, n. 1.

Gebler, D., Wiegleb, G., Szoszkiewicz, K., 2018. Integrating river hydromorphology and water quality into ecological status modelling by artificial neural networks. Water Research, 139, 395-405.

Haykin, S., 2009. Neural Networks and Learning Machines. Pearson – Prentice Hall.

Jain, R., 2012. Providing safe drinking water: a challenge for humanity. Clean Techn Environ Policy, 14:1–4.

Lima, P.R.; Almeida, I.V.; Vicentini, V. E. P., 2020. Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. Evidência: biociências, saúde e inovação. https://doi.org/10.18593/eba.24807

44

PLANO DE SEGURANÇA DA ÁGUA E O NOVO MARCO DO SANEAMENTO - ESTUDO DE CASO

Lorena Olinda Degasperi ROCHA[1], Edumar Ramos Cabral COELHO[2], Angela Di Bernardo DANTAS[3]

[1] UFES, Rua Rosa, 255 Jardim Colorado, CEP: 29104-610, Vila Velha - ES, email: lorenalodr@gmail.com

[2] UFES, Rua Alvim Borges da Silva, 168, Jardim Camburi, CEP: 29090-300, Vitória -ES, email: edumar.coelho@ufes.br

[3] HIDROSAN, Avenida Miguel Damnh, 1000, São Carlos, CEP: 13565-251, São Carlos-SP, email: angela@hidrosanengenharia.com.br

RESUMO

O Brasil passa por um processo de reconstrução no setor de saneamento, com a atualização do Novo Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020), que estabelece metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e melhoria dos processos de tratamento. Por isso, é essencial que o responsável pelo sistema de abastecimento de água, seja ele público ou privado, detenha mecanismos eficientes para assegurar a produção de uma água segura para a população. Um grande desafio ocorre quando há mudança do responsável do sistema, e este desconhece seu funcionamento, pois a tomada de decisão referente a qualidade da água ou do abastecimento fica prejudicada, fato ocorrido no Sistema de Abastecimento de Água da Vila do Riacho. Com o intuito de solucionar esse problema, foi utilizado a metodologia do Plano de Segurança da Água (PSA). O PSA utiliza etapas de avaliação do sistema e monitoramento operacional com o objetivo de conhecer melhor o sistema, identificar e priorizar os perigos e riscos existentes no sistema, visando, indicar medidas de controle para eliminá-los ou reduzi-los a níveis aceitáveis e garantir a segurança da água para a população atendida com vistas ao cumprimento das metas do Novo Marco do Saneamento. Ao todo, foram identificados 89 riscos, dentre eles 44 riscos foram classificados como risco catastrófico, muito alto e alto. Após identificação e proposta de medidas de controle, no final do primeiro ano de gestão, foi possível reduzir 75% desses riscos, para o nível baixo e médio, apenas com mudanças na operação.

Palavras-Chave: plano de segurança da água, gestão de riscos, sistema de abastecimento de água, água segura

1. INTRODUÇÃO

Durante muito tempo, a qualidade da água esteve associada aos aspectos estéticos e sensoriais, tais como cor, sabor e odor. Somente no final do século XIX e início do século XX, a qualidade da água tornou-se questão de interesse para a saúde pública. Hoje para

a Organização Mundial da Saúde (OMS) todas as pessoas, em quaisquer estágios de desenvolvimento e condições socioeconômicas, devem ter acesso à água potável e segura. A água segura, nesse contexto, é uma oferta de água que não representa um risco significativo à saúde, com quantidade suficiente para atender a todas as necessidades domésticas, que estão disponíveis continuamente e tenham um custo acessível (WHO, 2017).

Todavia, monitorar e manter a segurança da água em todo o sistema de abastecimento até o consumidor final é algo desafiador, dado que desde a captação até o usuário, existem várias situações que podem configurar-se como vulneráveis e passíveis de contaminação da água (KUMPEL *et al*., 2018). De acordo com o último relatório da OMS e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), no mundo, cerca de três em cada dez pessoas não possuem acesso à água potável e disponível em casa, como resultado, todos os anos 361 mil crianças com menos de cinco anos morrem devido a doenças diarreicas (WHO & UNICEF, 2017). Dentre os principais motivos para a falta do fornecimento da água potável e segura, estão os métodos convencionais de gerenciamento dos riscos da qualidade da água potável. Estes tendem a serem corretivos e se concentram principalmente em garantir apenas que a água potável atenda aos padrões da legislação vigente, a partir de monitoramentos laboratoriais da qualidade da água produzida e distribuída, com resultados demorados e de baixa capacidade para o alerta rápido a população. Assim, em casos de contaminação, não garantem a efetiva segurança da água para consumo humano, ou seja, são métodos baseados no tratamento e correção da falha após sua ocorrência (PETERS, 2018).

Com o intuito de mudar esse cenário, a OMS introduziu formalmente os PSA como uma abordagem efetiva de gerenciamento para garantir que a água potável esteja realmente segura. Segundo a OMS, o PSA é mais eficaz se comparado às abordagens convencionais, essa ferramenta cercar-se de todo o sistema de água, desde a captação até o consumidor, com o objetivo de evitar a contaminação em cada estágio por meio de avaliações e gestão dos riscos, atuando de forma preventiva (WHO, 2017). No Brasil, os fundamentos legais para o desenvolvimento do PSA estão regulamentados na Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Essa portaria aponta a necessidade de o responsável pelo sistema de abastecimento de água (SAA) ou pela solução alternativa coletiva (SAC) para consumo humano manter avaliação sistemática do sistema, com atenção à qualidade da água distribuída e aos riscos à saúde, cabendo a autoridade de Saúde Pública exigir dos responsáveis por SAA e SAC a elaboração e implementação de PSA, conforme a metodologia e o conteúdo preconizados pela OMS ou definidos em diretrizes do Ministério da Saúde, para fins de gestão preventiva de risco à saúde.

Para a implantação do PSA, leva-se em consideração o conhecimento do funcionamento do sistema de abastecimento de água e as práticas adequadas de gestão da qualidade da água potável. Essa metodologia baseia-se na estratégia de barreiras múltiplas e conceitos básicos de tratamento de água, análise de perigo, pontos críticos de controle e

na abordagem sistêmica de gestão, propondo três etapas principais: avaliação do sistema, monitoramento do sistema e implantação de planos de gestão (WHO, 2017). Portanto, a metodologia de avaliação de risco proposta nas diretrizes da OMS (WHO, 2017) é de grande valia para as empresas de saneamento, principalmente diante do novo marco do saneamento, a Lei nº 14.026, o qual revê regras que visam fomentar investimentos privados, estimulando a livre concorrência e a sustentabilidade econômica dos serviços. Entre as principais mudanças estruturais no modelo de prestação dos serviços está o estabelecimento de metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento. Assim, com a implantação da metodologia do PSA, nos sistemas de abastecimento de água, é possível estabelecer as metas necessárias para a melhoria dos sistemas utilizando uma a abordagem assertiva e preventiva, garantindo o cumprimento da Lei nº 14.026/2020 e a segurança da água distribuída.

Baseando-se nos fatos apresentados, o objetivo desta pesquisa foi utilizar as etapas de avaliação do sistema e monitoramento operacional da metodologia do Plano de Segurança da Água no sistema de abastecimento de água Vila do Riacho, de modo a avaliar o sistema, identificar e priorizar os perigos e riscos existentes, sob a perspectiva de risco à saúde, visando, indicar medidas de controle para eliminá-los ou reduzi-los a níveis aceitáveis e garantir a segurança da água para a população atendida, com vistas ao cumprimento das metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento do novo marco do saneamento (Lei nº 14.026/2020).

2. ENQUADRAMENTO

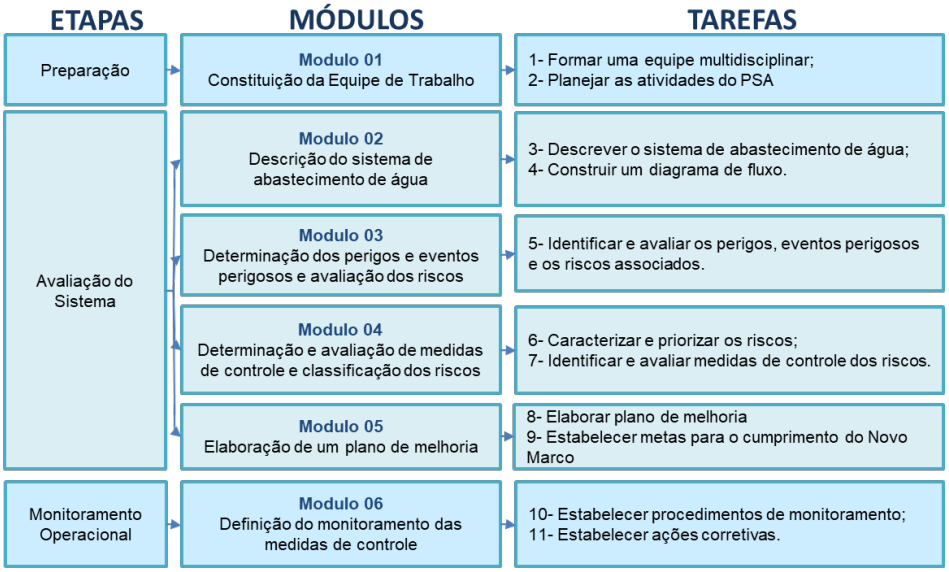
Para o cumprimento dos objetivos da pesquisa foi desenvolvido as etapas iniciais do PSA, abrangendo a preparação, descrição e avaliação do sistema e o monitoramento operacional, conforme apresentado na Quadro 01.

Na etapa de identificação dos perigos e eventos perigosos avaliou-se cada componente da microbacia, da captação, do tratamento de água, da reservação e da rede de distribuição visando um número maior de perigos e eventos perigosos. Para auxiliar a reconhecimento dos perigos, utilizou-se um *checklist* com diversos exemplos de possíveis passiveis que possam ocorrer em um sistema de abastecimento, bem como perguntas chaves, de modo a nortear a equipe. Esse *checklist* foi elaborado considerando várias experiências de autores que fizeram ou realizam o PSA WHO (2017), Brasil (2012), Peters (2018), Braga (2015) e Dantas (2021).

Outro ponto importante da metodologia de identificação dos riscos foi a inserção das macrocausas envolvidas na ocorrência dos eventos perigosos, utilizando a metodologia de causa-raiz, com o objetivo de conhecer a origem dos eventos perigosos, de modo a propor medidas de controle mais assertivas ao sistema. As macrocausas são divididas em quatro categorias: ambiente externo (contemplam os fatores externos ao SAA, como

exemplo a qualidade da água bruta); infraestrutura do SAA; operação (pessoal); controles e procedimentos operacionais em prática no SAA (DANTAS, 2021). Após a identificação dos perigos potenciais e suas fontes, o risco associado a cada perigo ou evento perigoso foi comparado, de modo que as prioridades de gerenciamento de risco pudessem ser estabelecidas. O risco associado a cada perigo ou evento perigoso foi descrito, por meio da identificação da probabilidade de ocorrência e avaliação da gravidade das consequências se o perigo ocorrer. O objetivo nessa etapa foi distinguir entre perigos ou eventos perigosos importantes e menos importantes.

Quadro 01 - Apresentação dos módulos abordados nesta pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor; adaptado de Vieira, 2013; WHO 2017

Os riscos encontrados foram classificados segundo o efeito produzido por eles, na capacidade que o sistema tem de fornecer água segura, ou seja, considerou-se seu possível efeito na saúde pública bem como os efeitos organolépticos, a continuidade e a suficiência do abastecimento, e o funcionamento do serviço de abastecimento de água. Nessa pesquisa utilizou-se a Matriz Semiquantitativa de Priorização de Risco (Vieira & Morais, 2005).

Após a classificação, foi avaliado se os riscos considerados significativos (catastróficos, muito altos e altos) detinham medidas de controle, bem como, a sua eficácia para o controle do risco, ou seja, se essa medida de controle conseguiria evitar, reduzir ou eliminar o perigo a um nível aceitável. Para os riscos significativos, o qual a medida de controle não se fazia eficaz, foi desenvolvido então um plano de melhoria. No plano de melhoria foi elaborado um cronograma de atividades, com o intuito de eliminar ou reduzir o perigo, definindo os responsáveis por cada atividade, uma estimativa de tempo possível para execução e os recursos necessários. O plano de melhoria destacou os perigos cujo risco necessita de

ação que requer investimentos e estudos mais específicos, de modo a auxiliar o prestador de serviços nas tomadas de decisões e assim conduzi-lo no planejamento das metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento, que são solicitadas pelo Marco Regulatório do Saneamento.

Após a avaliação das medidas de controle, buscou-se definir estratégias para acompanhar os riscos significativos, de forma a garantir que falhas sejam prontamente detectadas, iniciando assim a etapa do monitoramento operacional, onde foram estabelecidos pontos vulneráveis a serem monitorados, bem como o estabelecimento de limites críticos e as ações que devem ser tomadas caso necessário.

Com base nos dados levantados foi possível descrever o estado atual em que se encontrava o SAA, desde o manancial até a distribuição, sendo considerado como o inventário do sistema. A Descrição trouxe informações suficientes para determinar os pontos vulneráveis, os eventos perigosos, os tipos de perigos importantes, avaliar as medidas de controle existentes e propor medidas mais efetivas para o sistema.

O SAA avaliado nessa pesquisa, foi o sistema de abastecimento de água de Vila do Riacho. Esse sistema era gerenciado pelo SAAE de Aracruz e, em agosto de 2020, passou a ser administrado pela Companhia de Saneamento do Estado. A escolha desse sistema foi devida as condições de risco que se apresentava no momento, análises laboratoriais com presença de metais pesados, pH muito baixo e rejeição da água pela população, que reclamam da qualidade e da intermitência no abastecimento. Era necessário diagnosticar as causas para esses problemas de qualidade, de forma a nortear a Companhia indicando os principais obstáculos que necessitariam ser resolvidos, além de mostrar as metas que poderiam ser estabelecidas para o cumprimento da Lei nº 14.026/2020.

Ao todo, foram identificados 89 riscos, dentre eles, 11 riscos foram classificados como risco muito alto e 30 riscos tiveram a classificação de risco alto e 03 riscos considerados catastróficos. Após identificação e proposta de medidas de controle, no final do primeiro ano de gestão, reduziu-se 75% dos riscos para o nível baixo e médio, apenas com mudanças na operação. Os demais riscos seguiram para o plano de melhorias, os quais servem para indicar as metas para atendimento da Lei nº 14.026/2020.

3. CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho indicaram que o PSA é uma ferramenta essencial para auxiliar o responsável pelo sistema de abastecimento de água nas tomadas de decisões para a melhoria, adequação e monitoramento da qualidade e continuidade do abastecimento da água, pois permite conhecer, de forma aprofundada, os problemas que ocorrem ou que podem vir a ocorrer, de modo a identificar perigos, caracterizar riscos, monitorá-los e estabelecer medidas preventivas a curto, médio e longo prazo. Ou seja, é uma ferramenta que proporciona ao responsável pelo sistema planejar e executar assertivamente o dano que esteja trazendo ou possa vir ocasionar ao sistema e principalmente a saúde da

população. Assim, a ferramenta do PSA pode ser usada tanto para sistemas construídos, como para os que estão sendo projetados, avaliando, nesses casos os mananciais e adequando o estilo do tratamento aos desafios que podem ser enfrentados de acordo com a característica da região onde será implantada a ETA. Assim, os resultados atingidos no PSA são capazes de nortear o responsável pelo sistema a identificar os pontos de melhorias, de modo a atingir e estabelecer as metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento que o Novo Marco Legal do Saneamento exige.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos CESAN, UFES e Hidrosan pelo apoio ao trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Braga, R.J.O. Diretrizes para proposição de Planos de Segurança da Água em Sistemas de Abastecimento Municipais Goianos 74f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

Brasil. Sistema Único de Saúde. Plano de Segurança da Água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS. Brasil, 2012.

Dantas A. *et al*. Experiencias na elaboração de Planos de Segurança da Água no Brasil – Visão da Hidrosan Engenharia. Revista da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais – Arsae-MG. Vol. 01 – Nº 02 – Julho/Dezembro 2021.

Kumpel, E. *et al*. Measuring the impacts of water safety plans in the Asia-Pacific region. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 15, n. 6, p. 1–18, 2018.

Peters, E. Eficiência dos Sistemas Individuais de Tratamento de Esgotos Domésticos Implantados na Área Rural do Município de São Ludgero-Sc. Assembleia Nacional da Assemae, 2018, Cuiabá-MT. Anais da 49 Assembleia Nacional da Assemae, 2018.

Vieira, J. M. P.; MORAIS C. Planos de Segurança da Água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento. Instituto Regulador de Águas e Resíduos e Universidade do Minho. Portugal, 2005.

Vieira J. M. P. Plano de Segurança da Água em Mananciais de Abastecimento de Água para Consumo Humano. Journal of Chemical Information and Modeling, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Genebra: WHO, 2017. 631 p.

WHO & UNICEF. Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines. Geneva: World Health Organization and the United Nations Children's Fund. 2017.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Lei nº 14.026/2020

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888/2021

54

ODS 6 - REDUÇÃO DE PERDAS EM ÁREAS DE VULNERABILIDADE SOCIAL ATRAVÉS DO PROGRAMA ÁGUA LEGAL

Paulo Levy de SOUZA RODRIGUES[1], Cristiane PREVIATELLI[2]

[1] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, Rua Antônio Agu, 566 – Osasco – São Paulo – Brasil, plrodrigues@sabesp.com.br*

[2] *Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, Rua Antônio Agu, 566 – Osasco – São Paulo – Brasil, cpreviatelli@sabesp.com.br, previatelli@gmail.com*

RESUMO

O Programa Água Legal é uma iniciativa da Sabesp para a regularização do abastecimento de água em regiões de alta vulnerabilidade social, onde normalmente o abastecimento é precário, efetuado de forma irregular e por tubulações improvisadas e sujeitas à contaminação. O propósito é levar saúde e qualidade de vida para a população, preservar os recursos hídricos e promover a sustentabilidade urbana. Alinhado as práticas do objetivo 6 do desenvolvimento sustentável ODS (Água Potável e Saneamento), assegurando a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos, a UGR Osasco (Osasco 2o PIB do estado de SP e município com mais de 200 núcleos de baixa renda) evidenciou-se que realizar ações que permitissem a redução de extração de águas dos mananciais (aprendizado do período da crise hídrica), traria benefícios mais favoráveis ao negócio e a população local e entorno e para isso era fator determinante atuar fortemente em áreas de vulnerabilidade social. O programa ainda colabora na ODS 6 em 6.1 alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos e 6.4 aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água. Para tanto a alternativa foi firmar contrato com empresa de prestação de serviços de engenharia, através do Programa Água Legal para a execução de ações (em áreas) previamente determinadas pela UGR, tais como regularização de ligações de água com supressão da infraestrutura irregular e recuperação de clientes por meio de Contrato de Performance, prospectando o aumento da eficiência operacional.

Palavras-Chave: Redução de perdas; Água; Saneamento; Vulnerabilidade social; Sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

A oportunidade de fortalecimento da prática de gestão originou-se com o surgimento do Programa Água Legal dentro da empresa Sabesp aliado a necessidade de extração mais

consciente de águas dos mananciais que atendem a UGR Osasco. O município da UGR não possui recursos de abastecimento próprios, ele é abastecido pelo principal manancial do estado. Analisando o delta entre a quantidade de água que nos é entregue e a demanda necessária para atendimento da população, percebe-se um déficit e elevado índice de perdas, com destaque as áreas definidas como “baixa renda”, onde o desperdício é maior por fatores como a carência de infraestrutura e a existência de muitas ligações irregulares. Dos onze municípios da região com atuação da Unidade de Negócio Oeste - MO, pelo menos sete se abastecem desse manancial, consequentemente todo o setor acaba sendo afetado e uma atuação nessas áreas, faria com que o recurso hídrico recuperado, pudesse ajudar no abastecimento dos outros municípios e essa metodologia de atuação serviria de compartilhamento para implantação nos outros locais o que ocorreu por volta de 3 anos após a aplicação local.

2. ENQUADRAMENTO

O trabalho tem como objetivo demonstrar um case de sucesso dentro de uma Unidade de Gerenciamento Regional UGR Osasco, com foco na redução de perdas de água no sistema de abastecimento em áreas de vulnerabilidade social, regularizando as ligações que não possuem infraestrutura mínima e comprometiam o abastecimento do entorno e da Unidade como um todo. Através da utilização de mão de obra contratada utilizando o programa corporativo Água Legal objetivou-se com a parceria, atender interesses de algumas partes interessadas: Poder Concedente, 8.5.48 ICMC Índice de cumprimento das metas contratuais; Sociedade, Regularização e saneamento básico; Acionistas, 8.5.22 Incremento de novas ligações de esgoto, 8.5.21 Incremento de novas ligações de água; Força de trabalho, Metas PPR e Fornecedores, execução de contrato. Com isso foi objetivo também atender as aspirações do Planejamento Operacional e Tático da Organização e intensificar ações e práticas que sustentassem o negócio da empresa - Em seu planejamento operacional foco nos objetivos; 8 – Assegurar a Gestão do Abastecimento com Foco na Redução de Perdas, 5 Assegurar a satisfação do cliente e 10 Gerar valor com redução de despesas e aumento de receita. Para intensificação de ações que sustentassem a criação do projeto e foco na redução de perdas, saneamento e sustentabilidade.

2.1 Levantamento de Área para Atuação

Tabela 1: Levantamento de Área para Atuação.

Ligações Novas / Inativas E Consumo Zero - Ugr Osasco											
Núcleos	Inativas		Ligações		Cons. 0	Núcleos	Inativas		Ligações		Cons. 0
	Com Débito	Sem Débito	Simples	Múltiplo			Com Débito	Sem Débito	Simples	Múltiplo	
Área “A”	11	34	706	74	130	Área 25	0	0	30	0	0
Área “D2”	35	46	240	24	135	Área “Ar”	7	13	34	6	33
Área “Cy”	4	21	311	39	99	Área “Bl”	9	18	47	11	36
Área “Ch2”	0	1	90	0	18	Área “Ad2”	4	7	80	12	19
1º Maio	0	0	150	10	0	Área 06	22	79	210	38	221
Área “Cn”	0	26	135	27	94	Área “As”	6	17	137	18	44
Área “Ax”	5	5	47	12	11	Área “N”	2	73	180	20	119
Área “Cv”	13	12	96	11	55	Área “Bz”	1	7	42	10	93
Área “Ct”	5	55	22	10	72	Área “P3”	11	33	390	23	57
Área 24	0	0	490	60	0	Área “Bk”	9	23	87	6	106
Área 16	57	42	456	0	132	Área “Ba”	18	19	10	2	87
Área “Ah”	7	12	75	15	26						

Fonte: Sistema Comunitário - Sistema de Acompanhamento de Núcleos de Baixa Renda.

2.1.1 Monitorização Parâmetros e Técnicas Analíticas Utilizadas

Principais indicadores da UGR antes da implantação do contrato conforme tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros e Técnicas Analíticas Utilizadas.

Unidade De Gerenciamento Regional - Ugr Osasco	
Ipdt (L/Lig.Dia)	326
Número De Ligações Em Usos Sociais (Un)	22.240
Números De Ligações De Água (Un)	174.890
Consumo Por Ligação (M^3)	16
Número De Economias (Un)	271.592
Extensão De Rede De Água (Km)	1.132

Fonte: Banco de Dados CD-ETEP, Sistema Signos, Sistema CSI.

Alguns dos itens que compõem o projeto. Neste case o foco será dado na sustentabilidade, regularização de ligações e seus índices de Perdas: Ação social com foco em educação ambiental; Correção de irregularidades no abastecimento de água (by-pass, ligação direta/ clandestina); Sondagem c/ reposição; Execução de ligações novas para regularização; LRP – Reposição da Ligação; Instalação de Caixa UMA (simples ou múltiplo) e/ou cavalete; Assentamento de redes para fins de regularização; Regularização de ligações com consumo zero e ligações inativas; Monitoramento dos consumos; Lançamento no

SIGNOS (Georeferenciamento); Volume Recuperado. Os principais serviços definidos no escopo: Ação social com foco em educação ambiental; Regularização de ligações inativas; Regularização de ligações com consumo zero; Execução de ligações novas para regularização; Instalação de caixas UMA (unidade de medição de água); Assentamento de redes para fins de regularização; Instalação de válvulas; Instalação de hidrômetros; Interligação de redes; Acompanhamento de consumo.

Tabela 4: Componentes do Programa.

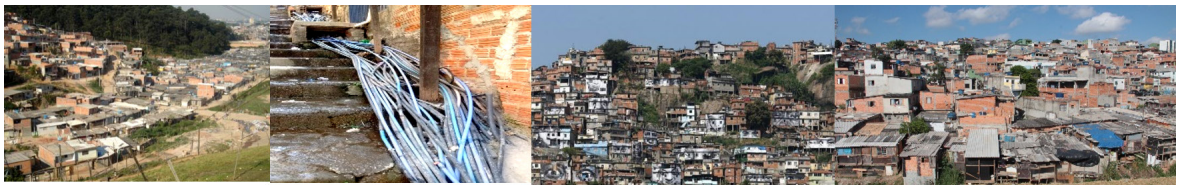
Componentes do Programa	Necessidade	Expectativa	Comportamento	Requisito	Benefícios
Ligação de água (Primeira Ligação)	Fornecimento de água com regularidade	Disponibilidade de água potável e regular	Consumo de água consciente	Instalação de rede, ligação ou ambos	Abastecimento regular
Regularização (Abastecimento irregular)	Serem responsáveis por seu consumo e pelas suas faturas	Receberem água tratada e regularizada	Conscientização de que a água é um bem de todos, porém cada um deve ser responsável pelo seu consumo	Desativação de instalações irregulares e regularização	Abastecimento regular
Fatura	Cidadania (Comprovante de residência oficial)	Comprovante de residência	Tende a ter mais responsabilidade	Execução ligação e cadastro oficial	Cidadania e responsabilidade
Ação social com foco em educação ambiental	Conscientização ambiental	Uso consciente de recursos	Boa adesão a conscientização	Educação ambiental aplicada durante escopo	Conscientização ambiental e de uso de recursos

Tabela 3: Ações de mitigação dos impactos socioambientais decorrentes do Programa de Perdas.

	Aspecto	Impactos	Principais formas de tratamento
Distribuição de água	Perda de água	Incômodo a sociedade	Regularização de ligações
	Falta d'água e/ou Baixa pressão	Incômodo à sociedade e Risco à saúde	Comunicação de Eventos Operacionais; Planos preventivos e corretivos; Plano de obras para melhoria do abastecimento

2.1.1.1 Indicadores e resultados com o Programa

Antes



Depois



Tabela 5: Indicadores e resultados com o Programa.

Indicador	Melhor Sentido	Unidade de Medida	2018	2019	2020
Incremento das Ligações de Água Regularizadas (Baixa Renda)	↗	%	3,41	3,75	4,08
Ligações de Água Regularizadas	à	Qt	2.012	615	606
Incremento de Novas Ligações de Água	ä	%	3,5	6,3	9,0
IAA - Índice de Atendimento de Água	ä	%	99	99,4	-
NLA - Novas Ligações de Água	à	Qt	6580	5.142	5173
IANC Índice de Águas Não Comercializadas	æ	%	43,2	41,1	38,9
IPDT Índice de Perdas Totais de Água	æ	l/lig x dia	351	337	308
IVF Incremento de volume faturado	ä	%	2,77	4,34	4,05

3. CONCLUSÕES

Atuação na modalidade performance em Núcleos de Baixa Renda para a regularização de ligações e ligações novas se mostrou eficaz, ágil e com ótimos resultados para a UGR, principalmente para a eficiência operacional com Sustentabilidade e redução de perdas. Escolhas apropriadas para o escopo como: Ação social com foco em educação ambiental; Regularização de ligações inativas e ligações com consumo zero; Execução de ligações novas; Instalação de caixas UMA (unidade de medição de água); Assentamento de redes; Instalação de válvulas e hidrômetros; Interligação de redes; Acompanhamento de consumo ajudaram a garantir os resultados alcançados.

Benefícos sociais; Conscientização Socio ambiental; Cidadania (Comprovante de residência (fatura) para moradores dos núcleos de baixa renda de Osasco); Menor retiradas de recursos dos mananciais; contribuição com a saúde da população através de água potável e saneamento.

AGRADECIMENTOS

A Deus toda honra, toda glória.

Aos pais, filhos, família e a todos os homens de boa vontade.

“Se pergunte, como posso ser útil? E seja!” E.M.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. Abastecimento de água. 1.ed. São Paulo, BR, Ed. Depto de Engª Hidráulica e Sanitária – POLI/USP, 2004.

POSSARLE, Roberto. Metodologia de Análise e Solução de Problemas. Fundamentos. São Paulo. BR. Ed. Senai - 2017

LEGISLAÇÃO

Lei nº 4764, de 23 de junho de 2016

Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde - Qualidade da água

Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 – Ministério da Saúde

REFERÊNCIAS INTERNET

Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: ww.odsbrasil.gov.br

Notas sobre vulnerabilidades sociais no município de Osasco. Disponível em: <https://osasco.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/2020_cmas_notas-sobre-vulnerabilidades-sociais-mesclado.pdf>

Lei nº 1485 de 12 de outubro de 1978. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-de-zoneamento-uso-e-ocupacao-do-solo-osasco-sp>

Saneamento Sustentável. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=710>

55

ESTIMATIVA DA EMISSÃO DE CARBONO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DO MUNICÍPIO DE GARANHUNS, PERNAMBUCO, BRASIL

Thamires MOURA[1], Eusileide MELO[2], Tamara OLIVEIRA[3]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru – Pernambuco, Brasil, tccmoura@gmail.com*

[2] *Autarquia do Ensino Superior de Garanhuns, Garanhuns – Pernambuco, Brasil, eusileidesuianne@aesga.edu.br*

[3] *Universidade Federal Rural de Pernambuco, Garanhuns – Pernambuco, Brasil, tamaaraolivera@gmail.com*

RESUMO

As reações de biodegradação da carga orgânica, contida nos efluentes, produzem como subprodutos gases, por exemplo o dióxido de carbono, como principal gás nocivo frente aos demais Gases do Efeito Estufa. Desta forma, este estudo teve como questionamento: Qual a quantidade de CO_2 emitida em cada operação do tratamento de esgoto municipal, e qual valor será produzido quando a população do município for atendida em sua totalidade? Nesse sentido, essa pesquisa tem como objetivo geral estimar o CO_2 lançado a atmosfera, expresso em toneladas por ano, proveniente da prestação do serviço de esgotamento sanitário para a atual parcela da população atendida em Garanhuns a partir de equações, desenvolvidas através de relações estequiométricas, associadas a padrões determinados pela principal agência que atua no setor, globalmente, o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Palavras-Chave: Esgoto; Dióxido de carbono; Efeito estufa.

1. INTRODUÇÃO

O tratamento dos efluentes nos processos biológicos gera como subproduto o dióxido de carbono (CO2) que é um dos gases do e feito estufa (GEE), elevando a poluição ambiental, visto que a compensação de carbono é inferior a taxa de crescimento das emissões, contribuindo com os impactos potenciais de aquecimento global. A degradação da matéria orgânica realizada pelos microrganismos origina outras substâncias, em geral menos danosas ao meio ambiente e que neutralizam o efeito poluidor do material que entra na estação como afluente. Como subproduto desse trabalho microscópico de redução de carga poluidora ocorre a produção de CO2 e outros gases, tais como amônia e sulfetos, contribuindo com os ciclos naturais do carbono, nitrogênio e enxofre. (LIMA, 2014).

Este trabalho tem por objetivo estimar o CO2 lançado a atmosfera, expresso em toneladas por ano, proveniente da prestação do serviço de esgotamento sanitário para a atual parcela

da população atendida em Garanhuns, possuindo como objetivos específicos: quantificar o CO2 emitido por etapas que compõe o sistema da ETE e realizar uma projeção da estimativa para quando todo o efluente gerado em sua totalidade no município for tratado . Como metodologia, o estudo foi caracterizado como uma pesquisa aplicada e exploratória , envolvendo levantamento bibliográfico, levantamento de dados com base no IPCC (2006) e análise de dados.

2. ENQUADRAMENTO

Foram utilizadas as diretrizes do IPCC, para o cálculo das emissões de gases de efeito estufa oriundos do processo de tratamento de efluentes domésticos. A estimativa foi calculada para a população atualmente atendida com o serviço de esgotamento sanitário no município de Garanhuns-PE e projetado para quando a população for atendida em sua totalidade através da expansão do serviço de saneamento básico. No setor de saneamento básico, os inventários de emissão de GEE realizados pelas companhias de água e esgoto no Brasil, pela Sabesp, Copasa e Sanepar, utilizam esta mesma metodologia proposta, associando-a ao método do IPCC para estimar as emissões durante o processo de manejo do esgoto (COPASA, 2014, PAGANINI, 2013, SANEPAR, 2015).

2.1 Caracterização da área de estudo

A ETE objeto deste estudo está localizada em Garanhuns-PE, município do interior de Pernambuco que possui cerca de 141 habitantes, onde 89,14% reside em área urbana e 10,86% em área rural e consiste em um dos 9 atendidos por uma ETE Estadual. Atualmente, apenas cerca de 18.157 habitantes são atendidos com o sistema de esgotamento sanitário, equivalente a 12,99% da população (SNIS, 2019). A ETE recebe o esgoto bruto que é lançado por uma estação elevatória por meio de bombeamento. O tratamento possui uma eficiência em remoção de DBO de aproximadamente 85% e recebe uma vazão média de 41,25l/s.

2.2 Estimativa de CO2

A quantidade de carbono emitida em decorrência do processo de tratamento de efluentes foi estimada tomando como base os cálculos de geração de dióxido de carbono por etapas, descrito por Lima e Salvador (2014). As expressões numéricas foram determinadas pelas equações químicas correspondentes que ocorrem durante o processo de degradação da matéria orgânica para sistemas que envolvem processos aeróbicos, anaeróbicos e anóxicas. Uma vez definidas as etapas de tratamento do esgoto, é possível aplicar as equações e formulações correspondentes, como descritas a seguir, e obter estimativa de geração de carbono por uns mil habitantes atendidos pelo serviço de saneamento.

A princípio, foi utilizada a Equação 1, mostrada a seguir, para o obtenção da estimativa das emissões de metano pelo tratamento de efluentes sanitários. No entanto, como pode ser

verificado na descrição das variáveis que compõem a formulação, a quantidade de metano recuperado pela queima do gás gerado é subtraída do valor total. A ETE estudada não possui equipamento de queima do biogás gerado, portanto a variável R foi desconsiderada, por ser numericamente igual a zero.

$$CH_4\ emitido = (TOW_{dom}\ X\ EF) - R \qquad \text{[Eq.1]}$$

Onde:

CH_4 = Quantidade de metano gerada ao ano em t/ CH_4 ano; TOW_{dom} = Efluente doméstico orgânico total em kgDBO/ano; EF= Fator de emissão em kgDBO/ano e R= CH_4 recuperado ao ano em kg CH_4/ano.

Para o cálculo da quantidade de efluente doméstico orgânico total foi utilizada a seguinte Equação 2:

$$TOW_{dom} = POP_{urb}\ X\ D_{dom} \qquad \text{[Eq. 2]}$$

Onde:

TOW_{dom} = Efluente doméstico orgânico total em kgDBO/ano; POP_{urb} = População urbana atendida por pessoas; D_{dom} = Componente orgânico degradável do efluente doméstico em kgDBO/1000pessoas/ano.

Por sua vez, para o cálculo do fator de emissão foi utilizada a seguinte Equação 3 apresentada:

$$EF = B_0\ X\ MédiaponderadaMCF \qquad \text{[Eq. 3]}$$

Onde:

EF = Fator de emissão em kgDBO/ano; B_0 = Capacidade máxima de produção de metano em kg CH_4 /kgDBO; MCF = Fator de conversão de metano do processo “x” tratando o efluente “i”.

Para realização do cálculo do fator de conversão de metano de cada um dos processos do tratamento de efluentes foram utilizados os valores parâmetros padrão do IPCC (2006) apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Valores de MCF e estimativa da produção de metano.

Processo	MCF	Emissões CH4
Unidade de medida	Adimensional	Tch4/1000 pessoas/ano
Tanque Séptico (TS)	0,5	5,9
Reator Anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (RAFA)	0,8	4,7
Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)	0,8	4,7
Lagoa Anaeróbia (profundidade maior que 3 metros) (Lan)	0,8	9,5
Lagoa Facultativa (profundidade menor que 2 metros) (Lfac)	0,2	2,4
Lagoa Aerada (profundidade maior que 2 metros) (LaerF)	0,2	2,4
Lagoa Aerada (profundidade maior que dois metros) (Laer)	0,1	1,2
Lodos Ativados Convencional (Digestor de Lodo) (LAC(DL))	0,8	4,7
Lodos Ativados Convencional (Tanque de Aeração Convencional) (LAC(TA))	0,3	3,5
Lodos Ativados por Aeração Prolongada (Digestor de Lodo) (LAAP)DL)	0,8	4,7
Lodos Ativados por Aeração Prolongada (Tanque de Aeração sobrecarregado (LAAP(TA))	0,3	3,5
Lodos Ativados por Batelada (Digestor de Lodo) (LAB (DL))	0,8	4,7
Lodos Ativados por Batelada (Tanque de Aeração sobrecarregado) (LAB (TA))	0,3	3,5

Fonte: Lima e Salvador, (2014).

Com base nestes valores foi possível calcular o MCF_i com a seguinte Equação 4.

$$MCF_i = \sum WS_{i,x} \times MCF_x \qquad \text{[Eq.4]}$$

Onde:

$MCF_{i,x}$ = Fator de conversão de metano do processo “x” tratando o efluente “i”;

WS = Fração do efluente do tipo “i” tratada usando o processo “x”.

As equações e os fatores descritos na metodologia do IPCC (2006) têm como objetivo principal a estimativa de geração de metano, por isso foi necessário inserir relações numéricas adicionais para obter a respectiva emissão de dióxido de carbono relacionada. Lima e Salvador (2014), baseando-se em relações estequiométricas das reações químicas envolvidas, adaptaram o método supracitado, possibilitando a realização da conversão de valores.

Com posse de todos os dados citados anteriormente, foi realizada a conversão de emitido para equivalente emitido. Dessa forma, e Equação 5 apresentada a seguir foi utilizada para estimativa de emissões de GEE em termos de t em cada um dos processos de tratamento de esgotos sanitários para uma comunidade de 1000 habitantes tomada como referência.

$$CO_{2\ emitido} = (21 \times CH_4) + (310 \times NO_2) \qquad \text{[Eq. 5]}$$

Observou-se que a relação existente entre os três principais gases que compõem o biogás (NO_2, CH_4, CO_2) foi utilizada no desenvolvimento da última formulação. No entanto, a

quantidade de óxidos de nitrogênio foi desconsiderada nesse estudo, seguindo o proposto por Lima e Salvador (2014), Vervloet e Cetrulo (2016) e previsto pelo IPCC (2006). Emissões da nitrificação e desnitrificação (anaeróbica) em ETES são fontes minoritárias quando comparadas com as fontes indiretas, provenientes de lançamento de águas residuárias nos corpos de águas (IPCC, 2006).

As estimativas são obtidas aplicando-se as formulações numéricas referentes as equações 1 e 2. Essas dependem da obtenção de valores intermediários, por isso, foram utilizadas as equações 3 e 4 para determinar o fator de emissão (EF) e o efluente doméstico orgânico total (TOW_{dom}).

O fator de conversão de metano (MCF) do processo foi calculado aplicando-se os parâmetros preconizados pelo IPCC (2006), Tabela 2. Cada processo que compõe a ETE contribui diferentemente no volume de biogás gerado, que depende de características das reações químicas envolvidas, do tipo de operacionalização (se a vazão segue em série ou em paralelo) e da quantidade de etapas do sistema.

A equação 4 exige a média ponderada do potencial de emissão individual das etapas do sistema. Para tanto, as características da ETE (que possui 6 lagoas, sendo três facultativas e três de maturação após o reator anaeróbico UASB). Evidencia-se que o reator UASB impacta significativamente na emissão total dos GEE, compreendendo mais de 53% do total estimado.

Na Tabela 2, a seguir, são apresentados os valores fixos que foram aplicados nas equações 2 e 3.

Tabela 2. Valores fixos e resultantes.

SIGLA	DESCRIÇÃO	VALORES	UNIDADES	OBSERVAÇÕES
Pop	População atendida para fins dos cálculos	1000	habitantes	
Ddom	Componente orgânico Degradável*	19,71	kgDBO/1000pessoas/ ano	*NBR12209/92 (ABNT, 1992)
B	Capacidade máxima de produção de metano**	0,6	kgCH4 /kgDBO	**IPCC

Aplicando os valores nas fórmulas, verifica-se que a emissão de gás carbônico estimada nesse estudo, relativa à Estação de Tratamento de Efluentes de Garanhuns, conforme metodologia IPCC (2006) equivale a 197,19 toneladas/habitante por ano.

3. CONCLUSÕES

O tratamento dos efluentes domésticos é de suma importância para o desenvolvimento urbano sustentável, estando associado diretamente a qualidade de vida da população que necessita de saneamento básico. Diante disso, este estudo buscou estimar a quantidade de dióxido de carbono emitido durante o processo do tratamento de efluentes na ETE – Garanhuns.

A emissão de CO2 estimada nesse estudo, relativa à Estação de Tratamento de Efluentes de Garanhuns, conforme metodologia IPCC (2006) foi de 197,19 toneladas/habitante por ano. O valor proporcional a população atendida compreende emissão de 3.588.858,0 toneladas de CO2 por ano. No caso de expansão do atendimento do serviço de tratamento de efluentes para a população atual do município, em sua totalidade, a taxa de emissão ficaria em torno de 27.606.600,0 toneladas ao ano.

REFERÊNCIAS INTERNET

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Disponível em: <www.aprh/.pt> Acesso em 3 de janeiro de 2105

Portal Educação, Excel – Para que serve e como usar? Disponível em: <http://www.portaleducacao.com.br/informatica/artigos/47980/excel-para-que-serve-e-como-usar> Acesso em 3 de julho de 2013.

COPASA. Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa COPASA – 2014.

IPCC, International Panel on Climate Change. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Japan: IPCC, 2006.

LIMA, Aline Pereira; SALVADOR, N. N. *Geração de metando e de créditos de carbono no tratamento de esgotos sanitários.* Revista DAE, v. 11, 2014.

PAGANINI, W. S. *Mudanças Climáticas – Programa Corporativo de gestão das Emissões de Gases de Efeito Estufa***.** In: Ciclo de Conferências de Gestão Ambiental. São Paulo, SP, 2013.

SANEPAR. *Relatório de Administração e Sustentabilidade 2015***.** Disponível em: <https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/investidores_rel_ian_dfp_itr /ian-dfp-itr/rel_Relat%C3%B3rios%20Trimestrais2015-12-31_0.pdf >. Acesso em: 24 set .2021.

VERVLOET, Bruniele; CETRULO, Tiago Balieiro. *Emissões de gases de efeito estufa de estações de tratamento de efluentes domésticos: estudo em uma localidade da amazônia legal.* Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica, v. 9, n. 3. ce.2016.

60

APERFEIÇOAMENTO DE UM BIODIGESTOR PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS E RECICLAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Ana Laura HONÓRIO SILVA[1], Lais Roberta Galdino de OLIVEIRA[1], Marcia Maria dos Anjos MASCARENHA[1], Agnes Miranda GARCIA[1]

[1] *Universidade Federal de Goiás, Goiânia/GO - Brasil, analaura.honorio25@gmail.com, laisroberta@ufg.br, marciamascarenha@ufg.br, agnesmiranda@discente.ufg.br*

RESUMO

A geração de resíduos e a demanda por energia é intrínseco a vida humana, desta forma, surgem programas que visam envolver estes dois aspectos e promover o desenvolvimento sustentável, como o RenovaBio. Partindo dessa perspectiva, é fundamental reconhecer o papel do biogás para o sucesso destes dois programas e também os métodos utilizados para sua obtenção, como a utilização de reatores anaeróbios. Dessa forma, esta pequisa tem por objetivo apresentar formas de aperfeiçoar o reator anaeróbio horizontal, sob o pedido de patente de inovação nº INPI BR 10 2018 007348 6, a partir de uma pesquisa bibliográfica sobre a concepção de reatores anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos. Para tanto, foram reunidos 7 artigos nacionais e internacionais sobre o tema reatores anaeróbios horizontais, oriundos das bases de dados do portal CAPES e do Google Scholar, a partir da utilização das palavras-chave: reator anaeróbio horizontal, biodigestor horizontal, design de reator anaeróbio e concepção de reator anaeróbio. Além disso, durante a pesquisa foi utilizado o operador aspas duplas para que o sistema não procurasse registros que contivessem as palavras-chave de forma individual. Assim, sugere-se a instalação de uma válvula de fundo e o aumento do diâmetro da válvula de alimentação, visando operar com fluxo contínuo de alimentação, e implementação de sistemas de aquecimento e de automatização. Dessa forma, espera-se que os resultados obtidos auxiliem no desenvolvimento e na inovação tecnológica na área de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, visando, incluvise, em uma melhor eficiência na produção do biogás.

Palavras-Chave: reator horizontal; digestão anaeróbia; energia; automatização; aquecimento.

1. INTRODUÇÃO

Toda energia que é despendida nos processos de produção visando ser transformada, distribuída e consumida é denominada matriz energética (Bozio, 2018). Ela representa de forma quantitativa a oferta de energia que pode ser oferecida por uma região ou país e no

Brasil ela é composta predominantemente por fontes tradicionais, como petróleo e seus derivados (EPE, 2021).

Nesse sentido, o RenovaBio é um programa que incentiva a produção de biocombustíveis no Brasil, de forma que sua contribuição na matriz energética aumente cada vez mais e que ao mesmo tempo ocorra uma redução das emissões de gases de efeito estufa (Stilpen *et al*., 2018). Em suma, esse programa visa reconhecer o papel estratégico dos biocombustíveis na matriz energética do Brasil, sendo que um dos tipos de biocombustível se chama biogás.

De acordo com Lino & Ismail (2018), o biogás é produzido a partir da decomposição de matéria orgânica (digestão) em condições anaeróbias, ele possui vários componentes sendo os principais o metano (CH_4), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S). Sendo um combustível que tem um conteúdo energético elevado e muito semelhante ao do gás natural, podendo ser utilizado para geração de energia elétrica, térmica ou mecânica (Souza *et al.,* 2004).

Desta forma, para auxiliar no tratamento de resíduos orgânicos e produção de biogás surgiram os reatores anaeróbios. Segundo Deganutti *et al*. (2002), esses biodigestores são constituídos de uma câmara fechada onde o material orgânico é disposto e sofre decomposição a partir da ação das bactérias, gerando, ao final do processo, o biogás.

Partindo disto, este estudo visa, a partir de uma pesquisa bibliográfica sobre a concepção de reatores anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos, propor formas de aperfeiçoar o dispositivo de biodigestão anaeróbia sob o nº INPI BR 10 2018 007348 6 de pedido de patente de invenção.

2. METODOLOGIA

Considerando que esta pesquisa visa buscar formas de aperfeiçoar um reator já existente, a partir de um caráter teórico, o caminho metodológico adotado será a pesquisa bibliográfica. De acordo com Lima & Mioto (2007) é importante, ao se tratar desse tipo de pesquisa, destacar que ela sempre é realizada para fundamentar teoricamente o objeto de estudo, e consiste no exame da literatura científica para levantamento e análise do que já se produziu sobre determinado tema. Quanto ao objetivo essa pesquisa se caracteriza como caráter exploratório, pois tem como objetivo proporcionar maior familiaridade com o tema da pesquisa, visando construir hipóteses, e sua metodologia envolve levantamento bibliográfico e análise de exemplos que estimulem a compreensão (Gil, 2007).

Para o levantamento de bibliografia foi utilizado o Portal da CAPES, pois nele são disponibilizadas diversas bases de dados como, por exemplo, Scielo, Scopus e Web of Science. Além do Portal da CAPES, foi utilizada também a ferramenta Google Scholar. O ano de publicação não foi delimitado. Algumas referências podem ser excluídas após a leitura do título, resumo e do texto na íntegra. A busca pelos textos foi realizada a partir das

seguintes frases-chave: concepção de reatores anaeróbios, reator anaeróbio horizontal, reatores anaeróbios para resíduos orgânicos, biorreator, reator anaeróbio, anaerobic reactor, horizontal reactor, design of anaerobic reactors e concepcion of anaerobic reactors.

Os principais resultados levantados serão discutidos a partir da análise do reator a ser modificado. Esse reator, sob patente de inovação nº INPI BR 10 2018 007348 6, é horizontal, o que aumenta a superfície de agitação e impede a criação de zonas mortas, totalmente fabricado em aço inox 304, com sistema de vedação que não permite a entrada de oxigênio, nem de feixes de luz, que pode afetar a atividade microbiana. Além disso, ele possui duas partes, uma inferior que tem 25,92 litros para a disposição da biomassa residual e uma superior de 19,67 litros que é destinada ao armazenamento do biogás, quando ele não estiver conectado a um gasômetro (Oliveira, 2018). A união das duas partes e a estanqueidade é proporcionada por uma estrutura de borracha. O equipamento também conta com um sistema de agitação do tipo paletas, que promove um maior contato entre a biomassa residual e os microrganismos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da obtenção dos 7 artigos relacionados ao tema, foi possível desenvolver a Tabela 1, que apresenta os principais resultados e características obtidos nos estudos reunidos.

A partir dos estudos constatou-se que a maior parte dos reatores trabalham com fluxo contínuo, isso porque esses tipos de reatores são mais estáveis e possuem uma maior taxa de conversão (OLIVEIRA, 2018 apud FERREIRA, 2015).

Um ponto interessante a ser notado que foi discutido nos estudos de Lopes et. al. (2002), Oliveira (2012) e Rocha (2016) é a existência de repartições no reator. De acordo com suas pesquisas, a existência de chicanas e/ou diferentes câmaras possibilita uma maior eficiência na remoção de DQO, dado este exposto por Oliveira (2012) ao comparar diferentes tipos de reatores.

Além disso, outro ponto importante de ser levado em conta é a temperatura de ótimo crescimento de microorganismo, sendo que as arqueas metanogênicas – responsáveis pela produção do metano e limitadoras do processo de biodigestão e que segundo Ferreira (2020) elas conseguem se desenvolver melhor e ter maior eficiência entre 25 ºC e 35ºC. Sendo assim, na análise de resultados é possível verificar a existência de reatores que operam com sistema de aquecimento (Malinowsky, 2016), importante para garantir as condições ideais para os microorganismos que participam do processo de biodigestão anaeróbia.

Tabela 1. Resultados.

Referência	Resíduo	Material	Fluxo	Temperatura (ºC)	TDH (dia)	Eficiência (%)	Metano (%)	Observação
Feng, 2012	Resíduo orgâncio industrial	Concreto	Contínuo	55.0	20 - 25	90.0	51.0 – 54.0	Zona morta formada nos cantos inferiors. Existência de agitador que promove uma ótima eficiência.
Kitamura et al., 2022	Melaço de soja e glicerol	PVC	Contínuo	24.0	1	80% (DQO)	35%	-
Kuczman, 2011	Manipueira	PVC	Contínuo	33.0	6.6	-	-	Esse experimento foi conduzido em TDHs diferentes, o menor TDH apresentou os melhores resultados.
Lopes et al., 2002	Resíduos sólidos orgânicos	Fibra de vidro	Batelada	23.0 – 25.0	90	82.47 (STV)	61.46	Reator compartimentado (3 câmaras).
Malinowsky, 2016	Resíduo orgânio	-	Semi-contínuo	32.0 – 39.0	30	74.3 (DQO)	-	Para uma Carga Orgânica Volumétria (COV) de 2 kg/m³.dia. Apresenta sistema de aquecimento e hélices.
Oliveira, 2012	Suinocultura	Fibra de vidro	Semi-contínuo	21.5 – 38.2	30	63.0 (DQO)	36.8	Análise do reator 1. Uso de chicanas para promover variação no sentido do fluxo.
Rocha, 2016	Restaurante universitário	-	Contúnuo	-	30	-	-	Duas câmaras porque reage melhor com a introdução de matéria orgânica.

4. CONCLUSÃO

A pesquisa com reatores horizontais ainda é bastante escassa na literatura, sendo muitos das pesquisas realizadas sobre reatores de leito fixo. Entretanto, apesar da escassez é possível obter diversas perpecções e ideais para aperfeiçoar o equipamento sob patente de inovação nº INPI BR 10 2018 007348 6, sendo as principais: instalação de uma válvula de fundo e o aumento do diâmetro da válvula de alimentação, visando operar com fluxo contínuo de alimentação; implementação de sistemas de aquecimento e de automatização, de modo a garantir uma maior estabilidade no funcionamento do reator anaeróbio e condições ótimas para os microrganismos; e compartimentação do reator para evitar a acidificação na fase metanogênica.

Dessa forma, espera-se que os resultados obtidos auxiliem no desenvolvimento e na inovação tecnológica na área de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, visando, incluvise, em uma melhor eficiência na produção do biogás.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Universidade Federal de Goiás (UFG) por todo apoio dado para que essa pesquisa fosse realizada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bozio D (2018) Perspectivas das Energias Renováveis e Não Renováveis nas Matrizes Energéticas e Elétricas. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental em Municípios), Medianeira, 67 p.

Deganutti R, Palhaci Maria, Rossi M (2002) Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: Encontro de Energia no Meio Rural, 4, Campinas.

Dias S (2021) Os efeitos da crise do petróleo na política externa brasileira durante o governo Geisel. In: Fronteira, 20, Belo Horizonte, 25-47.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Balanço Energético Nacional (2021) BEN 2021. Rio de Janeiro, EPE.

Feng Y (20121) Anaerobic Digestion of Industrial Organic Waste with the Horizontal Plug-Flow Digester: Two-Year Operation Experience of a Dry Fermentation Plant. In: Waste Management, 3, 527-535.

Gil A (2007) Como elaborar projetos de pesquisa. São Paulo: Atlas.

Kitamura S, Silva L, Batista F, Mello B, Rodrigues B, Sarti A (2022) Codigestão anaeróbia de resíduos agroindustrais (melaço de soja e glicerol) em reator anaeróbio horizontal de leito fixo. In: Brazilian Journal of Development, 8, Curitiba, 6144-6163.

Kuczman O, Gomes S, Tavares M, Torres M, Alcântara M (2011) Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. In: Engenharia. Agrícola, 31, Jaboticabal, 143-149.

Lima T, Mioto R (2007) Procedimento metodológicos na construção do conhecimento científico. In: Revista Katálysis, 10, Florianópolis, 37-45.

Lino F, Ismail K (2018) Evaluation of the treatment of municipal solid waste as renewable energy resource in Campinas, Brazil. In: Sustainable Energy Technologies and Assessments, 29, 19 – 25.

Lopes W, Leite V, Sousa J, Prasad S, Luna M (2002) Reator anaeróbio compartimentado tratando resíduos orgânicos sólidos orgânicos. In: VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, 1.

Malinowsky C (2016) tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio. Dissertação (Mestrado), Florianópolis, 121 p.

Oliveira L (2018). Estudo para metanização de resíduos alimentares. Tese (Doutorado), Recife, 121 p.

Oliveira M (2012) Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo canadense. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos), Santa Maria, 119 p.

Rocha C (2016) Proposta De Implantação De Um Biodigestor Anaeróbio De Resíduos Alimentares. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária), Juiz de Fora, 61 p.

Souza S, Pereira W, Nogueira C, Pavan A, Sordi A (2004) Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. In: Acta Scientiarum Technology, 26, Maringá, 127–133.

Stilpen M, Stilpen D, Mariani L (2018) Análise do programa Renovabio no âmbito do setor de biogás e biometano do Brasil. In: Revista Brasileira de Energia, 24, 7–18.

Zavarise J, Pimassoni Y, Pinotti L, Lemos E (2021) Emissões teóricas de biogás de aterro e seu aproveitamento energético no Brasil: um estudo bibliométrico. In: Latin American Journal of Energy Research, 8, 96–108.

69

A INFLUÊNCIA DO VÁCUO NA REDUÇÃO DA CARGA NITROGENADA EM ESGOTOS SANITÁRIOS

Rafael de Freitas OLIVEIRA[1], Victoria Farias GROTH[1], Marcelo Oliveira CAETANO[1], Luciana Paulo GOMES[1]

[1] Universidade do Vale do Rio dos Sinos | Av. Unisinos, 950, Cristo Rei | São Leopoldo - RS - Brasil, rafaelfo@edu.unisinos.br, victoriagroth@edu.unisinos.br, mocaetano@unisinos.br, lugomes@unisinos.br

RESUMO

As estratégias usuais para remoção do nitrogênio de esgotos sanitários consistem na sua recuperação para utilização como fertilizante agrícola ou na conversão gás em nitrogênio. Usualmente, a remoção do nitrogênio amoniacal se dá pela combinação de processos denominados nitrificação e desnitrificação. A problemática associada a ambos é os altos custos associados e o impacto ambiental provocado pela produção biomassa e emissão de gases de efeito estufa. Devido ao alto consumo de energia para a realização dos processos de nitrificação e desnitrificação nos sistemas de tratamentos de efluentes sanitários, há um crescente interesse para o desenvolvimento de tecnologias que possibilitem a remoção do nitrogênio de uma maneira mais aprimorada, possibilitando a redução dos níveis de oxigênio dissolvido para o processo de nitrificação parcial. Considerando a evidente necessidade do aprimoramento das técnicas tradicionais – como os processos de nitrificação e desnitrificação – e o desenvolvimento de técnicas inovadoras para a remoção das frações nitrogenadas presentes em esgotos sanitários, tendo em vista a necessidade da redução dos custos envolvidos, a complexidade do processo e a necessidade de maximização da eficiência obtida, a pesquisa objetivou, através do desenvolvimento de um sistema em escala piloto, avaliar a eficiência da utilização do vácuo para o tratamento da carga nitrogenada de esgotos sanitários visando à redução do consumo de energia durante o processo de remoção do nitrogênio. O ciclo de trabalho nos ensaios iniciais foi de 30 minutos. A desgaseificação foi obtida com uma pressão de 80 kPa. Foram analisadas as reduções de nitrogênio amoniacal após o período de desgaseificação. Em todas as situações analisadas, a redução de nitrogênio amoniacal foi entre 6% e 14%.

Palavras-Chave: Nitrogênio; Carga nitrogenada; Esgoto sanitário; Vácuo; Desgaseificação.

1. INTRODUÇÃO

Durante o processo de tratamento de efluentes sanitários, o controle do nitrogênio tem papel fundamental, uma vez que possui grande importância em termos de geração e controle da poluição das águas. Indispensável nos processos de crescimento de todos os

organismos do planeta, o nitrogênio é também um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuais, sendo responsável, em determinadas condições, por conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (VON SPERLING, 2016). A remoção de nitrogênio no tratamento de águas residuais tem fundamental importância frente ao impacto ambiental adverso causado e a toxicidade para o meio aquático dos corpos receptores (HU *et al*., 2013).

Pesquisas que apresentaram o tratamento através da desgaseificação a vácuo para o processo do lodo ativado descreveram alterações significativas na estrutura celular, aumento da Demanda Química de Oxigênio (DQO), melhor biodegradabilidade e redução de nitrogênio (ABBASSI, 2003; GNIDA; SKONIECZNA, 2020; HAGHIGHATAFSHAR *et al*., 2017; MACIEJEWSKI *et al*., 2013).

O sistema de desgaseificação a vácuo foi testado como tratamento do lodo ativado de oito diferentes estações de tratamento suecas com o objetivo de verificar as melhorias das propriedades de compactação e assentamento do lodo. Neste processo foi identificado que a eficiência do vácuo está diretamente relacionada com o tratamento prévio recebido pele efluente, obtendo resultados mais satisfatórios em lodos provenientes de sistemas com processo de nitrificação e desnitrificação (HAGHIGHATAFSHAR *et al*., 2017).

Identificou-se que o processo de desgaseificação através do vácuo tem potencial para desintegrar não apenas os flocos do lodo ativados, mas também as células completamente mortas ou fracas, provocando assim o enriquecimento das células ativas no lodo ativado. Foi registrada a eliminação de cerca de 20% das células bacterianas. Outra característica fundamental do processo é a mudança na característica de estrutura de assentamento do lodo, devido à remoção de microbolhas de gases e a redução da concentração de gás nitrogênio dissolvidos na fase liquida (GNIDA; SKONIECZNA, 2020).

A aplicação do vácuo para o tratamento de águas residuais, digestão anaeróbias, tratamento de lodo, remediação de solos e mineração, normalmente, ocorrem devido a um processo físico utilizado para remoção de gases presentes no interior dos meios de teste. Entretanto, os poucos estudos existentes sobre o efeito do vácuo sobre processos biológicos sugerem um impacto sobre microrganismos ou comunidades microbianas, indicando assim um campo de pesquisa a ser explorado (GNIDA, 2020).

2. METODOLOGIA E RESULTADOS

A infraestrutura necessária para o desenvolvimento da pesquisa foi instalada no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Campus São Leopoldo/RS - Brasil. O esgoto bruto necessário para execução da pesquisa foi coletado na estação de tratamento de esgotos da Universidade. O ponto de coleta se deu junto à calha Parshall, imediatamente após o gradeamento. A partir da compilação destes estudos disto, definiu-se um sistema experimental desenvolvido para esta pesquisa é composto por: (a) uma câmara de vácuo; (b) uma bomba de vácuo; (c) um vacuostato e (d) uma

fonte de energia. A partir da conclusão do sistema experimental, foram realizados testes preliminares com o objetivo de verificar o funcionamento do sistema. Para esta verificação, foi selecionado o parâmetro de nitrogênio amoniacal como unidade de mensuração a ser analisado em cada um dos cenários

2.1 Sistema experimental

A fim de atender as variações de vácuo aplicadas nos estudos encontrados, o sistema experimental é composto por uma bomba de vácuo a pistão isenta de óleo, com potência de 13 HP, marca Ergovac, capaz de proporcionar ao sistema um vácuo de até 85 kPA.

Para garantir a precisão nas medições de pressão no interior da câmara de vácuo, foi instalado um conjunto composto por um vacuostato digital da marca Rohs, modelo ISE20B e uma fonte 220V–24V da marca Epsitron New Eco. Na Figura 1 é apresentado a imagem do sistema concebido e seus componentes.

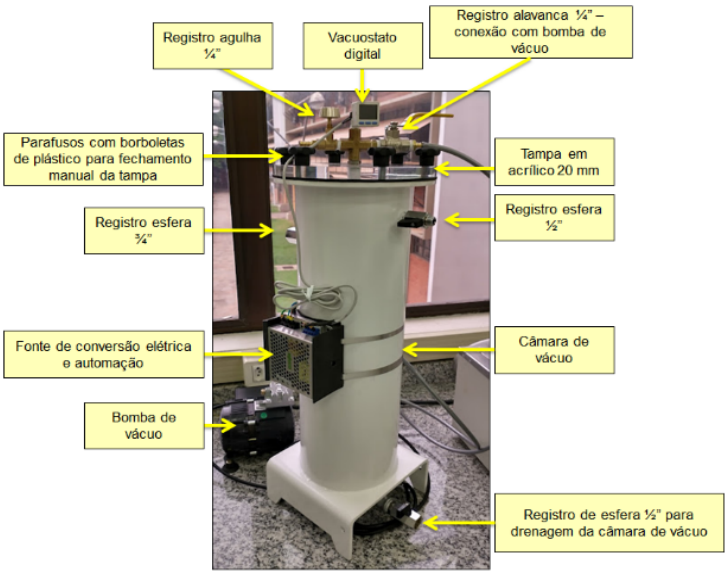


Fig. 1. Sistema experimental e seus componentes.

2.1.1 Análise de Nitrogênio Amoniacal (testes preliminares)

As condições para os testes foram as seguintes:

a) os testes preliminares foram realizados com esgoto bruto provenientes da estação de tratamento de esgoto da Universidade do Vale do Rio dos Sinos;

b) todos os testes foram realizados com pressão constante de 80 kPA;

c) o tempo de exposição ao vácuo nos testes preliminares foi de 30 minutos;

d) foram analisadas as condições do sistema frente a alteração de temperatura, pH, aeração e recirculação do efluente no interior da câmara de vácuo;

e) para a determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal utilizou-se a metodologia destilação e titulometria – APHA (2012) – Código: 4500-NH3 B 8 4500-NH3 C.

Na Tabela 1 é apresentado um resumo dos dados obtidos com os testes preliminares.

Tabela 1. Dados obtidos nos testes preliminares.

Teste	Nº da Amostra	Nitrogênio Amoniacal		Redução média
		Esgoto bruto	Pós-teste	
1 Câmara de vácuo	1	11,09 mg/L		6,13%
	2	10,92 mg/L		
	3		10,08 mg/L	
	4		10,58 mg/L	
2 Câmara de vácuo + recirculação	1	34.27 mg/L		8,83%
	2	34,10 mg/L		
	3		32,59 mg/L	
	4		29,74 mg/l	
3 Câmara de vácuo + aeração	1	40,49 mg/L		-
	2	40,32 mg/L		
	3		40,15 mg/L	
	4		42,84 mg/L	
4 Câmara de vácuo + temperatura 40ºC	1	8,23 mg/L		4,11%
	2	8,07 mg/L		
	3	-	7,73 mg/L	
	4	-	7,90 mg/L	
5 Câmara de vácuo + alteração pH (>9,5)	1	8,23 mg/L	-	13,99%
	2	8,07 mg/L	-	
	3	-	7,01 mg/L	
	4	-	7,01 mg/L	

A recirculação do efluente no interior da câmara de vácuo foi garantida com o auxílio de uma bomba submersa marca Boyo SP-500, com uma capacidade de vazão de 150 L/h. A aeração, necessária ao teste nº3, foi proporcionada através de um conjunto de bomba, compressor e pedra porosa. Para o aumento da temperatura (teste nº 4) foi necessário posicionar a câmara de vácuo no interior do recipiente de banho-maria digital. Após ajustada a temperatura desejada de 40ºC, aguardou-se até que o efluente no interior da câmara atingisse a mesma temperatura para então iniciar a aplicação do vácuo. Para os testes preliminares, o ajuste do pH foi realizado com a adição de gotas de hidróxido de sódio (NaOH) 6N até que as amostras atingissem o pH superior a 9,5.

3. CONCLUSÕES

Com base nos dados iniciais coletados nos testes preliminares, constatou-se que na situação em que houve a recirculação no efluente no interior da câmara de vácuo e na situação em que ocorreu a elevação do pH, os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal foram superiores comparados com os demais, de 8,83% e 13,99%, respectivamente. No

teste em que houve a aplicação de aeração não houve reduções nos níveis de nitrogênio amoniacal. No teste nº 1 (somente a aplicação do vácuo em temperatura ambiente) e teste nº 4 (aplicação do vácuo a uma temperatura de 40ºC) as reduções foram de 6,13% e 4,11%, respectivamente.

Destaca-se que os dados obtidos neste momento referem-se a testes preliminares para verificação de funcionamento do equipamento, uma vez que os testes foram realizados com etapa inicial de uma pesquisa de mestrado, sendo necessário um maior número de replicações dos ensaios para um maior refinamento nas análises.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASSI, B. E. Improvement of anaerobic sludge digestion by disintegration of activated sludge using vacuum process. Water Quality Research Journal of Canada, v. 38, n. 3, p. 515–526, 2003. Disponível em: Disponível em: https://doi.org/10.2166/wqrj.2003.033.

GNIDA, A. What do we know about the influence of vacuum on bacterial biocenosis used in environmental biotechnologies? Applied Microbiology and Biotechnology, v. 104, n. 1, p. 101–106, 2020. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

GNIDA, A.; SKONIECZNA, M. Vacuum treatment changes characteristics of activated sludge. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 17, n. 4, p. 2073–2084, 2020. Disponível em: DOI: 10.1007/s13762-019-02602-1.

HAGHIGHATAFSHAR, S. *et al*. Laboratory-scale assessment of vacuum-degassed activated sludge for improved settling properties. Environmental Technology (United Kingdom), v. 38, n. 17, p. 2193–2201, 2017. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

HU, Z. *et al*. Nitrogen removal by a nitritation-anammox bioreactor at low temperature. Applied and Environmental Microbiology, v. 79, n. 8, p. 2807–2812, 2013. Disponível em: DOI: 10.1007/s00253-019-10213-6.

MACIEJEWSKI, M. *et al*. Mixed Liquor Vacuum Degassing (Mlvd) – a Highly Effective and Efficient Method of Activated Sludge Bulking and Flush-Out Prevention in the Wastewater Treatment , With Simultaneous Improvement of Total Nitrogen Removal. In: 7th EUROPEAN WASTE WATER MANAGEMENT CONFERENCE, 7., 2013, Wakefield. Anais [...].Wakefield: ORGANISED BY AQUA ENVIRO TECHNOLOGY TRANSFER, 2013. Disponível em: https://conferences.aquaenviro.co.uk/proceedings/mixed-liquor-vacuum-degassing-mlvd-a-highly-effective-and-efficient-method-of-activated-sludge-bulking-and-flush-out-prevention-in-the-wastewater-treatment-with-simultaneous-improvement-o/.

VON SPERLING, M. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. 2a ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

70

ESTRATÉGIAS DE ECONOMIA CIRCULAR NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS: O USO DE CÂMARAS DE VÁCUO

Rafael de Freitas OLIVEIRA[1], Victoria Farias GROTH[1], Marcelo Oliveira CAETANO[1], Luciana Paulo GOMES[1]

[1] Universidade do Vale do Rio dos Sinos | Av. Unisinos, 950, Cristo Rei | São Leopoldo - RS - Brasil, rafaelfo@edu.unisinos.br, victoriagroth@edu.unisinos.br, mocaetano@unisinos.br, lugomes@unisinos.br

1. RESUMO

A disponibilidade e eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto têm grande importância frente à segurança e garantia dos recursos hídricos. Historicamente, os sistemas de tratamento de esgotos foram concebidos segundo um sistema de economia linear, onde o objetivo principal é produzir um efluente tratado e que atenda critérios de legislações vigentes. A inserção de estratégias voltadas a economia circular requer uma mudança no entendimento do próprio termo “esgoto”, passando a considerá-lo como um recurso regenerativo de água doce, energia e nutrientes. As ETE’s, além do papel fundamental de tratamento do efluente, podem ser concebidas e/ou operadas com um viés sustentável, promovendo um sistema produtivo circular. A adoção de novas tecnologias, a exemplo das câmaras de vácuo em processos aeróbios e anaeróbios, auxiliam no processo de otimização e eficiência das ETE’s através de um olhar sustentável de menor geração de resíduos e recuperação de recursos. Os resultados iniciais de uma pesquisa em andamento no Brasil, mostraram que a utilização de uma câmera de vácuo pode se tornar uma etapa dos sistemas de tratamento das ETE’s, para fins de remoção da carga nitrogenada, levando a melhora da saúde humana e aquática. A Polônia, China e Finlândia já possuem sistemas de desgaseificação a vácuo com foco na melhoria do assentamento e na redução da volumetria do lodo ativado. Um projeto em escala piloto, realizado em parceria entre o Brasil e a Alemanha, mostrou que o uso de câmeras a vácuo pode chegar a uma eficiência de 80% na recuperação do metano dissolvido em efluentes domésticos e industriais. Iniciativas como essas são necessárias para o avanço e a gestão sustentável das águas, energia e recursos, buscando atender os objetivos de desenvolvimento sustentável e a melhora da qualidade da água, reduzindo a poluição e aumentando o reuso seguro da água proveniente do esgoto tratado.

Palavras-Chave: Sustentabilidade; Esgoto; ETE; ODS; Vácuo.

1. INTRODUÇÃO

Segundo o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos de 2021, mais de dois bilhões de pessoas em todo o mundo vivem em países em

situação de estresse hídrico. O relatório ainda identifica que uma das principais causas para a piora da qualidade e a diminuição da oferta de água disponível é a poluição em rios da África, da Ásia e da América Latina, tendo como um dos fatores principais os despejos de esgoto sanitário não tratado. (UNESCO, 2021).

Conforme o Atlas Esgotos – Despoluição das Bacias Hidrográficas publicado pela Agência Nacional de Águas e pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental no ano de 2017 (ANA, 2017), 55% das residências brasileiras possuem um sistema de tratamento de esgoto adequado e 45% não possuem qualquer tipo de tratamento, ou até mesmo, nenhum serviço de coleta do efluente sanitário. A falta de tratamento ou o tratamento inadequado para o esgoto sanitário causa impactos significativos na qualidade das águas nas áreas urbanas.

As estações de tratamento de esgoto (ETE's) têm por objetivo promover a redução dos impactos decorrentes do lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores a fim de reduzir os danos ao meio ambiente e à saúde humana. No Brasil, as ETE's são usualmente projetadas em nível secundário, que corresponde aos mecanismos de tratamento biológicos responsáveis pela remoção de matéria orgânica dissolvida na água. (SOUZA *et al*., 2019).

A disponibilidade e eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos têm grande importância frente à segurança e garantia dos recursos hídricos. Historicamente, há uma falha na abordagem em como lidar com esse dilema na raiz da questão. É necessária uma mudança de percepção quanto ao esgoto sanitário, passando a considerá-lo como um recurso regenerativo de água doce, energia e minerais, a fim de estar alinhado com o conceito da economia circular (ZHANG; LIU, 2022).

2. O CONCEITO DE ECONOMIA CIRCULAR APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Os processos convencionais de tratamento de esgotos, baseados na oxidação biológica, possuem alto consumo de energia, grande quantidade de geração de lodo, emissão de gases de efeito estufa (GEE) e nenhuma recuperação de energia. Esses processos de tratamento foram concebidos segundo um sistema de economia linear, onde o objetivo principal é produzir um efluente tratado de boa qualidade e que atenda a critérios legislativos, porém, sem a incorporação da recuperação de energia e recursos.

A concepção de economia circular voltada ao tratamento de esgoto propõe a alteração do entendimento do próprio termo "esgoto". Anteriormente entendido em um conceito linear como um passivo ambiental, a partir de então, passa a ser incorporado à economia circular como um recurso com fins de promover receitas a partir do seu tratamento e com foco na recuperação e geração de subprodutos. Os demais componentes do sistema também recebem um novo olhar e entendimento frente ao pilar da sustentabilidade em torno do conceito da economia circular, conforme apresentado na Figura 01.

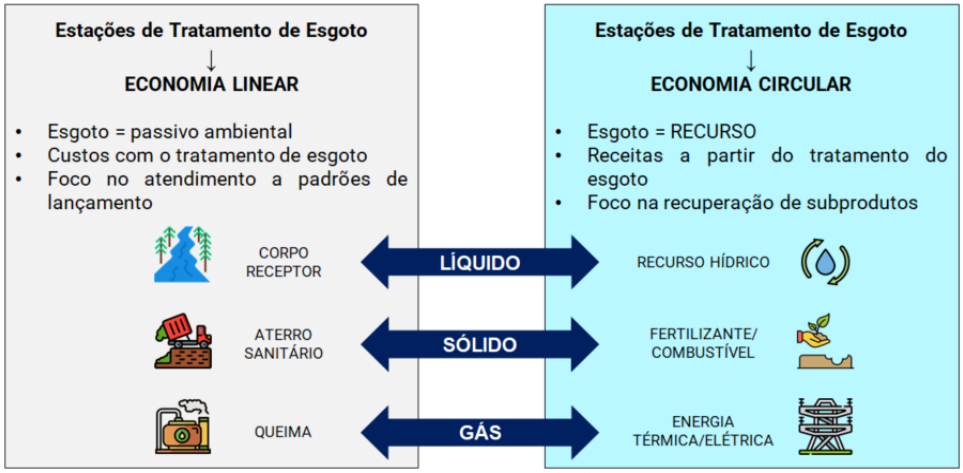


Fig.1: Concepções quanto à economia linear (esquerda) e economia circular (direita) aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário.

Portanto, nesse novo paradigma, uma ETE pode ser considerada sustentável quando possuir um gerenciamento integrando de todos os subprodutos gerados no processo de forma a reutilizá-los ou reprocessá-los, seja como fonte alternativa de água, aproveitamento do potencial na geração de energia ou recuperação de nutrientes, inspirando a criação de um sistema produtivo circular. (CHENG *et al*., 2019).

3. OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Em setembro de 2015 a Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu, com o aval dos grandes líderes mundiais, o documento Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, contendo os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que envolvem as dimensões humana e planetária (ONU-BRASIL, 2019a). O Objetivo nº 6 – Água Potável e o Saneamento – visa assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. Entre os ODS, destacam-se as metas 6.2 e 6.3 que versam sobre o objetivo de alcançar o acesso ao saneamento e à higiene adequados e equitativos para todos até o ano 2030, assim como a melhora da qualidade da água, reduzindo a poluição e aumentando o reuso seguro da água proveniente do esgoto tratado (ONU-BRASIL, 2019b).

Além do Objetivo nº 6, outros objetivos contribuem, de forma direta ou indireta, para concretizar a economia circular e desenvolver os sistemas de tratamento de esgotos de maneira sustentável. A geração de gases provindos dos sistemas anaeróbicos das ETE's são uma oportunidade de energia renovável acessível, enquanto a implementação da economia circular no tratamento de esgotos está diretamente relacionada a solidificação de cidades e comunidades mais sustentáveis. Já o controle de GEE e resíduos provenientes desses tratamentos fazem parte das ações contra as mudanças climáticas.

4. A UTILIZAÇÃO DE CÂMARAS DE VÁCUO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O surgimento de novas tecnologias relacionadas ao processo de tratamento de esgotos necessita conter o viés da sustentabilidade voltado à economia circular, como por exemplo, a utilização de câmaras de vácuo em diferentes etapas ou processos do tratamento. Entretanto, a maioria dos estudos tem foco no tratamento de lodos, enquanto o esgoto sanitário possui diversos poluentes a serem tratados, indicando assim, um campo de pesquisa a ser explorado.

Devido a essa necessidade de mais pesquisas sobre a aplicação da tecnologia do vácuo no tratamento de esgotos, um trabalho em desenvolvimento dentro do grupo de pesquisa de Saneamento Ambiental (SAmb) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, tem por objetivo avaliar a eficiência de um sistema em escala de bancada, quanto a remoção da carga nitrogenada em efluentes sanitários, fazendo uso da tecnologia. Utilizando-se somente a câmara de vácuo, com pequenas alterações nas condições de tratamento, foi possível obter uma redução no nitrogênio amoniacal de até 15%, nos testes iniciais. (OLIVEIRA, 2022)

Em funcionamento em pouco mais de quarenta ETE's pelo mundo, localizadas na Polônia, China e Finlândia, e com o foco principal na melhoria do assentamento e na redução da volumetria do lodo ativado, o sistema de desgaseificação a vácuo desenvolvido na Polônia possui uma tecnologia baseada na aspiração a vácuo de lodo, elevando-o através de um braço da unidade em forma de U e liberando-o de volta para a corrente principal através do segundo braço. Neste sistema, o processo de desgaseificação é baseado na lei Henry de solubilidade do gás, que é uma função da pressão parcial dos gases acima de uma superfície líquida. Uma estimativa conservadora, baseada na capacidade da água de dissolver o gás nitrogênio dos processos de desnitrificação em decantadores finais, foi que cerca de 25% a 50% do nitrogênio dissolvido é removido no processo (GNIDA; SKONIECZNA, 2020).

Devido aos sistemas anaróbicos de tratamento de esgoto no Brasil, tem-se que as emissões de metano (CH4), um dos principais GEE, são particularmente problemáticas, uma vez que entre 45% e 85% do metano total produzido em um reator anaeróbio estão na forma de metano dissolvido não recuperado (HEILE *et al*., 2017). A tecnologia DiMeR, que consiste em uma câmara de dessorção a vácuo para recuperação de gases de dissolvidos em efluentes e reatores anaeróbicos, desenvolvida pela empresa alemã DiMeR GmbH em conjunto com a Universidade Leibniz de Hanover, já mostrou resultados altamente significativos em projetos em escala piloto na Alemanha e no Brasil. A capacidade de tratamento do modelo instalado em uma ETE na cidade de Curitiba, Brasil, é de 90 $m^3.d^{-1}$, que foi operado em diversas condições de tratamento e obteve uma recuperação que variou entre 40% e 80% do metano dissolvido no reator (NELTING *et al*., 2021).

Em uma análise dos pontos mencionados em relação à tecnologia de câmaras de vácuo, sobre o contexto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ODS),

algumas das metas a serem atendidas até 2030 podem ser observadas. As aplicações dos sistemas estão relacionadas à melhoria da qualidade dos recursos hídricos, energia acessível e limpa, inovação e ações contra a mudança global do clima, dessa forma, contribuindo para cidades e comunidades mais sustentáveis.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Há uma necessidade evidente em propor uma reformulação no modelo linear de tratamento de esgoto sanitário amplamente praticado no país. Tal mudança de paradigma é necessária a fim de fazer avançar a gestão sustentável das águas, energia e recursos, impulsionada pela economia circular, de modo que o esgoto sanitário passe a ser considerado um recurso regenerativo de água doce, energia e nutrientes, em vez de um passivo ambiental.

A adoção de estratégias voltadas a economia circular em ETE's demonstram que com o aproveitamento dos subprodutos gerados nos diferentes tipos de plantas, pode-se produzir energia, calor, biometano, água de reuso, produtos derivados de fósforo e nitrogênio, dentre outros, de forma eficiente, econômica e tecnicamente viável. Desta maneira, as ETE's passam a operar como instalações recuperadoras de recursos, dentro do enfoque da economia circular.

REFERÊNCIAS INTERNET

ATLAS ESGOTOS. Situação da coleta e do tratamento de esgotos, 2017. Disponível em: < http://atlasesgotos.ana.gov.br/ >. Acesso em: 23 dez. 2021.

CHENG, T. *et al*. Monitoring influent measurements at water resource recovery facility using datadriven soft sensor approach. IEEE Sensors Journal, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 342-352, 2019. Disponível em: https://ieeexplore.*ieee*.org/abstract/document/8491359?casatoken=Dm2Pox-UhJoAAAAA:vRzEbv8TexNaLDDcFgROi2JK2C8FQebtVf74eArb_pLZ4VBpa30nV57FKFE_fDRhyUdgynzCetc Acesso em: 15 dez. 2021.

GNIDA, A.; SKONIECZNA, M. Vacuum treatment changes characteristics of activated sludge. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 17, n. 4, p. 2073–2084, 2020. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-019-02602-1. Acesso em: 15 dez. 2021.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. Separation and Purification Technology, v. 189, p. 405-418, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586617315903 Acesso em: 15 dez. 2021.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 1, n.2, p. 35-47, 2021. Disponível em: https://www.abes-dn.org.br/pdf/cadernos/ESA_NT_V1n2_baixa.pdf. Acesso em: 05 jan 2022.

ONU-BRASIL. Nações Unidas Brasil, Agenda 2030. Portal Nações Unidas Brasil. [2019a]. Disponível em: https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/. Acesso em: 05 jan. 2022.

ONU-BRASIL. Nações Unidas Brasil, ODS 6. Portal Nações Unidas Brasil. [2019b]. Disponível em: https://nacoesunidas.org/pos2015/ods6/. Acesso em: 05 jan. 2022.

SOUZA, Cláudio Leite de; SANTOS, André Bezerra dos; SILVA, Marcos Erick Rodrigues da; Aquino, Sérgio Francisco de. Aspectos qualitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas. In: SANTOS, André Bezerra dos (coord.). Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais. 1ª Edição. Fortaleza, CE: Imprece, 2019. P. 118-218. E-book. Disponível em: http://finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_Prosab_Tratamento_de_Esgoto.pdf. Acesso em: 26 dez. 2021.

UNESCO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2021: o valor da água; fatos e dados. Portal UNESCODOC – Digital Library. [2021]. Disponível em: https:// https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751_por. Acesso em: 23 dez. 2021.

ZHANG, X.; LIU, Y. Circular economy is game-changing municipal wastewater treatment technology towards energy and carbon neutrality. Chemical Engineering Journal, v. 429, n. August 2021, p. 132114, 2022. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894721036937. Acesso em: 15 dez. 2021.

78

AVALIAÇÃO DA FERRAMENTA DE MONITORAMENTO EPIDEMIOLÓGICO DO SARS-COV-2 NAS REDES DE ESGOTOS: DESAFIOS DE UMA CIDADE NA AMAZÔNIA

Natana Costa FARIAS [1], Andressa Rodrigues de SOUSA[1], Josciane Carneiro OLIVEIRA[1], Marcos Prado LIMA[1], Lucinewton Silva de MOURA[1], Israel Nunes HENRIQUE [1]

[1] Universidade Federal do Oeste do Pará, Rua Vera Paz s/n° Santarém-PA, natana.ajrwsm@gmail.com; iandressarodrigues@gmail.com; joscianecarneiro12@gmail.com; marcospradolima@yahoo.com.br; lucinewton.moura@yahoo.com.br; israelnunes@yahoo.com.br

RESUMO

No Brasil, há um conjunto de leis que amparam o saneamento básico a todos, no entanto, as cidades localizadas na amazônia brasileira prevalecem com atendimento de saneamento insuficiente. Nesse cenário, os recursos hídricos são os mais afetados, havendo riscos de exposições epidemiológicas em virtude da defasagem de serviços sanitários e ambientais. É crescente os estudos que monitoram os esgotos como ferramenta epidemiológica, principalmente, para definir os locais mais afetados e direcionar intervenções de saúde pública a estes, sendo essa ferramenta aplicada majoritariamente em grandes centros urbanos com infraestrutura de saneamento básico eficientes. O vírus Sars-CoV-2 o causador da doença Covid-19 tem sido objeto de controle epidemiologico em setores de saneamento importante no Brasil, sendo por alguns monitorado. O presente trabalho objetivou avaliar o uso da ferramenta de monitoramento epidemiológico do vírus causador de Covid-19 em esgotos de uma cidade com defasagem de infraestrutra de sanemaneto localizada na Amazônia. Amostras quinzenais foram coletadas em dois pontos, sendo um com indicadores de vulnerabilidade socioeconômica dos contribuintes da rede. Para tanto, no período de março a setembro de 2021 foram realizadas 13 coletas amostrais de esgoto, totalizando 52 amostras que foram submetidas a análise RT-qPCR para determinação das concentrações de RNA do Sars-CoV-2, são amostras de dois pontos e foram analisadas em duplicata. Destaca-se que comunidades com vulnerabilidade socioeconômica são mais atingidas pela pandemia devido menor acesso a saneamento e água potável, e maior exposição ao vírus pela dependência de transporte público. Foi visto que essa ferramenta de monitoramento epidemiológico em esgotos possui limitações para cidades com infraestrutura de saneamento reduzidas.

Palavras-Chave: caracterização de esgoto; monitoramento epidemiologico; saneamento ambiental.

1. INTRODUÇÃO

Com o avanço da pandemia ocasionada pelo SARS-CoV-2, diversos pesquisadores vêm alertando para a necessidade de monitoramento das águas residuárias. Atualmente, vários estudos detectaram RNA do SARS-CoV-2 em águas residuárias (AHMED *et al*., 2020; LODDER e DE RODA HUSMAN, 2020; MEDEMA *et al*., 2020; RIMOLDI *et al*., 2020; WU *et al*., 2020a; WURTZER *et al*., 2020), esse teste foi sugerido como uma ferramenta de alerta precoce não invasiva para monitorar o status e a tendência da infecção por COVID-19 e como um instrumento para ocorrer ajustes das respostas dos órgãos de saúde pública (DAUGHTON, 2020; MALLAPATY, 2020; NADDEO e LIU, 2020).

A revista Nature noticiou no início de abril de 2020 que vários grupos de pesquisa iniciaram análises de águas residuárias para investigar a presença do novo coronavírus (MALLAPATY, 2020). O monitoramento epidemiológico a partir do esgoto pode ser uma ferramenta de vigilância e acompanhamento da evolução ou ressurgimento da circulação do vírus em setores de um município, principalmente a partir do relaxamento das medidas de isolamento social, bem como no auxílio ao estabelecimento de ações emergenciais e áreas prioritárias para o enfrentamento da doença (FIOCRUZ, 2020).

Fongaro *et al*. (2020) confirmaram a presença do vírus em amostras analisadas de Florianópolis e Santa Catarina, demonstrando a importância do monitoramento do esgoto em tomadas de decisão, visto que a detecção do SARS-CoV-2 ocorreu em amostras coletadas 90 dias antes do primeiro caso registrado em território brasileiro. Pesquisadores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG iniciaram a investigação de detecção e quantificação do coronavírus em amostras de águas residuárias de Belo Horizonte e Contagem (MG) ainda em 2020, esse monitoramento deu-se de forma regionalizada, em locais representativos de diferentes estratos sociais da população. Na cidade de Niterói-RJ está sendo desenvolvido o Projeto de vigilância epidemiológica do SARS-CoV-2 por pesquisadores da Fundação Oswaldo Cruz em parceria com a prefeitura a partir da análise de amostras coletadas semanalmente, esse estudo apresentou detecção em 94% das amostras coletadas logo nas quatro primeiras semanas de junho de 2020.

Dada importância do monitoramento do SARS-CoV-2 em águas residuárias, é necessário retratar o cenário de cidades com aporte de saneamento menor quando se trata do uso dessas tecnologias epidemiológicas usadas mundo a fora. Esse estudo avalia a ferramenta de monitoramento do SARS-CoV-2 em águas residuárias na cidade de Santarém-PA, uma cidade com muitos corpos hídricos, porém alta defasagem nas infraestruturas de saneamento, desse modo, discute-se quais desafios abragem essa cidade amazônica.

2. ENQUADRAMENTO

2.1. Local de Estudo

A pesquisa foi desenvolvida no município de Santarém, região Oeste do Pará, considerado o 3º município mais populoso do estado do Pará, possui uma população de 304.589 habitantes (IBGE, 2019). O estudo ocorreu em dois pontos amostrais determinados para coleta de águas residuárias: (I) Poço úmido da ETE Irurá e (II) Estação Elevatória de Esgoto (EEE) do Residencial Salvação. O tratamento das amostras foi realizado em dois distintos ambientes: Laboratório de Biologia Molecular – LABIMOL e o Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias – LabTAR, localizados na UFOPA Santarém.

2.2. Metodologia

Os critérios de seleção dos pontos de coleta priorizaram a população conectada com o sistema de esgotamento sanitário do município, principalmente as que estão inseridas em locais que estão em condições de alta vulnerabilidade social, habitacional e econômica. O serviço da ETE não abrange toda área urbana, foi dimensionada considerando uma população equivalente de 40.000/50.000 habitantes, para contribuição hidráulica de 165-192 litros/habitante/dia. A EEE conta com uma rede coletora de 21,9 km de tubulação com diâmetros entre 150 e 350 mm em PVC, 387 poços de visita e 3.195 ligações prediais, atende cerca de 17 mil moradores e de acordo com o projeto de lei 211/2021 o Residencial Salvação possui uma extensão territorial considerada a maior do Brasil do Programa Minha Casa minha Vida.

Neste estudo utilizou-se amostras de água residuárias coletadas antes do tratamento, a coleta seguiu conforme o protocolo utilizado no Projeto-piloto Covid Esgotos realizado pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis - UFMG). A cada 12 minutos coletou-se 500 ml de amostra e reservou-se em conservação da amostra com temperatura a 4º C durante o período da coleta, processo feito por 4 horas para ao final retirar uma amostragem de 2 L de afluente que foram submetidos para as análises pertinentes.

O monitoramento realizado foi no período de seis meses em 2021 e foram realizadas 13 coletas amostrais de esgoto bruto, totalizando 52 amostras que foram submetidas a análise RT-qPCR para fins de dados qualitativos para presença/ausência do vírus no esgoto. Para a concentração do vírus, as amostras foram processadas de acordo com a metodologia adaptada de Symonds *et al*. (2014) e Ahmed *et al*. (2020). As amostras foram extraídas de acordo com o kit comercial Maxwell RSC Viral Total Nucleic Acid Purification Kit catálogo AS1330 (PROMEGA) através do instrumento automatizado Maxwell RSC, após a adição das amostras e controles na placa óptica da mistura de PCR E/RP, a placa foi selada com selo óptico para homogeneização em vórtex e centrifugação, após esses processos deu-se início a reação de RT-PCR no equipamento 7500 Real Time PCR System, onde os dados foram analisados conforme os critérios para aceitação de Controle Negativo e do Controle Positivo na tabela 1:

Tabela 1. Interpretação do resultado para detecção ou não detecção dos alvos E/RP.

Alvos	CT	Resultados
E	CT ≤ 40	Detectável (+)
	CT >40	Não detectável (-)
RP	CT ≤ 35	Detectável (+)
	CT > 35	Não detectável (-)

2.3. Resultados e Discussão

A população conectada ao sistema de esgoto tem um impacto direto na concentração de SARS-CoVs em águas residuárias e, portanto, tem o potencial de disseminação (BOGLER *et al*., 2020). A realização dessa abordagem em países e regiões mais suscetíveis a escassez de bens e recursos torna-se sustentável, uma vez que, as taxas de teste para a COVID-19 são baixas em comparação com os países desenvolvidos devido à falta de kits de teste adequados e instalações (KAVANAGH *et al*., 2020; JOHN NKENGASONG, 2020). No entanto, é válido presumir que essa abordagem se dá de forma diferente nas regiões com reduzida infraestrura de saneamento, visto que esse processo de monitoramento é mais aplicado onde há caracteriazação estabelecida das águas residuárias e controle de quais e quantos são os contribuintes das redes.

A técnica da PCR (Reação em Cadeia da Polimerase) em tempo real com transcrição reversa (RT-qPCR) é considerada padrão ouro pela Organização Mundial da Saúde para a detecção do novo coronavírus (SARS-CoV-2) causador da Covid-19. Consiste, portanto, na transcrição reversa do RNA isolado das amostras de esgoto para cDNA e posterior amplificação do material genético no equipamento de PCR em Tempo Real. Ao realizar essa detecção em nenhuma amostra da ETE foi detectável a presença do vírus e em apenas uma das amostras da EEE foi detectável como demonstra a fig. 1.

Ressalta-se que houveram amostras com resultado inconclusivo, Bustin *et al*. (2009), são categóricos quanto ao rigor para o uso da técnica de RT-qPCR aplicada ao diagnóstico clínico, o que para um resultado ser considerado positivo para a presença do vírus SARS-CoV-2, os dois alvos testados têm que amplificar o sinal genético ultrapassando o limiar de detecção antes de 40 ciclos da reação. Ao contrário disso, ou quando a amplificação ocorrer após 40 ciclos, os resultados são considerados inconclusivos.

De acordo com o Trata Brasil (2021) a cidade Santarém está entre as cinco cidades com os piores indices de avaliação em saneamento básico, onde o atendimento total em esgoto atinge apenas 4,14% e o índice de tratamento de esgoto é de apenas 7,8%, a cidade está entre as dez com os piores índices há oito anos. Devido esses fatores a opção de pontos amostrais foram reduzidas, pois o estratégico seria coleta com maior abrangencia de uma determinada parcela da população, no entanto foi necessário filtrar os pontos onde fato só adentravam águas residuárias com o mínimo de inflitrações, ligações clandestinas e demais interferentes, assim apenas dois pontos foram monitorados o que resultou nos dados obtidos na figura 1.

Os desafios para aplicação dessa metodologia na região amazônica são muitos, pois esse método de monitoramento epidemiológico requer além de infraestrutra básica de saneamento a modernização desses, para assim implementar padrões e normas estratégicas para a região (MAINARDI & BIDOIA, 2021).

Um ponto crítico entre a relação da infraestrutura de saneamento e a pandemia de Covid-19 foi que o quantitativo de casos confirmados e de óbitos de Covid-19 ocorreram com mais intensidade nos estados da região Norte, devido essas lacunas, pois propiciaram a precariedade nas condições básicas de higiene e saúde necessárias para reduzir a disseminação do vírus causador da doença (GONÇALVES; SILVA, 2020).

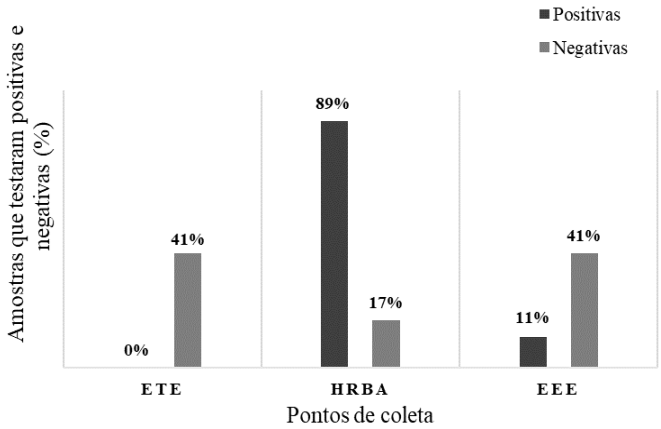


Fig. 1. Percentuais de amostras que testaram positivo e negativo para ocorrência do Sars-CoV-2.

3. CONCLUSÕES

Notadamente os sistemas de distribuição e tratamento de águas residuárias precarizados implicam na possibilidade de infiltração das águas pluviais na rede, também leva-se em consideração o alto índice pluviométrico da região amazônica, o que dilui a carga orgânica, logo, os dejetos sofrem diluição e a carga viral diminui consideravelmente nas águas residuárias que entram em uma estação de tratamento e elevatórias, bem como a viabilidade de detectar o SARS-CoV-2 em águas residuárias. A emergência pandêmica vivida, evidenciou a necessidade de investimentos mais significativos em saneamento no Brasil e em especial na região Norte, no atendimento quanto à abastacimento de águas e tratamento de águas residuárias, assim como no monitoramento ambiental, com intuito de manter controle de endemias e epidemias, para que então cidadãos e órgãos governamentais estejam mais preparados para esses cenários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, W.; *et al.* Comparison of virus concentration methods for the RT-qPCR-based recovery of murine hepatitis virus, a surrogate for SARS-CoV-2 from untreated wastewater. Science of the Total Environment, 739(139960), 1-8. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139960, 2020.

BOGLER, A., PACKMAN, A., FURMAN, A. *et al*. Rethinking wastewater risks and monitoring in light of the COVID-19 pandemic. Nat Sustain 3, 981–990. https://doi.org/10.1038/s41893-020-00605-2. 2020.

BUSTIN AS, Nolan T. RT-qPCR Testing of SARS-CoV-2: A Primer.Intl J Mol Sci.2020

DAUGHTON, C. G. Wastewater surveillance for population-wide COVID-19: The present and future. Science of the Total Environment, v. 736, 2020.

FONGARO, G. *et al*. SARS-CoV-2 in human sewage in Santa Catalina, Brazil, November 2019. medRxiv, 2020.

GONÇALVES, L. S.; SILVA, C. R. da. Pandemia de Covid-19: sobre o direito de lavar as mãos e o "novo" marco regulatório de saneamento básico. Revista Científica Foz, São Mateus, Espírito Santo, v.3 n.1, p.71-92, jan./jul. 2020.

INCT - ETEs SUSTENTÁVEIS. Covid 19 e o saneamento no Brasil. Nota Técnica. Disponível em https://etes-sustentaveis.org/.

INFORME, E. N. S. P. *et al*. Fiocruz divulga novos resultados de estudo sobre a presença de SARS-CoV-2 em amostras de esgoto coletadas em Niterói. 2020.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Ranking do Saneamento - Instituto Trata Brasil 2021 (SNIS 2019). Disponível em: https://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/Ranking_saneamento_2021/Relat%C3%B3rio_-_Ranking_Trata_Brasil_2021_v2.pdf.

KAVANAGH, Matthew M.; SINGH, Renu. Democracia, capacidade e coerção na resposta à pandemia: COVID-19 em perspectiva política comparada. Revista de Políticas, Políticas e Leis de Saúde , v. 45, n. 6, 2020.

NKENGASONG, John N.; MANKOULA, Wessam. Ameaça iminente de infecção por COVID-19 na África: aja coletivamente e rápido. The Lancet , v. 395, n. 10227, pág. 841-842, 2020.

LODDER, W. *et al*. SARS-CoV-2 em águas residuais: potencial risco para a saúde, mas também fonte de dados. Lancet Gastroenterol. Hepatol. https://doi.org/10.1016 / S2468-1253 (20) 30087-X.(2020).

MAINARDI, P. H. & BIDOIA, E. D. A importância do monitoramento do SARS-CoV-2 em redes de esgoto e estações de tratamento de águas residuárias / A importância do monitoramento do SARS-CoV-2 em redes de esgoto e estações de tratamento de esgoto. B.journals, 2021. https://doi.org/10.34119/bjhrv4n2-083.

MALLAPATY, S. How esgoto poderia revelar a escala real do surto de coronavírus. (2020) Natureza. https://doi.org/10.1038/d41586-020-00973-x.

MEDEMA, G. *et al*. Presence de SARS-Coronavirus-2 em esgotos e correlação com COVID-19 relatado prevalência na fase inicial da epidemia na Holanda. Environ. Sci. Technol. Lett. 7, 511-516 (2020).

NADDEO, V. & LIU, H. Perspectivas editoriais: romance coronavírus 2019 (SARS-CoV-2): qual o seu destino no ciclo hidrológico urbano e como pode a água comunidade de pesquisa responde? Environ. Sci. Water Res. Technol. 6, 1213–1216. 2020. https://doi.org/10.1039/D0EW90015J.

RIMOLDI, SG. *Et al.* Presença e vitalidade do vírus SARS-CoV-2 em águas residuais e rios. medRxiv. (2020). https://doi.org/10.1101/2020.05.01.20086009

SYMONDS, E. M., VERBYLA, M. E., LUKASIK, J. O., KAFLE, R. C., BREITBART, M., MIHELCIC, J. R. A case study of enteric virus removal and insights into the associated risk of water reuse for two wastewater treatment pond systems in Bolívia. Water Res. 65, 257-270, 2014.

WU, Y. *Et al*. Pró-presença prolongada de RNA viral SARS-CoV-2 em amostras fecais. Lancet Gastroenterol. Hepatol. 5, 434e435. (2020) https://doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30083-2.

WURTZER, S. *Et al*. Quantitativo de curso de tempo detecção de SARS-CoV-2 em águas residuais parisienses correlaciona-se com COVID-19 confirmado casos. medRxiv. (2020) https://doi.org/10.1101/2020.04.12.20062679, 2020.04.12.20062679.

79

PLANO DIRETOR DE MANAUS E SUA RELAÇÃO COM A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Frankilandio TEIXEIRA COSTA[1], Samara AQUINO MAIA[2], Ieda HOTENCIO BASTISTA[3]

[1] *Discente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), ftc.mgr21@uea.edu.br*

[2] *Discente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), sam.mgr21@uea.edu.br*

[3] *Docente do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), ibatista@uea.edu.br*

RESUMO

Ao longo dos anos a cidade Manaus vem crescendo de forma acelerada, muitas vezes as ocupações se dão de forma desordenada e causam alteração do sistema hidrológico. A presente pesquisa objetivou demonstrar a sinergia entre o Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus e a gestão dos recursos hídricos. Para subsidiar essa pesquisa foi realizado levantamento em sites oficiais e na base de dados do Portal de Periódico CAPES/MEC que tivessem estudos e documentos que pudessem enriquecer essa discussão temática. O período considerado nas buscas foi entre 2010 e 2021, considerou-se também a atualização do Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus (PDAM), datado de julho de 2021. Observou-se que o PDAM traz alguns pontos importantes que estão em coerência com a gestão de recursos hídricos, podendo ser encontrados na Lei 002/2014 disposições relacionadas ao meio ambiente e à questão hídrica, porém, as demais leis que também compoem o PDAM têm um papel fundamental nessa questão, pois são elas que disciplinam o ordenamento de uso, ocupação e parcelamento do solo, o que interfere diretamente na gestão hídrica. Ficou evidente que a falta de instrumentos regulatórios e a omissão da fiscalização nas ocupações podem trazer consequências graves ao meio ambiente, principalmente aos recursos hídricos. O Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus é o principal instrumento de gestão territorial do município, aliado a outras instituições estaduais e federais criam estratégias de gestão coordenadas para a execução de planos, programas e projetos que subsidiem o desenvolvimento municipal. É importante que essas ações desenvolvidas pelo município integrem a gestão dos recursos hídricos, pois Manaus não possui plano de bacia hidrográfica para que se faça uma gestão hídrica eficiente, enquanto não se constitui uma gestão consolidada para as águas de Manaus, cabe verificar o que o Plano Diretor traz de contribuição para essa questão.

Palavras-Chave: plano diretor; gestão ambiental; recursos hídrico.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional é um dos fatores que vem contribuindo para o aumento de preocupações ao longo dos anos, junto a esse, vem inúmeros problemas sociais, econômicos e ambientais que requerem uma gestão que possibilite condições mínimas para a sobrevivência dos indivíduos, porém, gerir um território tão vasto com tantas diversidades culturais, valores, costumes e classes sociais a níveis discrepantes não é uma tarefa tão simples.

Para subsidiar a gestão seja ela territorial, econômica ou ambiental, faz-se necessário a utilização de instrumentos que auxiliem os gestores nas tomadas de decisões para manter o ordenamento espacial e a qualidade dos recursos ali existentes. Há diversos instrumentos que podem subsidiar a gestão territorial e dos recursos naturais, dentre eles podemos destacar as Leis, Resoluções, Decretos, Planos Diretores Municipais, Planos de Gestão dos Recursos Hídricos, entre outros. Para Lobo (2014) é importe que os instrumentos de gestão estejam em sintonia, dessa forma, permite um planejamento integrado nos diversos setores, como no saneamento, economia e gestão dos recursos hídricos. Os instrumentos precisam de sintonias entre si para fortalecer a gestão ambiental, principalmente tratando-se dos recursos hídricos, visto que são mais vulneráveis às ações antrópicas que geralmente são causadas pela falta de ordenamento das ocupações nas margens dos corpos hídricos. Por estas e outras razões, os planos diretores municipais e os planos de recursos hídricos devem ter caráter complementar, dado que ambos influenciam nas políticas de desenvolvimento socioeconômico e ambiental.

Os planos diretores municipais e de recursos hídricos, visam a sustentabilidade do desenvolvimento em seus territórios de abrangência, sendo o último com foco na sustentabilidade hídrica. O que se verifica na prática, a partir das especificações contidas em termos de referência que orientam o desenvolvimento dos planos diretores de recursos hídricos, é a abstração dos planos diretores municipais neste contexto. (LOBO, 2014, p. 24).

Manaus é conhecida por ser uma cidade com muito verde e água em abundância, porém, apesar de ter suas bacias hidrográficas bem definidas, ainda não possui plano de gestão de bacias hidrográficas. Diante do contexto, o objetivo dessa pesquisa é demonstrar a sinergia entre o Plano Direto de Manaus e a gestão de recursos hídricos.

2. ENQUADRAMENTO

O Plano Diretor Municipal é um importante instrumento que auxilia a gestão do meio ambiente, busca assegurar o bem estar geral e promover qualidade de vida da população, é através dele que são definidos os parâmetros para o cumprimento da função social, ambiental e econômica. Dessa forma, os municípios possuem uma grande responsabilidade na proteção dos recursos hídricos e, sem seu apoio, não é possível integrar a gestão territorial e hídrica em âmbito de Bacia Hidrográfica (PIZELLA, 2015) . Para subsidiar essa pesquisa, utilizou-se o método de pesquisa documental e bibliográfica, foi realizado

levantamento em sites oficiais e na base de dados do Portal de Periódico CAPES/MEC que pudessem enriquecer essa discussão temática. O período considerado nas buscas foi entre 2010 e 2021 para contemplar a atualização do Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus, datado de julho de 2021.

2.1 Plano Diretor de Manaus e sua relação com a gestão dos recursos hídricos

Historicamente a cidade Manaus sofreu muito com a influência das atividades econômicas, como por exemplo a exploração da borracha, mesmo com o fim dessa atividade Manaus continuou crescendo e com isso precisou criar instrumentos que regulamentassem esse processo evolutivo. Esse processo histórico foi marcado em 1968 com a criação do primeiro Plano Direto de Manaus, denominado de Plano Diretor de Desenvolvimento Local e Integrado, ele foi criado pela Lei municipal nº 1.033, quando a maior parte dos municípios brasileiros ainda não possuía planos urbanísticos. Este plano já estabelecia o zoneamento, a infraestrutura viária, o loteamento e a regulamentação das edificações deste município (HAGINO, 2012).

Nos últimos anos o Plano Diretor de Manaus sofreu diversas atualizações, dentre elas, podemos destacar nos anos de 2014, 2016, 2019 e 2021 que trouxe a consolidação das últimas três versões. Essa revisão que acontece periodicamente é importante para adequar o plano com a realidade espacial e temporal, pois o uso e ocupação do solo é um processo dinâmico que requer atenção para poder implementar as políticas públicas. A versão atual está denominada como Legislação Urbanística Municipal, Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus e suas Leis Complementares, se tornando o principal instrumento do município que trata da organização e ocupação territorial do município de Manaus, sua estrutura compreende sete leis publicadas em 16 de janeiro de 2014 e que sofreram alterações durante as atualizações do Plano Diretor.

A primeira lei que compõe o aparato legal do instrumento de planejamento urbano e ambiental é a Lei de nº 002/2014 que dispõe sobre o Plano Diretor Urbano e Ambiental do Município de Manaus e dá outras providências, essa lei faz muitas referências ao meio ambiente e a questão hídica. A referida Lei traz uma abordagem sobre as estratégias de desenvolvimento do município de Manaus, dentre essas, está a valorização da relação sustentável de Manaus com os rios Negro e Amazonas e dos demais cursos d'água do município, enfatiza a importância da proteção ambiental de suas orlas. O Rio Negro é o principal manancial de abastecimento da cidade Manaus, conta com um índice de cobertura de abastecimento de água de aproximadamente 98,6% (MANAUS, 2014, p. 59).

Seguindo as estratégias para valorizar o patrimônio natural de Manaus, o Plano Diretor destaca a importância da manutenção dos espaços protegidos e buscar meios para mitigar os impactos ambientais decorrente das ações antrópicas, dessa forma, os recursos hídricos são contemplados no momento em que o texto propõe que deve-se fazer a "promoção da integridade das águas superficiais e subterrâneas do território do Município, por meio de ação articulada com as políticas estadual e federal de gerenciamento dos recursos

hídricos" (MANAUS, 2021, p. 12). É importante ressaltar que a articulação com as demais esferas para a gestão dos recursos hídricos está atendendo o que pede a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9.433/1997.

A Lei 002/2014 refere-se ainda à questão do Gerenciamento Ambiental Integrado, a integração ocorrerá mediante os programas de gestão ambiental, dentre os programas mencionados está o Programa de Gestão de Recursos Hídricos, esse programa é voltado para o efetivo funcionamento de esgotamento sanitário, promover ações de controle da qualidade da água para abastecimento urbano e manter as articulações com as instituições de ensino e pesquisa para manter o desenvolvimento integrado das atividade de monitoramento das bacias de drenagem dentro do território municipal (MANAUS, 2021, p. 13).

A Lei Complementar 003/2014 que dispõe sobre o código de obras e edificações do município de Manaus não faz menções significativas sobre a gestão dos recursos hídricos, a mesma deve ser utilizada em complemento às exigências da Lei do Plano Diretor Urbano e Ambiental, da Lei de Uso e Ocupação do Solo e do Código Ambiental de Manaus. Ao longo de seu texto, pode-se encontrar algumas disposições relacionadas ao meio ambiente, como posto em seu Art. 4º, "XXI - áreas verdes condominiais: áreas descobertas e permeáveis do terreno, dotadas de vegetação que contribuam para o equilíbrio climático e favoreça o serviço de drenagem de águas pluviais" (MANAUS, 2021, p. 48).

A Lei nº 1.838/2014 também traz em seu texto disposições sobre meio o ambiente e que consequentemente estão relacionadas à questão hídrica, essa lei dispõe sobre normas de uso e ocupação do solo, esse instrumento legal é responsável por disciplinar como devem ser as ocupações do território e seus devidos usos, essa questão é de extrema importância para a gestão dos recursos hídrico, o que vem a interferir na drenagem urbana, qualquer modificação sem planejamento no ambiente pode causar sérios problemas para a população.

O Plano Diretor se mostra alinhado com a gestão dos recursos hídricos quando traz estratégias para manter o ordenamento do uso e ocupação do solo e assim garantir a qualidade de vida da população, o referido instrumento expressa que deve-se "considerar as bacias hidrográficas e espaços territoriais especialmente protegidos no planejamento da Cidade" (MANAUS, 2021, p. 16). A Política Nacional de Recursos Hídricos define a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, como pode ser visto em seu Art. 1º: "V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos" (BRASIL, 1997).

Apesar de algumas Leis que fazem parte da estrututa do Plano Diretor não exercerem função direta com a gestão dos recursos hídricos, vale ressalta que de alguma forma está relacionada à gestão hídrica, esses instrumentos são os responsáveis por manter o equilíbrio entre o crescimento urbano e o meio ambiente, principalmente em se tratando

de água, um bem tão importante para manutenção dos ecossistemas, para a saúde da população e também para o desenvolvimento econômico e social.

3. CONCLUSÕES

O Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus é o principal instrumento de gestão territorial do município, aliado a outras instituições estaduais e federais criam estratégias de gestão coordenadas para a execução de planos, programas e projetos que subsidiem o desenvolvimento do município. Foi possível identificar que algumas leis que compõem o Plano Diretor possuem relação direta com a gestão hídrica, enquanto outras nem tanto, mas que contribuem de forma indireta e são de extrema importância para essa questão. É importante que as ações desenvolvidas pelo município integrem a gestão dos recursos hídricos, pois Manaus não possui planos de bacias hidrográfica para que se faça uma gestão hídrica eficiente, enquanto não se constitui uma gestão consolidada para as águas de Manaus, cabe verificar o que o Plano Diretor traz de contribuição para a gestão hídrica. Apesar de possuir várias disposições voltadas à questão ambiental, acredita-se que poderia ser mais criterioso com essa questão dos recursos hídricos, enfatizar mais a importância da água para a subsistência da população e ser mais rigoroso nas fiscalizações quando for licenciar uma área para parcelamento e ocupação do solo.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

PIZELLA, DENISE GALLO. A relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacias Hidrográficas na gestão hídrica. Revista Ambiente & Água, v. 10, p. 635-645, 2015.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Decreto Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Da política nacional de recursos hídricos. Brasília, DF, 1997.

MANAUS. Legislação Urbanística Municipal, Plano Diretor Urbano e Ambiental de Manaus e suas Leis Complementares. 2021.

REFERÊNCIAS INTERNET

HAGINO, Cora Hisae. O direito à cidade e à participação: um estudo de caso do plano diretor de Manaus, Amazonas. Seminário Internacional de História e Direito: Instituições Políticas,

Poder e Justiça, 2012, Niterói. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/confluencias/article/download/34387/19788>. Acesso em 29 de setembro 2021.

LOBO, Mirna Luiza Cortopassi. A Sinergia entre os Planos de Bacias Hidrográficas e os Planos Diretores Municipais: uma abordagem metodológica. Tese de Doutorado – Universidade do Federal do Paraná, Paraná, 2014. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/36030/R%20-%20T%20-%20MIRNA%20LUIZA%20CORTOPASSI%20LOBO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 12 de setembro 2021.

MANAUS. Plano Municipal de Saneamento Básico. Manaus, 2014. Disponível em: <https://www2.manaus.am.gov.br/docs/portal/secretarias/casacivil/ugpm_agua/pmsb2014/PLANOMUNCIPALDESANEAMENTOBASICO2014.pdf>. Acesso em 30 de setembro 2021.

91

RESILIÊNCIA A EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS: O PAPEL DA INVESTIGAÇÃO E DOS ATORES NO TERRENO

Barbosa, Ana Estela[1], Rodrigues, Marta[2], Freire, Paula[3]

[1] LNEC, Av. do Brasil, 101 1700-066 Lisboa, aestela@lnec.pt

[2] LNEC, Av. do Brasil, 101 1700-066 Lisboa, mfrodrigues@lnec.pt

[3] LNEC, Av. do Brasil, 101 1700-066 Lisboa, pfreire@lnec.pt

RESUMO

Eventos climáticos extremos, como cheias e inundações, incêndios florestais, secas e ondas de calor têm consequências ambientais, económicas e sociais, includindo a perda de vidas, danos na propriedade pública e privada e a redução da biodiversidade. Esta preocupação está plasmada no Quadro de Sendai para a Redução do Risco de Desastres que apela ao desenvolvimento de metodologias capazes de avaliar o risco, no sentido de promover comunidades mais resilientes. A necessidade de desenvolver conhecimento, ferramentas e abordagens colaborativas para apoiar esta resiliência reflete-se nos projetos de investigação recentes com financiamento Europeu que esta comunicação sintetiza. A criação de plataformas e ferramentas de apoio à decisão e a relevância de promover a capacitação dos operacionais e dos próprios cidadãos são aspetos chave. Para ilustrar contextos e desafios, apresentam-se dois casos de estudo, com vulnerabilidades distintas, um na região de Lisboa (município do Seixal) e outro na bacia hidrográfica transfronteiriça dos lagos Prespa e Ohrid, integrando territórios da Grécia, Albânica e Macedónia do Norte. No primeiro caso existe investigação e trabalho que disponibilizou um sistema integrado de apoio à gestão de cheias e inundações, pelo que a resiliência do território e das populações está apoiada. Por outro lado, o território da bacia do lago Prespa, sujeito a secas e fogos florestais, carece ainda de conhecimentos e ferramentas de apoio à decisão que promovam uma comunicação eficaz e a coordenação da gestão multi-riscos entre os vários actores dos três países.

Palavras-Chave: Cheias e inundações; decisores e responsáveis no terreno; eventos extremos; investigação; população; projetos europeus

1. INTRODUÇÃO

Cheias e inundações, incêndios florestais, secas e ondas de calor têm consequências ambientais, económicas e sociais, includindo a perda de vidas, danos na propriedade pública e privada e a redução da biodiversidade. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA), desde 2000 na Europa as inundações causaram pelo menos 700 mortes,

a deslocação de cerca de meio milhão de pessoas e perdas económicas suportadas pelas seguradoras de 25 bilhões de euros (EEA, 2022a). Os eventos climáticos extremos e os respetivos impactos envolvem a sociedade de uma forma geral, incluindo decisores e responsáveis no terreno, investigadores e a população.

Este trabalho apresenta ferramentas, abordagens e conhecimentos científicos e práticos para lidar com este desafio societal. Descrevem-se alguns projetos financiados pela Comissão Europeia e resultados da investigação focada na redução do risco de cheias e inundações, secas e incêndios florestais. A importância da cooperação e diálogo entre os diversos atores, incluindo a sociedade civil é também realçada.

2. CONTEXTO E ESTADO DA ARTE

Em julho de 2021, inundações severas devastaram vários territórios europeus (Alemanha, Luxemburgo, Bélgica e Holanda), as quais tiveram um impacto social, económico, ambiental e moral dramático – registaram-se mais de duzentas vítimas na Alemanha e na Bélgica e danos consideráveis em infra-estruturas (edíficios, auto-estradas, ferrovias e pontes). Em outubro de 2021, inundações repentinas e graves atingiram a Grécia. O impacto das chuvas intensas foi particularmente significativo porque a região tinha sofrido recentemente incêndios florestais, desencadeados por uma onda de calor, os quais enfraqueceram os mecanismos naturais de controlo de cheias. Estes eventos ocorrem aleatoriamente, sendo difíceis de prever. As suas consequências são muitas vezes trágicas e por vezes esquecidas ao longo do tempo. Os refugiados climáticos aumentaram para 21,5 milhões (WEF, 2022) desde 2010 e os custos económicos de eventos climáticos extremos têm crescido. Entre 1980 e 2019, as perdas relacionadas com eventos climáticos totalizaram €446 bilhões nos países da EEA (EEA, 2022b).

Embora tenham ocorrido progressos consideráveis no contexto da redução do risco de eventos climáticos extremos, dos quais são exemplo resultados de projetos de investigação recentes (Tabela 1), existem ainda desafios importantes a ultrapassar, nomeadamente reduzir as perdas económicas diretas resultantes dos desastres, mitigar os danos em infraestruturas críticas e a interrupção de serviços básicos e promover comunidades mais seguras e resilientes (UNDRR, 2022). Atingir estes objetivos, e aumentar a resiliência a eventos climáticos extremos, requer melhorar o conhecimento do risco destes eventos (p.ex., através de ferramentas inovadoras de previsão e de aviso e alerta), adequar a preparação para uma resposta mais eficaz (p.ex., promovendo o diálogo entre os diferentes atores, incluindo a população) e fortalecer a governança (p.ex., promovendo a governança multi-risco e a avaliação de riscos financeiros). Assim, é fundamental desenvolver abordagens interdisciplinares e ferramentas integradoras que considerem todas as fases do contexto de gestão da emergência: preparação, resposta, recuperação e mitigação. A informação adequadada deve ser customizada para os vários intervenientes: entidades gestoras da emergência, a nível nacional e municipal, serviços de emergência, decisores, representantes dos serviços básicos (e.g. transportes, água, energia), meios de comunicação social e população em geral.

Tabela 1. Exemplos de projetos de investigação no contexto da resiliência a eventos climáticos extremos.

Projeto	Principais resultados e ferramentas
H2020 COCLICO *2021-2025*	Plataforma *web* de apoio à decisão em riscos costeiros e adaptação (https://coclicoservices.eu/).
H2020 SAFERS *2020-2023*	Plataforma integradora de apoio à decisão em fogos florestais (https://safers-project.eu/).
H2020 ECFAS *2021-2022*	Demonstração técnica e operacional de um sistema Europeu de aviso de inundações costeiras – European Coastal Flood Awareness System (https://www.ecfas.eu/).
H2020 EOSC-Hub *2018-2021* H2020 EGI-ACE *2021-2023*	Serviço OPENCoastS – Serviço de previsão a pedido da circulação e da qualidade da água em zonas costeiras a nível mundial (https://opencoasts.ncg.ingrid.pt/).
LIFE URBANPROOF *2016-2021*	Ferramenta de apoio à decisão para a adaptação às alterações climáticas em cidades, incluindo riscos de cheias, secas, ondas de calor e fogos peri-urbanos (https://urbanproof.eu/en/).
H2020 RESCCUE *2016-2020*	Ferramenta de apoio à decisão e conhecimento para melhorar a capacidade das cidades de antecipar, preparar, responder e recuperar de riscos múltiplos (https://toolkit.resccue.eu/).
H2020 ANYWHERE *2016-2019*	Capacitação da proteção civil e dos cidadãos para aumentar a antecipação e a capacidade pró-ativa de resposta face a eventos climáticos extremos, incluindo a demonstração de plataformas de aviso multi-risco (http://anywhere-h2020.eu/).
H2020 BINGO *2015-2019*	Melhoria do conhecimento dos efeitos de cenários climáticos extremos no ciclo da água e portfolio de medidas de adaptação específicas. Comunidades de Prática, de investigadores, decisores e utilizadores finais, com co-produção de soluções (http://www.projectbingo.eu/).
FP7 RISC-KIT *2013-2017*	Mapas e análise de risco de eventos climáticos na zona costeira, e ferramentas de apoio à gestão destes eventos usando análises multi-critério (https://cordis.europa.eu/project/id/603458).

3. METODOLOGIAS E FERRAMENTAS DE APOIO À REDUÇÃO DO RISCO DE EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS

3.1 Metodologias e ferramentas

Informações do contexto histórico do local, dados de previsões e projeções climáticas e meteorológicas são fundamentais para apoiar os decisores de primeira linha e os operacionais em situações críticas. É crucial que os cenários climáticos e meterológicos que configuram eventos extremos sejam traduzidos em indicadores de impactos – relativos a inundações, ondas de calor, secas e incêndios florestais – com dados fiáveis, associados a escalas temporais e espaciais adequadas. As tecnologias de informação e comunicação (*ICT*) são as ferramentas mais usadas e apropriadas para apoiar a decisão. Quando existe uma customização da ferramenta ao local/região e uma atualização de dados meteorológicos, pode-se dispor de dados georerefenciados em tempo real que permitem melhorar significativamente a estratégia de decisão e as operações no terreno, bem como melhor informar os diferentes atores, incluindo a população.

As áreas da ciência e investigação que apoiam as ferramentas acima referidas, incluindo

a modelação computacional, são muito relevantes para fundamentar a tomada de decisão. No entanto, a prática demonstrou que uma eficaz redução de riscos de eventos extremos, abarcando todas as fases, necessita duma forte integração da socioeconomia, das ciências do comportamento (de organizações e pessoas) e da criação de diálogos entre os vários atores, incluindo a população. Estudos e relatórios - por exemplo, do Banco Mundial - abordam barreiras estruturais e comportamentais que limitam as ações e a colaboração num contexto de crise, comprovando-se que estas barreiras podem dificultar o envolvimento participativo e cooperação, criando ou acentuando vulnerabilidades. A Tabela 1 demonstra o foco dos projetos com financiamento Europeu na criação de plataformas e ferramentas de apoio à decisão e corrobora a relevância de trabalhar na capacitação dos operacionais e dos próprios cidadãos.

Os dois exemplos apresentados em seguida foram selecionados para ilustrar a importância da aplicação do conhecimento científico, integrando-o nas necessidades específicas de cada contexto. Pretendem também demonstrar a importância duma abordagem interdisciplinar, integrando conhecimentos, experiências e visões, e envolvimendo a academia, os técnicos, os operacionais e a população num diálogo colaborativo.

3.2 Exemplos de casos de estudo

3.2.1 Sistema integrado de apoio à gestão de cheias e inundações na região de Lisboa

A cidade costeira de Lisboa é particularmente exposta ao perigo de inundação. A sua localização (estuário do Tejo/oceano Atlântico) e a elevada densidade populacional e exposição de infraestruturas críticas e sensíveis potenciam o risco à inundação que pode ser de diferentes origens (p.ex., níveis extremos resultantes da coincidência de níveis de preia-mar de marés vivas e sobrelevação meteorológica e/ou caudais elevados; inundações urbanas devido a episódios de precipitação muito intensa e concentrada no tempo). O principal desafio da gestão do risco de inundação deve-se à multiplicidade de fatores que contribuem para o perigo e às diferentes escalas espaciais e temporais em que ocorrem estes fenómenos. Existem sistemas de previsão em tempo real já implementados nesta zona, baseados em modelos numéricos que simulam os processos e que integram dados de monitorização, que permitem uma resposta adequada às necessidades da gestão do risco (e.g. WIFF – Water Information ForecastFramework - Fortunato *et al.*, 2017). Em estreita colaboração com as entidades de proteção civil a nível nacional e local, desenvolveu-se uma plataforma de apoio à decisão em eventos extremos que integra um sistema de alerta à inundação. Este sistema, demonstrado no Município do Seixal, permite a previsão dos níveis de inundação estuarina, com 48 horas de antecedência, em pontos críticos (*cf.* Fig.1 (a)). Estes pontos foram escolhidos com base no histórico de ocorrências de inundação obtido de fontes diversas (hemerográficas, entidades municipais, população local), e na análise de exposição e impactos (Freire *et al.*, 2016). Uma das funcionalidades desta plataforma é a emissão automática de um boletim de alerta sempre que a ocorrência de inundação é prevista, com base num indicador pré-definido. Este boletim inclui a

informação relevante para o planeamento e resposta, sendo enviado automaticamente às entidades responsáveis pela gestão da emergência de modo a apoiar a tomada das medidas necessárias, nomeadamente, o aviso às populações. A ferramenta disponibiliza outros elementos úteis para a gestão territorial, como a cartografia da vulnerabilidade, da perigosidade e do risco de inundação para diferentes cenários, incluindo a subida do nível do mar.

3.2.2 Gestão do risco de secas e fogos florestais numa bacia transfronteiriça

Este caso de estudo ilustra a necessidade de ferramentas customizadas que integrem a diversidade geográfica, cultural, administrativa e de idiomas nacionais (SPP, 2022). A bacia hidrográfica dos lagos Prespa e Ohrid - geralmente designados por lagos Prespa - é partilhada pela Grécia, Albânia e Macedónia do Norte, países que falam idiomas diferentes. Esta região tem grande relevância em termos de biodiversidade, com áreas protegidas a nível nacional e reconhecimento internacional de três sítios Ramsar (*cf.* Fig.1 (b)). A região é afetada por eventos de seca prolongada e, por consequência, fogos florestais intensos. Para além do impacto ambiental, estes perigos têm efeitos socioeconómicos muito negativos nas atividades mais relevantes da região que são a agricultura e o turismo. A escala espacial (313,6 km²), aliada à dimensão transfronteiriça e questões políticas e culturais acrescentam complexidade, face ao exemplo anterior, tanto para a construção de indicadores de vulnerabilidade e de risco como no estabelecimento de uma estratégia coordenada de apoio à gestão, tanto da resposta a eventos extremos, como de ações preventivas. Um desafio específico prende-se com a necessidade de ter plataformas de apoio à decisão e modelos de comunicação eficazes e que garantam uma colaboração e coordenação da gestão multi-riscos entre os vários atores dos três países. Note-se que o primeiro esforço coordenado para proteger a área como um todo ocorreu em 1990, com a fundação da Sociedade para a Proteção de Prespa (SPP). Esta organização já demonstrou o seu interesse em promover a resiliência deste território a eventos climáticos extremos que ameaçam a biodiversidade, a população e as atividades económicas.

4. CONCLUSÕES

Estratégias para a redução do risco de eventos extremos destinam-se a reduzir os riscos de desastres comuns, a prevenir novos e, ainda, a gerir riscos residuais. As abordagens e desafios apresentados nos casos de estudo aqui relatados enquadram-se nas prioridades definidas no Quadro de Sendai para a Redução do Risco de Desastres que apela ao desenvolvimento de metodologias capazes de avaliar o risco, no sentido de promover comunidades mais resilientes. Sociedades resilientes aos eventos extremos pautam-se por ações e medidas integradas e bem-sucedidas, destinadas à mitigação e adaptação aos eventos extremos, contribuindo de uma forma eficaz para a gestão do risco. Isso só pode ser alcançado com o envolvimento ativo e contínuo de todos, incluindo governos, gestores, operacionais e cidadãos, em todas as fases do ciclo da gestão da emergência.

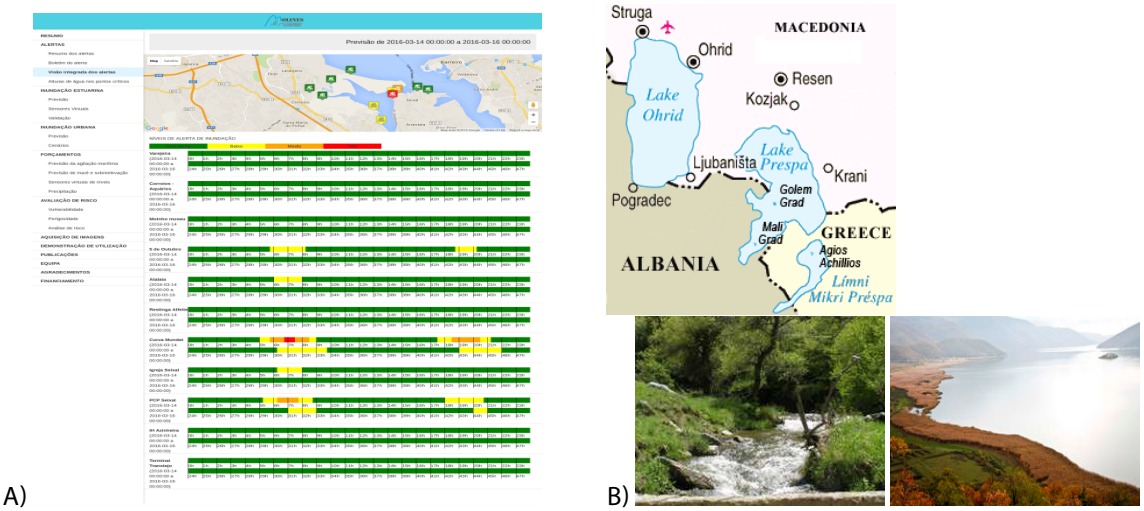


Fig. 1 - Casos de estudo: região de Lisboa (a) e Lagos Prespa – Grécia, Albânia e Macedónia do Norte (b)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E SITES NA INTERNET

EEA (acedido em maio 2022a) www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/water-resources/floods

EEA (acedido em maio 2022b) https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/direct-losses-from-weather-disasters-4/assessment

Fortunato AB, Oliveira A, Rogeiro J, Costa RT, Gomes JL, Li K, Jesus G, Freire P, Rilo A, Mendes A, Rodrigues M, Azevedo A (2017) Operational forecast framework applied to extreme sea levels at regional and local scales. Journal of Operational Oceanography, 10(1), 1-15, doi: 10.1080/1755876X.2016.1255471

Freire P, Tavares AO, Sá L *et al*. (2016) A local-scale approach to estuarine flood risk management. Natural Hazards, 84, 1705–1739, doi: 10.1007/s11069-016-2510-y

SPP (acedido em maio 2022) https://www.spp.gr/index.php?option=com_content&view=frontpage&Itemid=1&lang=en

UNDRR (acedido em maio 2022) https://www.preventionweb.net/understanding-disaster-risk/key-concepts/disaster-risk-reduction-disaster-riskmanagement

WEF (acedido em maio 2022) https://www.weforum.org/agenda/2021/06/climate-refugees-the-world-s-forgotten-victims/

93

REMOÇÃO DE ÁCIDO CICLOHEXANOCARBOXÍLICO DE SOLUÇÕES SALINAS POR FLOCULAÇÃO MICELAR E FILTRAÇÃO

Luciana Kaori TANABE[1 *], Henrique Alberton de OLIVEIRA[2 *], Ivo André Homrich SCHNEIDER[3 *]; André Camargo de AZEVEDO[4 *]

*Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM), Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais (PPGE3M),Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil,

[1] luciana.tanabe@ufrgs.br,

[2] henrique.oliveira@ufrgs.br,

[3] ivo.andre@ufrgs.br,

[4] andre.azevedo@ufrgs.br

RESUMO

A presença de ácidos naftênicos (ANs) em águas produzidas (APs) do beneficiamento de petróleo, quando descartadas em alto mar, proporciona riscos toxicológicos à vida marinha e à qualidade da água. As reservas de óleo da América do Sul geralmente apresentam altos teores de ANs, constituindo um desafio para o gerenciamento e tratamento de APs e atendimento aos objetivos do desenvolvimento sustentável. Este estudo avaliou a remoção de ácido ciclohexanocarboxílico (ACHC) de soluções salinas (100 g L^{-1} NaCl) por uma técnica inovadora de floculação combinando o tensoativo aniônico dodecilbenzenosulfonato de sódio (SDBS) e uma poliacrilamida catiônica (PAAC), seguida de filtração (1,2 µm). Razão molar SDBS/ACHC (0,33, 1, 2 e 2,6), pH (3,5 a 9,5) e tempo de mistura lenta (1, 5 e 10 minutos) foram avaliados na remoção de ACHC (em concentrações iniciais 150, 200 e 300 mg L^{-1}). A análise do ACHC foi feita por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR). A remoção de ACHC foi função da razão molar SDBS/ACHC, sendo o melhor resultado obtido (ACHC inicial = 300 mg L^{-1} e residual = 61,2 mg L^{-1}, remoção = 79,4%) em razão molar = 2,6, pH = 6,5 e 5 minutos de agitação lenta. Os mecanismos de floculação consistem na precipitação de complexos polímero-surfactante (PSC), removidos da solução após filtração (turbidez final < 5 NTU). Testes Microtox® indicaram redução na toxicidade da água tratada (FT = 4,4) em relação à solução salina inicial contendo 200 mg.L^{-1} ACHC (FT = 142,9). Pode-se concluir que o tratamento de APs em plataformas marítimas usando a combinação de tensoativo aniônico e polímero floculante catiônico possui potencial para remoção de ANs (fração de óleo dissolvida) e redução da toxicidade residual.

Palavras-Chave: ácidos naftênicos; águas produzidas; poluição marinha; floculação micelar; toxicidade.

1. INTRODUÇÃO

Os ácidos naftênicos (ANs) compreendem um grupo de ácidos carboxílicos alifáticos e policíclicos naturalmente presentes em óleos crus, podendo chegar a até 4% em massa na sua composição (Kawaguchi *et al*., 2012; Wang & Kasperski, 2010). A presença destes compostos representa um grande desafio para o gerenciamento adequado das águas produzidas, principalmente em regiões caracterizadas pelos óleos ácidos, como a América do Sul (Gruber *et al*., 2012), devido à corrosão de dutos e equipamentos, bem como à toxicidade conferida ao efluente (Clemente & Fedorak, 2005; Havre *et al*., 2003). Apesar disso, o monitoramento de ANs não é exigido na maioria dos países produtores de óleo e, no Brasil, exige-se apenas o monitoramento da toxicidade das águas produzidas tratadas e dispostas em alto mar (CONAMA, 2007).

O uso de surfactantes na remoção de espécies de ANs, como na ultrafiltração micelar aprimorada (MEUF), é bem conhecido para o tratamento de águas produzidas (Deriszadeh *et al*., 2009, 2010)these contaminants can be removed using micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF. Ainda, pesquisas recentes demonstraram as diversas propriedades de precipitados insolúveis formados pela associação entre tensoativos e polímeros floculantes, conhecidos como complexos de surfactante e polímero (PSCs, do inglês *polymer-surfactant complexes*) (Gradzielski & Hoffmann, 2018; Khan & Brettmann, 2018) where a combination of hydrophobic and electrostatic interactions drives unique solution behavior and structure formation. In this review, we apply a molecular level perspective to the broad literature on polyelectrolyte-surfactant complexes, discussing explicitly the hydrophobic and electrostatic interaction contributions to polyelectrolyte surfactant complexes (PESCs, incluindo aplicações para remoção de contaminantes em solução (Besra *et al*., 2004; Matusiak & Grządka, 2020; Shen *et al*., 2015).

O objetivo desse estudo foi avaliar a remoção de ácido ciclohexanocarboxílico (ACHC) de soluções salinas (100 g L^{-1} NaCl), em nível de bancada, usando o tensoativo aniônico dodecilbenzenosulfonato de sódio (SDBS) e uma poliacrilamida catiônica (PAAC), seguida de filtração.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Materiais e reagentes

Todas as soluções foram preparadas em água deionizada (condutividade < 4 µS cm^{-1}, pH = 6), obtida por osmose reserva. Soluções salinas de ACHC (Sigma Aldrich®) foram feitas em 100 g L^{-1} NaCl (Vetec Química, Brasil). O pH das soluções foi ajustado com HCl (37% - Vetec Quimica, Brasil) e NaOH (99% - B Herzog, Brasil). O solvente diclorometano (DCM, Dinâmica) e Na_2SO_4 (Dinâmica, Brasil) foram empregados nas análises de ACHC. Para os estudos de remoção de ACHC, foram utilizados SDBS (Sigma Aldrich®) e uma PAAC (Hyperfloc CE814, SNF®), com 15% de densidade de carga.

2.2 Métodos

2.2.1 Remoção de ACHC por floculação micelar-filtração

A floculação foi feita condicionando a solução com SDBS por 2 min (440 RPM) e adicionando a PAAC (7 mg L^{-1}) em agitação rápida (780 RPM, 20 s) seguida de etapa de mistura lenta (150 RPM) para formação e crescimento dos flocos. As soluções floculadas foram filtradas em membranas de nitrato de celulose (1,2 µm) e a água tratada foi caracterizada em termos de turbidez e concentração final de ACHC. Os parâmetros avaliados foram concentração inicial de ACHC (150, 200 e 300 mg.L^{-1}), razão molar SDBS/ACHC (0,33, 1, 2 e 2,6), pH (3,5 a 9,5) e tempo de mistura lenta (1, 5 e 10 minutos).

2.2.2 Métodos analíticos

A análise de ACHC foi feita por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR). As amostras foram acidificadas com HCl (pH = 2) e submetidas à extração líquido-líquido com DCM. A umidade do extrato foi removida com Na_2SO_4 e sua absorbância foi analisada na faixa de 1741 a 1700 cm^{-1}, região em que ocorrem picos relacionados à ligação C=O. Os picos de absorbância foram somados e comparados a uma curva de calibração previamente preparada.

A turbidez das soluções foi medida com um turbidímetro de bancada Hach® (modelo 2100N), como um parâmetro de formação dos PSCs e da eficiência da filtração como método de separação sólido-líquido.

A toxicidade das amostras foi avaliada por análises Microtox®, empregando as bactérias luminescentes *Vibrio fischeri*, e os resultados foram expressos em termos do fator de toxicidade (FT) e concentração de efeito (CE_p).

3. RESULTADOS

A Fig. 1 apresenta as concentrações residuais de ACHC em função da razão molar SDBS/ACHC, em diferentes concentrações iniciais de ACHC. A remoção de ACHC foi função da razão molar SDBS/ACHC (melhores resultados em 2,6). Com 300 mg L^{-1} de ACHC, a remoção foi de até 79,4% (teor residual = 61,7 mg L^{-1}). Este resultado está relacionado com a maior disponibilidade de sítios para ligação e aprisionamento da molécula de ACHC nas micelas de SDBS, antes da formação de PSCs por interações hidrofóbicas e eletrostáticas entre o tensoativo e o polímero (Khan & Brettmann, 2018). A concentração de 200 mg L^{-1} de ACHC e razão molar SDBS/ACHC = 1 foi fixada para a avaliação doe efeitos do pH e do tempo de mistura lenta.

Os melhores resultados de remoção de ACHC foram obtidos em pH 6,5 (remoção de 38%), provavelmente devido à neutralização das cargas e redução das interações eletrostáticas, que resultaram em maior agregação e aprisionamento das moléculas de ACHC aos PSCs formados em função das interações hidrofóbicas. Nos demais valores de pH, a remoção ficou entre 23 e 29%. pH ácidos resultam na protonação das moléculas de surfactante em

seus respectivos ácidos graxos, diminuindo a eficiência dos processos que envolvem sua aplicação, como no caso da floculação micelar adsortiva (AMF) e MEUF. Além disso, o pH pode influenciar na disponibilidade do poluente em solução, como é o caso de alguns ANs, que tornam-se não-polares em pHs mais baixos, por exemplo, dificultando sua solubilização nas micelas ou PSCs (Schwarze, 2017; Sultana *et al*., 2021; Venkataganesh *et al*., 2012).

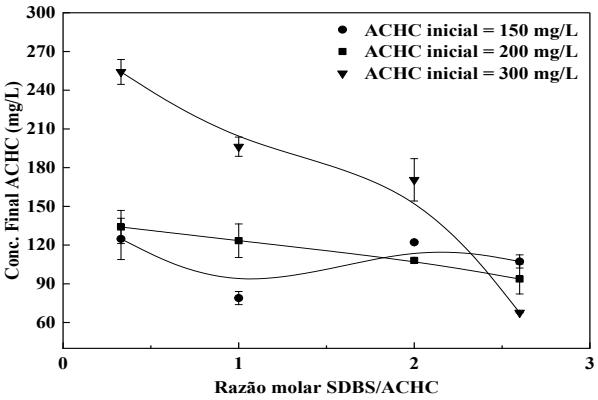


Fig. 1. Concentração final de ACHC em função da razão molar SDBS/ACHC empregada, nas concentrações iniciais de ACHC de 150 (●), 200 (■) e 300 (▼) mg L^{-1}. Condições: Razões molares SDBS/ACHC = 0,33, 1, 2 e 2,6; [NaCl] = 100 g L^{-1}; [PAA] = 7 mg L^{-1}; pH = 6,5; tempo de agitação rápida = 20 s; tempo de mistura lenta = 5 min.

Os tempos de mistura lenta de 1 e 10 minutos apresentaram piores remoções de ACHC, de 24,5 e 19%, respectivamente, e melhores resultados foram obtidos com 5 minutos (38%). Um intervalo longo demais pode ocasionar a ressolubilização dos poluentes, dependendo de suas propriedades e afinidade com o meio aquoso, resultando em menor eficiência de remoção (Sultana *et al*., 2021). Já um intervalo muito curto pode ser insuficiente para a devida interação entre as moléculas de ACHC e os flocos formados.

Uma vez que os ANs são solúveis em águas de caráter neutro e alcalino, os organismos aquáticos são rapidamente expostos aos seus efeitos tóxicos (Clemente & Fedorak, 2005). Os resultados apresentados na Tabela 1 referem-se às análises de toxicidade realizadas nas amostras de soluções salinas contendo 200 mg L^{-1} de ACHC, 100 g L^{-1} de NaCl e da solução após tratamento com floculação micelar empregando SDBS e PAAC e filtração.

Tabela 1 – Comparação da toxicidade das amostras antes e após tratamento por floculação micelar com PSCs de SDBS e PAA catiônica. Condições: [ACHC] inicial = 200 mg L^{-1}; razão molar SDBS/ACHC = 1; pH = 6,5; tempo de mistura lenta = 5 min; filtração em membranas de nitrato de celulose.

Amostra	Fator de Toxicidade (FT)*	$CE_{50,30\ min}$**
Solução salina com 200 mg L^{-1} ACHC	142,9	2,49
Solução salina 100 g L^{-1} NaCl	4,44	53,18
Solução tratada	4,44	65,12

*Fator de toxicidade: menor diluição da amostra em que não se observam efeitos sobre os organismos-teste;
**$CE_{50,30}$: concentração da amostra que causa efeito sobre 50% dos organismos-teste após exposição de 30 min

Todas as amostras analisadas apresentaram caráter tóxico, no entanto, ocorreu uma redução considerável da toxicidade da amostra de água tratada, comparada à solução com concentração de 200 mg L^{-1} de ACHC. Este resultado reforça a possibilidade de aplicação da metodologia proposta, com benefícios associados à remoção de ácidos naftênicos e à redução da toxicidade do modelo de AN empregado.

4. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados no trabalho demonstram que a combinação de SDBS e PAAC possui potencial para remoção de ácidos naftênicos e redução da toxicidade residual em águas produzidas. A técnica inovadora contribui para o atendimento aos objetivos do desenvolvimento sustentável, especialmente devido à preservação da vida marinha, ao promover a redução da toxicidade das soluções estudadas. A filtração em membranas de nitrato de celulose (1,2 µm) foi eficiente na separação dos PSCs (turbidez final < 5 NTU), em todas as condições avaliadas. Sugere-se que outras técnicas já utilizadas durante o tratamento de águas produzidas, como a flotação por ar dissolvido (FAD), sejam avaliadas para a remoção dos complexos ANs/PSCs em condiçoes similares aos empregados em plataforma marítimas.

AGRADECIMENTOS

A equipe agradece ao Centro de Pesquisas, Desenvolvimento e Inovação Leopoldo Américo Miguez de Mello - CENPES/PETROBRAS pelo apoio técnico e financeiro durante o desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, & WEF. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association* (23rd ed.).

Besra, L., Sengupta, D. K., Roy, S. K., & Ay, P. (2004). Influence of polymer adsorption and conformation on flocculation and dewatering of kaolin suspension. *Separation and Purification Technology*, *37*(3), 231–246. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.001

Clemente, J. S., & Fedorak, P. M. (2005). A review of the occurrence, analyses, toxicity, and biodegradation of naphthenic acids. *Chemosphere*, *60*(5), 585–600. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.065

CONAMA. (2007). Resolução nº 393, 8 de agosto de 2007. In *Ministério do Meio Ambiente*.

Deriszadeh, A., Harding, T. G., & Husein, M. M. (2009). Improved MEUF removal of naphthenic acids from produced water. *Journal of Membrane Science*, *326*(1), 161–167. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.09.047

Deriszadeh, A., Husein, M. M., & Harding, T. G. (2010). Produced water treatment by micellar-enhanced ultrafiltration. *Environmental Science and Technology*, *44*(5), 1767–1772. https://doi.org/10.1021/es902862j

Gradzielski, M., & Hoffmann, I. (2018). Polyelectrolyte-surfactant complexes (PESCs) composed

of oppositely charged components. *Current Opinion in Colloid and Interface Science*, *35*, 124–141. https://doi.org/10.1016/j.cocis.2018.01.017

Gruber, L. D. A., Damasceno, F. C., Caramão, E. B., Jacques, R. A., Geller, A. M., & De Campos, M. C. V. (2012). Ácidos Naftênicos No Petróleo. *Quimica Nova*, *35*(7), 1423–1433. https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000700025

Havre, T. E., Sjöblom, J., & Vindstad, J. E. (2003). Oil/water-partitioning and interfacial behavior of naphthenic acids. *Journal of Dispersion Science and Technology*, *24*(6), 789–801. https://doi.org/10.1081/DIS-120025547

Khan, N., & Brettmann, B. (2018). Intermolecular interactions in polyelectrolyte and surfactant complexes in solution. *Polymers*, *11*(1). https://doi.org/10.3390/polym11010051

Matusiak, J., & Grządka, E. (2020). Cationic starch as the effective flocculant of silica in the presence of different surfactants. *Separation and Purification Technology*, *234*(May 2019). https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116132

Schwarze, M. (2017). Micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF)-state of the art. *Environmental Science: Water Research and Technology*, *3*(4), 598–624. https://doi.org/10.1039/c6ew00324a

Shen, L. C., Nguyen, X. T., & Hankins, N. P. (2015). Removal of heavy metal ions from dilute aqueous solutions by polymer-surfactant aggregates: A novel effluent treatment process. *Separation and Purification Technology*, *152*, 101–107. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.065

Sultana, H., Bokhari, T. H., & Usman, M. (2021). Adsorptive micellar flocculation (surfactant-based phase separation technique): Theory and applications. *Journal of Molecular Liquids*, *323*. https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.115001

Venkataganesh, B., Maiti, A., Bhattacharjee, S., & De, S. (2012). Electric field assisted cross flow micellar enhanced ultrafiltration for removal of naphthenic acid. *Separation and Purification Technology*, *98*, 36–45. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.06.017

113

ÍNDICE DE CONFORMIDADE AO TRATAMENTO DE ÁGUA (ICT): PROPOSTA DE CÁLCULO – ESTUDO DE CASO EM CAPTAÇÕES NO DISTRITO FEDERAL

Mauro R. Felizatto[1], Lígia S. V. Gurgel[2], Eloneide M. F. Arruda[3], Carlo Renan C. de Brites[4], Diogo C. M. dos Santos[5], Fernando L. R. M. Starling[6], Bruna R. Aragão[7] e Wilde A. Lima[8]

[1] *CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, RMAR – Gerência de Recursos Hídricos/RMA – Superintendência de Meio Ambiente Recursos Hídricos, SAM (Setor de Administração Municipal) CAESB ETA Brasília/R1 – Brasília – DF – Brasil – CEP 70.620-000, felizatto@felizatto.com*

[2] *CAESB, RMAR/RMA, CAESB ETA Brasília/R1, ligiaviveiros@caesb.df.gov.br*

[3] *CAESB, RMAR/RMA, CAESB ETA Brasília/R1, eloneidefranca@caesb.df.gov.br*

[4] *CAESB, RMAR, CAESB ETA Brasília/R1, carlobrites@caesb.df.gov.br*

[5] *CAESB, RMAR/RMA, CAESB ETA Brasília/R1, diogosantos@caesb.df.gov.br*

[6] *CAESB, RMAR/RMA, CAESB ETA Brasília/R1, fernandolstarling@gmail.com*

[7] *SUMA BRASIL – Conjunto 02 lotes 04-12, SMPW Trecho 3 – Brasília – DF – Brasil – CEP 71.7350-720, brunaaragaor@gmail.com*

[8] *CAESB, RMAR/RMA, CAESB ETA Brasília/R1, wildealima@gmail.com*

RESUMO

As estações de tratamento de água (ETAs) registram variações sazonais das características da qualidade d´água captada de seus respectivos mananciais, mesmo com estas alterações qualitativas toda ETA deve proporcionar qualidade da água tratada de acordo com os padrões de potabilidade.

Este estudo aborda três tipos de processos de tratamento utilizados na CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) para produção de água potável, sendo: Convencional Completo, Filtração Dupla e Membranas por Ultrafiltração, correlaciona estes processos à avaliação da qualidade da água para os três mananciais que abastecem estas ETAs através de um Indicador, o Índice de Conformidade ao Tratamento de Água (ICT), adaptado do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) empregado atualmente para informar as classificações dos corpos d´águas regulados no DF. O ICT proposto é inspirado no índice de qualidade da água –

Water Quality Index (*WQI*) desenvolvido e apresentado pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment*. O ICT calculado categoriza e compara através dos balizadores indicados no clássico livro sobre tratamento de água do Professor Susumu Kawamura. O material utilizado para este levantamento foram as séries temporais de três mananciais, do ano de 2018 a 2021, dados do Programa de Monitoramento de Captações da CAESB. Foram utilizados as concentrações afluentes às ETAs das seguintes variáveis: Cor

Aparente, Turbidez, Ferro Total e *Escherichia Coli*. Os resultados levantados conferem o vigor do tratamento de água por meio dos processos Convencional Completo e Membrana por Ultrafiltração, onde o ICT levantado variou de 85 a 100, e a sensibilidade da Filtração Direta em relação a qualidade da água bruta analisada, com valores de ICT calculado de 68 a 85.

Palavras-Chave: ICT; índice; qualidade da água; tratamento de água; *WQI*.

1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas e os diversos usos dos corpos hídricos causam impactos nos ecossistemas, acarretando deterioração na qualidade da água e danos nos sistemas aquáticos, consequentemente trazendo prejuízos para a saúde humana, tanto por meio do consumo direto ou no contato primário com águas contaminadas. Portanto, a qualidade da água dos mananciais está relacionada com o uso da bacia hidrográfica e na boa fiscalização das fontes poluidoras (LIBÂNIO, 2005).

As águas brutas provenientes de mananciais são utilizadas para o abastecimento público, portanto, a qualidade da água bruta é determinante nos projetos das estações de tratamento de água (ETA), sendo que as características das águas brutas influenciam na eficiência dos processos unitários do tratamento.

A função de ETA é melhorar a qualidade da água bruta, de modo que atende os padrões de qualidades mínimos impostos pela portaria vigente (FERREIRA FILHO, 2017). Desse modo, uma ETA fornece tratamento na ordem sanitária (remoção e inativação de organismos patogênicos e substâncias químicas que representam riscos à saúde) e na ordem estética e organoléptica (remoção de turbidez, cor, gosto e odor, dureza, etc). As ETAs sofrem constantemente com as variações das características dos mananciais e seus aspectos hidrológicos, sendo que podem presenciar alterações anuais, mensais, diárias e horárias, comprometendo a qualidade da água bruta. Mesmo com as modificações da qualidade da água, a ETA deve oferecer água potável para população de acordo com os padrões de potabilidade (FERREIRA FILHO, 2017).

Dessa maneira, os Indicadores, comumente utilizados, são informações quantificadas, de cunho científico, de fácil compreensão usadas nos processos de decisão em todos os níveis da sociedade, úteis como ferramentas de avaliação de determinados fenômenos. A avaliação individual de um grande número de variáveis de qualidade monitoradas, seja do ar ou da água, em comparação com seus valores limites e/ou objetivos pode levar a uma análise laboriosa, dificultando a caracterização da situação (ALEGRE *et. al*., 2017).

Assim, é vantajosa a aplicação de índices de qualidade da água, e em particular e um dos mais usados mundialmente é o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), quando se trata especificamente dos enquadramentos de corpos d´água, conforme preconizado em Brasil (2005).

Orientado pelo indicador mundialmente conhecido como CCME-WQI, desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME). O Índice de Conformidade ao Tratamento de Água (ICT) busca uma interação com as variáveis que aumentam a segurança de confiabilidade dos resultados, fornecendo uma proteção a saúde da população e um auxílio no monitoramento das bacias hidrográficas (SOUZA *et. al.*, 2018).

O Índice de Conformidade ao Tratamento de Água é uma adaptação do modelo do índice de conformidade ao enquadramento – ICE, e agrega estatisticamente a abrangência, a frequência e a amplitude das inconformidades das variáveis observadas em comparação com valores limites para cada tipo de tratamento de água adotado nas captações, balizados pelos valores referenciados por Kawamura (2000). O presente estudo de caso engloba três tipos de tratamento de água para fins de abastecimento humano – Convencional Completo, Filtração Direta e Membranas de Ultrafiltração, visando contribuir na avaliação da qualidade da água dos mananciais perante seus respectivos processos de tratamento de água no Distrito Federal.

2. OBJETIVO

Apresentar o Índice de Conformidade ao Tratamento de Água – ICT e seu cálculo anual, sugerir esse índice como ferramenta de avaliação de qualidade da água dos mananciais de abastecimento de água perante três diferentes processos de tratamento: Convencional Completo, Filtração Direta e Membranas de Ultrafiltração, durante quatro anos consecutivos, de 2018 a 2021.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

De acordo com o modelo estabelecido por CCME (2017) o índice de conformidade deve ser calculado usando no mínimo quatro variáveis e no mínimo quatro dados monitorados em determindado período analisado, no presente trabalho, foram utilizados quatro variáveis e o ICTs foram calculadas anuais, de 2018 a 2021.

Os dados analisados de concentrações de variáveis de qualidade da água utilizados foram do Programa de Monitoramento de Captações da CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal), para os mananciais: córregos Barrocão e Capão da Onça (Convencional Completo), Lago Descoberto (Filtração Direta) e Lago Paranoá (Ultrafiltração), programa executado com coletas bimestrais (6 dados anuais). As variáveis escolhidas e analisadas foram: Turbidez, Cor Aparente, *Escherichia coli* e Ferro. Os valores limites máximos considerados para cada um dos tipos de processos analisados estão demonstrados na Tabela 1. Os valores limites máximos utilizados para o processo de Membrana por Ultrafiltração foram os sugeridos por Kawamura (2000) para tratamento de água por Microfiltração.

Tabela 1 – Qualidade da água sugerida por diferentes tipos de processos de tratamento de água.

VARIÁVEIS BALIZADORAS	TECNOLOGIA DE POTABILIZAÇÃO DE ÁGUA		
	Convencional Completo	Filtração Direta	Ultrafiltração
Turbidez (uT)	< 3000	<20	<100
Cor Aparente (uC)	< 1000	<20	<15
Escherichia Coli (NMP/100 mℓ)	$<10^6$	$<10^4$	$<10^4$
Ferro (mg/ℓ)	< 2	<0,5	<0,5

Fonte: Kawamura (2000).

O ICT proposto é uma adaptação de um modelo de índice de qualidade da água CCME WQI, desenvolvido pelo Conselho de Ministros do Meio Ambiente Canadense (CCME, 2017). O ICT é uma agregação de três fatores F_1, F_2 e F_3, conceitualmente denominados de: Abrangência ou Espaço, Frequência e Amplitude, respectivamente. Computados de forma sequencial como apresentados pelas Equações de 1 a 7, sendo:

1. F_1 (Abrangência/Espaço) trata-se do número de variáveis escolhidas e analisadas que não estiveram acima ou abaixo dos limites estabelecidos na referência durante ao período avaliado.

$$F_1 = \frac{Número\ de\ variáveis\ com\ ao\ menos\ uma\ falha}{Número\ total\ de\ variáveis} * 100 \qquad \text{[Eq. 1]}$$

2. F_2 (Frequência) refere-se ao número de vezes em que as variáveis escolhidas e analisadas estiveram em desconformidade ao valor limite, em relação ao número total de observações.

$$F_2 = \frac{Número\ de\ testes\ inconformes}{Número\ total\ de\ testes} * 100 \qquad \text{[Eq. 2]}$$

3. F_3 (Amplitude) relaciona-se ao tamanho da inconformidade, ou seja, a diferença entre o valor limite (objetivo) e o valor escolhido e analisado. Existe três variantes para ser verificadas com cada fator, como demostrado a seguir:
   a. O valor objetivo sendo um limite máximo:

$$Variação = \left(\frac{Valor\ do\ teste\ que\ falhou}{Objetivo_i}\right) - 1 \qquad \text{[Eq. 3]}$$

   b. O valor objetivo sendo um limite mínimo:

$$Variação = \left(\frac{Objetivo_i}{Valor\ do\ teste\ que\ falhou}\right) - 1 \qquad \text{[Eq. 4]}$$

   c. Computação da soma normalizada das variações (***snv***)**:**

$$\boldsymbol{snv} = \left(\frac{\sum_1^n Variações_i}{Número\ total\ de\ testes}\right) * 100 \qquad \text{[Eq. 5]}$$

   Em seguida, o fator F_3 é calculado normalizando-se ***snv*** para valores entre 1 e 100.

$$F_2 = \frac{\boldsymbol{snv}}{0,01 * \boldsymbol{snv} + 0,001} * 100 \qquad \text{[Eq. 6]}$$

Após o cálculo da variação e a normalização, Equações 3 e 5, ressalta-se que para o cálculo final do ICT os limites de referência são somente valores máximos, por isso o uso da Equação 3.

Finalmente, após o levantamento dos três fatores de três fatores F_1, F_2 e F_3 (Abrangência ou Espaço, Frequência e Amplitude), realiza-se o cálculo do ICT conforme Equação 7.

$$ICT = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 F_2^2 F_3^2}}{1,732} \qquad \text{[Eq. 7]}$$

Lembrando, a título de interpretação do ICT, quanto mais próximos os resultados do valor 100 indicam maior conformidade da qualidade da água bruta perante o seu respectivo tipo de tratamento de tratamento de água.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos ICTs anuais calculados para as captações relacionadas aos três processos de tratamento considerados podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2 – Índice de Conformidade ao Tratamento de Água (ICT) calculado para os anos de 2018 a 2021 para os manancias córregos Barrocão e Capão da Onça (Convencional Completo), Lago do Descoberto (Filtração Direta) e Lago Paranoá (Ultrafiltração).

ANO	ICT – Índice de Conformidade ao Tratamento de Água		
	Convencional Completo	Filtração Direta	Ultrafiltração
2018	100	70	100
2019	100	85	100
2020	100	68	85
2021	100	71	100

Fonte: próprios autores.

Pelos resultados demonstrados na Tabela 2, percebe-que o ICT é muito sensível devido aos valores limites baixos exigidos para os processos de tratamento de água, os resultados da qualidade da água observados devem sempre estar abaixo dos limites, pois em caso contrário, os processos de tratamento serão impactados, no sentido de maior consumo de produtos químicos e também na redução considerável dos tempos de carreira de filtração, obviamente, nas ETAs onde existirem unidades de filtração no processo de tratamento, seja no caso, no Convencional completo ou na Filtração Direta. Portanto, entende-se que para melhor desempenho das ETAs o valor do ICT deve estar próximo de 100. Pelos valores limites expostos na Tabela 1, verifica-se que esses balizadores são restritivos, excetuando para o processo de tratamento Convencional Completo.

Os valores observados do ICT para o tratamento por Filtração Direta variaram de 68 a 85, indicando que, já é constatada a incompatibilidade da qualidade da água bruta para o seu respectivo processo de tratamento de água e que este deve ser ampliado no sentido adaptá-lo as condições atuais.

Os ICTs levantados para o Convencional Completo demonstram o atendimento da qualidade da água bruta para este processo, visto que os valores limites máximos para este tratamento de água são menos restritivos o que concatena com o reportado por Libânio (2005), onde este autor constata a supremacia deste tratamento e enfatiza-o como o mais utilizados no Brasil.

No caso do processo de tratamento por Membranas de Ultrafiltração observou-se apenas um ICT abaixo de 100, onde foi identificado a não conformidade de dois valores em sete amostras acima do limite máximo da variável Cor Aparente (15 uH), sendo que os valores limites máximos utilizados para a confecção dos ICTs foram os do processo de Microfiltração e também pode-se inferir que esta variável não interfere, de maneira significativa, neste tipo de tratamento de água.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste estudo de caso, evindenciou-se que: (i) houve correlação entre os processos empregados pela CAESB e os respectivos ICTs calculados; (ii) a indicação de conformidade do ICT com os valores máximos limites sugeridos por Kawamura (2000); (iii) a sensibilidade do processo de Filtração Direta mediante as alterações da qualidade da água bruta e com entendimento de que os valores limites máximos são restritivos, quando comparado a outros processos; (iv) apesar do processo de tratamento por Membranas possuir limites máximos restritivos, esta técnica avançada de tratamento confere bom desempenho frente as variações da qualidade da água do manancial e (v) o processo Convencional Completo apresenta robustez no tratamento de água para abastecimento público.

Recomenda-se: (i) replicar este trabalho para verificação da variação do ICT perante a sazonalidade (chuva e estiagem); (ii) para as captações que utilizem como mananciais reservatórios de acumulação (Lagos) sugere-se o acréscimo da variável hidrobiológica (contagem de Algas) para o cálculo do ICT e (iii) a análise de tendência temporal levando em conta a sazonalidade para identificar prováveis perturbações na bacia hidrográfica do manancial e fornecer indícios para tomada de decisão quanto a adoção ou não de intervenções para melhoria na qualidade da água do manancial utilizado com captação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alegre H, Baptista J M, Cabrera Jr E, Cubillo F, Duarte P, Hirner W, Merke W, Parena R (2017) Performance indicators for water supply services - Manual of Best Practice Series, IWA Publishing, London, 160 pp

Brasil (2005) Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 – Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente.Brasília, DF: Diário Oficial da União, 36pp

CCME (2017) Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index User's Manual 2017 update. In: Canadian environmental quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg

Ferreira Filho SS (2017) Tratamento de água – Concepção, projeto e operação de estações de tratamento, Elsevier Editora Ltda., Rio de Janeiro, 461pp

Libânio M (2005) Fundamentos de qualidade e tratamento de água, Editora Átomo, Campinas – Brasil, 444pp

Kawamura S (2000) Integrated design and operation of water treatment facilities – Second Edition, John Wiley & Sons, Inc, Canada, 691pp

Souza DS, Felizatto MR, Brites CRC, Gurgel LSV (2018) Análise de tendência de ICE (*WQI*) modificado em corpos receptores – Estudo de caso no DF (Brasil), 18º ENASB/18º SILUBESA, Porto, 9pp

138

AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOMASSA NA APLICAÇÃO DE CONSÓRCIO DE MICROALGA-BACTÉRIA AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA DO PAPEL

Josivaldo SÁTIRO[1 2], André CUNHA[2], Maria Vitória MORAIS[1], Rogério SIMÕES[2], António ALBUQUERQUE[1]

[1] *FibEnTech, GeoBioTec e Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001, Covilhã, Portugal – josivaldo.satiro@ubi.pt, vitoriavieiram@hotmail.com, antonio.albuquerque@ubi.pt;*

[2] *FibEnTech e Departamento de Química, Universidade da Beira Interior, Rua Marquês d'Avilla e Bolama, 6201-001, Covilhã, Portugal – josivaldo.satiro@ubi.pt, aepcunha@gmail.com, rmss@ubi.pt.*

RESUMO

Os sistemas que utilizam a biofloculação de microalgas e bactérias, apresentam um bom potencial para a recuperação de recursos, pois são eficientes para o crescimento da biomassa, a permitir uma maior sedimentação e valorização. A partir de uma boa colheita da biomassa, podem gerar-se produtos com valor energético, ração animal, fertilizantes e biocombustíveis, como biodiesel, bioetanol e bio-hidrogênio. Neste trabalho, avaliaram-se três razões de inoculação de microalga:bactéria (MA:BA) para observação do comportamento do crescimento e maturação da biomassa tratando águas residuais da pasta do papel, em fotobiorreatores (FBR) operados em modo descontínuo, respetivamente 1:3, 1:5 e 3:1, identificados como FBR1, FBR2 e FBR3, nesta ordem. A partir do sexto dia de operação, observou-se uma melhor estabilização da biomassa nos três FBRs. O FBR2, com maior concentração de inoculação de bactérias aeróbias, apresentou valores superiores de sólidos suspensos voláteis (SSV), cerca de 1400 mg/L. Relativamente a clorofila a+b, hove maior produção durante a operação no FBR3, tendo-se observado valores próximos de 0,7 mg/L. Os três FBRs apresentaram eficiências de floculação, acima de 90% a partir do segundo dia de operação dos sistemas, que indica um bom desenvolvimento de estruturas granulares estáveis e maior capacidade de sedimentação da biomassa. No FBR1 e FBR2 houve uma maior produção de susbstâncias poliméricas extracelulares (EPS), que está associada a uma boa estruturação e agregação do consórcio microalga-bactéria. Um maior teor de proteínas foi encontrado nestes FBR com 49,90 mg/gSSV e 49,05 mg/gSSV para o FBR1 e FBR2, respetivamente. O comportamento do crescimento e estruturação granular foi avaliado por microscopia óptica, tendo-se observado a presença de estrutura morgológica de cianobactérias filamentosas que são utilizadas como base e fixação de pequenas colônias, corrorborando assim, a boa formação e estabilização do consórcio, que poderá ser utilizado para a produção de produtos com valores acrescentado.

Palavras-Chave: Consórcio microalga-bactéria; Efluentes da Indústria de papel; Fotobiorreatores; Sedimentabilidade; Valorização de biomassa.

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento de águas residuais visam à remoção de matéria orgânica e nutrientes, com a finalidade de proteger os corpos aquáticos dos efeitos deletérios advindos do descarte das águas residuais sem tratamento, no entanto, tais sistemas podem ainda buscar a recuperação de nutrientes e a obtenção de produtos de valor agregado [1]. Em particular, os sistemas de tratamento aeróbio destacam-se entre os processos de tratamento de esgoto devido aos elevados níveis de degradação das substâncias orgânicas [2], [3].

O consórcio microalga-bactéria (MABA), é um sistema aeróbio que constitue uma forma simbiótica da interação desses microrganismos e podem ser aplicados ao tratamento de águas residuais [4]. Tais sistemas não demandam de uma alta adição de oxigênio artificial, em contraste aos sistemas de lodos ativados ou lodo granular aeróbio, que demandam alto custo energético, devido à inserção de oxigênio artificial e por se tratar de processos operacionalmente complexos [5], [6]. A grande vantagem do sistema MABA é a produção do oxigênio fotossintético, que é utilizado pelas bactérias aeróbias para oxidação da matéria orgânica, reduzindo a necessidade de introdução de oxigênio artificial no sistema. Por outro lado, as bactérias liberam CO2 proveniente do processo de respiração, em que são assimilados na forma de HCO3- pelas microalgas no processo de assimilação [7].

O grande desafio para aplicação do MABA aos efluentes industriais - como a indústria de papel e celulose, está relacionado a composição do efluente gerado, em especial, produtos químicos e metais pesados, que podem ser tóxicos e dificultar no processo de formação do consórcio [8]. As supracitadas indústrias e fábricas de papel e celulose, são as principais fontes geradoras de metais pesados como resíduos para o ambiente, ainda, a queima e o desmatamento das árvores para energia e celulose contribuem para o aumento das emissões de gases do efeito estufa [9]. Além dos aspectos econômicos e da remoção de nutrientes, a aplicação do consórcio microalga-bactéria, mostra-se com potencial para recuperação de recursos, colaborando com a economia circular do tratamento de esgotos industriais, como da indústria de papel e celulose [10].

Em tempo, os autores Subashchandrabose *et al*., (2011) [11] indicaram que esta forma de sistema e consórcio apresenta uma alta formção de biomassa, e, pode-se relacionar com as microalgas e bactérias que também desempenham uma boa performance de remoção de nutrientes e matéria orgânica. Neste contexto, o presente trabalho visa avaliar três razões (1:3, 1:5 e 3:1) de inoculação de microalgas e bactérias no tratamento de águas residuais da pasta do papel, aplicando fotobiorreatores operados em modo descontínuo, para observar o processo de formação e estruturação do MABA, bem como, a composição da biomassa (carboidratos e proteínas) e comportamento morfológico destes microrganismos no processo de crescimento do MABA.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema operacional era composto por três fotobiorreatores (FBR) sendo o FBR1 (1:3), FBR2 (1:5) e FBR3 (3:1), com razões de inóculo microalga:bactéria de 100:300 mg/L, 100:500 mg/L e 300:100 mg/L, respectivamente. Os FBRs eram completados com água residual da indústria da pasta do papel com um volume de trabalho total de 1000 mL. Todos os fotobiorreatores eram aerados continuamente com uma injeção de ar de 2 L/min, ao decorrer do experimento para evitar a sedimentação da biomassa os FBRs eram mantidos em agitação constante usando um agitador magnético a 100 rpm. A temperatura média durante a operação era mantida em 25 ± 2 ºC, com ciclo de iluminação claro e escuro de 12h:12h, com radiação de 200 µmol/m².s utilizando o sistema de LED com intensidade ajustável, baseado no LED MAXLED Pro (Fajozes, Portugal).

No que se refere as análises de formação de biomassa, a análise de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi realizada conforme o método padrão Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA) [12]. A análise da clorofila a e b realizou-se conforme a metodologia indicada por Jeffrey *et al*. (1975) e Saseendran *et al*. (2017) [13]. Para avaliação da capacidade de sedimentação da biomassa, realizou-se o teste de eficiência de floculação, seguiu-se a metodologia indicada por Leong *et al*. (2018) [14]. No que diz a respeito a composição da biomassa, foi realizado a extração das substâncias poliméricas extracelulares (EPS) utilizando soro fisiologico durante 60 minutos a 90ºC, conforme Arcila & Buitrón, (2017) [15]. E em seguida, as amostras seguiam para análise de polissacarídeos (PS) e proteínas (PN), segundo os autores Dubois *et al*. (1956) e Lowry *et al*. (1951) [16], [17].

Para observação das espécies e estruturas morfológicas presentes no licor misto e no processo de formação dos grânulos, foi utilizado a microscopia ótica acoplada a câmera e software (Nikon Labophot 2 Microscope, Japão & Leica Application Suite "LAS" v4.13, Leica, Alemanha). Por último, as amostras foram separadas para análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV), a leitura foi realizada no Scanning Electron Microscope (S-3400N) equipamento de alta perfomance.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para iniciar esta discussão, é importante salientar-se, que a biomassa produzida nos fotobiorreatores pode ser uma mistura de microalgas, bactérias e outros detritos. Durante os 14 dias de operação, os valores médios para concentração de SSV nos sistemas foram de 768,11 ± 122,69, 1100,00 ± 227,65 e 648,37 ± 137,97 (mg/L), para os fotobiorreatores FBR1, FBR2 e FBR3, respectivamente. Assim, avalia-se uma estabilização da biomassa a partir do sétimo dia de operação, como apresentado na Figura 1.

A produtividade algal foi em torno de 0,43, 0,54, 0,69 (mg/L) para o FBR1, FBR2, FBR3, respectivamente. Os valores levementes inferiores no FBR1 e FBR2 pode estar relacionado com a concentração superior de inoculação de lodo aeróbio (bactérias) no

meio, que aumenta a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão, diminuindo a penetração da radiação na coluna d'água dos FBRs e consequentemente a produtividade de clorofila total.

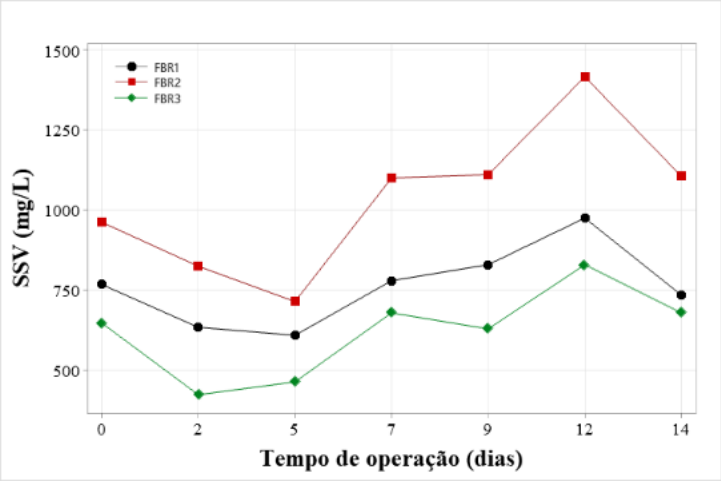


Figura 1. Comportamento do SSV durante o período operacional

No start do sistema a biomassa apresentava uma eficiência de sedimentação em torno de 60%. Contudo, a partir do segundo dia de operação, a eficiência média encontrada foi de 94,23 ± 2,92, 94,89 ± 1,57 e 91,15 ± 3,30 (%) sendo para o FBR1, FBR2, FBR3, nesta ordem. Estes valores acima de 90% de capacidade de sedimentação, pode indicar um desenvolvimento do consórcio microalga-bactéria mais estável com boa bioflocculação, produzindo uma biomassa com maior potencial e efetividade de possibilidade de colheita para recuperação de recursos.

A avaliação do EPS e suas frações é relevante, uma vez que, podem servir como uma "cola" para adesão celular dos fotogrânulos. O conteúdo de proteíco (EPS-PN) encontrado no FBR1, FBR2 e FBR3 foi em torno de 49,90 ± 2,06, 49,05 ± 21,18, 13,09 ± 1,56 (mg/gSSV), respectivamente. Para o FBR1 e FBR2, com valor superior de proteínas, sugere que estes reatores desenvolveram uma biomassa com maior capacidade de estabilização e ainda, pode ser indicativo que o consórcio microalga-bacteria está maduro e estruturado. Em relação às concentrações de carboidratos (EPS-PS) os valores para o FBR1, FBR2 e FBR3 foram em torno de 9,21 ± 1,66, 8,16 ± 0,52 e 12,65 ± 0,37 (mg/gSSV), as concentrações de carboidratos variam com as condições operacionais e as espécies de microalgas presentes no meio.

Em relação as estruturas morfológicas, avaliou-se um bom processo de bioaglutinação na biomassa, entre as espécies de microalgas e bactérias. A presença de estruturas morfológicas de cianobactérias como as *Planktothrix sp.,* microalgas filamentosas como as *Stigeoclonium sp.* e as clorofíceas como a *Chlamydomonas sp.* e a *Scenedesmus sp.,* são observadas na Figura 2 com imagens do FBR1.

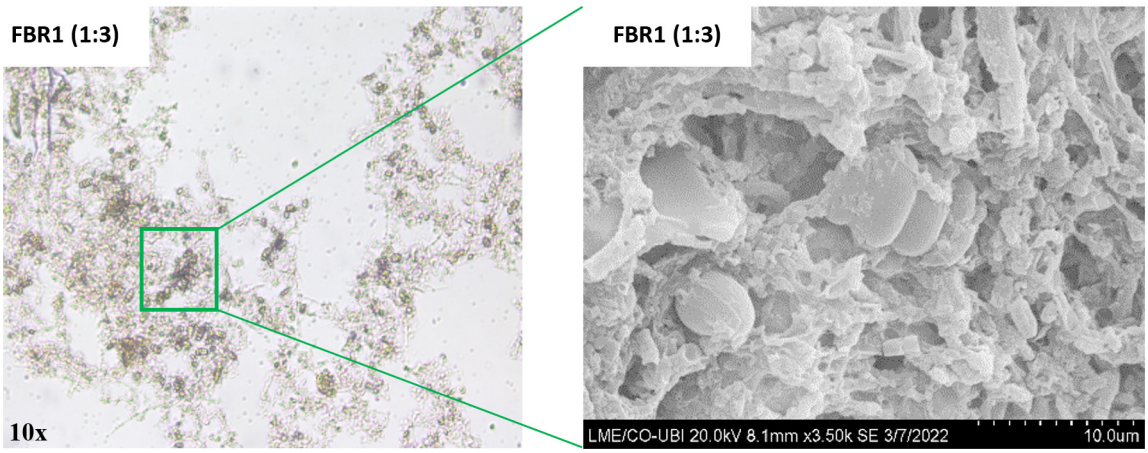


Figura 2. Estrutura morfológica do MABA no FBR1.

4. CONCLUSÃO

Avaliando a formação e composição da biomassa desenvolvida nos reatores FBR1 e FBR2, indica-se fotogrânulos mais estruturados e estabilizados. O valor acima de 90% de eficiência de floculação nos FBRs com o consórcio microalga-bactéria pode ser atribuído ao start do sistema com inoculação das bactérias aeróbias. Os fotobiorreatores apresentaram uma boa produção de proteínas e carboidratos. Assim, conclui-se que esta tecnologia proporciona a maturação e o aumento das partículas no processo granular, além de corroborar com a recuperação da biomassa, como também, reduz a demanda pelo emprego de decantadores, contribuindo ainda para uma efetividade na colheita da biomassa, para fins de obtenção de produtos com valor agregado.

AGRADECIMENTOS

Esta investigação foi apoiada pela Universidade da Beira Interior (UBI, Portugal), Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) e Banco Santander. Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT, Portugal) o apoio financeiro de fundos nacionais através dos projetos UIDB/00195/2020 (FibEnTech) e UIDB/04035/2020 (GeoBioTec).

REFERÊNCIAS

[1] A. Beckinghausen, M. Odlare, E. Thorin, and S. Schwede, “From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater,” *Applied Energy*, vol. 263, no. October 2019, p. 114616, 2020, doi: 10.1016/j.apenergy.2020.114616.

[2] Y. J. Chan, M. F. Chong, C. L. Law, and D. G. Hassell, “A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 155, no. 1–2, pp. 1–18, 2009, doi: 10.1016/j.cej.2009.06.041.

[3] Y. Miao *et al.*, “Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 334, pp. 664–672, 2018, doi: 10.1016/j.cej.2017.10.072.

[4] Y.-J. Lee and Z. Lei, “Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: A mini-review,” *Bioresource Technology Reports*, p. 100199, 2019, doi: 10.1016/j.biteb.2019.100199.

[5] Y. Su, A. Mennerich, and B. Urban, “Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios,” *Bioresource Technology*, vol. 105, pp. 67–73, 2012, doi: 10.1016/j.biortech.2011.11.113.

[6] L. Sun, Y. Tian, J. Zhang, L. Li, J. Zhang, and J. Li, “Bioresource Technology A novel membrane bioreactor inoculated with symbiotic sludge bacteria and algae : Performance and microbial community analysis G RA P H I C A L AB S T R A C T,” *Bioresource Technology*, vol. 251, no. October 2017, pp. 311–319, 2018, doi: 10.1016/j.biortech.2017.12.048.

[7] M. J. Kampschreur, H. Temmink, R. Kleerebezem, M. S. M. Jetten, and M. C. M. van Loosdrecht, “Nitrous oxide emission during wastewater treatment,” *Water Research*, vol. 43, no. 17, pp. 4093–4103, 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.03.001.

[8] D. P. Häder, “Ecotoxicological monitoring of wastewater,” *Bioassays: Advanced Methods and Applications*, pp. 369–386, 2018, doi: 10.1016/B978-0-12-811861-0.00018-8.

[9] S. R. Chia, K. W. Chew, H. Y. Leong, S. H. Ho, H. S. H. Munawaroh, and P. L. Show, “CO2 mitigation and phycoremediation of industrial flue gas and wastewater via microalgae-bacteria consortium: Possibilities and challenges,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 425, no. July, p. 131436, 2021, doi: 10.1016/j.cej.2021.131436.

[10] D. L. Sutherland, J. Park, S. Heubeck, P. J. Ralph, and R. J. Craggs, “Size matters – Microalgae production and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds of three different sizes,” *Algal Research*, vol. 45, no. July 2019, p. 101734, 2020, doi: 10.1016/j.algal.2019.101734.

[11] S. R. Subashchandrabose, B. Ramakrishnan, and M. Megharaj, “Consortia of cyanobacteria / microalgae and bacteria : Biotechnological potential,” vol. 29, pp. 896–907, 2011, doi: 10.1016/j.biotechadv.2011.07.009.

[12] APHA, “Standard Methods,” *Encyclopedia of Forensic Sciences: Second Edition*, pp. 522–527, 2017, doi: 10.1016/B978-0-12-382165-2.00237-3.

[13] S. W. Jeffrey and G. F. Humphrey, “New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton,” *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, vol. 167, no. 2, pp. 191–194, 1975, doi: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3.

[14] W. H. Leong, J. W. Lim, M. K. Lam, Y. Uemura, C. D. Ho, and Y. C. Ho, “Co-cultivation of activated sludge and microalgae for the simultaneous enhancements of nitrogen-rich wastewater bioremediation and lipid production,” *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, vol. 87, pp. 216–224, 2018, doi: 10.1016/j.jtice.2018.03.038.

[15] J. S. Arcila and G. Buitrón, “Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment,” *Algal Research*, vol. 27, no. September, pp. 190–197, 2017, doi: 10.1016/j.algal.2017.09.011.

[16] M. Dubois, K. A. Gilles, J. K. Hamilton, P. A. Rebers, and F. Smith, “Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances,” *Analytical Chemistry*, vol. 28, no. 3, pp. 350–356, 1956, doi: 10.1021/ac60111a017.

[17] O. H. Lowry, N. J. Rosebrough, A. L. Farr, and R. J. Randall, “Protein by oliver,” *Journal of Biological Chemistry*, 1951.

139

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E DINÂMICA DAS MICROALGAS EM LAGOA DE ALTA TAXA PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DOMÉSTICAS

Josivaldo SÁTIRO[1,2], Antonio DOS SANTOS NETO[2], Jucélia FERREIRA[2], Anny OLIVEIRA[2], Bruna FERNANDES[2], António ALBUQUERQUE[1], Lourdinha FLORENCIO[2]

[1] FibEnTech, GeoBioTec e Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001, Covilhã, Portugal – josivaldo.satiro@ubi.pt, antonio.albuquerque@ubi.pt;

[2] Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Acadêmico Hélio Ramos s/n – Cidade Universitária, 50670-901, Recife, Pernambuco, Brasil - josivaldo.satiro@ubi.pt, antoniogustavo.santos@gmail.com, ferreira.juceliat@gmail.com, anny150oliveira@gmail.com, bruna.sfernandes@ufpe.br, flor@ufpe.br

RESUMO

A utilização de lagoas de alta taxa permite uma boa performance no tratamento de águas residuais domésticas, como também, possibilita a geração de biomassa das algas para reutilização e direcionamento para outras atividades. Nesta forma de tratamento, existe uma relação mutualística e simbiótica entre as microalgas e bactérias, na qual o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é utilizado pelas bactérias para oxidar matéria orgânica, enquanto o dióxido de carbono para algas é fornecido pelo metabolismo das bactérias na lagoa. Neste trabalho, avaliou-se a performance de uma lagoa de alta taxa (LAT) em escala piloto, com altura de 0,30 m, sendo alimentada continuamente por efluente doméstico real. Este sistema operacional realizou-se com duas bateladas sequenciais para desenvolvimento e aclimatação da biomassa, em seguida, com o modo operacional de alimentação contínua, com duração total de 94 dias. Relativamente à demanda química de oxigênio (DQO), a LAT obteve remoção média na faixa de 51,62%, em relação a remoção de nitrogênio total e fósforo total, os valores de remoção chegaram a 83,50 ± 6,30% e 71,40 ± 20,2%, respectivamente. Observou-se uma variação significativa na performance do tratamento do efluente na lagoa, que pode ser devido a uma menor agregação da biomassa e influência das variações climáticas durante o período operacional. Em relação a dinâmica das espécies presentes, inicialmente nas bateladas a espécie mais abundante foi a *Chlorella sp.* com média de 44%. A partir do regime contínuo a abundância média das espécies mais frequentes foram a *Oocystis sp*. (85%) e a *Chlamydomonas sp*. (82%), em dias variados do regime contínuo. Dessa forma, a lagoa de alta taxa apresentou resultados satisfatórios, que pode ser relacionado a altura da coluna d'água de 0,30m, ainda, a utilização de duas bateladas sequencias pode ser uma estratégia promissora para desenvolvimento de biomassa algal.

Palavras-Chave: Biomassa; Efluente doméstico; Lagoa de alta taxa; Microalgas; Remoção de nutrientes.

1. INTRODUÇÃO

As lagoas de alta taxa (LAT) são consideradas como um método avançado e mais sofisticado em relação às lagoas de estabilização, esse tipo de sistema favorece a produção de algas e as lagoas podem ser classificadas como reatores com baixa exigência de energia, baixo custo de operação, facilitando a capacidade de expansão e diminuindo a demanda de área para implantação [1]. Em especial, as lagoas de alta taxa são caracterizadas por profundidade rasa de 0,30 a 0,60 m, mistura mecânica contínua e tempos de detenção curtos de 4 a 10 dias (dependendo das condições climáticas) [2].

A utilização destas lagoas permite a recuperação de recursos, ou seja, a produção de produtos com valor agregado, através da biomassa das algas que concede a reutilização e o direcionamento para outras atividades. Isso contribui para a bioeconomia circular no tratamento de águas residuais [3]which, in turn, results in high levels of nutrient removal, via algal assimilation. Furthermore, these ponds offer the opportunity to recover resources, in the form of algal biomass, for beneficial re-use, thus creating a circular bio-economy using wastewater. However, both increased microalgal biomass and nutrient removal is required to make coupled full-scale systems commercially viable. The performance of high rate algal ponds operated in series, on short hydraulic retention time of 4 days, versus in parallel, on a longer retention time of 8 days, was assessed with respect to nutrient removal and microalgal production. For microalgal productivity, the combined total volatile suspended solids (organic matter. No entanto, para que o tratamento aconteça em condições benéficas, é importante que as lagoas sejam cultivadas com a presença de luz solar, permitindo, assim, que as microalgas e as bactérias presentes estejam em simbiose [4].

As lagoas de alta taxa podem ser mais eficientes à medida do quanto melhor for a relação de comensalismo estabelecida entre as microalgas e as bactérias e sua capacidade de permanência no sistema. Apesar das pesquisas nessa temática iniciarem na década de 1960, segundo a revisão realizada por Lee e Zhongfang (2019) [5], as pesquisas sobre o tema ainda estão no estágio inicial, apresentando um vasto campo de exploração. Segundo Arcila & Buitrón (2017) [6], os níveis de radiação solar também influenciam nas propriedades de sedimentação, remoção de matéria orgânica e nutrientes. Ainda, a radiação solar pode afetar a estrutura, integridade e função biológica das células das microalgas, além dos efeitos nos ácidos nucleicos, proteínas e lipídios. A alta incidência é um fator pode também alterar uma série de funções biológicas desses microrganismos, bem como levar a mortalidade, diferenciação celular, crescimento e desenvolvimento das células, alteração na produtividade e na pigmentação, metabolismo enzimático, entre outros [7] due to continuous depletion or diminishing of the stratospheric ozone shield has triggered serious ecological as well as biological consequences on several life-forms, including microalgae. UV radiation tends to damage the key cellular machinery, cells may adapt by developing several defense mechanisms as a response to such damage; otherwise, the cellular destiny is cell-death. Since microalgae are one of the primary biotic components, any drastic effects caused by UV radiation may imbalance the entire ecosystems. However,

survival of microalgae under billions of years of fluctuating environmental changes has pressurized them to develop a number of tolerance mechanisms against environmental UV stress. The high resilience of the microalgal community in the face of UV stress is attributed to the activation of several photo/dark repair mechanisms, antioxidant systems, and biosynthesis of UV-photoprotectants such as mycosporine-like amino acids (MAAs. Em tempo, altos níveis de radiação solar podem danificar a estrutura celular das microalgas, esse fenômeno é conhecido como fotoinibição [8].

De outro modo, os autores Ras *et al*. (2015) [9] apontam que a alta temperatura influencia diretamente todas as enzimas das células das microalgas, sendo prejudicial para seu equilíbrio. Uma diminuição acentuada na taxa de crescimento é causada quando a temperatura aumenta além do ideal. Esse estresse térmico afeta principalmente as proteínas e as estruturas da membrana, podendo levar a um aumento no nível das espécies reativas de oxigênio nas células. Portanto, este trabalho visa avaliar o comportamento de uma lagoa de alta taxa em escala piloto tratando esgoto doméstico, identificando os efeitos nos mecanismos de remoção de nutrientes e matéria orgânica do efluente, e, avaliar a dinâmica e abundância das espécies presentes no meio.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido na estação de tratamento de esgoto da Mangueira (ETE-Mangueira), situada a latitude de 8º04’40.22’’ ao sul e longitude de 34º55’29.39’’ ao oeste, na cidade do Recife, no estado de Pernambuco, Brasil. A ETE é projetada para tratar o esgoto doméstico dos bairros da Mangueira, San Martin e Mustardinha, localizados na microrregião 5.1 da cidade do Recife, PE, Brasil. A lagoa foi construída com fibra de vidro com a altura da borda livre de 0,2m e altura total de 0,3m. O processo experimental aconteceu em três etapas distintas, divididos em duas bateladas de 11 e 13 dias de ciclo, e, um período contínuo de 70 dias de operação, trabalhando com alimentação contínua e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 dias.

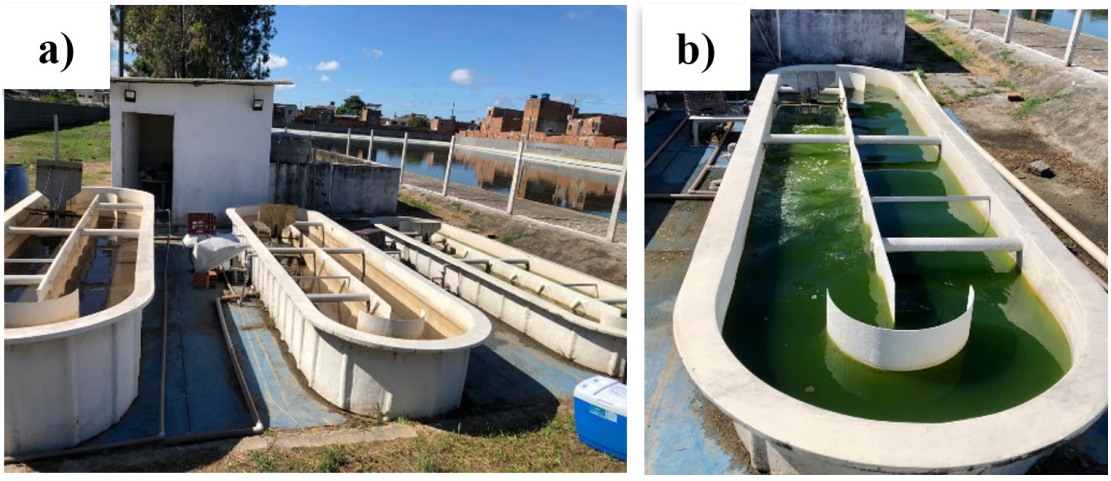


Figura 1. Configuração experimental a) Conjunto de LATs com alturas distintas; b) LAT com altura total de 0,30m.

No que se refere as análises de DQO, DBO, nitrogênio e fósforo foram realizadas conforme o método padrão Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA) [10]. Ainda, com a finalidade de realizar a contagem das células com a quantificação em (cel.mL), aplicou-se a técnica de *Utermöhl* com a câmara de 2 mL, utilizando o microscópio invertido com transectos padronizados (vertical e horizontal). A densidade total e específica foi calculada de acordo com Villafañe e Reid (1995). Em sequência, a abundância relativa era estimada, com o objetivo de indicar a representatividade de cada táxon, utilizando a metodologia de Lobo & Leighton (1986).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao fim das duas bateladas a eficiência de DQO solúvel, que desconsidera a biomassa, foi em torno de 89% e 94% de DBO solúvel. Esses resultados de remoção de matéria orgânica estão em consonância com o observado em sistemas de lagoas similares por Arcila & Buitrón, (2016), contudo esses autores trabalharam apenas com uma batelada inicial de 10 dias. Por fim, devido à alta degradação da matéria orgânica e o bom crescimento da biomassa, dado em concentração de SSV, e de microalgas, medido em clorofila-a, encerrou-se a segunda batelada, totalizando duas bateladas de 24 dias, e em sequência, início do regime de alimentação contínua.

Por outro lado, durante o regime contínuo, a remoção média de DQO foi em torno de 51,62%. Observou-se uma grande variação de performance na remoção total de DQO nesta LAT, que pode ser devido a uma menor agregação, com consequente lavagem maior do sistema, mostrando ser um sistema suscetível às variações diversas, como de alimentação, precipitação, temperatura, radiação entre outras variáveis.

Em relação à remoção de nitrogênio, este sistema apresentou uma remoção média de nitrogênio total em torno de 83,50 ± 6,30 %. Observou-se uma variação maior de remoção de $NH4^{+}$, a primeira hipótese é a variação da quantidade de biomassa no meio, que sofreu o processo de diluição por conta das variações climáticas, ainda, essa variação na performance da referida LAT pode estar relacionada com o processo de volatilização da amônia em decorrência dos valores de pH acima de 9,0. Em tempo, García *et al*. (2006) [11] e Robles *et al*. (2020) [12] destacaram que a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal em LATs, principalmente na fase clara com valores de pH elevados.

Ainda, a cerca da remoção de fósforo, a LAT apresentou uma eficiência de remoção média de 71,40%, esta boa performance pode estar relacionada com altura de operação desta lagoa de alta taxa, uma vez que, a altura de projeto era de 0,30 m, este fato permite uma maior incidência de radiação solar na coluna d'água, e consequentemente uma maior assimilação de fósforo por microalgas. Outra via de remoção de fósforo neste sistema, pode ser por precipitação química de fosfatos que acontecem em meios altamente alcalinos, com pH acima de 9,5.

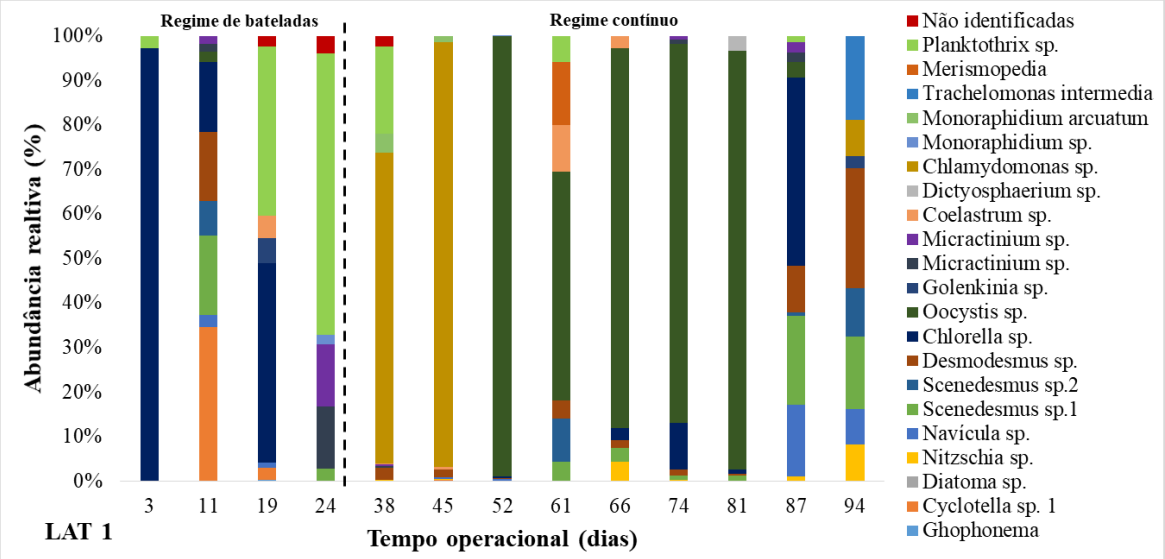


Figura 2. Abundância relativa dos principais gêneros encontrados na LAT.

Relativamente à abundância relativa das espécies presente na LAT, houve a predominância das clorofíceas, inicialmente nas bateladas a espécie mais abundante foi a *Chlorella sp.* com média de 44%. A partir do regime contínuo a abundância média das espécies mais frequentes foram a *Oocystis sp.* e a *Chlamydomonas sp.,* com 85% e 82%, em dias variados do regime contínuo. Estas espécies são características de períodos com temperaturas mais baixas, conforme apresentado na Figura 2.

4. CONCLUSÃO

A lagoa de alta taxa operando com altura de coluna d'água de 0,30 m apresentou um bom desempenho na remoção de nitrogênio (83,5%), fósforo (71,4%) e matéria orgânica (89%), essa boa performance pode estar relacionada com os níveis de radiação solar que chegam na LAT, aumentando a atividade fotossintética do meio e consequentemente a degradação destes poluentes. Assim, o efluente gerado posteriormente ao tratamento na LAT ficou abaixo do limite estabelecido, conforme as indicações da portaria brasileira vigente para lançamento de efluentes, a legislação CONAMA 357/05 preconiza valores estipulados para lançamento de carga orgânica e nutrientes, e, recentemente foi publicada a Resolução CONAMA 430/11 que preconiza os padrões de lançamento para efluentes tratados em corpos receptores da classe II. Contudo, este sistema apresentou uma limitação quando se trata da estabilização da biomassa e de linearidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes, que pode estar relacionado a lavagem do sistema, com dificuldade de manter as espécies de microalgas desenvolvidas e adaptadas no meio.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq. Coordenação de

Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto - INCT ETEs Sustentáveis. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG. Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - FACEPE. Companhia Pernambuco de Saneamento - COMPESA. BRK Ambiental. Fibra Técnica - Engenharia e Saneamento. SEAL - Suape Empreendimentos Ambientais Ltda.

REFERÊNCIAS

[1] P. Young, M. J. Taylor, N. Buchanan, J. Lewis, and H. J. Fallowfield, “Case study on the effect continuous CO2 enrichment, via biogas scrubbing, has on biomass production and wastewater treatment in a high rate algal pond,” *Journal of Environmental Management*, vol. 251, no. September, p. 109614, 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109614.

[2] B. Picot, H. El Halouani, C. Casellas, S. Moersidik, and J. Bontoux, “Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France),” *Water Science and Technology*, vol. 23, no. 7–9, pp. 1535–1541, 1991, doi: 10.2166/wst.1991.0607.

[3] D. L. Sutherland, J. Park, P. J. Ralph, and R. J. Craggs, “Improved microalgal productivity and nutrient removal through operating wastewater high rate algal ponds in series,” *Algal Research*, vol. 47, no. September 2019, p. 101850, 2020, doi: 10.1016/j.algal.2020.101850.

[4] G. Oron, G. Shelef, and A. Levi, “Algae/bacteria ratio in high-rate ponds used for waste treatment,” *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 38, no. 4, pp. 570–576, 1979, doi: 10.1128/aem.38.4.570-576.1979.

[5] Y.-J. Lee and Z. Lei, “Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: A mini-review,” *Bioresource Technology Reports*, p. 100199, 2019, doi: 10.1016/j.biteb.2019.100199.

[6] J. S. Arcila and G. Buitrón, “Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment,” *Algal Research*, vol. 27, no. September, pp. 190–197, 2017, doi: 10.1016/j.algal.2017.09.011.

[7] R. P. Rastogi, D. Madamwar, H. Nakamoto, and A. Incharoensakdi, “Resilience and self-regulation processes of microalgae under UV radiation stress,” *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, vol. 43, p. 100322, 2020, doi: 10.1016/j.jphotochemrev.2019.100322.

[8] E. de Aguiar do Couto, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, M. D. Tango, and A. da Fonseca Santiago, “Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds,” *Ecological Engineering*, vol. 81, pp. 140–145, 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.040.

[9] M. Ras, J. P. Steyer, and O. Bernard, “Temperature effect on microalgae: A crucial factor for outdoor production,” *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 12, no. 2, pp. 153–164, 2015, doi: 10.1007/s11157-013-9310-6.

[10] APHA, “Standard Methods,” *Encyclopedia of Forensic Sciences: Second Edition*, pp. 522–527, 2017, doi: 10.1016/B978-0-12-382165-2.00237-3.

[11] J. García, B. F. Green, T. Lundquist, R. Mujeriego, M. Hernández-mariné, and W. J. Oswald, “Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater,” vol. 97, pp. 1709–1715, 2006, doi: 10.1016/j.biortech.2005.07.019.

[12] Á. Robles *et al.*, “Microalgae-bacteria consortia in high-rate ponds for treating urban wastewater: Elucidating the key state indicators under dynamic conditions,” *Journal of Environmental Management*, vol. 261, no. November 2019, 2020, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110244.

148

INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA NA GERAÇÃO DE LODO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Silvia F. PAFFRATH[1], Ramiro G. ETCHEPARE[2]

[1] *Doutoranda no Programa de Pós-Graduação de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba/PR – Brasil, silviapaff@gmail.com*

[2] *Professor Adjunto da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS), Curitiba/PR - Brasil, ramiro.etchepare@ufpr.br*

RESUMO

A poluição dos corpos hídricos está associada principalmente ao despejo de resíduos e efluentes, entre eles, aqueles provenientes de estações de tratamento de água (ETAs), denominados de lodos de ETAs (LETAs). Esses resíduos são formados por compostos presentes na água bruta das ETAs, geralmente quantificados a partir dos sólidos suspensos totais (SST) ou da sua estimativa a partir de turbidez (T), e por precipitados de reagentes adicionados no tratamento. O gerenciamento de LETAs consiste em um desafio ao setor de saneamento, principalmente pelos altos custos relacionados à sua disposição final ambientalmente adequada. O objetivo dessa pesquisa foi avaliar a correlação entre a qualidade da água bruta com a quantidade de LETA produzido em estações do estado do Paraná (Brasil). Foram utilizados resultados do índice de monitoramento da qualidade da água de dois períodos (2005 a 2009 e 2010 a 2018), em dois pontos de monitoramento nos rios Pequeno e Piraquara, no estado do Paraná, Brasil. O índice leva em consideração parâmetros físico-químicos (como SST e T), microbiológicos e ecotoxicológicos. Para comparação da qualidade da água nesses dois rios com a quantidade de lodo produzido por duas ETAs que utilizam estes corpos hídricos para abastecimento, foi calculada a produção de lodo nos dois períodos, utilizando o histórico de análises de SST e T da água bruta das duas estações para gerar equações que expressem SST em função de T. Utilizando a T média de 19,3 NTU, o valor de SST passou de 15,77 para 14,36 mg/L, o que corresponde a uma redução de quase 1.800 toneladas de massa seca gerada por ano pelas duas ETAs. Conclui-se que a melhoria na qualidade da água observada reduziu a quantidade de LETAs, diminuindo assim os custos de gerenciamento desses resíduos.

Palavras-Chave: Lodo de decantadores; Qualidade da água bruta; Gestão de lodo.

1. INTRODUÇÃO

A redução da poluição ambiental para preservação dos corpos hídricos com foco no desenvolvimento sustentável das sociedades é uma preocupaçao a nível mundial, presente nos nos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). No ODS nº 6,

sobre assegurar a disponibilidade da água e a sua gestão sustentável, há de forma mais específica a meta 6.3, que objetiva melhorar a qualidade a qualidade com a redução da poluição e eliminação de despejos, até 2030 (ONU, 2015).

Essa poluição consiste na degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que afetem desfavoravelmente a biota e com prejuízos à saúde da população (BRASIL, 1981). Quanto aos recursos hídricos, a poluição perpassa diversas esferas, devido à dependência que os seres vivos possuem em relação à utilização da água para a manutenção de qualquer atividade que desempenhem. Uma forma de poluição dos corpos hídricos, citada nos ODSs, é o despejo irregular de esgoto doméstico e efluentes industriais, que alteram parâmetros como a demanda química ou bioquímica de oxigênio (DQO e DBO, respectivamente), nitritos e nitratos, oxigênio dissolvido (OD), entre outros (IAP, 2005), comprometendo a qualidade e disponibilidade dessa água para gerações futuras.

Inserido nesses despejos que podem alterar a qualidade do corpo hídrico estão os resíduos de estações de tratamento de água (ETAs), sobretudo as que operam por procesos convencionais de tratamento, com produção de elevada quantidade de resíduos, denominados de lodos de ETAs (LETAs), e considerados resíduos sólidos em países da América Latina, da União Europeia e nos Estados Unidos. A quantidade estimada de LETA (massa seca) gerado anualmente, conforme dados de 2007 para países europeus, foi de 180 mil toneladas no Reino Unido, 125 mil toneladas na Alemanha e de 20 mil toneladas em Portugal (BABATUNDE & ZHAO, 2007).

A composição desses resíduos varia conforme a qualidade da água utilizada para abastecimento e com os reagentes utilizados no tratamento, e uma forma de quantificá-los é fazendo uso de equações estimativas da literatura, que consideram duas parcelas de geração de resíduos: i) resultante da água bruta, e ii) resultante dos reagentes usados no tratamento. Para a primeira parcela, é comum considerar a Turbidez (T) da água bruta e sua relação com a concentração de sólidos suspensos totais (SST). Dessa forma, quanto maiores os valores de SST na água, maior será a quantidade de lodo produzido na estação. Assim, uma forma de reduzir esse resíduo gerado é utilizar para abastecimento público águas com menores concentrações de SST.

A concentração de sólidos e outros parãmetros são monitorados em corpos hídricos a partir dos índices como o IQA (Índice de Qualidade de Água), criados nos Estados Unidos na década de 70, que consiste em uma média ponderada de um conjunto de indicadores considerados representativos no contexto de qualidade da água, como SST, OD, DBO, Coliformes, Nitrogênio e Fósforo total, Turbidez, entre outros. Um desses índices é o AIQA (Avaliação Integrada da Qualidade da Água), que leva em consideração parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos, e é utilizado no estado do Paraná, sul do Brasil.

Com o objetivo de verificar a diferença na quantidade de lodo produzido em ETAs em periodos com diferentes concentrações de SST na água bruta, foram utilizados valores

de IQA de dois períodos distintos, entre os anos de 2005 a 2018, dos rios Pequeno e Piraquara, alfuentes a mananciais utilizados para abastecimento público.

2. QUALIDADE DA ÁGUA RIO PEQUENO E RIO PIRAQUARA

A bacia hidrográfica do Rio Pequeno, utilizado como fonte de água para abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), abrange uma extensão territorial de cerca de 135 km² (IAP, 2018). Já o Rio Piraquara, também manancial para abastecimento público, tem área total da bacia de 85 km².

Para o estudo foram considerados os valores de dois pontos de monitoramento: AI18 no Rio Pequeno e AI41 no Rio Piraquara (Figura 1). Na Figura 1 estão indicadas as posições de duas estações de tratamento de água que utilizam esses rios para abastecimento e produzem juntas cerca de 6.000 L/s de água.

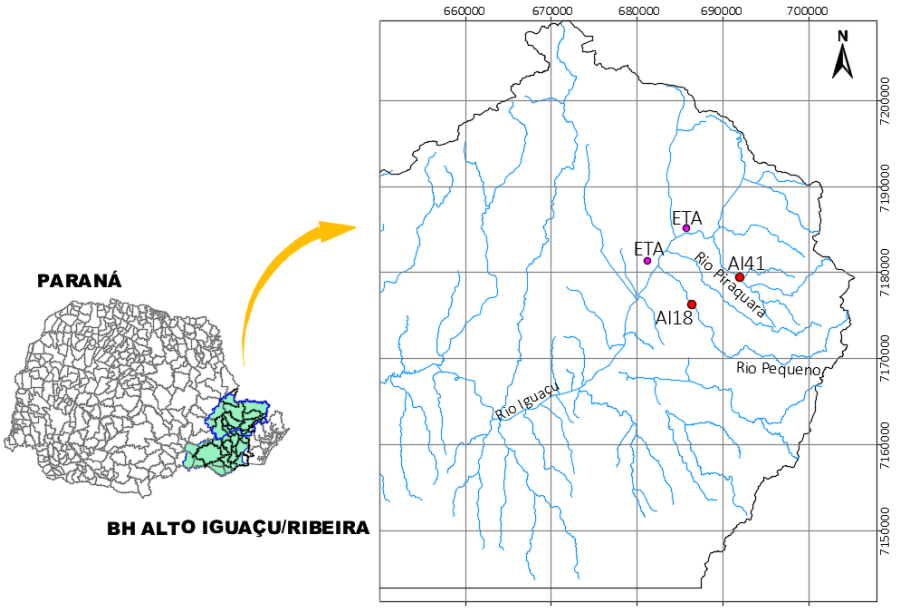


Fig. 1. Pontos de monitoramento e ETAs.

2.1 AIQA

Os rios são classificados conforme valores do AIQA, sendo a classe de qualidade “muito boa” para valores de AIQA de 0,00 a 0,20, e a classe “extremamente poluída” para valores de AIQA acima de 1,20. As classes intermediárias são: “boa”, “pouco poluída”, “medianamente poluída”, “poluída” e “muito poluída”.

Neste trabalho, foram utilizados resultados do índice de dois períodos distintos (2005 a 2009 e 2010 a 2018). No primeiro período mencionado, a classificação do ponto AI18 foi “muito poluída” e no último período citado, “medianamente poluída”. Para o ponto AI41, classe passou de “poluída” para “pouco poluída”.

3. PRODUÇÃO DE LODO NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A produção de lodo em ETAs está associada à concentração de sólidos suspensos totais da água bruta (SST), que pode ser expressa em função da Turbidez. Para estimar a quantidade de lodo gerado nas estações nos dois períodos, foi avaliada a correlação entre SST e T a partir do histórico de análises dos dois parâmetros.

3.1 Histórico de dados

Na Tabela 1 são mostrados os resultados de T e SST divididos em períodos similares aos dos pontos de monitoramento dos rios.

Tabela 1. Análises de SST e T.

2007 a 2010		2011 a 2015	
T (NTU)	**SST (mg.L^{-1})**	**T (NTU)**	**SST (mg.L^{-1})**
6,03	4,00	4,37	1,00
8,39	14,00	5,34	3,00
9,25	9,00	5,55	10,00
11,50	5,00	5,58	4,00
11,50	14,00	6,51	2,00
11,80	14,00	7,89	8,00
12,20	9,00	8,94	6,00
13,30	13,00	9,33	16,00
13,80	11,00	9,62	17,00
15,70	14,00	10,40	10,00
54,50	27,00	11,90	16,00
		14,20	15,00
		20,40	18,00
		28,90	8,00
		43,10	36,36
		43,50	25,00
		162,00	142,00
Média: 15,3		**Média: 23,4**	

3.2 Equações de estimativa de SST em função de T

Inicialmente verificou—se que existe correlação entre os parâmetros a partir do uso do coeficiente de Pearson, mas que essa não é totalmente linear, já que esse coeficiente resultou diferente de 1. Assim, para os dados da Tabela 1 foram gerados gráficos de dispersão e verificados os coeficientes de determinação para cada linha de tendência, sendo que o de maior valor foi a polinomial de grau 2. Foi aplicada, portanto, a a análise de regressão polonimial, através do Método dos Mínimos Quadrados (MMQ), resultando nas Equações 1 e 2, para os dois períodos estudados.

$$SST=0,0023.T^2+0,4713.T+4,4121 \quad \text{[Eq. 1]}$$

$$SST=-0,0072.T^2+0,8513.T+2,0224 \quad \text{[Eq. 2]}$$

3.3 Quantidade de lodo gerado (parcela "i")

Para o cálculo da quantidade de lodo gerado nas ETAs foi considerada a T média de todo o período, igual a 19,3 NTU, sendo esse o valor de T utilizado nas Equações 1 e 2 anteriores. Os resultados de SST nos dois periodos foi de 15,77 $mg.L^{-1}$ e 14,37 $mg.L^{-1}$. Considerando a vazão total de água produzida pelas duas ETAs, em torno de 6.000 $L.s^{-1}$, em um ano, a diferença de massa seca seria de 1.780 toneladas.

4. CONCLUSÕES

Nos dois pontos monitorados houve melhora na qualidade da água bruta nos períodos estudados. Nos mesmos períodos houve redução na quantidade de lodo gerado nas ETAs, em virtude da menor concentração de SST presente na água bruta afluente às estações.

Mesmo com o aumento da T média, de 15,3 para 23,4 NTU, para uma mesma T (19,3 NTU), houve diminuição de SST. Ainda que sutil, essa redução de SST representa também uma melhora na qualidade da água bruta, já que os SST podem ser um parâmetro associado à poluição, sendo um bom indicador de degração física da água (KUSARI & AHMEDI, 2013; RÜGNER *et al*., 2013).

Os resultados obtidos para a produção de lodo nas ETAs nos dois períodos são, portanto, coerentes com os resultados de IAQA apresentados, sendo possível afirmar que há relação entre a qualidade da água e a quantidade de lodo gerado na estação.

REFERÊNCIAS

BABATUNDE, A. O., & ZHAO, Y. Q. (2007). Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. In Critical Reviews in Environmental Science and Technology (Vol. 37, Issue 2, pp. 129–164). https://doi.org/10.1080/10643380600776239

BRASIL, Lei Federal n° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Congresso Nacional, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm> Acesso em 31 de maio de 2022.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. Qualidade das Águas: Rios da Bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba 2005 a 2009/ Instituto Ambiental do Paraná; Curitiba: IAP, 2009.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. Qualidade das Águas: Rios da Bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba 2010 a 2018/ Instituto Ambiental do Paraná; Curitiba: IAP, 2018.

KUSARI, Laura; AHMEDI, Figene. The use of turbidity and total suspended solids correlation for the surface water quality monitoring. International Journal of Current Engineering and Technology. V. 3, n. 4, 2013.

LEVINE, David M.; BERENSON, Mark L.; STEPHAN, David. Estatística: Teoria e Aplicações Usando Microsoft Excel em Português. Rio De Janeiro, LTC, 1998.

ONU - Organização das Nações Unidas. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustentavel>. Acesso em 31 de maio de 2022.

POMPEO, Raquel; SAMWAYS, Guilherme. Saneamento Ambiental. Curitiba: Editora InterSaberes, 2020.

DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO POR RADIAÇÃO SOLAR (SODIS) ASSOCIADO A *MORINGA OLEIFERA* E SULFATO DE ALUMÍNIO

Higor Aparecido Nunes de OLIVEIRA[1], Edilaine Regina PEREIRA[2], Mariana Fernandes ALVES[3], Thiago Andrade MARQUES[4], Julio Cesar Angelo BORGES[5].

[1] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, hig0rnuns@gmail.com*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, edilainepereira@utfpr.gmail.com*

[3] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, marianafernalves@gmail.com*

[4] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, thiagomarques@utfpr.edu.br*

[5] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, julioborges05@outlook.com*

RESUMO

A falta de acesso à água potável é um problema mundial e estima-se que uma a cada três pessoas não tem acesso a água tratada. O emprego de coagulantes orgânicos e do sistema de desinfecção por radiação solar (SODIS) é uma alternativa de tratamento e consiste em uma operação de baixo custo e facilidade de operação. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a atuação do SODIS e da associação do coagulante orgânico a base de extrato da semente de *Moringa oleifera* (M), e do coagulante químico Sulfato de alumínio (S) no tratamento da água de abastecimento visando o processo de desinfecção da água. Para isso, utilizou se ensaio de coagulação/floculação/sedimentação/filtração/desinfecção, onde para o ensaio de desinfecção foram amostradas garrafas PET de 1 L mantidos a exposição solar por 4 horas em concentradores solar. Tais recipientes foram considerados sem pintura em sua superfície total (BR) e pintadas pela metade da sua superfície (PR) a fim de avaliar a relação de aumento de temperatura. Analisou-se os parâmetros pH, condutividade elétrica, turbidez, *E. coli* e coliformes totais, todos em duplicata. Os resultados demostraram que o M superou os resultados apresentados pelo S após a etapa de filtração, atingindo valores superiores a 98% de remoção de turbidez e além disso, observou-se que as garrafas pintadas alcançaram temperaturas acima de 55 °C enquanto as garrafas sem pintura não passaram de 49 °C. As análises microbiológicas mostraram efetiva inativação dos microrganismos ao final do processo de desinfecção apresentando 100% de remoção de *E. coli* e coliformes totais.

Palavras-Chave: Desinfecção solar; SODIS; *Moringa oleifera;* microbiológico.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente a falta de acesso à água potável é um problema mundial e estima-se que uma a cada três pessoas não tem acesso a água tratada (UNICEF, 2019). Neste quesito, o emprego de coagulantes orgânicos e do sistema de desinfecção por radiação solar (SODIS) é uma alternativa de tratamento e consiste em uma operação de baixo custo e facilidade de operação (CAVALLINI *et al*., 2018).

Segundo Santos (2011), a principal vantagem no uso de coagulantes orgânicos é a substituição de compostos químicos, sendo uma possibilidade de solução aos impactos ambientais visto que apresentam baixa toxidade, maior sustentabilidade por serem biodegradáveis. Além disso, Vizibelli *et al*. (2019) observou em seus estudos que o coagulante extraído das sementes desta planta não altera o pH e apresenta resultados superiores a 90% de remoção de cor aparente e turbidez, parâmetros estes que são de suma importância para uma maior eficiência do sistema SODIS.

Fogolari et. al (2012) afirma que um dos métodos mais eficientes para inativação dos microrganismos é o calor, quando um microrganismo passa por uma fonte de calor que não suporta, ocorre a morte do mesmo por desnaturação de proteínas ou oxidação, além disso, os mesmos observaram em sua pesquisa que a resistência térmica de *E. coli* foi consideravelmente reduzida em temperatura acima de 50°C.

O uso de concentrador solar é uma solução a demanda de temperatura necessária para inativar os microrganismos patogênicos presentes na água, podendo-se reduzir o tempo de exposição ao sol e garantir a eficiência da desinfecção da água, de acordo com Paterniani *et al*. (2005).

O presente estudo teve por objetivo avaliar a atuação do SODIS na inativação de *E. coli* e coliformes totais com o uso de concentrador solar na água previamente tratada com o coagulante orgânico a base de sementes de *Moringa oleifera* e o coagulante químico Sulfato de alumínio.

2. ENQUADRAMENTO

Para esta pesquisa foi coletada água de abastecimento proveniente do rio Jacutinga – PR e encaminhada ao Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná campus Londrina.

O estudo incluiu a comparação de dois coagulantes sendo eles: Sementes de *Moringa oleifera* (M) e Sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ (S). Ambos foram utilizados previamente com o intuito de diminuir a turbidez para maior eficiência do sistema de desinfecção solar. Após passar pelos processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, a água foi coletada em garrafas PET de 1 L, onde para cada tratamento foram dispostas duas garrafas pintadas pela metade de sua superfície (PR) com tinta spray para alta temperatura da cor preta e duas garrafas sem pintura (BR), para que fosse possível observar a eficiência em relação ao aumento de temperatura.

Os concentradores solar (Figura 1) foram contruídos de madeira com uma inclinação de 22° de acordo com a latitude correspondente a cidade de Londrina e foram cobertos com papel alumínio para intensificar a ação solar de acordo com a metodologia de IMTA (HERRERA, 2003).

O ensaio de desinfecção ocorreu em um tempo de exposição ao sol por 4 horas, entre às 10h até às 14h, em um dia de céu aberto para melhores resultados e aproveitamento de radiação solar. Após a filtração foram analisados em duplicata os parâmetros turbidez, condutividade elétrica e pH e em seguida, após a passagem pelo concentrador solar foram realizadas análises microbiológicas com a utilização de placas Petrifilm 3M de *E. coli* e coliformes totais.

Os dados coletados foram comparados com o resultado bruto da amostra de água (sem tratamento algum), e foram verificados a inativação de *E. coli* nos tratamentos dos diferente coagulante e nas diferenças para a pintura das garrafas.



Fig. 1. Concentrador solar para sistema de desinfecção por SODIS.

2.1 Monitorização

Anteriormente ao ensaio de SODIS, os parâmetros observados para a água em seu estado bruto foram pH 7,33; condutividade elétrica 95,2 µS cm^{-1} e turbidez de 143 NTU, a Tabela 1 mostra os resultados de turbidez dos tratamentos aplicados previamente ao processo de desinfecção solar

Tabela 1. Dados de turbidez do tratamento prévio.

	Turbidez (NTU)			Turbidez (NTU)	
Pré-filtro	MBR1	21.1	Pós-filtro	MBR1	3.22
	SBR1	38.1		SBR1	4.69
	MBR1	18.3		MBR1	1.61
	SBR1	51.6		SBR1	1.04
	MBR1	23.3		MBR1	1.73
	SBR1	51.7		SBR1	9.22
	MBR1	28.6		MBR1	2.34
	SBR1	46.6		SBR1	6.75

Nota: MBR: *Moringa oleifera* com garrafa sem pintura; SBR: Sulfato de alumínio com garrafa sem pintura; MPR: *Moringa oleifera* com garrafa pintada em 50% de sua superfície; SPR: Sulfato de alumínio garrafa pintada em 50% de sua superfície.

Segundo Meierhofer e Wegelin (2002), para melhor eficiência na inativação de microrganismos através do SODIS é necessário que a água esteja com uma turbidez inferior a 30 NTU, caso contrário é necessário diminuir com um tratamento prévio, portanto, ao observar a Tabela 1 é possível notar que o tratamento realizado pelo coagulante *Moringa oleifera* apresentou melhores resultados, com a turbidez menor do que os valores apresentados pelo coagulante sulfato de alumínio, porém ambos os tratamentos apresentaram turbidez abaixo do limite máximo especificado pela literatura após a passagem por filtro.

Durante o ensaio do SODIS, foi possível gerar um gráfico onde foi relacionado as diferentes análises de temperatura para os diferentes tratamentos e diferentes disposição de pintura das garrafas durante o decorrer do ensaio. A Figura 2 representa o comportamento da temperatura e é possível observar que as garrafas pintadas para ambos tratamentos (M e S), apresentaram diferença significativa de temperatura quando comparadas com as garrafas que foram dispostas sem pintura. Porém não se observou diferenças em relação aos tratamentos, onde ambos demonstraram uma diferença muito baixa quando comparados entre si. Ao fim de análise os dois tratamentos apresentaram temperaturas superior a 55°C se tratando das garrafas pretas (PR), Paterniani et. al (2005) observou que com o uso de concentrador solar a temperatura da água atingiu até 70°C. A temperatura ambiente atingiu a mínima no início do ensaio (29°C) e ao final deste foi observado a temperatura máxima de 33°C.

Para as análises microbiológicas foram dispostos os resultados com o número de colônias demonstrado na Tabela 2 e observados na Figura 2, onde foi possível contar as colônias e agrupar os resultados expressos em UFC.mL$^{-1.}$

Ao analisar a Figura 3 e a Tabela 2 observa-se pela coloração roxa que foi detectado 1 UFC.mL^{-1}de *E. coli* na amostra sem nenhum tratamento e 61 UFC.mL^{-1} de coliformes totais. Além disso é possível averiguar que em MBR1 nota-se a presença de coliformes totais, esta discrepância em relação aos demais tratamentos é devido ao fato de poder ter havido contaminação durante a realização do experimento na passagem da amostra para as placas Petrifilm 3M, porém todos os demais tratamentos apresentaram 100% de remoção

de *E. coli* e coliformes totais. Em suas pesquisas Cazu et. al (2022) encontraram resultados de 100% de remoção de *E. coli* em um ensaio realizado com a mesma metodologia em dia ensolarado.

Apesar da diferença significativa em relação a temperatura das garrafas BR e PR, não foi possível notar diferenças em relação a inativação dos microrganismos para este fator. De acordo com a Portaria GM/MS N° 888 (BRASIL, 2021), para o consumo da população a água deve apresentar ausência em 100 mL de *Escherichia coli* e coliformes totais na saída do tratamento. Portanto o tratamento atendeu a legislação do país de origem, sendo eficiente em inativar as bactérias *E. coli* e coliformes totais.

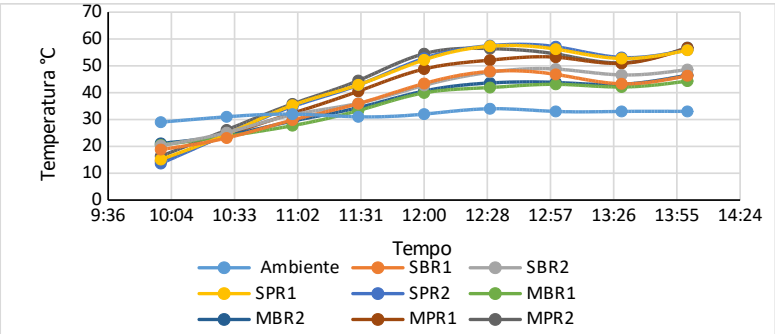


Fig. 2. Gráfico do comportamento da temperatura no decorrer do ensaio de SODIS.
Nota: MBR: *Moringa oleifera* com garrafa sem pintura; SBR: Sulfato de alumínio com garrafa sem pintura; MPR: *Moringa oleifera* com garrafa pintada em 50% de sua superfície; SPR: Sulfato de alumínio garrafa pintada em 50% de sua superfície.

Tabela 2. Contagem de Coliformes totais e *E. coli*

	Bruto	**MBR1**	**MBR2**	**MPR1**	**MPR2**	**SBR1**	**SBR2**	**SPR1**	**SPR2**
Coliformes	**61**	21	0	0	0	0	0	0	0
E. coli	**1**	0	0	0	0	0	0	0	0

Nota: MBR: *Moringa oleifera* com garrafa sem pintura; SBR: Sulfato de alumínio com garrafa sem pintura; MPR: *Moringa oleifera* com garrafa pintada em 50% de sua superfície; SPR: Sulfato de alumínio garrafa pintada em 50% de sua superfície.

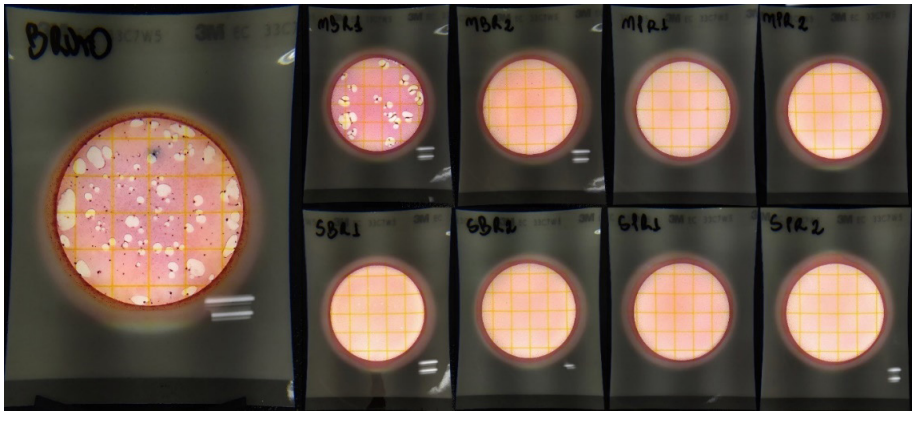


Fig. 3. Contagem de Coliformes totais e *E. coli*.
Nota: MBR: *Moringa oleifera* com garrafa sem pintura; SBR: Sulfato de alumínio com garrafa sem pintura; MPR: *Moringa oleifera* com garrafa pintada em 50% de sua superfície; SPR: Sulfato de alumínio garrafa pintada em 50% de sua superfície.

3. CONCLUSÕES

Por meio desta pesquisa observou-se que o coagulante extraído das sementes de *Moringa oleifera*¸ obteve resultados superiores ao coagulante químico Sulfato de Alumínio no tratamento prévio da água, demonstrando a possibilidade de associação de um coagulante orgânico ao sistema de desinfecção solar (SODIS) com a intenção de diminuir a turbidez inicial antes do tratamento de desinfecção, além disso, verifica-se eficiente inativação dos microrganismos *E. coli* e coliformes totais implementando um sistema que é de baixo custo e capaz de realizar tal feito.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) campus Londrina pela disponibilização da estrutura para realização do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil. Portaria GM/MS N° 888, de 4 de maio. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Anexo XX, 2021.

Cavallini, G. S.; Araujo, D. L. B. S.; Lima, J. G. F. Desinfecção de água de poço por Radiação Solar (SODIS): Um estudo na Região Sul do Tocantins. Revista Desafios, v. 5, n. Especial, p.66-73, 2018.

Cazu, D. C.; Pereira, E. R.; Paterniani, J. E. S.; Janz, F. J. L.; Vizibelli, D.; Nunes, A. S.; Ribeiro, T. Sistema SODIS para desinfecção de água. Braz. J. of Develop. Curitiba, v. 5, n. 12, p. 21479-21492, mar. 2022.

Fogolari, O.; Reis, Z. C.; Philippi, L. S. Determinação de parâmetros cinétricos da inativação térmica de *Escherichia coli* em lodo de esgoto. Eng Sanit Ambient, v.17 n.3, p. 255-262, jul/set 2012.

Grabow W. (1996). Waterborne diseases: Updade on water quality assessment and control. Water S.A, v.22, p. 193-202.

Herrera, A. G., Desinfección Solar Del Agua, IMTA – Instituto Mexicano de Tecnologia del Água, Mexico, 2003

Meierhofer, R.; Wegelin, M. Sodis Manual: Guindance on solar water disinfection. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology. 88p, 2002.

Padhye, N.; Doyle, M. P. *Escherichia coli* 0157: H7: Eoudenuikigy, othogenisis, and methods for detection infoods. Journal of Food Protection, b.55, n.7. p.555-565. 1992.

Paterniani, J. E. S.; Silva, M. J. M. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): Avaliação do uso do sispositivo para concentração dos raios solares. Eng. sanit. ambient. Vol.10 - Nº 1, p. 9-13 jan/mar 2005.

Santos, T. M.; Pereira, D. F.; Santana, C. R.; Silva, G. F. Estudo do tratamento físico químico da água produzida utilizando Moringa oleifera Lam em comparação ao sulfato de alumínio. Exacta, v.9, p.317-321, 2011.

UNICEF. Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2000-2017: Special focus on inequalities. Disponível em: https://data.unicef.org/wp-content/uploads/2019/06/JMP-2019-FINAL-high-res_compressed.pdf. Acesso em 18 de maio de 2022.

Vizibelli, D.; Pereira, E. R.; Janz, F. J. L.; Ribeiro, T.; Borges, J. C. A. Nãotecido geotêxtil agulhado aplicado como material de leito filtrante em água pré-tratada com coagulantes orgânicos. Braz. J. of Develop. Curitiba, v. 5, n. 12, p. 31320-31331, dez. 2019.

150

AVALIAÇÃO E DETERMINAÇÃO DA INCERTEZA EXPANDIDA NO MÉTODO DE CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (CLAE) PARA A QUANTIFICAÇÃO DE 17β ESTRADIOL

Sidnei G. dos SANTOS Jr[1], Paula F. de AGUIAR [2], Carlos A. S. RIEHL[3], Daniele M. BILLA[4]

[1] *Instituto de Química-UFRJ, Av. Athos da Silveira Ramos, nº 149, Bloco A, Rio de janeiro – Brasil, sid.sgsj@gmail.com,*

[2] *Instituto de Química-UFRJ, Av. Athos da Silveira Ramos, nº 149, Bloco A-5° andar – sala 516 – Rio de janeiro – Brasil, paulafda@iq.ufrj.br*

[3] *Instituto de Química-UFRJ, Av. Athos da Silveira Ramos, nº 149, Bloco A – 5° andar – sala 524 – Rio de janeiro – Brasil, riehl@iq.ufrj.br*

[4] *Faculdade de Engenharia-UERJ, Rua São Francisco Xavier, n° 524, sala 5029 Bloco F, Rio de Janeiro – Brasil, danielebilauerj@gmail.com*

RESUMO

Os desreguladores endócrinos (DE) são substâncias que causam alterações no funcionamento do sistema endócrino dos seres vivos. Tais compostos têm recebido atenção da comunidade acadêmica pois não são totalmente removidos nos métodos convencionais de tratamento de água e esgoto. Seus efeitos foram comprovados, mesmo em baixas concentrações, em matrizes ambientais. Identificar e quantificar tais compostos é uma tarefa desafiadora. Para além das dificuldades experimentais inerentes as amostras de matrizes ambientais, a correta expressão dos resultados obtidos é parte crucial para a credibilidade e confiabilidade ao trabalho desenvolvido. A correta expressão dos resultados se dá considerando-se as fontes de incerteza presentes na metodologia escolhida e não apenas usando o desvio padrão relativo dos resultados obtidos pelo método de análise escolhido. Utilizar a incerteza expandida é a forma mais eficiente para relatar um resultado de análise, visto que ela leva em consideração as fontes de incerteza presentes na análise. Sendo assim o presente trabalho se propõe a investigar as fontes de incerteza na cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), usada para quantificar 17β estradiol (E2), expressando seu resultado com a incerteza expandida do método. O resultado obtido mostrou que a incerteza expandida calculada (concentração de E2 = 349 ± 15 µg/L) é maior que a reportada usando o desvio padrão (concentração de E2 = 349 ± 9 µg/L). Mostrando assim que utilizar a incerteza expandida é uma ferramenta que expressa de forma mais abrangente a precisão do método de análise utilizado.

Palavras-Chave: desreguladores endócrinos; incerteza expandida; cromatografia líquida; estradiol

1. INTRODUÇÃO

A correta expressão dos resultados de uma análise é uma questão a ser considerada, sobretudo, quando a substância que está sendo analisada se encontra em baixas concentrações. Toda metodologia analítica possui fontes de incerteza, que variam devido ao método usado e que contribuirão, com maior ou menor influência, para a incerteza total da medição.

De uma forma geral, análises seguem marchas analíticas com várias etapas. Essas etapas, por exemplo, envolvem as vidrarias utilizadas, o erro relativo a curva analítica, dentre outros fatores, aumentam o nível de incerteza sobre o valor que se quer determinar. Nas análises de desreguladores endócrinos (DE) via Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE), o DE é separado da amostra retendo-o em cartucho de extração em fase sólida, seguido de uma eluição com solvente a fim de se obter um extrato concentrado (Matthiessen & Johnson, 2007).

Uma forma de garantir a confiabilidade metrológica dos valores de medições é avaliando como a incerteza oriunda dessas fontes se propaga no método (ISO GUM, 2008).

A incerteza de medição pode ser expressa de diversas formas. Desvio padrão, intervalo de confiança e estimativas sobre o erro na medição da substância de interesse são alguns exemplos. Muitos trabalhos expressam a incerteza de suas análises com base no desvio padrão de seus resultados. Entretanto, de acordo com a norma ISO/IEC 17025: (INMETRO 3ª edição, 2017) para que um laboratório possua uma melhor confiança em seus resultados, a melhor maneira de expressar a desconfiança existente em uma medição, é através da estimativa da incerteza expandida (U) – *item* 7.6.1- que leva em consideração todas as possíveis fontes de erro que podem influenciar a medição da substância de interesse.

O diagrama de Ishikawa, também conhecido como diagrama de causa-efeito, é uma das ferramentas que pode ser usada para mapear as fontes de incerteza de um método analítico e que pode ajudar a definir a influência de cada uma delas na incerteza expandida.

2. METODOLOGIA

As fontes de incerteza nas análises cromatográficas são bem conhecidas, e podem ser enumeradas como sendo relativas à quantidade de amostra usada na análise, grau de recuperação, repetibilidade, e a incerteza associada à calibração e ao limite de detecção. Segundo Konieczka & Namieśnik (2010), o diagrama de Ishikawa, presente na figura 1, representa as fontes de incerteza da metodologia escolhida para a análise e quantificação do 17β estradiol (E2). Neste trabalho, seguiremos a estratégia de avaliação da incerteza expandida (U), usada por estes autores.

A amostra utilizada foi coletada no rio Maracanã, localizado na cidade do Rio de Janeiro, no local do cruzamento da Rua São Francisco Xavier com a Avenida Maracanã. O DE escolhido para ser analisado, o 17β estradiol (E2), é um dos esteroides estrogênicos com maior efeito no sistema endócrino (Jaro, Giesy, & Hilscherová, 2014).

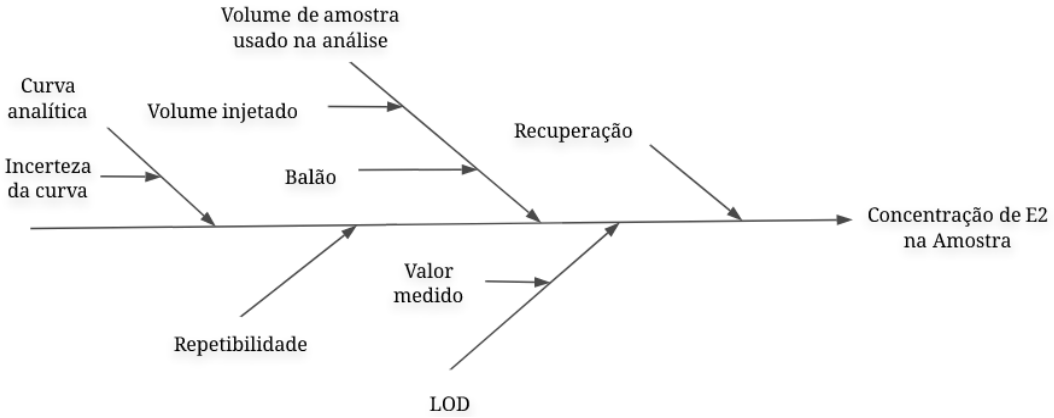


Figura 1: Diagrama de Ishikawa para a determinação de 17β estradiol via cromatografia líquida de alta eficiência (Konieczka & Namieśnik, 2010).

Para a determinação da concentração de E2 na amostra foram medidos 500 mL da mesma, em proveta, que foram acidificados até pH 3 e filtrados em membrana de fibra de vidro com tamanho médio de poros de 0,7 µm. Em seguida, a amostra foi filtrada em membrana de Nylon® com poros de 0,45 µm para a remoção total dos sólidos suspensos. Terminada as etapas de filtração, a amostra foi percolada através de um cartucho de extração em fase sólida (EFS) de fase reversa (C18) da marca Strata-X (Phenomenex®) de 500 mg/6 mL previamente acondicionado conforme as recomendações do fabricante: 6 mL de hexano, 2 mL de acetona, 6 mL de metanol e 10 mL de água Milli-Q em pH 3. A extração foi realizada em Manifold (Agilent (VacElut 12)) acoplado em uma bomba de vácuo. Para a remoção dos interferentes foi realizada uma etapa de limpeza do cartucho com 10 mL de uma solução de metanol em água ultrapura (1:9). Seguida da etapa de limpeza, a amostra foi eluída com 4 mL de acetona, evaporada e redissolvida em acetonitrila.

As análises por CLAE foram realizadas em um cromatógrafo da marca Waters, modelo 1525, composto por uma bomba binária, um detector de fluorescência, modelo 2475 e um auto injetor modelo 2707. Foi utilizada uma coluna C18 da marca Waters, com 250 mm de comprimento e 4,6 mm de diâmetro interno, de 5 µm de tamanho de partícula. As análises foram realizadas na temperatura de 30 °C. Foram injetados 20 µL de amostra a um fluxo de 1 mL/min. O fluxo de fase móvel foi feito em um gradiente de concentração acetonitrila (A): água (B), realizado como se segue: 40 % A (0-6 min); 50 % A (6-9 min); 30% A (9-13 min); 40 % A (13-15 min). A detecção e quantificação do E2 foi realizada com o detector de fluorescência, o comprimento de onda de excitação usado foi de 280 nm e comprimento de onda de emissão usado foi de 306 nm (Patrolecco et. al.,2013).

Foi construída uma curva analítica na faixa de 2040 a 5100 µg/L com sete níveis de concentração, analisados em triplicata, igualmente espaçados, a partir de uma solução mãe de 17β estradiol a 10 mg/L em acetonitrila. Aos dados obtidos foram aplicados o teste de Grubbs, para a identificação de valores aberrantes e o teste de Cochran, para avaliar o comportamento da curva analítica (homocedástico ou heterocedástico) (Massart, D.L *et al.*, 1998).

A partir dos resultados desses testes o modelo para a curva analítica foi estimado através do método dos mínimos quadrados (regressão linear) e o coeficiente de determinação (r^2) calculado. O limite de detecção foi estimado pela equação 3,3(*s/b*), onde *s* representa o desvio padrão das replicatas do primeiro ponto da curva e *b* é a inclinação da curva analítica (DOQ-CGCRE, 2020).

2.1 Cálculo das incertezas

De acordo com a sugestão do ISO GUM, a incerteza de uma medida (incerteza expandida) é uma combinação das incertezas de diversas fontes (incertezas combinadas). A forma de combinar as incertezas para se estimar a incerteza expandida (U) é através da expansão da série de Taylor (ISO GUM, 2008) (Eq. 1). As equações utilizadas para a elaboração deste trabalho foram utilizadas segundo as recomendações do ISO GUM de 2008. O uso dessas equações tem sido a forma mais frequente encontrada na literatura para relatar os resultados do método de análise.

Para este estudo de caso foi aplicada a seguinte equação para a estimativa de U:

$$u_{cDE} = k * \sqrt{(u_{Curv})^2 + (u_{Rec})^2 + (u_{Rep})^2 + (u_{LOD})^2 + (u_{VAm})^2} \qquad \text{[Eq.1]}$$

Onde: μ_{cDE} é a incerteza padrão combinada para a determinação de DE via CLAE; μ_{Curv} é a incerteza padrão combinada atribuída ao erro da curva analítica; μ_{Rec} é a incerteza padrão combinada atribuída a recuperação; μ_{Rep} é a incerteza padrão combinada atribuída a repetibilidade; μ_{LOD} é a incerteza padrão combinada atribuída ao limite de detecção; μ_{VAM} é a incerteza padrão combinada atribuída ao volume de amostra usado e k é o fator de abrangência de valor igual a 2.

Para este estudo de caso foram aplicadas as **equações de 2 - 7**, descritas abaixo, para a estimativa das incertezas combinadas.

$$uCurv = \frac{Sy/x}{b*Xam} * \sqrt{\frac{1}{p} + \frac{1}{m} + \frac{(Xam - Xm)^2}{\sum(Xi-Xm)^2}} \qquad \textbf{Eq. 2}$$

$$Sy/x = \sqrt{\frac{\sum(Yi-Ym)^2}{n-2}} \qquad \textbf{Eq.3}$$

$$uLOD = \frac{3{,}3*s}{b*Xam} \quad \textbf{Eq.4} \quad uRep = \frac{DPRrep}{\sqrt{n}} \quad \textbf{Eq.5} \quad uRec = \frac{DPRrec}{\sqrt{n}} \quad \textbf{Eq.6} \quad uAm = \frac{\left(\frac{0{,}5*E}{\sqrt{3}}\right)}{Vam} \quad \textbf{Eq.7}$$

$$uLOD = \frac{3{,}3*s}{b*Xam} \quad \textbf{Eq.4} \quad uRep = \frac{DPRrep}{\sqrt{n}} \quad \textbf{Eq.5} \quad uRec = \frac{DPRrec}{\sqrt{n}} \quad \textbf{Eq.6} \quad uAm = \frac{\left(\frac{0{,}5*E}{\sqrt{3}}\right)}{Vam} \quad \textbf{Eq.7}$$

Onde: *b* e $S_{y/x}$ são, o coeficiente angular e o desvio padrão residual da curva analítica; ***p é o número de níveis de concentração na curva analítica;*** *m* ***número de replicatas de cada nível de concentração (igual a 3);*** x_{am} é o valor médio calculado de E2 na amostra;

x_m é a média dos valores dos níveis de concentração usados para a construção da curva analítica; x_i **é o valor calculado de E2 em cada replicata;** *Yi* e *Ym são,* a resposta obtida pelo equipamento nas replicatas e a resposta esperada de cada nível; *n* o número de determinações realizadas (igual a 21); *s* é o desvio padrão do nível de menor concentração da curva analítica; *DPRrep* é o desvio padrão residual atribuído a repetibilidade; *DPRrec* é o desvio padrão residual atribuído a recuperação da concentração do padrão; *E* é o erro informado pelo fabricante da vidraria usada na medição do volume da amostra e *Vam* é o volume de amostra coletada no rio Maracanã usada na análise.

A incerteza expandida calculada foi utilizada para reportar o resultado da concentração de E2 da amostra coletada.

3. RESULTADOS

O teste de Grubbs foi aplicado aos dados da curva analítica para um α = 0,05 e não foi encontrado nenhum valor aberrante ($G_{calculado}$ entre 0,801 – 1,125 e $G_{tabelado}$ = 1,155).

O comportamento da curva analítica foi avaliado pelo teste de Cochran e pôde-se observar que a curva analítica apresentou comportamento homocedástico ($C_{calculado}$ = 0,334 e $C_{tabelado}$ = 0,561) (α = 0,05). A partir dos resultados obtidos aplicou-se a regressão linear e os coeficientes da curva analítica foram: Coeficiente angular (20475,65), coeficiente linear (-1714151,55), com coeficiente de determinação r^2 = 0,9994.

Com os parâmetros da curva pode-se calcular a concentração de E2 presente na amostra (349 µg/L); o LOD (0,4 µg/L); Repetibilidade (0,0263 %), expressa pelo coeficiente de variação e Recuperação (100 ± 1%). Os valores das incertezas padrão calculadas foram: quantidade de amostra (0,003); calibração (7,80); LOD (0,00116); repetibilidade (0,0152) e recuperação (0,218), obtidos pelas equações 2 – 7.

Com base nos dados obtidos e de posse dos valores necessários para o cálculo da incerteza expandida obteve-se o seguinte resultado: Concentração de E2 = 349 ± 15 µg/L.

O valor da incerteza calculada mostrou-se maior do que quando se utiliza apenas o desvio padrão das concentrações das amostras coletadas no rio Maracanã e lidas pelo equipamento: Concentração de E2 = 349 ± 9 µg/L.

3. CONCLUSÕES

O valor da incerteza expandida é uma forma mais completa de expressar um resultado analítico, visto que no seu cálculo as principais fontes de incerteza são levadas em consideração.

O diagrama de Ishikawa facilitou a avaliação visual das fontes de incerteza presentes no método de análise.

Usar as recomendações presentes no guia para a expressão de incerteza de medição facilitou a avaliação e o cálculo da incerteza expandida do método.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Laboratório de Engenharia Sanitária, chefiado pela Professora Dr. Daniele M. Billa e ao Laboratório de Quimiometria, chefiado pela Professora Dr. Paula F. de Aguiar pelo apoio e colaboração na elaboração deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DOQ-GCRE-008 – Orientação sobre validação de métodos analíticos; Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – INMETRO:2020

GUM 2008 – Evaluation of measurement data: Guide to the expression of uncertainty in measurement. 2008.

INMETRO 3ª edição, 2017. [2] ASSOCIAÇAO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 17025: Requisitos Gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração, Rio de Janeiro, 2017.

Jaro, B., Giesy, J. P., & Hilscherová, K. (2014). What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe ?, 64, 98–109. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.009

Konieczka, P., & Namieśnik, J. (2010). Estimating uncertainty in analytical procedures based on chromatographic techniques. Journal of Chromatography A, 1217(6), 882–891. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2009.03.078

Matthiessen, P., & Johnson, I. (2007). Implications of research on endocrine disruption for the environmental risk assessment, regulation and monitoring of chemicals in the European Union. Environmental Pollution, 146(1), 9–18. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.036

Massart, D.L. B.G.M. Vandeginste, L.M.C. Buydens, S. De Jong, P.J. Lewi, J. Smeyers-Verbeke,

Handbook of Chemometrics and Qualimetrics: Part A, Elsevier,Volume 20, Part A,1998

Patrolecco, L.; ADEMOLLO, N.; GRENNI, P.; TOLOMEI, A.; CARACCIOLO, A.; CAPRI, S. Simultaneous determination of human pharmaceuticals in water samples by solid phase extraction and HPLC with UV-fluorescence detection, Microchemical Journal, Volume 107, 2013, Pages 165-171, ISSN 0026-265X, https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.035.

166

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DE UMA LAGOA COSTEIRA URBANA ASSOCIADA À PRESENÇA DE ADITIVOS PLÁSTICOS

Priscila Maria de Oliveira Muniz CUNHA[1], Juliana Schroeder Damico DE SOUSA[1], André Luís de Sa SALOMÃO[1], Patricia DOMINGOS[2], Enrico Mendes SAGGIORO[3], Marcia MARQUES[1]

[1] *Dep.de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro,Brasil, pricunhabio@gmail.com; julianadamico@id.uff.br; andre@andresalomao.com; marciamarques@eng.uerj.br*

[2] *Departamento de Biologia Vegetal. Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro,Brasil, patdomingos.uerj@gmail.com*

[3] *Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca. Fundação Oswaldo Cruz, Brasil, enrico.saggioro@ensp.fiocruz.br*

RESUMO

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) faz parte de um complexo lagunar costeiro formado por mais três lagoas, localizado na cidade do Rio de Janeiro (Brasil). A LJPA vem sofrendo com impactos causados pelo acelerado cresimento urbano na região e o constante lançamento de efluentes (domésticos e industriais), não tratados ou tratados, de forma inadequada. O objetivo deste estudo foi contribuir para o diagnóstico ambiental, a partir da Avaliação de Risco Ecológico (ARE), associado à possível presença de aditivos plásticos nas águas superficiais da LJPA, utilizando quatro linhas de evidência (LoE): Qualidade da Água (LoE_{QA}), Química (LoE_{Quim}), Ecotoxicológica (LoE_{Ecotox}) e Ecológica (LoE_{Eco}). Amostras de água superficial da lagoa foram coletadas em cinco pontos amostrais, durante seis campanhas bimestrais (abril/2019 a fevereiro/2020) e em um ponto referência (Açude do Camorim), localizado a montante da área de influência. Na LoE_{QA} analisou-se parâmetros físico-químicos e microbiologicos para calcular o Índice de Qualidade da Água. Na LoE_{Quim} avaliou-se a presença e a concentração dos aditivos plásticos (Bisfenóis A, S, F, Dietilftalato e Benzofenona). A LoE_{Ecotox} foi baseada em ensaios de ecotoxicidade crônica com: microalga (*Chlorella vulgaris*) e microcrustáceo (*Ceriodaphnia dubia*). Na LoE_{Eco} avaliou-se riqueza, diversdidade e abundância de espécies do fitoplâncton da LJPA. O índice de risco ambiental (IR_{Amb}) foi estimado a partir da integração dos IR das quatro LoE. O IR dos pontos de coleta da LJPA apresentaram, em sua grande maioria, riscos entre alto (0,50-0,75) a muito alto (0,75-1,00). Portanto, após os cálculos de integração dos IR das quatro LoE, o IR_{Amb} global da LJPA foi de 0,86, considerado risco muito alto. Com isso, foi possível concluir que a LJPA tornou-se um ecossistema em estágio avançado de poluição e degradação, sendo necessárias ações urgentes para conter o agravamento desta situação, controlando o lançamento de efluentes urbanos e industriais sem o devido tratamento.

Palavras-Chave: Bisfenol; Risco ecológico; Qualidade da água; Risco ambiental; Degradação

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas costeiros são ambientes sensíveis às alterações da qualidade da água, principalmente quando ocorrem lançamentos de efluentes em áreas urbanas extremamente adensadas e com baixa infraestrutura de saneamento básico (Kennish & Paerl, 2010). A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) é um desses ecossistemas impactados pelo lançamento de efluentes com alta presença de matéria orgânica, nutrientes e contaminantes emergentes. Dessa forma, a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é uma ferramenta importante para avaliar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em ecossistemas contaminados (USEPA 1992; Mines, 2009). O objetivo deste estudo foi desenvolver uma ARE para a LJPA, por meio da avaliação da presença de aditivos plásticos nas águas superficiais a partir de quatro linhas de evidência (LoE): qualidade da água, química, ecotoxicológica e ecológica.

2. ENQUADRAMENTO

A LJPA integra um complexo lagunar costeiro na área metropolitana do Rio de Janeiro, que sofre diversos impactos provenientes da urbanização acelerada de suas margens, intensificadas após eventos internacionais (*Rock in Rio* e Olimpíadas). Um dos impactos é o lançamento de efluentes domésticos e industriais, não tratados ou parcialmente tratados, visto que o desenvolvimento de infraestutura de saneamento básico não acompanhou o adensamento populacional da região. A ausência de investimentos em saneamento básico é um dos maiores problemas destes ambientes costeiros, visto que o município coleta apenas 44,8% do esgoto gerado e 64,5% desse percentual é encaminhado para algum tratamento, antes do seu lançamento em um corpo hídrico (Toledo *et al*, 2020).

Um dos grupos de micropoluentes presentes em corpos hídricos são os aditivos plásticos como os bisfenóis, ftalatos e benzofenonas, usados na fabricação de produtos plásticos. Estes compostos vêm se tornando uma grande preocupação mundial, pois são encontrados nos mais diversos compartimentos ambientais. Os ambientes aquáticos são considerados o principal destino destes compostos, a partir do lançamento de efluentes não tratados ou parcialmente tratados (Gerhardt, 2019). Além disso, sua presença em concentrações muito baixas (ng.L^{-1} a µg.L^{-1}) dificultam tanto a detecção quanto a remoção destes aditivos nos efluentes e nos corpos hídricos (Pelch *et al*., 2019).

3. METODOLOGIA

A LJPA é a mais interiorizada e a que possui a maior área drenante (102,8 km^2) de um complexo lagunar formado por mais três lagoas, com presença de diversos afluentes. A área de referência (P0) usada neste estudo está localizada a montante das lagoas, no Açude do Camorim, inserida no Parque Estadual da Pedra Branca.

A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) foi estimada por meio de quatro linhas de evidência (LoE), em seis campanhas (2019: abril-C1, junho-C2, agosto-C3, outubro-C4

e dezembro-C5 e 2020: fevereiro-C6), e em seis pontos amostrais de água superficial, sendo cinco na LJPA (P1, P2, P3, P4 e P5) e um ponto na área de referência (P0).

LoE de Qualidade da Água (LoE_{QA}): a análise físico-química foi realizada de acordo com APHA (2012) e, posteriormente, foi calculado o Índice de Qualidade da Água (IQA) com o uso de nove parâmetros indicadores de contaminação por esgotos domésticos (ANA, 2005), dentre eles oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), temperatura, nitrôgenio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais. O índice de risco de qualidade de água (IR_{QA}) foi calculado por regressão linear, com base nos valores do IQA.

LoE Química (LoE_{Quim}): a quantificação dos aditivos plásticos Bisfenóis A (BPA), S (BPS), F (BPF), Dietilftalato (DEP) e Benzofenona (BP) nas amostras de água superficial da lagoa foi realizada utilizando cromatógrafo líquido de ultraeficiência UPLC-MS-MS (Waters), acoplado ao espectrômetro de massas (Matuszewski *et al*, 2003; Pugajeva *et al*., 2017).

LoE Ecotoxicológica (LoE_{Ecotox}): foram realizados bioensaios crônicos com a microalga *Chlorella vulgaris* (ISO, 2012) para avaliar a inibição de crescimento (96h) e com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* (ISO, 2008) para avaliar os efeitos na taxa de reprodução (168h).

LoE Ecológica (LoE_{Eco}): O biomonitoramento *in situ* das comunidades fitoplanctônicas permitiu avaliar a riqueza e abundância relativa e diversidade das espécies (Shannon, 1948; Lund *et al*, 1958; Utermohl, 1958; Hammer *et al*, 2001).

Os índices de risco químico (IR_{Quim}), ecotoxicológico (IR_{Ecotox}) e ecológico (IR_{Eco}) foram calculados de acordo com a metodologia proposta por Jensen & Mesman (2006).

Índice de Risco Ambiental (IR_{Amb}): variou de 0-1, sendo 0–0,25 classificado como de risco baixo; 0,25–0,50 de risco moderado; 0,50–0,75 de risco alto; >0,75 de risco muito alto. IR_{Amb} foi estimado de forma integrada e baseado nos riscos ponderados de cada uma das quatro LoEs.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

IR_{QA}: o risco estimado variou de alto (0,68) a muito alto (0,92) entre os pontos amostrais, não sendo verificadas diferenças significativas nos índices de risco entre os cinco pontos de amostragem e as seis campanhas. A presença de coliformes termotolerantes confirmou o lançamento de esgoto sanitário na lagoa. As altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, como uma média de nitrogênio total de 7,78 $mg.L^{-1}$ e de 0,19 $mg.L^{-1}$ de fósfoto total, também criaram condições favoráveis ao rápido desenvolvimento das cianobactérias. Na Lagoa de Jacarepaguá são recorrentes os episódios de florações de cianobactérias produtoras de toxinas (GOMES *et al*., 2009).

IR_{Quim}: foram identificadas as substâncias BPA, BPS, DEP e BP, enquanto BPF e BPAF ficaram abaixo do limite de detecção do método. As campanhas C2 a C6 apresentaram

concentrações acima do PNEC para BPS (0,1 µg.L^{-1}) em todos os pontos de coleta da lagoa. Já em relação ao BPA, todas as coletas apresentaram concentrações acima do valor de PNEC (0,17 µg.L^{-1}), com a maior concentração detectada de 2,04 µg.L^{-1} (C4P4). Concentrações de DEP também foram observadas acima do valor de PNEC (5 µg.L^{-1}), atingindo 5,59 µg.L^{-1} (C3P5). Enquanto isso, a BP foi detectada em todas as campanhas, entretanto nenhuma apresentou concentrações acima dos valores de PNEC (3 µg.L^{-1}). O risco químico estimado variou de moderado (0,42) a muito alto (0,99), com a maioria dos pontos de coleta apresentando riscos muito alto (>0,75).

IR_{Ecotox}: nos bioensaios com *C. vulgaris* foram verificados efeitos de inibição de crescimento nas Campanhas 1 (49.3%), 2 (21.3%) e 3 (78.6%). Enquanto que, na Campanha 4 (outubro/19) verificou-se estímulo de crescimento de >200%. O bioensaio com *C. dubia* apresentou efeito tóxico na reprodução em diversos pontos, em todas as campanhas. Além dos efeitos tóxicos na reprodução dos microcrustáceos, também foi observado que algumas amostras apresentaram efeito letal para as fêmeas expostas. Segundo Cunha (2020), variações nos parâmetros físico-químicos da qualidade de água podem afetar espécies sensíveis a pequenas alterações. Tal fato foi observado na LoE da Qualidade da Água, pois a lagoa apresentou risco alto a muito alto nas amostras. Sendo assim, a LJPA apresentou risco ecotoxicológico muito alto (>0,75).

IR_{Eco}: as cianobactérias estiveram presentes em grande número (média mensal de 2,36x10^5 indivíduos/mL) ao longo de todo o monitoramento, demonstrando que a lagoa possui composição fitoplanctônica dominada por esses organismos. A análise do índice de Shannon-Wiener demosntrou que a lagoa apresentava baixos valores de diversidade (<1,5 bits/ind), o que corresponde a ambientes ecologicamente desequilibrados, com elevada dominância de cianobactérias ao longo do ano, baixa riqueza de espécies e baixa equitabilidade (Martins & Santos, 1999). Ao longo do período de monitoramento, o risco ecológico se manteve muito alto, variando de 0,75 a 0,96.

IR_{Amb} Integrado: o IR_{Amb} estimado para LJPA variou de alto (0,67) a muito alto (0,97) (Figura 1). Em relação ao risco global, a Campanha 4 apresentou o índice de risco mais alto, com 0,96. Tal risco pode ser explicado peloss altos índices de risco estimados nas quatro LoE. Além disso, a Campanha 4 apresentou concentrações de aditivos plásticos acima dos valores de PNEC (DEP, BPS e BPA) na maioria dos pontos de coleta. Já a Campanha 2 apresentou a menor média de risco (0,74). Quanto aos pontos de coleta, não foi observada variação significativa entre eles.

5. CONCLUSÃO

A LJPA apresentou índices de risco que variaram de alto a muito alto nas LoEs avaliadas, com exceção da LoE_{Ecotox} que variou de risco moderado a muito alto. A partir do IR_{Amb} integrado, foi possível concluir que a Campanha realizada no período da primavera (C4) apresentou os maiores índices de risco ambiental estimados.

Portanto, o monitoramento da LJPA possibilitou observar que o lançamento de efluentes impacta negativamente os organismos aquáticos e a estimar a intensidade desse impacto para o ambiente. Ademais, esses efluentes apresentam carga orgânica elevada, ocasionando eventos de floração de cianobactérias produtoras de toxinas, responsáveis por afetar organismos que dependem direta ou indiretamente da lagoa.

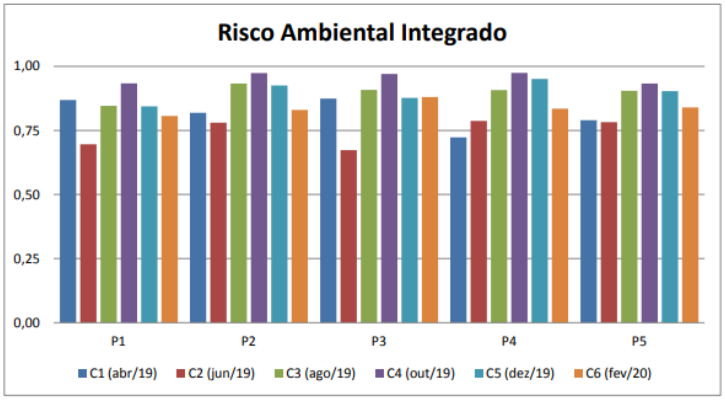


Figura 1- Risco ambiental integrado da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2019 e fevereiro de 2020.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), da Agência Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) e bolsa do Instituto de Inovação Departamento da UERJ (InovUERJ).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA/ AWWA /WEF.EATON, A.D *et al*. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22ª ed. Washington: American Public Health Association. p.1360. 2012.

Cunha, P.M.O.M. Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá-RJ. 118p. Dissertação (Mestrado), Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Gerhardt, A. Plastic additive bisphenol A: toxicity in surface and groundwater crustaceans. Journal of Toxicology and Risk Assessment, 2019.

Gomes, A. M. A. *et al*. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para a saúde humana. Oecologia Brasiliensis, n. 13, v. 2, p. 329-345, 2009.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. Past: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. Harper, D.A.T. (ed.). 1999. Numerical Palaeobiology. John Wiley & Sons. 2001.

ISO - International Organization for Standardization. 2012. ISO 8692. International Standard: Water

quality — Fresh water algal growth inhibition test with unicellular green algae. Switzerland.

ISO - International Organization for Standardization. 2008. ISO 20665. International Standard: Water quality —Determination of chronic toxicity to Ceriodaphnia dubia. Switzerland.

Jensen, J. & Mesman, M. Ecological Risk Assessment of of Contaminated Land, RIMV. 2006.

Kennish, M. J. & Paerl, H. W. Coastal lagoons – critical habitats of environmental change. CRC Press, Taylor & Francis Group, 2010.

Lund, J.W.G.; Kipling, C.; Le Cren, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. Hydrobiologia11, p.143–170. 1958.

Martins, F. R. & Santos, F.A.M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. Holos, 1:236-267.

Matuszewski, B.K., Constanzer, M.L., Chavez-Eng, C.M. Strategies for the assessment of matrix effect in quantitative bioanalytical methods based on HPLC-MS/MS. Analytical chemistry, 75(13), 3019-3030. 2003.

Mendes, M. P.; Salomão, A. L. S.; Niemeyer, J. C.; Marques, M. Ecological Risk Assessment in a Tropical Wetland Contaminated with Gasoline: Tier 1. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. 2017.

Mines, R.O.; Lackey, W.L. Introduction to Environmental Engineering. First Edit ed. Prentice Hall PTR. 2009.

Pelch, K.; Wignall, J. A.; Goldstone, A. E.; Ross, P. K.; Blain, R. B.; Shapiro, A. J.; Holmgren, S. D.; Hsieh, J.; Svoboda, D.; Auerbach, S. S.; Parham, F. M.; Masten, S. A.; Walker, V.; Rooney, A. & Thayer, K. A. A scoping review of the health and toxicological activity of bisphenol A (BPA) structural analogues and functional alternatives. Toxicology, 424: 152235, 2019.

Pugajeva, I., Rusko, J., Perkons, I., Lundanes, E., & Bartkevics, V. Determination of pharmaceutical residues in wastewater using high performance liquid chromatography coupled to quadrupole-Orbitrap mass spectrometry. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, 133, 64-74. 2017.

Shannon, C. E. A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 27, 379–423. 1948.

Toledo, G. A.; Choen, S. C.; Kligerman, D. C. & Saggioro, E. M. Cidade do Rio de Janeiro (RJ) sustentável? Análise da evolução do planejamento para o esgotamento sanitário. Saúde Debate, 44: 234-250, 2020.

USEPA- United States Environmental Protection Agency. Framework for ecological risk assessment. Washington (DC): UEP Agency. (EPA/630/R-92/001). 1992.

Utermöhl, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.9, p. 38. 1958.

182

ANÁLISE DA VIABILIDADE DE DIFERENTES COAGULANTES A BASE DE POLICLORETO DE ALUMÍNIO (PAC) NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO PELO PROCESSO DE FLOTAÇÃO

Mariana Fernandes ALVES[1], Edilaine Regina PEREIRA[2], Higor Aparecido Nunes de OLIVEIRA[3], Bruno de Oliveira FREITAS[4], Julio Cesar Angelo BORGES[5], Thiago Andrade MARQUES[6]

[1] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, marianafernalves@gmail.com*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, edilainepereira@utfpr.edu.br*

[3] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, hig0rnunes@gmail.com*

[4] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, brunofreitas@utfpr.edu.br*

[5] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, julioborges05@outlook.com*

[6] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, thiagomarques@utfpr.edu.br*

RESUMO

A indústria de laticínio representa uma parcela considerável do PIB nacional, isso porque o Brasil é um dos maiores produtores e exportadores de leite do mundo, tendo em 2020 atingido o recorde com uma produção superior a 25 bilhões de litros. A alta taxa de produção resulta na problemática da elevada geração de efluente gerado durante os processos industriais, com eminente carga poluidora, tendo assim, a necessidade de estudos e mecanismos para atenuar os problemas ambientais. Esse estudo tem como objetivo analisar a eficiência dos coagulantes PAC 18 (T1), PAC 12 (T2), PROFLOC C 2093 (T3), PROFLOC P60 (T4) e SUPERFLOC (T5) associados ao uso de flotação para o tratamento de efluente da indústria de laticínio, visando a minimização dos impactos ambientais presentes neste. Para isso, utilizou-se a simulação dos processos de coagulação, floculação e flotação, onde, para o último processo, manteve-se uma taxa de recirculação de 20% com velocidades no momento da coleta de 16 $cm.min^{-1}$ (v1) e de 24 $cm.min^{-1}$ (v2). Ao final dos ensaios observou-se que após a flotação todos os tratamentos, independente da velocidade, apresentaram para os parâmetros pH e condutividade elétrica pouca variação. Já para a remoção de DQO a maioria dos coagulantes obtiveram melhor resultado com v1, tendo destaque o T3 que atingiu uma taxa de remoção próxima a 92%. A remoção de turbidez após a flotação demonstrou resultado positivo em todos os tratamentos, com destaque aos tratamentos T1 e T3 com taxas que atingiram 71,85% (v1) e 80,51% (v1), respectivamente. Notou-se que todos os coagulantes estudados apresentaram resultados positivos aos parâmetros analisados, ressaltando que os coagulantes PAC 18 e PROFLOC C 2093 obtiveram o melhor comportamento. Além disso, salienta-se que a quantidade utilizada do coagulante PROFLOC C 2093 foi significativamente inferior aos demais, demonstrando um potencial ao seu uso.

Palavras-Chave: Flotação; Efluente de Laticínio; Coagulante; PAC.

1. INTRODUÇÃO

A indústria de laticínio apresenta grande relevância econômica no país, isso porque é a quarta maior produtora mundial do ramo, tendo no ano de 2020 produzido mais de 25 bilhões de litros de leite. Além disso, no território nacional cerca e 99% os municípios possuem produção leiteira, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (EMBRAPA, 2021).

Em contrapartida à viabilidade econômica, tem-se o fato do setor utilizar uma grande demanda de água nos processos industriais além do lançamento de efluentes em corpos receptores, tendo assim a necessidade do tratamento desta água residuária já que apresenta em sua composição quantidade variável de leite diluído, materiais sólidos, detergentes, desinfetantes, lubrificantes, além de esgoto doméstico (HENARES, 2015).

Uma das possibilidades de tratamento deste efluente é o processo de flotação, o qual consiste na introdução de microbolhas de ar saturado para que ocorra a suspensão das partículas. Na execução da técnica os flocos aderem à superfície das microbolhas formando uma espuma que pode ser removida da solução (MASSI *et al*., 2008)

Sendo assim, este estudo tem por intuito realizar o tratamento de um efluente proveniente de uma indústria de laticínios a partir de coagulantes a base de policloreto de alumínio (PAC) por meio do processo de flotação, com diferentes velocidades de introdução de microbolhas de ar, a fim de comparar o desempenho dos tratamentos em cada uma das velocidades.

2. ENQUADRAMENTO

Para o desenvolvimento desse estudo, utilizou-se efluente proveniente de uma indústria de laticínios localizada no munícipio de Londrina, no Norte do Paraná. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Recursos Hídricos na UTFPR – campus Londrina. Para o tratamento utilizaram-se cinco coagulantes inorgânicos PAC em diferentes concentrações, sendo eles: PAC 18 (T1), PROFLOC C 2093 (T2), PAC 12 (T3), PROFLOC P60 (T4) e SUPERFLOC (T5). As soluções coagulantes de cada tratamento foram preparadas misturando-se de maneira homogênea 1 mL de coagulante juntamente a 1 L de água destilada.

A partir de um pré ensaio definiu-se as seguintes dosagens para cada coagulante: 10 mL L^{-1} de PAC 18, 15 mL L^{-1} de PAC 12, 2 mL L^{-1} de PROFLOC C 2093, 7 mL L^{-1} de PROFLOC P60 e 15 mL L^{-1} de SUPERFLOC. Para simular os processos utilizou-se o Flotest, que consiste em um sistema com uma câmara de pressurização, jarros com capacidade para dois litros, indicação de porcentagem de taxa de recirculação e duas saídas para coleta, além de motor agitador assim como demonstra as Figura 1 e 2.

Tendo ocorrido a homogeneização do efluente em jarteste, adotou-se para a etapa de coagulação/floculação a metodologia de acordo com Theodoro (2012), onde utilizou-se três minutos de agitação rápida com velocidade de 150 rpm simulando o processo de

coagulação e dez minutos com velocidade de 15 rpm para a floculação. Já na flotação, adaptaram-se os procedimentos descritos por Ariano (2009), onde se manteve uma pressão de saturação de aproximadamente 4 bar durante um período de cinco minutos, tendo uma taxa de variação de 20% e com uma variação de velocidades no momento da coleta, sendo elas de 16 $cm.min^{-1}$ (v1) e de 24 $cm.min^{-1}$ (v2).



Figura 1 – Câmara de pressurização - floteste.



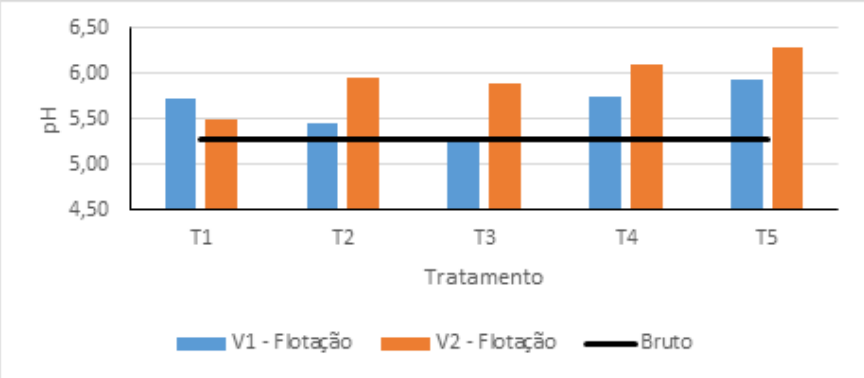
Figura 2 – Jarro com as duas saídas para coleta.

Para a execução correta do processo de flotação, após o tempo estipulado para o processo de floculação, desligou-se o motor-agitador e por meio da mangueira que liga a câmara de saturação aos jarros ocorreu a liberação as microbolhas de ar, até atingir a taxa de 20% de recirculação. As coletas foram realizadas 30 segundos após atingir esse ponto. Salienta-se que a coleta foi realizada simultaneamente para v1 e v2. Utilizando a metodologia de APHA (2017), analisaram-se os parâmetros pH, turbidez e DQO. Os tratamentos foram realizados em duplicata e os resultados foram submetidos à análise estatística ANOVA, com confiabilidade de 5% por meio do teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

2.1 Monitorização

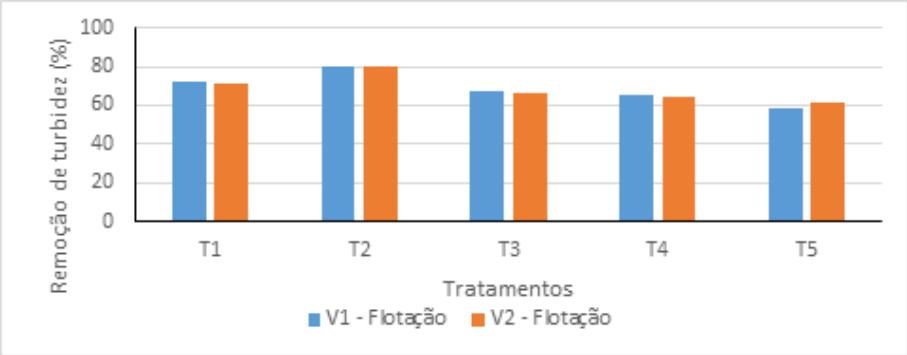
Com o intuito comparativo, os resultados obtidos para cada parâmetro foram contrapostos com os valores do efluente bruto, o qual apresentou os seguintes valores para cada parâmetro: pH 5,3, turbidez 453 NTU e DQO 2926 $mgO_2.L^{-1}$. A Fig. 3 apresenta os valores de pH obtidos para cada tratamento após o processo de flotação, de acordo com as velocidades V1 e V2.

Nota- se que após a flotação apenas o tratamento T3 na V1 não apresentou alteração do pH quando comparado ao pH bruto, com valor igual a 5,27, já os demais tratamentos independentemente da velocidade, obtiveram uma elevação do valor, não ultrapassando o pH igual a 6,3. O T1 foi o único em que o maior pH foi obtido na V1. Ressalta-se que o pH bruto já atende a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) a qual informa que qualquer coagulante com potencial poluidor deve possuir pH entre 5 e 9 para assim ser lançado em um corpo hídrico. Diante disso, observa-se também que para todos os tratamentos, com V1 e V2, após o processo de flotação, a Resolução CONAMA 430/2011 ainda é atendida.



Nota: PAC 18 (T1), PAC 12 (T2), PROFLOC C 2093 (T3), PROFLOC P60 (T4) e SUPERFLOC (T5)
Figura 3- Comportamento pH.

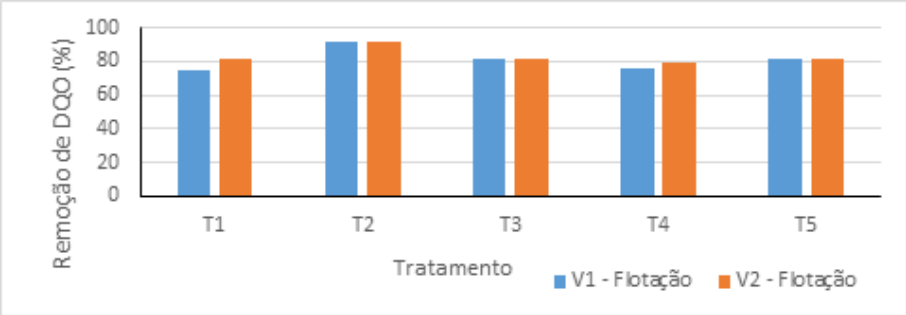
Os valores obtidos para turbidez, foram convertidos em eficiência de remoção, sendo apresentados na Fig. 4.



Nota: PAC 18 (T1), PAC 12 (T2), PROFLOC C 2093 (T3), PROFLOC P60 (T4) e SUPERFLOC (T5)
Figura 4 - Eficiência de remoção de turbidez.

Observa- se que após o processo de flotação, as taxas de remoção de turbidez ficaram entre 58,72% para T5 na V2 e 80,51 para T2 na V1. Os tratamentos T1, T2, T3 e T4 apresentaram as melhores remoções com V1 se comparadas com V2 tendo, respectivamente, as taxas 71,85; 80,51; 67,0; e 65,01%. Já o tratamento T5 foi o único que demonstrou com V2 sua melhor remoção próxima a 63%. Ao observar os tratamentos nas duas velocidades simultaneamente, nota- se que o T2 se destaca em relação aos demais.

A eficiência de remoção também foi executada para o parâmetro DQO conforme demonstrado na Fig. 5. É possível observar que todos os tratamentos apresentaram resultado positivo, tendo as taxas de remoção de DQO valores superiores a 70%. Os tratamentos T2, T3 e T5 obtiveram os melhores resultados com V1, já T1 e T4 com V2. O PAC com melhor desempenho foi o utilizado no T2 que atingiu taxas superiores a 90% em ambas as velocidades de coleta. Já o PAC utilizado no T1 foi o que obteve o menor desempenho, com 74,3% em V1. Alvin e Marques (2020) ao utilizarem coagulante PAC para tratamento de efluente de laticínio por meio de ensaio em Jar-Test obtiveram resultados similares, em que a remoção de DQO atingiu 85,35%, valor esse muito próximo aos dos tratamentos T3 e T5 apresentados nesse estudo.



Nota: PAC 18 (T1), PAC 12 (T2), PROFLOC C 2093 (T3), PROFLOC P60 (T4) e SUPERFLOC (T5)
Figura 5 - Eficiência de remoção de DQO.

Foram realizadas análises estatísticas para os parâmetros turbidez e DQO de maneira que para os resultados que apresentaram significância estatística, calculou-se a normalidade a partir do teste de Shapiro-Wilk com significância de 5%. A Tabela 1 apresenta o resumo estatístico das médias de remoção de turbidez e DQO calculadas por meio do Teste de Tukey.

Tabela 1. Análise estatística de comparação entre as médias de turbidez.

Tratamentos	Remoção de turbidez média (%)	Remoção de DQO média (%)
PAC 18 (T1)	71,35 ab	74,35 b
Profloc C 2093 (T2)	80,28 a	91,28 a
PAC 12 (T3)	66,73 bc	81,73 ab
Profloc P60 (T4)	64,48 bc	77,58 b
Superfloc (T5)	59,98 c	81,50 ab

Para análise da Tabela 1, levou-se em consideração a variação das letras que acompanham as eficiências de remoção, já que elas representaram o desempenho do tratamento, sendo o melhor demonstrado para a letra a. Observa-se que para turbidez o T2 apresentou estatisticamente a melhor taxa de remoção e os tratamentos T1, T3 e T4 apresentaram, de forma geral, características que os tornaram semelhantes estatisticamente entre si, com destaque para o tratamento T1 por apresentar semelhanças com o T2. Por sua vez, o tratamento T5 apresentou a menor eficiência de remoção de turbidez, mesmo apresentando comportamentos semelhantes ao T3 e T4.

Para o parâmetro DQO os tratamentos T3 e T5 apresentaram tanto a quanto b, demonstrando que possuem características dos dois desempenhos. Por esta análise estatística destaca-se positivamente o tratamento T2 com resultados de maior eficiência, e negativamente o T1, apresentando este a menor eficiência entre os tratamentos.

3. CONCLUSÕES

Após as análises realizadas, observou-se que os 5 coagulantes a base de policloreto de alumínio apresentaram desempenho positivo. Destaca-se que para os parâmetros turbidez e DQO, o coagulante PROFLOC C 2093 apresentou os melhores resultados, além disso,

foi o tratamento que utilizou a menor quantidade da solução coagulante quando comparado aos demais, sendo assim, apresenta um potencial uso.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Tecnológica do Paraná (UTFPR) campus Londrina, por disponibilizar sua infraestrutura para a realização dos ensaios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23ª ed. Washington, 2017 American Public Health Association. 1082p., 2017.

ARIANO, Gustavo C. Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia. 2009.193 f. Dissertação. (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, 2009.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, Resolução número 430, 13 de maio de 2011.

EMPRABA GADO DE LEITE. Anuário Leite 2021. Editora Texto Comunicação Corporativa, p.22-23, 2021.

DANTAS, A. D. B.; DI BERNARDO, L; VOLTRAN, P. E. N. Sistema de Abastecimento de Água - Controle Básico de ETAs I – Coagulação: nível 2, Guia do profissional em treinamento – RECESA, 2008.

HENARES, J. F. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE LATICÍNIO: análise e proposta de tratamento. 51f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão, 2015.

MASSI, L. *et al*, Fundamentos de Aplicações da Flotação como Técnica de separação e Mistura. Química Nova na Escola. N° 28, maio, 2008.

THEODORO, J.D.P. Estudo dos mecanismos de coagulação/floculação para a obtenção de água de abastecimento para o consumo humano. 2012. 184f. Tese de Doutorado (Departamento de Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2012.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

A EFICIÊNCIA DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM NOVO HAMBURGO

Luciane MARIA[1], Geraldo Tadeu THIESEN[2]

[1] *Comusa Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo, Maria, Luciane - lmaria@comusa.rs.gov.br*

[2] *Thiesen ,Geraldo Tadeu– gsilva@comusa.rs.gov.br*

RESUMO

Demonstrar a eficiência no tratamento de esgoto de uma estação compacta na Vila Palmeira em Novo Hamburgo. A falta de saneamento no Brasil implica em risco a saúde da população em geral, principalmente nas crianças. O esgoto doméstico constitui grande parte deste problema. Para minimização desse impacto, a instalação de ETE's Compactas é uma solução econômica que viabiliza o tratamento de esgoto em pouco espaço e traz grande economia de recursos pela sua facilidade de projeto e execução, custos reduzidos de instalação e operação, além das vantagens ambientais. Com base nessas vantagens, a COMUSA inaugurou em julho de 2021 uma estação compacta no bairro Santo Afonso em Novo Hamburgo. A estação compacta de tratamento Vila Palmeira tem monitoramento diário com equipe de operação. A estação está operando desde julho de 2021, e os resultados foram contabilizados até dezembro de 2021. Analisando-se os dados dos parâmetros físico-químicos, obtivemos os seguintes resultados: Remoção de 84% de DBO, 77% de DQO, em relação aos coliformes termotolerantes, a remoção foi de 95,4%, sólidos suspensos, a remoção foi 69%, e substância tensoativas em torno de 75%. O pH se manteve em torno de 7.4 e a temperatura em 20,9°. A vazão está oscilando , ficando em torno de 2,5 a 3 L/s. Com estes dados podemos dizer que a estação está operando dentro dos padrões das Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017, mostrando a sua eficiência e contribuindo com a diminuição de impurezas no Arroio Luiz Rau e em consequência no Rio dos Sinos.

Palavras-Chave: Saneamento; estação compacta; saúde pública; esgoto doméstico.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, 43% da população possui esgoto coletado e tratado e 12% utilizam-se de fossa séptica (solução individual), ou seja, 55% possuem tratamento considerado adequado; 18% têm seu esgoto coletado e não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário; e 27% não possuem coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de coleta sanitário (ANA,2017). Uma das alternativas para ampliar o acesso ao saneamento é instalação de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) compactas. Essa tecnologia,

caracterizada como sistemas descentralizados é uma opção para pequenos municípios, comunidades ou bairros, órgãos públicos e privados. São caracterizados por sistemas coletivos de tratamento de esgotos simplificados, pois possuem diversas vantagens, como, baixo custo de implantação, necessidade de pequena área, elevada sustentabilidade do sistema devido o baixo consumo de energia, produtos químicos, etc. (RIBEIRO,2016). A COMUSA inaugurou em julho, a ETE Compacta Vila Palmeira para tratamento de efluente sanitário e tem a capacidade de receber em torno de 17L/s e atingir o tratamento de esgoto de até 5.500 habitantes, e tem se mostrado uma alternativa satisfatória para o tratamento de esgoto da comunidade atendida.

2. ENQUADRAMENTO

Pode-se definir esgoto sanitário como o despejo proveniente do uso da água para fins higiênicos (NBR 8160/99). É composto predominantemente por água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes, águas de lavagem (Pessôa CA; Jordão EP, 2017). Existem diversos tipos de tratamentos para o esgoto doméstico público, variando o sistema em fun*ção* da população atendida, das características do afluente, da média da temperatura e da topografia da regi*ão*, além dos custos para a implanta*ção* e manuten*ção* do tratamento (Metcalf L; Eddy HP. 2003). Em paralelo, cresce nas *últimas* décadas a utilização dos sistemas descentralizados, compostos por Esta*ções* Compactas de Tratamento de Esgoto que possibilitam o atendimento a uma população menor e com custo de implantação inferior. A Figura 1 apresenta as etapas do processo, bem como uma visão geral da ETE Vila Palmeira.



Fig. 1. Etapas de Tratamento e Visão Geral da ETE.

2.1 Descrição do Processo de Tratamento

A entrada do esgoto bruto ocorre no tratamento preliminar, com remoção de sólidos grosseiros, areia, gordura e medição do fluxo afluente através de calha Parshall, mediante

sensor ultrassônico integrado ao painel de controle. Na sequência, o efluente é direcionado para o sistema de reator MBBR (*Moving Bed Biological Reactor*), que visa a remoção da carga orgânica solúvel presente no esgoto. O processo está dimensionado para que apenas a fração solúvel da DBO (aproximadamente 35% do total da DBO) vire biomassa na forma de biofilme, enquanto a fração particulada da DBO ultrapassa sem maior transformação essa etapa do processo. Após a etapa biológica inicia-se o processo físico químico de tratamento, com dosagem dos produtos químicos no vertedouro instalado após o MBBR. As bombas dosadoras de coagulante e floculante s***ão*** moduladas conforme vazão a ser tratada (medição na calha Parshall). O efluente coagulado é recebido no floculador mecânico, o qual é dividido em duas câmaras dotadas de agitador acionados por inversores de frequência para ajuste do gradiente de velocidade. Posteriormente inicia-se a etapa de sedimentação lamelar, na qual ocorrerá a separação do material particulado e do clarificado por ação da gravidade. O efluente tratado (clarificado) é enviado para o processo de desinfecção no canal UV, já o lodo sedimentado é periodicamente removido pelas bombas helicoidais de transferência para o tanque digestor, que tem como função digerir através de processo anaeróbico o lodo cru sedimentado mediante ação de bactérias acidogênicas e metanogênicas, que atuam em equilibro transformando o substrato em ácidos orgânicos e metano respectivamente, assim como biomassa estável em condições endógenas. O gás gerado é direcionado para o queimador de gás. O lodo gerado no processo de digestão é enviado para o tanque de lodo digerido que serve de pulmão para alimentação do decanter centrífugo, que é alimentado por bomba helicoidal transportando o lodo digerido para o sistema em conjunto com adição de polímero floculante, agindo na separação de fases, sendo o lodo desidratado direcionado por rosca transportadora até a caçamba de lodo e o clarificado enviado para o fosso de drenagem e posteriormente bombeado para o tratamento preliminar (FAST – Tecnologia Industrial, 2021).

Conforme licença operacional LO 154/2021/DLA emitida pelo órgão ambiental do Município de Novo Hamburgo, a ETE tem vazão máxima de 1528,5 m^3/dia deve atender aos parâmetros exigidos nas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros e limites de concentração exigidos pelo Órgão Ambiental (LO 154/2021/DLA).

Temperatura (°C)	**40**	**Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL) ou % Eficiência**	**10^5 ou 95%**
pH	5-9	Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	1
Materiais Flutuantes (P/A)	Ausentes	Substâncias tenso-ativas que reagem ao azul de metileno (mg/L)	2
DBO_5 (mg/L)	80 ou 60%	Óleos e Graxas (mg/L)	70
DQO (mg/L)	300	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	100

A ETE Vila Palmeira tem monitoramento diário com equipe de operação. Ainda conforme LO 154/2021-DLA, os parâmetros abaixo são analisados conforme frequência:

*vazão, temperatura, sólidos sedimentáveis e pH: diariamente.

*DBO, DQO, coliformes termotolerantes, óleos e graxas, sólidos suspensos totais e substâncias tensoativas: mensalmente.

A amostragem é realizada mediante coleta simples das amostras. Havendo exigência do órgão fiscalizador ambiental, poderão ser coletadas amostras compostas. Cada parâmetro tem o seu procedimento para execução dos ensaios, sendo regidos pelo plano de amostragem da COMUSA.

2.2 Resultados

Os resultados utilizados para enriquecer essa discussão podem ser divididos em três fases:

- Comissionamento e de pré-operação de abril a julho de 2021;
- Início de operação de agosto a dezembro de 2021 e;
- Operação plena a partir de janeiro de 2022.

A discussão foi delimitada nos parâmetros DBO, DQO, coliformes termotolerantes, sólidos suspensos totais, substância tensoativas, pH e temperatura. A Tabela 2 apresenta os parâmetros para as três fases distintas de operação.

Tabela 1. Parâmetros por fase de operação.

Parâmetros	Etapas de operação		
	Pré-operação	Início operação	Operação Plena
DBO (%)	80%	86,6%	87%
DQO (%)	78%	78%	84%
Sólidos Suspensos (%)	70%	76%	84%
E. coli (%)	95%	96%	99%
Surfactantes (mg/L)	2,11	0,87	0,87
pH	7,5	7,3	7,2
Temperatura (°C)	18,8	22,7	26,1

Pode-se notar evolução nas remoções de parâmetros DBO, DQO, coliformes termotolerantes, sólidos suspensos totais, substância tensoativas de acordo com o progresso operacional e ajustes realizados no processo. A Figura 2 os resultados na forma gráfica.

O aumento da eficiência relativa aumenta ao decorrer do tempo de operação da ETE se deve aos ajustes realizados pela equipe objetivando a adequação aos parâmetros, principalmente com a formação do biofilme no reator MBBR. A literatura (ØDEGAARD *et al.*, 2004) indica que a turbulência causada pelo fluxo de ar elevado tal que atinja uma concentração de oxigênio dissolvido de 3 mg O_2/L em reatores aeróbios de alta taxa propicia a formação de uma camada de biofilme razoavelmente fina e minimiza o entupimento dos meios suportes bom desempenho operacional para o tratamento de esgoto doméstico.

No período estudado, o valor médio do encontrado no reator MBBR foi de 3,64 mg O_2/L nas amostras coletadas, podendo estimular a formação de biofilme. Adicionalmente, a combinação do processo de Lodos Ativados, com matéria aderida em meio suporte em um único reator aumentam a atividade microbiana e tempo de retenção celular, acelerando as taxas de decomposição da matéria orgânica carbonácea (Pessôa CA; Jordão EP, 2017). A remoção crescente de *E. coli* ou coliformes termotolerantes pode estar associada além da estabilização das condições de processo, à substituição do agente coagulante no processo. O produto especificado pelo projeto da estação utilizado inicialmente promoveu com seu residual uma espécie de tingimento dos tubos de quartzo que compõe o sistema de desinfecção química por irradiação ultravioleta (UV). A substituição pelo coagulante utilizado no tratamento de água da COMUSA, mostrou-se eficaz, mantendo íntegro o sistema UV e pode ter contribuído para aumento na eficiência de remoção nos coliformes termotolerantes.

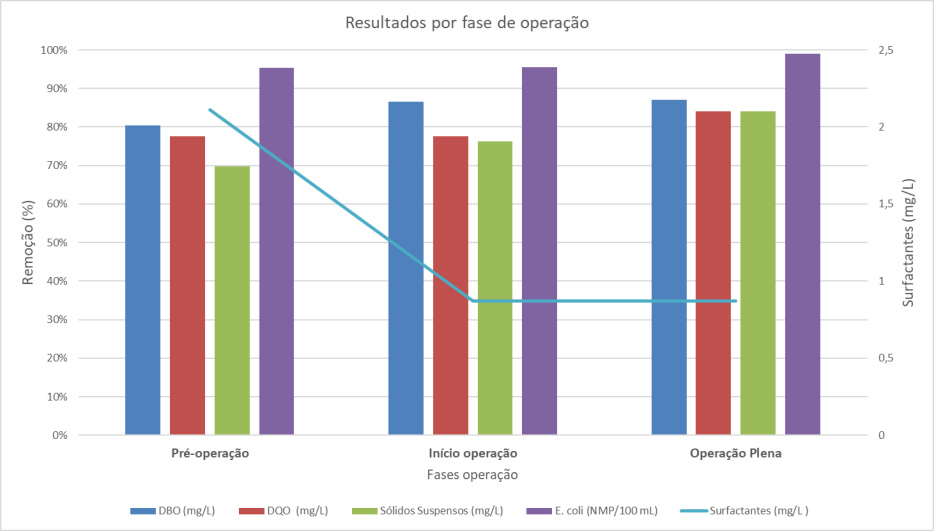


Fig. 2. Resultados por etapa de operação da ETE.

3. CONCLUSÕES

A Estação de Tratamento Compacta Vila Palmeira está em operação desde julho de 2021 e a partir da fase de início de operação que coincide com a emissão da Licença de Operação pelo órgão fiscalizador ambiental, atinge os parâmetros de lançamento exigidos nas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017. Trata-se de unidades de fácil operação e requerem pouca manutenção. O intertravamento instalado otimiza ao mínimo o consumo dos produtos químicos adicionados ao processo e possibilita a segurança na operação e integridade dos equipamentos.

4. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à COMUSA por proporcionar a oportunidade de apresentar este trabalho e aos operadores e técnicos que fazem diariamente o trabalho de monitoramento na ETE Vila Palmeira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas* / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA.

Ribeiro, J. C. (2016). Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator UASB - biofiltro aerado submerso. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”.

Associação Brasileira De Normas Técnicas (1999), Instalação predial de esgoto sanitário e ventilação. NBR 8160. Rio de Janeiro.

Pessôa, CA; Jordão, EP. (2017). Tratamento de esgotos domésticos. 8 ed Rio de Janeiro: Ed ABES. 916 p.

Metcalf, L; Eddy HP. (2003). Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse. 4rd. ed. McGraw-Hill, Inc. New York. 1856 p

FAST – Tecnologia Industrial (2021). Manual de operação e descritivo lógico de automação ETE Vila Palmeira

CONAMA (2011). Resolução 430. “Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.”. Brasília, DF.

CONSEMA (2017). Resolução nº 355/2017 Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 13 de julho de 2017.

LO 154/2021-DLA . Licença de Operação SEMAM – Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Novo Hamburgo.

ØDEGAARD, H; RUSTEN, B; WESSMAN, F. (2004). State of the Art in Europe of the Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) Process. Proceedings of the 77th Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference, New Orleans, Louisiana, Oct. 2– 6; Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

SISTEMAS DE LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO: ANÁLISE DE RESULTADOS OBTIDOS EM PESQUISAS NO BRASIL

Thaís Salvador ARGENTA[1], Ariuska Karla Barbosa AMORIM[2]

[1] *Universidade de Brasília, Brasil, thais.argenta@gmail.com*

[2] *Universidade de Brasília, Brasil, ariuska@unb.br*

RESUMO

O tratamento biológico de esgotos tem sido amplamente utilizado por apresentar grande eficiência na remoção de poluentes e baixo custo de implantação e operação quando comparado às demais formas de tratamento. Na década de 1990, surgiu a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) como uma variante do processo de lodos ativados. Essa tecnologia apresenta melhor desempenho por possuir uma retenção de grande quantidade de microrganismos em um volume menor de lodo, que possibilita a metabolização dos poluentes com maior rapidez; uma sedimentação rápida que facilita a separação sólido/líquido; e capacidade de realizar diversos processos biológicos, como biodegradação, bioacumulação e biossorção de contaminantes em um mesmo reator. O presente trabalho teve como objetivo analisar o desempenho de sistemas de lodo granular aeróbio no tratamento de esgotos sanitários brasileiros. Essa pesquisa é teórica e foi desenvolvida a partir de trabalhos científicos sobre a temática que foram realizados no Brasil com a finalidade de conhecer a performance do LGA frente às características locais, como a composição do esgoto e o clima. As pesquisas analisadas entre os anos 2015 e 2020 utilizaram diferentes estratégias de operação dos reatores e mostraram que é possível se obter granulação com esgoto sanitário tanto com a partida do sistema com inóculo biológico quanto sem inóculo, ou seja, é possível se obter granulação naturalmente. No geral, os sistemas também apresentaram boas eficiências de remoção de matéria orgânica (55 a 85%), de nitrogênio amoniacal (51 a 90%) e de fosfato (< 50%). Porém, nem todos os trabalhos monitoraram a remoção de matéria orgânica e nutrientes nos sistemas e alguns reportaram o acúmulo de nitrito nos reatores, indicando que o processo de nitrificação foi incompleto. Dessa forma, mais pesquisas são necessárias para aprimorar os conhecimentos acerca dos mecanismos biológicos envolvidos no desenvolvimento do LGA.

Palavras-Chave: Lodo granular aeróbio; Esgoto sanitário; Tratamento de esgoto; Tratamento biológico.

1. INTRODUÇÃO

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma tecnologia de tratamento derivada do processo de lodos ativados (LA) que surgiu na década de 1990 e é utilizado principalmente em reatores em batelada sequencial (RBS) (Morgenroth *et al*., 1997). Essa tecnologia apresenta lodo com propriedades que conferem maior decantação e portanto, estabilidade operacional com tempos de detenção celular mais longos. Comparado ao LA, o LGA apresenta algumas vantagens, como a remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo devido à presença de regiões de diferentes concentrações de oxigênio nas partículas, o que possibilita maior cooperação metabólica entre os microrganismos (Rollemberg *et al*., 2018; Winkler *et al*., 2018) e eficiência de remoção desses nutrientes em torno de 70% (Argenta *et al*., 2021; Barros *et al*., 2021).

Apesar da tecnologia de LGA já ser estudada desde a decáda de 1990 e já ser utilizada em escala real através da patente Nereda® (Rollemberg *et al*., 2019), nota-se que a maioria das pesquisas reportadas pela literatura são de sistemas alimentados com efluente sintético. E dentre os estudos com esgoto sanitário, Campo *et al*. (2020) ressalta que poucos abordaram a remoção de nutrientes de águas residuárias domésticas com baixa relação C / N. Portanto, o presente trabalho teve como objetivo analisar o desempenho de sistemas de lodo granular aeróbio no tratamento de esgotos sanitários reportados em pesquisas desenvolvidas no Brasil.

2. ENQUADRAMENTO

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram utilizados trabalhos brasileiros publicados a partir de 2015, sendo o trabalho de Wagner *et al*. (2015) um dos pioneiros no Brasil com tratamento de esgoto sanitário em LGA. Na Tabela 1 são apresentados alguns parâmetros operacionais utilizados, como relação entre altura e diâmetro (H/D) do reator, tempo de ciclo, taxa de troca volumétrica (TTV), e também alguns resultados obtidos, como tamanho do diâmetro dos grânulos, relação entre o índice volumétrico de lodo de 30 minutos (IVL_{30}) e de 10 minutos (IVL_{10}).

Pela Tabela 1, percebe-se que é possível obter granulação em reatores de LGA alimentados com esgoto sanitário, pois todos apresentaram grânulos com diâmetro maior que 0,2 mm em pelo menos 50% do volume de lodo em amostra analisada (Liu *et al*., 2010). Já no parâmetro relação entre IVL_{30} e IVL_{10}, Liu & Tay (2007) consideram que o reator apresenta boa granulação quando essa razão fica em torno de 0,90. Entretanto, observa-se que a maior parte dos trabalhos teve IVL_{30}/IVL_{10} em torno de 0,70 a 0,80. Destacando-se os trabalhos de Wagner (2015) e Rollemberg *et al*. (2020) com relação IVL_{30}/IVL_{10} de 0,95 e 0,90, respectivamente.

Tabela 1. Parâmetros operacionais e resultados obtidos em RBS de escala piloto tratando esgoto sanitário com LGA.

Escala	DQO (mg/L)	H/D	Ciclo (h)	TTV (%)	Grânulos (mm)	IVL_{30}/IVL_{10}	Referência
Piloto	588,1 ± 162,5	12	4	56	0,41 a 0,47	0,95	Wagner *et al*. (2015)
Piloto	600 ± 261	12	4	56	0,2 a 0,3	0,80	de Jesus (2016)
Piloto	349,8 ± 106,3	8,7	4	56	0,3	0,70	Guimarães *et al*. (2017)
Piloto	518 ± 95	12	4 a 6	56	0,2 a 0,6	0,80	Xavier (2017)
Piloto	281,98 ± 51,99	10	4	71	0,2 a 0,6	0,80	Dantas (2018)
Plena*	150 ± 52,4	-	3	20-30	0,2 a 0,4	-	Roberti (2018)
Piloto	203,8 ± 56,9	12,2	4	71	0,5 a 2,2	0,85	Sales (2018)
Piloto	623,7	4	4	50	1,3 a 1,5	-	Benatti *et al*. (2019)
Piloto*	749	7,6	3	46,5	0,2 a 0,8	0,75	Gusmão (2020)
Piloto	461	6,6	6	40	0,9 a 1,3	0,90	Rollemberg *et al*. (2020)
Piloto	513 ± 283	8,9	6	65	0,4 a 0,6	0,80	Schambeck *et al*. (2020)

DQO: demanda química de oxigênio; H/D: razão entre altura e diâmetro; TTV: taxa de troca volumétrica; IVL_{30}: índice de volume de lodo em 30 minutos; IVL_{10}: índice de volume de lodo em 10 minutos.
* Estudo realizado com RBS de volume constante.

Outros parâmetros também importantes são as eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Porém, nem todos os trabalhos analisados monitoraram todos eles. Para a remoção de carbono, foram analisados os teores de DQO sendo predominante eficiências de remoção maiores que 80% (de Jesus, 2016; Dantas, 2018; Sales, 2018; Gusmão, 2020; Rollemberg *et al*., 2020; Schambeck *et al*., 2020); enquanto que Guimarães *et al*. (2017) observaram efeiciência de 55%. Já o nitrogênio amoniacal foi removido com eficiências que variaram entre 51 e 90% (de Jesus, 2016; Guimarães *et al*., 2017; Sales, 2018; Gusmão, 2020; Schambeck *et al*., 2020; Rollemberg *et al*., 2020). Para o fósforo, os autores observaram remoções menores que 50% (de Jesus, 2016; Dantas, 2018; Sales, 2018; Schambeck *et al*., 2020; Rollemberg *et al*., 2020; Gusmão, 2020). Guimarães *et al*. (2017) não monitoraram as remoções de fósforo, enquanto que Wagner *et al*. (2015) apenas monitoraram as remoções de nitrogênio. As remoções de carbono e nutrientes no reator não foram verificadas por Benatti *et al*. (2019).

Dentre os trabalhos analisados, destaca-se o de Xavier (2017) que operou um RBS em escala piloto alimentado com esgoto sanitário sem inóculo, ou seja, a granulação aconteceu de forma natural. O reator foi construído em coluna acrílica de 3,0 m de altura e 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 98 L com troca volumétrica de 56%. O sistema foi operado por 412 dias ao longo de três estratégias. A diferença entre cada estratégia foi o tempo de fase anóxica. Na estratégia I, o tempo de ciclo foi de 4 h, com tempo de sedimentação de 20 min e a fase anóxica correspondeu a 5% do ciclo. O reator operou nesta configuração por 143 dias. Na estratégia II, o tempo de ciclo permaneceu 4 h, porém o tempo de sedimentação passou de 20 para 15 min e o tempo de fase anóxica passou a corresponder a 12% do ciclo. Essa etapa durou 115 dias. Na estratégia III, o tempo de ciclo passou para 6 h e o tempo de fase anóxica para 25% do tempo de ciclo, porém o tempo de sedimentação permaneceu de 15 min. Essa etapa durou 144 dias. A partida do sistema se deu de forma natural, ou seja, não foram adicionados inóculos e aconteceu nos primeiros

16 dias de operação, com grânulos de diâmetro médio de 0,66 mm. A maturação dos grânulos foi de 80 dias com a ocorrência de organismos heterotróficos e autotróficos. As características do lodo granular aeróbio, em termos de sedimentabilidade e compacidade, foram melhoradas com o aumento da fase anóxica. As eficiências de remoções de DQO foram parecidas nas três estratégias, porém na II a remoção foi de 80%. A concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente foi de 37, 20 e 8 mg/L nas estratégias I, II e III, respectivamente, atendendo a legislação federal brasileira na II e III. Foi verificado acúmulo de nitrito no reator, indicando que o processo de nitrificação foi incompleto. O reator foi eficiente na remoção de fosfatos do esgoto sanitário.

Outro trabalho relevante foi o de Roberti (2018) que avaliou o início da granulação e o desempenho do tratamento durante a partida da primeira planta de LGA em escala plena da América Latina para tratamento de esgoto sanitário. Essa planta é da estação de tratamento de Deodoro, no Rio Janeiro, composta por três RBS que foram inoculados com lodo ativado. O esgoto afluente apresentou valores médios de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), DQO e sólidos suspensos totais (SST) de 61 mg/L, 152 mg/L e 71,5 mg/L, respectivamente. O autor monitorou a planta por 272 dias e mesmo com a oscilação das características do afluente e das baixas cargas orgânicas aplicadas aos reatores (≈ 0,5 kg DQO/m³d), o sistema apresentou estabilidade. Ao longo do período de monitoramento do sistema, foram observados grânulos com diâmetro de 0,2 a 2,0 mm, porém a maior parcela deles foi os de diâmetro entre 0,2 e 0,4 mm. Com relação às eficiências de remoção, o sistema apresentou percentuais médios de remoção de DQO, SST, fósforo, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total de 85%, 84%, 55%, 92% e 73%, respectivamente.

3. CONCLUSÕES

A partir do exposto, é possível concluir que é viável a granulação aeróbia com esgoto sanitário em reatores com ou sem inóculo para partida. Devido à característica do esgoto sanitário em apresentar baixas cargas orgânicas, os grânulos predominantes foram os de diâmetro entre 0,2 e 0,4 mm e a razão IVL_{30}/IVL_{10} que também predominou foi em torno de 0,80. No geral, os sistemas também apresentaram boas eficiências de remoção de matéria orgânica (59 a 85%), de nitrogênio amoniacal (51 a 90%) e de fosfato (< 50%). Porém, nem todos os trabalhos monitoraram a remoção de matéria orgânica e nutrientes nos sistemas e alguns reportaram o acúmulo de nitrito nos reatores, indicando que o processo de nitrificação foi incompleto. Dessa forma, mais pesquisas são necessárias para aprimorar os conhecimentos acerca dos mecanismos biológicos envolvidos no desenvolvimento do LGA com esgoto sanitário.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Argenta, T. S., Barros, A. R. M., de Carvalho, C. de A., dos Santos, A. B., Firmino, P. I. M. (2021). Parabens in aerobic granular sludge systems: Impacts on granulation and insights into removal mechanisms. Science of the Total Environment, 753, 142105.

Barros, A. R. M., Argenta, T. S., de Amorim de Carvalho, C., da Silva Oliveira, F., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2021). Effects of the antibiotics trimethoprim (TMP) and sulfamethoxazole (SMX) on granulation, microbiology, and performance of aerobic granular sludge systems. Chemosphere, 262.

Benatti, J. C. B., Prado, P. M. A, Nour, E. A. A. (2019). Desenvolvimento de lodo granular aeróbio em reatores em batelada sequencial utilizando esgoto sanitário e baixas taxas de aeração. Revista DAE, v. 68, n. 227, 06-19.

Campo, R., Sguanci, S., Caffaz, S., Mazzoli, L., Ramazzotti, M., Lubello, C., & Lotti, T. (2020). Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal from low C/N real domestic wastewater with aerobic granular sludge. Bioresource Technology, 305, 122961.

Dantas, B. K. S. F. (2018). Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrients. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, 79 p.

de Jesus, M. (2016). Granulação aeróbia natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de conclusão de curso (Graduação), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 84 p.

Guimarães, L. B.; Mezzari, M. P.; Daudt, G. C.; Costa, R. H. R. (2017). Microbial pathways of nitrogen removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 92, 1756-1765.

Gusmão, A. R. B. (2020). Desenvolvimento de lodo granular aeróbio para tratamento de esgoto sanitário: remoção de nutrientes em ciclo de três estágios. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 228 p.

Liu, Y. Q., Moy, B., Kong, Y. H., Tay, J. H. (2010). Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. Enzyme and Microbial Technology, 46 (6), 520-525.

Liu, Y. Q., Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. Enzyme and Microbial Technology, 41, 516-522.

Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. Water Research, 31(12), 3191-3194.

Roberti, G. (2018). Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e de seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio Janeiro, 106 p.

Rollemberg S. L. S., Oliveira, L. Q., Barros, A. N., Firmino, P. I. M., dos Santos, A. B. (2020). Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. Bioresource Technology, 311.

Rollemberg, S. L. de S., Mendes Barros, A. R., Machado de Lima, J. P., Santos, A. F., Milen Firmino,

P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2019). Influence of sequencing batch reactor configuration on aerobic granules growth: engineering and microbiological aspects. Journal of Cleaner Production, 238.

Rollemberg, S. L. de S., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. Bioresource Technology, 270, 678-688.

Sales, M. A. M. P. (2018). Lodo aeróbio granular: remoção de nutrients de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, 75 p.

Schambeck, C. M., Magnus, B. S., de Souza, L. C. R., Leite, W. R. M., Derlon, N., Guimarães, L. B., da Costa, R. H. R. (2020). Biopolymers recovery: dynamics and characterization of alginate-like exopolymers in an aerobic granular sludge system treating municipal wastewater without sludge inoculum. Journal of Environmental Management, 263.

Wagner, J., Guimarães, L. B., Akaboci, T. R. V., Costa, R. H. R. (2015). Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. Water Science and technology, 71 (7): 1040-1046.

Winkler, M. K. H., Meunier, C., Henriet, O., Mahillon, J., Suárez-Ojeda, M. E., del Moro, G., de Sanctis, M., di Iaconi, C., & Weissbrodt, D. G. (2018). An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. Chemical Engineering Journal, 336, 489-502.

Xavier, J. A., Guimarães, L. B., Leite, W. R., Martins, C. L., Daudt, G. C., da Costa, R. H. R. (2018). Granulação natural em reator operado em bateladas sequenciais: características dos grânulos e desempenho no tratamento de esgoto sanitário. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 6, 1067-1077.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

SANEAMENTO BÁSICO E SAÚDE PÚBLICA: OS INDICADORES E SUAS RELAÇÕES COM DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA EM MUNICÍPIOS DE MÉDIO PORTE, NO ESTADO DA PARAÍBA

Anderson Matheus de Sousa LIMA[1], Maria Cecília Paiva NOBREGA[2], Luísa Eduarda Lucena de MEDEIROS[3], Maria Adriana de Freitas Mágero RIBEIRO[4]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, anderson.mlima@ufpe.br*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, maria.cecilia@ufpe.br*

[3] *Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, lu.mdeiros@gmail.com*

[4] *Universidade Estadual da Paraíba, Araruna-PB, drickadefreitas@yahoo.com.br*

RESUMO

A Organização Mundial da Saúde – OMS define saneamento básico como sendo o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que efetuam ou vem a efetuar impactos nocivos sobre o bem-estar físico, mental e social. Assim, o objetivo desta pesquisa se pauta em analisar os casos confirmados de dengue, leptospirose e hepatite A, entendidas como doenças de veiculação hídrica, e suas relações com os indicadores de saneamento básico das cidades paraibanas de médio porte, sendo Bayeux, Cabedelo, Cajazeiras, Guarabira, Sapé e Sousa. Para tanto, analisando um recorte temporal de 10 anos – 2011 a 2020 –, utilizou-se a plataforma do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde – DATASUS para obtenção dos dados de doenças, além do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, o *site* do Instituto de Água e Saneamento e os documentos oficiais disponíveis pelas prefeituras, para selecionar os indicadores de sanemaneto básico, consistindo no AG015, AG020, PO001, PO004, PO005, PO027 e PO028.[1] Logo, percebeu-se que: dengue – Bayeux, Cabedelo e Cajazeiras apresentaram diminuição de casos desde a realização das ações com saneamento, enquanto as outras cidades possuíram casos variando ao longo dos anos; leptospirose – Bayeux e Cajazeiras

1 AG015 – Volume de água tratada por simples desinfecção

AG020 – Volume micromedido nas economias residenciais ativas de água

PO001 – O município possui Política de Saneamento Básico conforme a Lei 11.445/2007?

PO004 – Abastecimento de água

PO005 – Esgotamento sanitário

PO027 – O município implementou o sistema de informação municipal de saneamento?

PO028 – O município possui plano municipal de saneamento básico, elaborado nos termos estabelecidos na Lei 11.445/2007?

apenas um caso cada, sendo antes das medidas tomadas com o saneamento, já Guarabira e Sousa demonstraram casos recentes, destacando Sousa que possui baixa quantidade de informações em sua base de dados e maior número de casos no geral; hepatite A – Bayeux, Cabedelo, Cajazeiras e Guarabira apresentaram diminuições de casos desde a realização das ações com saneamento. Portanto, observou-se que os municípios que adotaram medidas para melhoria dos serviços de saneamento relacionados aos indicadores estudados, exibiram reduções nos números de casos confirmados. Logo, é importante destacar a necessidade de as prefeituras, junto aos órgãos prestadores de serviços de água e esgoto, disponibilizarem informações atualizadas ao SNIS.

Palavras-Chave: água; esgoto; dengue; leptospirose; hepatite A.

1. INTRODUÇÃO

A Organização Mundial da Saúde – OMS define saneamento básico como sendo o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que efetuam ou vem a efetuar impactos nocivos sobre o bem-estar físico, mental e social (Vitor *et al*., 2021). No Brasil, segundo Oliveira *et al*. (2015), o saneamento básico é atendido basicamente o abastecimento de água, a coleta e disposição de resíduos sólidos e coleta de esgoto, não atendendo satisfatoriamente os serviços de tratamento e disposição final de esgotos, drenagem urbana e o controle de vetores. Todavia, o país detém de uma grande rede de abastecimento de água, mesmo que esta ainda não esteja disponível a toda população. Dessa forma, apesar do avanço do Brasil nos últimos anos, ainda existem sérios problemas com a deficiência do serviço de saneamento básico (Aguiar; Cecconello; Centeno, 2019).

Assim, diversas enfermidades estão relacionadas com a ausência de serviço de saneamento básico, isto é, doenças que são transmitidas por meio da ingestão de água contaminada; contato com vetores como os parasitas e mosquitos que se proliferam onde há esgoto a céu aberto; disposição final incorreta de resíduos sólidos; rios poluídos, entre outros (Camargo *et al*., 2017).

Então, o objetivo desta pesquisa se pauta em analisar os casos confirmados de dengue, leptospirose e hepatite A, entendidas como doenças de veiculação hídrica, e suas relações com os indicadores de saneamento básico das cidades paraibanas de médio porte, sendo Bayeux, Cabedelo, Cajazeiras, Guarabira, Sapé e Sousa.

2. METODOLOGIA

2.1 Caracterizaçao da área de estudo

A Figura 1 traz a localização de cada um dos municipios estudados nesta pesquisa, sendo perceptivel a espacialidade da análise, tendo em vista que há municipios no litoral, agreste e sertão do estado da Paraíba.

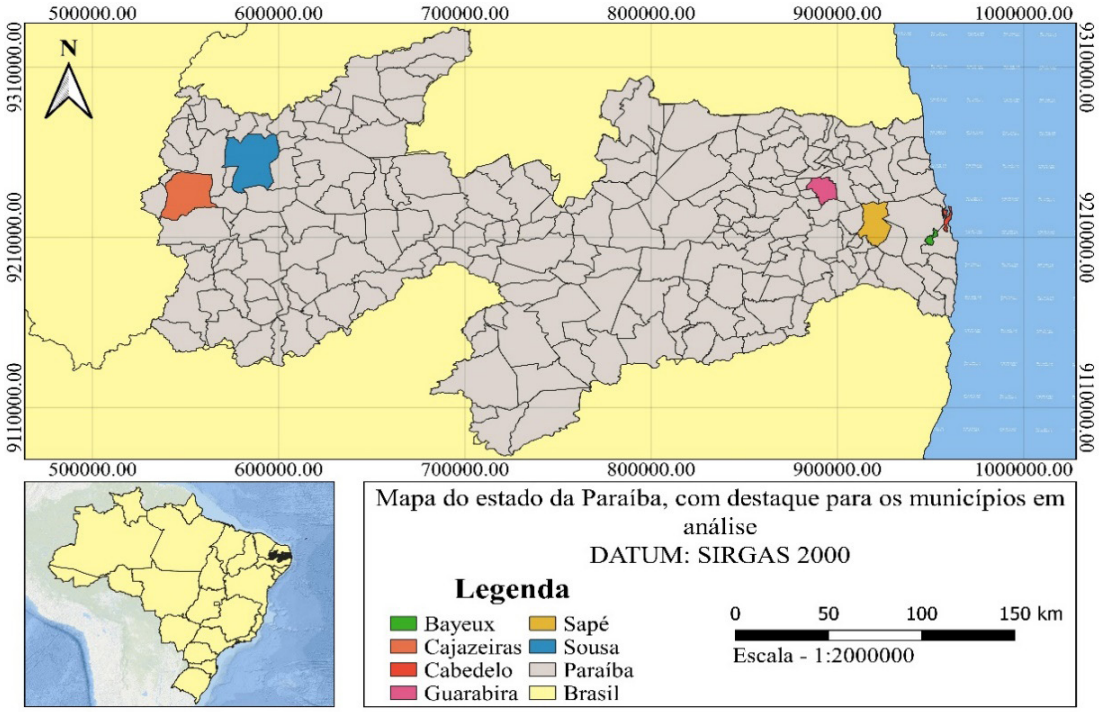


Figura 1. Mapa de localização do municípios analisados.

Informações a respeito dos municípios analisados estão apresentadas na Tabela 1, conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022) e Cidade-Brasil (2022).

Tabela 1. Informações sobre os municípios analisados.

MUNICÍPIOS	COORDENADAS		ÁREA	POPULAÇÃO	IDH
	LATITUDE	LONGITUDE			
BAYEUX	07º 07' 30" SUL	34º 55' 56" OESTE	27,705 KM²	97.716 HABITANTES	0,649
CABEDELO	06° 58' 49" SUL	34° 49' 49" OESTE	29,873 KM²	69.773 HABITANTES	0,748
CAJAZEIRAS	06° 53' 11" SUL	38° 33' 41" OESTE	562,703 KM²	62.576 HABITANTES	0,679
GUARABIRA	06° 51' 20" SU	35° 29' 24" OESTE	162,387 KM²	59.389 HABITANTES	0,673
SAPÉ	07° 05' 39" SUL	35° 13' 58" OESTE	313,678 KM²	52.977 HABITANTES	0,569
SOUSA	06° 46' 04" SUL	38° 12' 36" OESTE	728,492 KM²	69.997 HABITANTES	0,668

2.2 Obtenção dos dados

Para obtenção dos dados de doenças foi utilizada a plataforma do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde – DATASUS. Por sua vez, utilizou-se o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, *site* do Instituto de Água e Saneamento e os documentos oficiais disponibilizados pela prefeituras, para selecionar os indicadores de saneamento básico, consistindo no AG015, AG020, PO001, PO004, PO005, PO027 e PO028. Para tanto, a pesquisa se pautou em um recorte temporal de 10 anos – 2011 a 2020.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As relações entre os casos notificados de cada doença e o saneamento básico dos municípios são apresentadas através das figuras e a discussão ao longo deste *item*. Primeiro, a respeito dos casos de dengue, nota-se que a quantidade é bastante considerável ao longo dos anos, mas se observa que nos últimos anos do período analisado ocorreu uma queda no número de pessoas doentes (Figura 2).

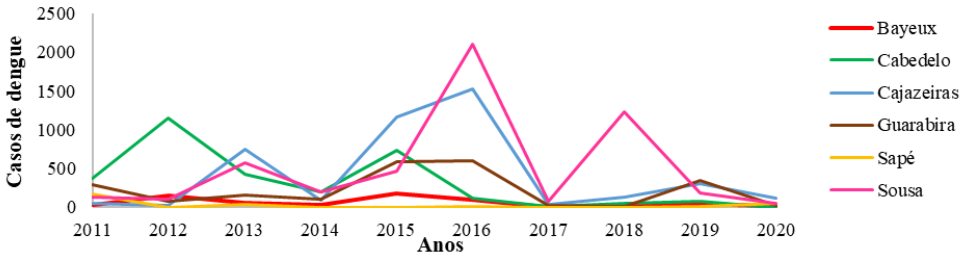


Figura 2. Casos de dengue de 2011 a 2020 em municípios de médio porte no estado da Paraíba.

Conforme visto na figura acima, o municipio de Sousa contém os maiores numeros de casos, seguido de Cajazeiras e Guarabira, respectivamente. Os outros muncipios, desde 2015/2016, apresentaram diminuição na quantidade de pessoas com a doença, em que isso se explica devido a resposta positiva principalmente para os indicadores PO001, PO004, PO005 e PO028.

Quanto a Leptospirose, assim como mostra a Figura 3, alguns municípios não tiveram casos nos anos analisados e dos que possuiram pessoas doentes, apenas Sousa teve mais de 1 (um) caso, sendo 4 (quatro) casos no total. A respeito da sobreposição no gráfico, Cajazeiras e Guarabira tiveram 1 (um) caso da doença em 2014.

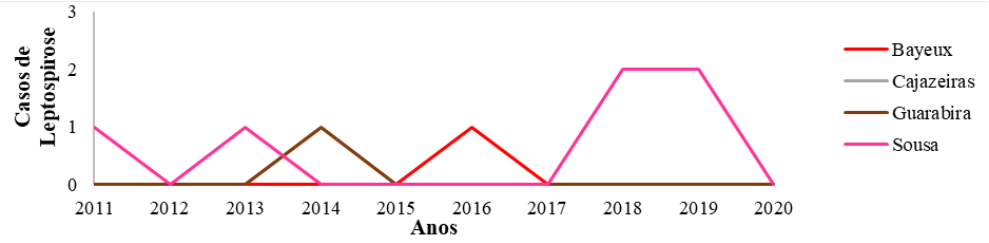


Figura 3. Casos de leptospirose de 2011 a 2020 em municípios de médio porte no estado da Paraíba.

De forma geral, é importante ressaltar que o não registro, não significa que não houve casos, uma vez que os bancos de dados podem apresentam problemas técnicos e manuais a respeito da maneira como se decorreu ou não a notificação.

Por fim, sobre os casos de hepatite A, observa-se que desde 2016 não há notificação de casos em nenhum dos municípios estudados, sendo observado que Sapé e Sousa não tiveram pessoas doentes em nenhum dos anos analisados durante o período (Figura 4).

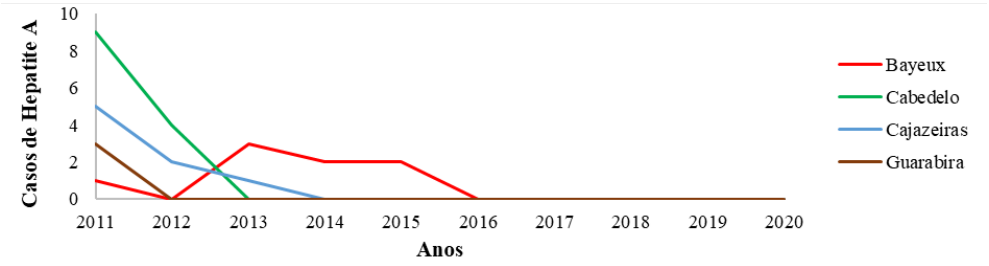


Figura 4. Casos de hepatite A de 2011 a 2020 em municípios de médio porte no estado da Paraíba.

A partir do comparativo entre os indicadores e os números de casos confirmados das doenças, percebeu-se que: dengue – Bayeux, Cabedelo e Cajazeiras apresentaram diminuição de casos desde a realização das ações com saneamento, enquanto as outras cidades possuíram casos variando ao longo dos anos; leptospirose – Bayeux e Cajazeiras apenas um caso cada, sendo antes das medidas tomadas com o saneamento, já Guarabira e Sousa demonstraram casos recentes, destacando Sousa que possui baixa quantidade de informações em sua base de dados e maior número de casos no geral; hepatite A – Bayeux, Cabedelo, Cajazeiras e Guarabira apresentaram diminuições de casos desde a realização das ações com saneamento.

4. CONCLUSÕES

É perceptível que ao longo do período analisado, o número de casos das doenças vem diminuindo, isso pode ser explicado pelo implementação dos indicadores aqui estudados. Porém, é importante destacar que nenhum dos municípios apresentaram informações para todos os inidicadores de saneamento na base de dados do SNIS, principalmente Sousa por não possuir nenhuma informação, findando por se mostrar coerente as altas taxas de doenças ao longo dos 10 anos. Com isso, torna-se necessário um cuidado no saneamento básico desses municipios, já que se vê uma relação direta entre a saúde pública e o saneamento. Logo, é importante destacar a necessidade de as prefeituras, junto aos órgãos prestadores de serviços de água e esgoto, disponibilizarem informações atualizadas ao SNIS.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece a bolsa de pesquisa recebida pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

A segunda autora agradece a bolsa de pesquisa recebida da Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernamuco – FACEPE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar MF, Cecconello ST, Centeno LN (2019) Saneamento básico *versus* doenças de veiculação hídrica no município de Pelotas/RS. HOLOS, ano 35, v.3, Jun. 2019, 1-13

CIDADE-BRASIL. Cidades do Brasil. Disponível em: <https://www.cidade-brasil.com.br/>. Acesso em: 05 jun. 2022

Camargo, DM, Souza NM, Pacheco TCKF, Alcântara GC, Dota EM (2017) Modelagem geoespacial para identificação de áreas vulneráveis ao contágio por doenças relacionadas à falta de saneamento: o caso da região metropolitana de Campinas. Revista Brasileira de Cartografia, 69-3, 2017, 561-573

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica – IBGE. Cidades e Estados. Disponível em: < https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>. Acesso em: 05 jun. 2022.

Oliveira JPM., Oliveira JMO, Barreto ES, Silva SS, Silva SS; Maracajá PB (2015) Saúde/Doença: As Consequências Da Falta De Saneamento Básico - INTESA – Informativo Técnico Do Semiárido (Pombal-PB), 9-2, Jun–Dez. 2015, 23-29

Vitor GA, Lando GA, Duarte CAL, Marques DAV, D'Angelo IBM (2021) Saúde e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa sobre a associação das condições de saneamento básico com as doenças de veiculação hídrica. Research, Society and Development, 10-15 Dez. 2021, 1-12

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS DE POLIETILENO E POLIESTIRENO EXPANDIDO POR COAGULAÇÃO QUÍMICA

Thaynara Lorrayne de OLIVEIRA[1], Francisco Javier Cuba TERAN[2], Renata Medici Frayne CUBA[3], Fernanda Ferreira FREITAS[4], Hellem Victoria Ribeiro SANTOS[5]

[1] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, thaynaralorrayne_@hotmail.com*

[2] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, paco.ufg@gmail.com*

[3] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, renatafrayne@ufg.br*

[4] *Instituto de Química, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, fernanda_ferreira_freitas@ufg.br*

[5] *Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Go, hellemvsantos@gmail.com*

RESUMO

Os microplásticos (MPs) são poluentes emergentes, formados a partir de intempéries, com tamanhos iguais ou inferiores a 5 mm. Esses poluentes emergentes podem chegar até mananciais superficiais, subterrâneos, mares e oceanos pelo percurso natural ou por despejos de efluentes líquidos, além de provocar efeitos não quantificáveis nos seres humanos. Considerando a presença de microplásticos em corpos hídricos, o trabalho em questão tem a finalidade de avaliar as condições ideais para remoção do microplástico de polietileno (PE) e poliestireno expandido (EPS), por processo de coagulação e floculação, utilizando o sulfato de alumínio (Al_2(SO4)3). Para tanto, foram aplicados dois fatoriais completos a 2², incluindo duas repetições nos pontos centrais (pc), um para cada tipo de microplástico. Os tamanhos dos MPs foram fixados em 0,6 mm e 0,9 mm, para o PE e EPS, respectivamente. As variáveis independentes selecionadas foram $Al_2(SO_4)_3$ ($mg.L^{-1}$) e pH. Os experimentos foram realizados com um despejo líquido produzido em laboratório, considerando os parâmetros de mistura rápida (400 rpm por 1 min), mistura lenta (100 rpm por 15 min) e sedimentação (30 min), com uma velocidade de 0,1 cm/min no Jar Test. Após o periodo de espera para a sedimentação, uma amostra foi coletada de cada jarro, com auxílio de uma seringa de 50 mL. Para quantificação dos microplásticos remanescentes, a determinação de turbidez foi aplicada. A partir disso, foi possível observar que a maior eficiência ocorreu para o MP de PE em 4,25 $mg.L^{-1}$ de $Al_2(SO_4)_3$ e pH 5 e, para o MP EPS, em 6,00 $mg.L^{-1}$ de $Al_2(SO_4)_3$ e pH 4, resultando em remoção de 96,81% e 96,30% e turbidez 0,38 e 0,50 NTU, nesta ordem. As eficiências de remoção dos MPs foram similares, havendo um decaimento no pH 6 para ambos, uma vez que, a força iônica for baixa, logo não há liberação dos íons H+.

Palavras-Chave: microplástico; coagulação; análise; água; meio ambiente.

1. INTRODUÇÃO

Os microplásticos (MPs) são partículas menores que 5 mm, formados a partir da quebra mecânica dos plásticos, seja pelo atrito da água do mar, água da chuva e até mesmo do vento. Esses poluentes emergentes podem chegar até mananciais superficiais, subterrâneos, mares e oceanos pelo percurso natural ou por despejos de efluentes líquidos e podem persistir no meio ambiente e suportar às intempéries por anos (Thompson *et al*., 2004; Barboza & Gimenez, 2015; Kokalj *et al*., 2017; Neto *et al*., 2019), com capacidade de adsorver compostos orgânicos, metais pesados e insumos com altos teores tóxicos em sua superfície (Ma *et al*., 2019; Wei *et al*., 2020; Zhang *et al*., 2021).

Os MPs são encontrados, principalmente, em estações de tratamento de águas residuárias (Murphy *et al*., 2016), tornando-se de suma importância o seu monitoramento e a implantação de políticas públicas eficazes, a fim de diminuir a contaminação. Por se tratar de partículas pequenas, são fáceis de ser ingeridos pelos animais aquáticos (Li *et al*., 2015), entretanto, a toxicidade presente nas superfícies dos MPs passa a se abrigar nos seres aquáticos (Cole *et al*., 2013), prejudicando o crescimento reprodutivo (Coppock *et al*., 2017), além de inibir o apetite e alterar o comportamento das espécies (Pan *et al*., 2019). E pela cadeia alimentar, conseguem alcançar os órgãos humanos. Todavia, os potenciais riscos dos MPs na saúde humana ainda precisam ser investigados (Zhang *et al*., 2020; Ragusa *et al*., 2021).

Considerando a presença de microplásticos em corpos hídricos e seus malefícios ao ecossistema, o trabalho em questão tem a finalidade de avaliar as condições ideais para remoção do microplástico de polietileno (PE) e poliestireno expandido (EPS), por processo de coagulação e floculação, utilizando o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$. É importante ressaltar que, aplicado na coagulação química, o planejamento experimental possibilita melhores escolhas dos valores de pH e concentrações dos coagulantes para remoção dos poluentes (Rodrigues & Iemma, 2005).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram aplicados dois fatoriais completos a 2^k, incluindo duas repetições nos pontos centrais (pc) (Rodrigues & Iemma, 2005) para estimativas de erros (Galdámez, 2002), um para cada tipo de microplástico (PE e EPS). Os tamanhos dos MPs foram fixados em 0,6 mm e 0,9 mm, para o PE e EPS, respectivamente. As variáveis independentes selecionadas foram $Al_2(SO_4)_3$ ($mg.L^{-1}$) e pH.

Os experimentos foram realizados com um despejo líquido produzido em laboratório, considerando os parâmetros de mistura rápida (400 rpm por 1 min), mistura lenta (100 rpm por 15 min) e sedimentação (30 min), com uma velocidade de 0,1 cm/min, no Jar Test. Após o periodo de espera para a sedimentação, uma amostra foi coletada de cada jarro, com auxílio de uma seringa de 50 mL. Para quantificação dos microplásticos remanescentes, a determinação de turbidez foi aplicada. Vale ressaltar que, para efeitos de confiabilidade

do método nefelométrico, em cada coleta das amostras, foram evitadas perturbações aos sistemas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do esquema fatorial 2^k foi possível identificar quanto as variáveis pH e sulfato de alumínio (mg L^{-1}) foram significativas para a coagulação dos MPs de PE e EPS, como também as combinações que forneceram maior eficiência de remoção dos microplásticos. Na Tabela 1 são apresentados os valores das variáveis codificados e não-codificados e as respostas obtidas, como também o coeficiente de determinação (R^2) dos respectivos MPs.

Após os resultados obtidos, foi possível também obter modelos reduzidos representados pelas Equações 1 e 2, na qual descreve os parâmetros que foram significativos ($p<0,1$). Esses modelos apresentaram um R^2 de 0,72415 e 0,92398 para os microplástico PE e EPS, respectivamente. Podendo também ser expressos em percentual, o maior R^2 (92,4%) foi para o EPS, mostrando que o modelo se ajustou bem ao sistema, ou seja, quão próximos os dados ficaram da linha de regressão, entretanto, para o microplástico PE o R^2 ficou 72,4%, demonstrando uma baixa adequação aos dados experimentais.

$$\text{Remoção microplástico PE} = 94,14 - 3,50pH \quad \text{[Eq. 1]}$$

$$\text{Remoção microplástico EPS} = 91,16 + 1,25Al - 3,11pH \quad \text{[Eq. 2]}$$

Tabela 1. Resultados do planejamento fatorial completo 2^2 para remoção dos microplásticos por coagulação.

Ensaio	Valores reais das variáveis		Valores codificados das variáveis		Resultados da eficiência de remoção (%)	
	$Al_2(SO_4)_3$	pH	$Al_2(SO_4)_3$	pH	MPs PE	MPs EPS
1	2,50	4,00	-1	-1	96,26	93,33
2	6,00	4,00	+1	-1	96,53	96,30
3	2,50	6,00	-1	+1	89,23	87,56
4	6,00	6,00	+1	+1	89,57	89,62
5	4,25	5,00	0	0	96,47	90,08
6	4,25	5,00	0	0	96,81	90,08
				R^2	**72,4%**	**92,4%**

A turbidez remanescente, quantificada após o teste de jarros, se mostrou admissível para os experimentos por coagulação com o microplástico, assim foi visto nos estudos do Skaf *et al*. (2020), que relataram uma maior sensibilidade à concentração de MPs.

Na Tabela 2, são apresentados os valores de turbidez em NTU e pH. Ressalta-se que foi considerada uma concentração de 400 mg L^{-1} para ambos os MPs.

Para as faixas correspondente de pH, há um aumento das partículas em suspensão do MP PE, expresso na forma de turbidez, de 0,40 para 1,26 NTU, quando o pH aumentou

de 4,20 para 5,70 e, depois, de 0,43 para 1,22, na mesma faixa de pH, 4,20 e 5,80, respectivamente. Para o MP EPS, observou-se a mesma situação, na qual uma turbidez de 0,84 para 1,53 NTU foi formada e depois, 0,50 para 1,35 NTU. Isso pode ter ocorrido visto que, se a força iônica for baixa, os cátions não formam fortes ligações com o oxigênio, logo não há liberação dos íons H+ e, assim, a carga das partículas responsáveis pela turbidez pode permanecer em suspensão, devido a uma redução da força de natureza eletrostática (Sembiring *et al.*, 2021). Portanto, a adsorção e neutralização de carga pode ser o mecanismo atuante para essas faixas de pH, acompanhadas da dosagem do coagulante.

Tabela 2 – Valores de turbidez e pH para os microplásticos de PE e EPS antes e após o teste de jarros.

Ensaio	Turbidez Inicial		Turbidez Final		pH Inicial		pH Final	
	MPs PE	MPs EPS	MPs PE	MPs EPS	MPs PE	MPs EPS	MPs PE	MPs EPS
1	10,70	12,60	0,40	0,84	4,20	4,10	5,80	4,10
2	12,40	13,50	0,43	0,50	4,20	3,90	4,70	3,90
3	11,70	12,30	1,26	1,53	5,70	5,90	5,40	5,90
4	11,70	13,00	1,22	1,35	5,80	5,80	5,50	5,80
5	11,60	12,60	0,41	1,25	5,30	4,80	5,50	4,80
6	11,90	12,10	0,38	1,20	5,20	5,00	5,40	5,00

4. CONCLUSÕES

O presente trabalho permite concluir que, por meio do fatorial completo a 2^k, as variavéis de $Al_2(SO_4)_3$ e pH exercem influência sobre a remoção dos MPs de PE e EPS. A técnica por coagulação e floculação aplicada com a ferramenta de planejamento experimental, mostra que os resultados são razoáveis, visto que, no processo de polimerização, eles são classificados como polímeros de condensação, sendo esses solúveis apenas em compostos orgânicos. Além disso, apesar do método com a turbidez ser sensível e seletivo, ela consegue ser suficientemente capaz de analisar a remoção dos MPs. Entretanto, sugere-se mais pesquisas com concentrações do coagulante sulfato de alumínio, uma vez que as estações de tratamento de água podem aumentam consideravelmente os MPs na água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barboza LGA, Gimenez BCG (2015). Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. Marine Pollution Bulletin, v. 97, p. 5-12, 2015. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.008

Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, Galloway TS (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. Environmental Science e Technology, v. 47, p. 6646-6655, 2013. DOI: 10.1021/es400663f

Coppock RL, Cole M, Lindeque PK, Queirós AM, Galloway TA (2017). Small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. Environmental Pollution, v. 230, p. 829-837, 2017. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.17

Galdámez EVC (2002). Aplicação das técnicas de planejamento e análise de experimentos na melhoria da qualidade de um processo de fabricação de produtos plásticos. 2002. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

Kokalj AJ, Horvat P, Skalar T, Krzan A (2017). Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods. Science of the Total Environment, v. 615, p. 761-766, out. 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.020

Li J, Yang D, Li L, Jabeen K, Shi H (2015). Microplastics in commercial bivalves from China. Environmental Pollution, v. 207, p. 190-195, 2015. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.018

Ma B, Xue W, Hu C, Liu H, Qu J, Li L (2019). Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. Chemical Engineering Journal, v. 359, p. 159-167, 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155

Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. Environmental Science e Technology, 2016. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416

Neto JAB, Carvalho DG, Medeiros K, Drabinski TL, Melo GV, Silva RCO, Silva DCP, Batista LS, Dias GTM, Fonseca EM, Filho JRS (2019). The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 149, P. 1-8, n. 110558, 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110558

Pan Z, Guo H, Chen H, Wang S, Sun X, Xou Q, Zhang Y, Lin H, Cai S, Huang J (2019). Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. Science of the Total Environment, v. 650, p. 1913-1922, 2019. DOI: /doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.244

Ragusa A, Svelato A, Santacroce C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, Papa F, Rongioletti MCA, Baiocco F, Draghi S, D'amore E, Rinaldo D, Matta M, Giorgini E (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. Environmental International, v. 146, n. 106274, 2021. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106274

Rodrigues MI, Iemma AF (2005). Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos. 1ª ed. Campinas: Casa de Pão Editora, 2005.

Sembiring E, Fajar M, Handajani M (2021). Performance of rapid sand filter – single media to remove microplastics. Water Supply, v. 21, n. 5, p. 2273-2284, 2021. DOI: 10.2166/ws.2021.060

Skaf DW, Punzi VL, Rolle JT, Kleinberg KA (2020). Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. Chemical Engineering Journal, v. 386, n. 123807, 2020. DOI: 10.1016/j.cej.2019.123807

Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AWG, Mcgonigle D, Russel AE (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? Science, v. 304, p. 838, 2004.

Wei S, Luo H, Zou J, Chen J, Pan X, Rousseau DPL, Li J (2020). Characteristics and removal of microplastics in rural domestic wastewater treatment facilities of China. Science of the Total Environment, v. 739, n. 139935, 2020. DOI: /10.1016/j.scitotenv.2020.139935

Zhang N, Li YB, He HR, Zhang JF, Ma GS (2021). You are what you eat: Microplastic in the feces of young men living in Beijing. Science of the Total Environment, v. 767, n. 144345, 2021

Zhang Y, Pu S, Lv X, Gao Y, Ge L (2020). Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. Journal of Hazardous Materials, v. 400, n. 123110, p. 2-13, 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123110

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

201

ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES EM CARVÃO ATIVADO EM ÁGUA

Samara Oliveira SACHT[1], Edumar Ramos Cabral COELHO[2]

[1] *Universidade Federal do Espírito Santo, Avenida Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP 29075-910 Vitória, Espírito Santo, Brasil, samara.sacht@edu.ufes.br*

[2] *Universidade Federal do Espírito Santo, Avenida Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP 29075-910 Vitória, Espírito Santo, Brasil, edumar.coelho@ufes.br*

RESUMO

Nas últimas décadas, contaminantes emergentes têm sido detectados nos diferentes compartimentos ambientais, o que gera preocupação já que estes contaminantes oferecem riscos ao meio ambiente e à saúde humana. O tratamento convencional da água apresenta baixa eficiência na remoção destes contaminantes, sendo necessário a utilização de técnicas para a remoção. A adsorção é uma técnica bastante empregada, pois pode utilizar diferentes materiais adsorventes e é de fácil operação. Diante do tema, o presente trabalho avaliou a utilização de carvão ativado na remoção dos fármacos diclofenaco sódico e cefalexina. O carvão ativado de coco foi caracterizado por microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FT-IR), ponto de carga zero (pH_{pcz}) e análise termogravimétrica (TG). A capacidade de adsorção do carvão ativado foi obtida por isoterma e cinética de adsorção. O comportamento cinético da adsorção dos fármacos foi avaliado por meio dos modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem e as isotermas através dos modelos de Langmuir, Freundlich e Tempkin. Para ambos os fármacos o melhor ajuste foi obtido pelo modelo de Langmuir obtendo capacidades de adsorção de 121,95 e 96,15 mg/g para o diclofenaco sódico e cefalexina, respectivamente. Na cinética, o modelo de pseudo-segunda ordem forneceu a melhor correlação aos dois fármacos estudados.

Palavras-Chave: Adsorção; Contaminantes emergentes; Diclofenaco sódico; Cefalexina; Tratamento de água.

1. INTRODUÇÃO

Produtos farmacêuticos têm sido classificados como contaminantes emergentes ambientais, substâncias químicas presentes em compartimentos ambientais (água, solo, ar) que podem apresentar riscos ao meio ambiente e a saúde. Estudos de monitoramento dessas substâncias no Brasil e no mundo estão mais frequentes, relatando a presença desses compostos em efluentes, águas subterrâneas e inclusive em mananciais e águas de abastecimento público, demonstrando que as estações convencionais de tratamento de esgoto (ETE) e água (ETA) são limitadas em remover completamente esses compostos

gerando preocupações sobre possíveis efeitos na saúde humana e meio ambiente (LIMA *et al*., 2017; LUO *et al*., 2014). A adsorção, um tratamento de água avançado, é uma das melhores alternativas para reduzir a contaminação das águas por fármacos, devido ao seu menor custo e gasto energético, simplicidade de projeto/operação, ausência de formação de subprodutos tóxicos e sua aplicação pode ser adequada as ETA's existentes. Adsorventes não convencionais de baixo custo, argilas, quitosana, biochar, resíduos agroindustriais têm se apresentado eficientes na remoção de fármacos em águas (ANDRADE *et al*., 2018). Em termos regionais, o Espírito Santo possui uma variedade de resíduos agrícolas que poderiam ser aproveitados para produção de adsorventes, como por exemplo, a casca de coco, que representa a 5ª maior produção no Brasil (IBGE, 2020). Diante do exposto, a pesquisa concentrou-se em caracterizar o carvão ativado comercial de resíduo agrícola, casca de coco, e em avaliar a remoção dos contaminantes emergentes, fármacos anti-inflamatórios diclofenaco sódico e do antibiótico cefalexina, por adsorção aplicando o modelos de equilíbrio (Langmuir, Freundlich, Temkim) e modelos cinéticos (pseudoprimeira ordem e pseudossegunda ordem).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Material adsorvente e caracterização

O carvão ativado de casca de coco (CAC) foi fornecido pela empresa BahiaCarbon Agroindustrial LTDA. As regiões de perda de massa com a temperatura foram avaliadas pela Análise Termogravimétrica (TG), utilizando o analisador térmico modelo Shimadzu TGA-50H, sob taxa de aquecimento de 10 °C.min^{-1} até 1000 °C, atmosfera oxidante (gás oxigênio) de 50 mL.min^{-1}. A análise de Infravermelho por Transformada de Fourier (FT-IR), investigação dos grupos funcionais presentes no carvão, foram obtidos utilizando o Espectrômetro FT-IR MIR, módulo ATR cristal de diamante da Agilent Technologies modelo Cary 630, varredura de 650 a 4000 cm^{-1} e com 16 scans. A influência do pH do meio no adsorvente foi avaliada por meio da análise do ponto de carga zero (PH_{pcz}) (Coura *et al*., 2020). A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), para a avaliação da estrutura superficial dos materiais, foi realizada utilizando equipamento Jeol JSM-6610 com "working distance" (WD) de 10 mm e 20kV.

2.1. Estudos de equilíbrio e cinética de adsorção

Para o estudo cinético, as alíquotas de 25 mL de solução de cada fármaco, a concentração inicial (C_0) de 100 mg·L^{-1} foram colocadas em contato com 25 mg CAC sob velocidade de agitação de 100 rpm em incubadora shaker (Modelo: SL-222, Solab), temperatura de 25°C e pH 7. Em intervalos de tempo, amostras foram filtradas em membrana de porosidade 0,45µm e as concentrações analisadas por espectrofotometria UV-vis (*SPECTRO 580UVP*-Marte). O processo foi feito até a concentração de fármacos se tornar constante. Para investigar os parâmetros de cinética de adsorção, os dados foram modelados usando

as equações linearizadas do modelo de pseudo-primeira-ordem (PPO) e o de pseudo-segunda-ordem (PSO, conforme as equações 1 e 2, respectivamente (Ho & McKay, 1999).

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{[Eq.1]}$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad \text{[Eq.2]}$$

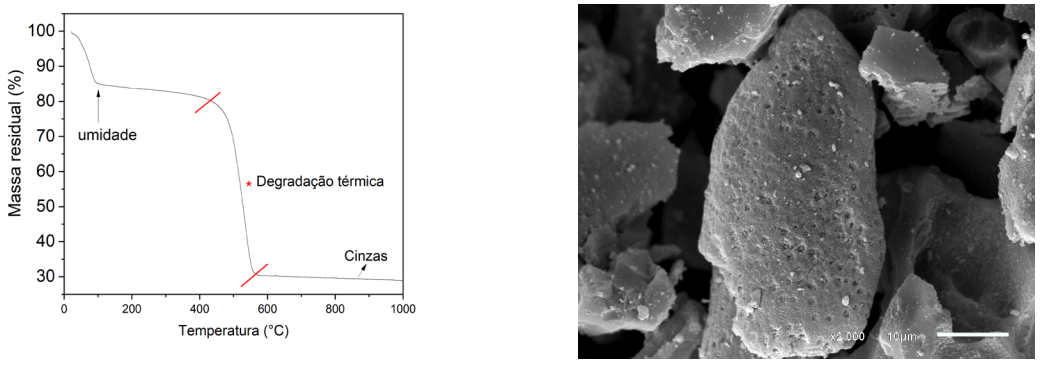
Os experimentos de equilíbrio foram realizados para determinar os parâmetros de adsorção. Todos os ensaios foram realizados em batelada em pH neutro, temperatura de 25°C e tempo de contato definido na cinética. A concentração dos fármacos variaram de 25 a 100 mg·L^{-1}. O método de ajuste linear foi utilizado para determinar a isoterma que melhor descreve o comportamento do processo. Nesse sentido, foram empregados os modelos de Langmuir, Freundlich e de Temkin (Foo & Hameed, 2010) aos dados experimentais, conforme as equações 3, 4, 5, respectivamente.

$$q = \frac{Q_M K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{[Eq.3]}$$

$$q = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad \text{[Eq.4]}$$

$$q = \frac{RT}{b} ln\ K_T C_e \quad \text{[Eq.5]}$$

3. RESULTADOS



(a) (b)

Fig. 1. (a) Gráfico termogravimétricco de CAC; (b) Micrografia do CAC, magnificação 2000x.

A partir da Análise Termogravimétrica (Fig. 1.a) observa-se perda de massa prómixo a 100°C de até 14,5% associada à perda de umidade. Já entre 400 e 600°C é relacionada

à degradação térmica dos grupos oxigenados (–OOH, OH) da matriz lignocelulósica (Brito *et al.*, 2019). A porcentagem de cinzas do CAC de acordo com o gráfico foi de 29,24%.

Os espectros de FTIR apresentaram banda entre 1700-1735 cm^{-1}, correspondente ao grupo funcional C = O do grupo carboxila (-COOH). Em torno de 1555 cm^{-1} aparece pico relacionado a vibrações de anéis aromáticos C = C, que são característicos de núcleos aromáticos de lignina. A banda em torno de 980 cm^{-1} pode ser atribuído a vibrações de estiramento C−O em ácidos carboxílicos, álcoois, éteres, fenóis e ésteres. As bandas em torno de 775 cm^{-1} são vibrações de deformação -C−H fora do plano dos benzenos substituídos (Brito *et al.*, 2019; Guisela *et al.*, 2022). Esses grupos funcionais com oxigênio podem participar de processos adsortivos desempenhando papel importante na sorção de diferentes tipos de compostos (Brito *et al.*, 2019). O CAC apresentou ponto de carga zero de 7,36. Portanto, para valores de pH < 7,36 a superfície do CAC se apresenta carregada positivamente e para valores de pH >7,36 a superfície se encontra carregada negativamente. Nesse estudo os ensaios foram realizados em pH neutro, nesse caso CAC apresenta superficie carregada positivamente, o que favorece a adsorção do diclofenaco sódico (pka 4,15) de carater aniônico nesse pH e moderadamente a adsorção de cefalexina (pka1 2,56; pka2 6,88) que nesse pH possui caráter zwitteriônico (positivo e negativo; isoelétrico). O CAC apresenta superfície rugosa e com cavidades irregulares distribuídas em toda a estrutura como pode ser observado na Fig 1.b, caracteristicas típicas de carvão ativado dispondo de área de contato para a adsorção.

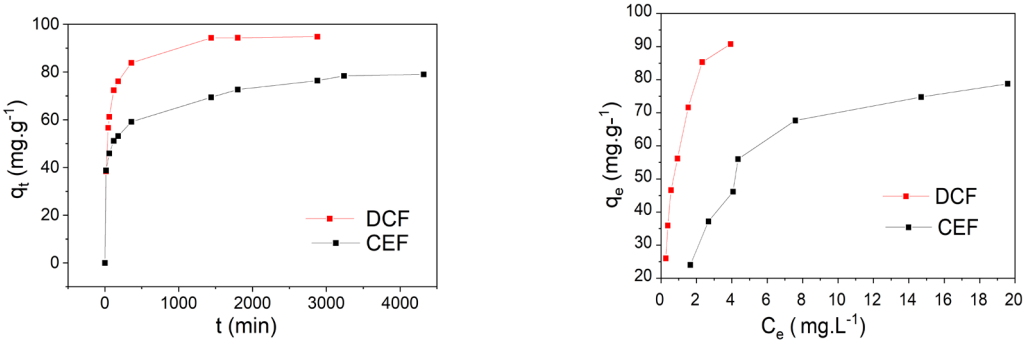


Fig. 2. (a) Gráfico de capacidade de adsorção versus tempo;(b) Isoterma de adsorção de DCFe CEF em CAC.

A capacidade de adsorção de DFC e CEF aumentaram rapidamente nos primeiros 500 minutos (Fig.2a) e, posteriormente, continuou a aumentar, no entanto, a uma taxa menor, atigindo equilíbrio em torno de 2000 e 3000 minutos, para DCF e CEF, respectivamente. Em vista desses resultados, todos os experimentos de adsorção sucessivos foram conduzidos com um tempo de contato de 48h (2880min) e 54h (3240 min) para assegurar que o equilíbrio foi de fato alcançado. O melhor ajuste que descreve a velocidade de adsorção foi o modelo de pseudossegunda ordem, nesse caso, a etapa de limitação de

taxa pode ser sorção química ou quimissorção envolvendo forças de valência através do compartilhamento ou troca de elétrons entre o sorvente e o sorbato (Ho & Mckay, 1999).

Tabela 1- Parâmetros obtidos do ajuste cinético aos modelos de pseudoprimeira e pseudossegunda ordem.

Adsorvato	qexp ($mg.g^{-1}$)	Pseudo 1ª ordem			Pseudo 2ª ordem		
		qe ($mg.g^{-1}$)	k1 (min^{-1})	R^2	qe ($mg.g^{-1}$)	k2 ($g.mg^{-1}.min^{-1}$)	R^2
DCF	94,80	43,43	0,0028	0,9501	96,15	0,00028	0,9999
CEF	78,98	40,79	0,0011	0,9323	79,37	0,00013	0,9984

Tabela 2- Parâmetros obtidos do ajuste aos modelos de equilíbrio, Langmuir, Freundlich e Tempkin.

LANGMUIR				FREUNDLICH			TEMPKIN		
Adsorv.	$k_{L(L/mg)}$	q_{max} (mg/g)	R^2	K_F ((mg/g)(L/mg)$^{1/n}$)	n	R^2	bt (J.mol–1)	Kt (L/mg)	R^2
DCF		121,95	0,9935	55,2077	2,075	0,9408	87,0534	8,1021	0,9848
CEF		96,15	0,9902	23,55	2,22	0,8842	111,73	2,129	0,952

A fig.2b apresenta a variação da capacidade adsortiva em função da concentração de equilibrio do adsorvato, demosntrando a maior eficiência de adsorção para o DCF. Conforme parâmetros de equilíbrio apresentados na Tabela 2, o modelo de Langmuir foi o de melhor ajuste para os adsorvatos devido ao maior fator de determinação R^2. O modelo sugere ser uma adsorção homogênea de monocamada ocorrendo em sítios específicos, que são idênticos e equivalentes, sem interação lateral entre as moléculas adsorvidas (Foo & Hameed, 2010).As capacidades máximas obtidas foram de 121,95 e 96,15 $mg.g^{-1}$ respectivamente para o DCF e CEF. Essa diferença pode ser devido a influência das cargas do adsorvato e da superfície do adsorvente no meio.

4. CONCLUSÕES

Com as análises de caracterização foi possível observar a presença de uma estrutura superficial rugosa, o comportamento das cargas susperficiais bem como identificar a presença de grupos funcionais oxigenados característicos de materiais lignocelulósicos que são importantes no processo de síntese do carvão e nas ligações envolvidas na adsorção. O processo de adsorção do DCF e CEF no carvão de coco melhor se ajustou ao modelo de Langmuir, processo em monocamada e específica, obtendo capacidades adsortivas de 121,95 e 96,15 mg/g para DCF e CEF, respectivamente. A cinética de adsorção que melhor descreve a velocidade de adsorção dos adsorvatos é de pseudossegunda ordem considerando a existência de quimiosorção.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Laboratório de Ultraestrutura Celular Carlos Alberto Redins (LUCCAR) da UFES e ao edital MCT/FINEP/CT-INFRA – PROINFRA 01/2006; ao LabPetro

(UFES,BRASIL) (termo de cooperação nos. 0050.0022844.06.4); ao Laboratório de Materiais Carbonosos e Cerâmicos (UFES);

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brito G. M., Cipriano DF, Schettino MÂ, Cunha A G, Coelho E RC, Checon Freitas JC (2019) One-step methodology for preparing physically activated biocarbons from agricultural biomass waste. Journal of Environmental Chemical Engineering, 7(3), 103113. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103113

Coura JC, Profeti D, Profeti LPR (2020) Eco-friendly chitosan/quartzite composite as adsorbent for dye removal. Materials Chemistry and Physics, 256, 123711. https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.123711

De Andrade JR, Oliveira M F, da Silva MGC, Vieira MGA (2018) Adsorption of Pharmaceuticals from Water and Wastewater Using Nonconventional Low-Cost Materials: A Review. Industrial & Engineering Chemistry Research, 57(9), 3103–3127. https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b05137

Foo KY, Hameed, B H (2010) Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal, 156(1), 2–10. https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013

Guisela BZ, Ohana NDA, Dalvani SD, Fermin GV, Francisco HML, Luis, NG (2022) Adsorption of arsenic anions in water using modified lignocellulosic adsorbents. Results in Engineering, 13, 100340. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100340

H YS, McKay G (1999) Pseudo-second order model for sorption processes. Process Biochemistry, 34(5), 451–465. https://doi.org/10.1016/s0032-9592(98)00112-5

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal 2019. Rio de Janeiro: IBGE, 2020

Lima D R S, Tonucci MC, Libânio M, Aquino S F de (2017) Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. Engenharia Sanitaria E Ambiental, 22(6), 1043–1054. https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165207

Luo Y, Guo W, Ngo HH, Nghiem LD, Hai FI, Zhang J, Liang S, Wang XC (2014) A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Science of the Total Environment, 473-474, 619–641. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

206

GRADIENTE DE DEGRADAÇÃO EM LAGOAS MARGINAIS DO RIO SÃO FRANCISCO – MG – BRASIL

Pedro Fialho CORDEIRO[1], Paulo Vagner dos SANTOS[1], Carolina Batista de Oliveira VIANA[1], Rafael Arcanjo de OLIVEIRA FILHO[1], Vilmar Wander RAMALHO[1], Maria Letizia PETESSE[2]

[1] *Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente, Avenida José Candido da Silveira, 2000, Belo Horizonte, MG, Brasil. CEP 31035-536, pedrofialhoc@gmail.com, paulovagner@yahoo.com.br, carolinaboviana@gmail.com, rafaarcanjoflho@gmail.com, vilmarramalho19@gmail.com*

[2] *Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Avenida Dom José Gaspar, 500, Belo Horizonte, MG, Brasil, CEP 30535-610, mlpetesse@gmail.com*

RESUMO

A partir dos anos 2000, abordagens que integram processos geomórficos e aspectos físicos, químicos e biológicos das águas ganharam maior notoriedade, principalmente aquelas voltadas para a avaliação de impactos antropogênicos sobre a qualidade ecológica. Nesse contexto, destaca-se que a maioria dos estudos que tratam do uso de indicadores ecológicos se baseiam em definições do gradiente de degradação. O objetivo deste estudo foi adaptar uma metodologia para definição de gradiente de degradação em 14 lagoas marginais na ecorregião do rio São Francisco, entre os municípios de Iguatama e Manga em Minas Gerais / Brasil. Foram calculados dois índices: degradação regional (IDR) e local (IDL). O primeiro se refere às pressões em escala regional, abrangendo toda a área no entorno das lagoas em um raio de até 1 km, e o segundo à escala local, com foco nas zonas litorânea e ripária. Esses índices foram combinados em um Índide de Degração Integrado (IDI) para expressar diferentes níveis de pressões antrópicas. No índice local, além da abordagem tradicional baseada no uso de protocolos de campo para avaliação ecohidromorfológica de habitats, foi realizada a interpretação visual de ortomosaicos derivados de imagens capturadas por drone. Os distúrbios regionais mais frequentes foram a infraestrutura urbana, pastagem e agricultura, que impactam o entorno das lagoas entre 3 e 70% da extensão total. Os distúrbios locais mais frequentes foram a presença de lixo, parques de recreação, trilhas e clareiras, estrada, edificações, pecuária, pastagem e agricultura. O IDR permitiu representar diferentes níveis de pressões antrópicas e as imagens de drone contribuíram para uma melhor avaliação dos impactos na escala local. Desta forma, o estudo permitiu refinar o entendimento sobre as condições de referência dos ambientes aquáticos do rio São Francisco, fornecendo uma visão abrangente do estado de conservação das lagoas marginais estudadas.

Palavras-Chave: índices multimétricos; recursos hídricos; impactos antropogênicos; ecorregião.

1. INTRODUÇÃO

Esta pesquisa foi realizada com o apoio financeiro da Cemig Geração e Transmissão S/A, e da Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL (GT0610), através do Programa de Desenvolvimento e Pesquisa P&D. O projeto, no âmbito de seu amplo desenvolvimento, tem como objeto a "Integridade ecológica de lagoas marginais para conservação da biodiversidade do rio São Francisco". O objetivo deste estudo foi adaptar uma metodologia para definição de gradiente de degradação em 14 lagoas marginais na ecorregião do rio São Francisco, entre os municípios de Iguatama e Manga, em Minas Gerais, Brasil. Para a construção e cálculo dos índices para as lagoas, foi utilizada uma abordagem multimétrica, cuja base são as características ambientais abióticas regionais e locais associadas à degradação. Foram delimitadas duas escalas de trabalho: uma macroescala, 1000 metros a partir do perímetro de cada lagoa marginal; uma mesoescala, 100 metros a partir do perímetro de cada lagoa marginal. A partir dos estudos para estas escalas, construímos três índices de degradação: IDR – Índice de Degradação Regional, IDL – Índice de Degradação Local, IDI – Índice de Degradação Integrado, resultante da integração do IDL e do IDI, o qual será utilizado como base para a avaliação da qualidade ecológica dos ambientes aquáticos, conforme Santos *et al* (2022).

2. METODOLOGIA

A metodologia para construção e cálculo dos índices foi desenvolvida a partir das proposições de Ligeiro *et al*. (2013) e USEPA (2011), apresentada a seguir.

2.1 Índice de Degradação Regional (IDR)

O IDR foi construído e calculado com base nos dados de uso e ocupação do solo em macroescala, que corresponde ao raio de 1000 metros a partir do perímetro de cada lagoa marginal (buffer de 1000 metros). Neste índice, utilizamos como base de dados os produtos disponíveis na coleção 5 da Plataforma online MAPBIOMAS (Souza *et al*., 2020). As categorias indicadoras de distúrbios antrópicos foram selecionadas de acordo com Ligeiro *et al*. (2013), de modo que o IDR foi composto e calculado com as seguintes ponderações:

IDR = 4x (% área urbana) + 2x (% área agrícola) + 1x (% área pastagens)

Para a categoria "mosaico de agricultura e pastagem", optou-se por uma abordagem mais conservadora, utilizando-se, deste modo, a ponderação de área agrícola (2x).

2.2 Índice de Degradação Local (IDL)

O IDL foi construído e calculado com base nos dados de uso e ocupação do solo em mesoescala, que corresponde ao raio de 100 metros a partir do perímetro de cada lagoa marginal. A base de dados utilizada são as imagens de alta resolução obtidas por

aerolevantamento por drone, ferramenta inovadora proposta para esta metodologia, além de um protocolo de avaliação ecohidromorfológica preenchido em campo. Foram selecionados dezesseis atributos associados a distúrbios antrópicos, dos quais doze foram descritos por Ligeiro *et al.* (2013) e quatro foram atributos relevantes adicionais descritos pela equipe em campo, conforme **Tabela 1**.

Tabela 1 – Atributos de Degradação utilizados na metodologia.

Atributo de Degradação*	Atributo de Degradação*
Edifícios	Pastagem
Margens artificiais (revestimento do canal)	Exploração madeireira e/ou reflorestamento
Pavimentação do leito	Mineração
Presença de estradas/ferrovias	Trilha/clareira
Presença de tubulações (ex. esgoto)	Pisoteio de animais
Lixo e aterro sanitário	Linha de transmissão
Parques, camping, gramados ou praia artificial, piers para barco ou similares	Queimada
Agricultura intensiva	Filme de óleo/odor

*Definido por Ligeiro *et al*. (2013).

Para cálculo do IDL, os dezesseis atributos foram mapeados em três transectos no entorno do sítio amostral, sendo um plot central (30 metros x 100 metros) e dois laterais (60 metros x 100 metros), totalizando uma área de 1,5 hectares (150 metros de largura por 100 metros de comprimento). Os pesos associados aos atributos de degradação variaram de acordo com a região de ocorrência: nos plots laterais, o peso do atributo foi de 0,66 independente da zona de ocorrência; no plot central o peso seguiu um gradiente decrescente à medida que sua localização se afastou da zona litorânea. Deste modo, na zona litorânea o peso atribuído foi de 1,5; na zona ripária o peso foi de 1 e na zona limítrofe o peso foi de 0,66. Esta abordagem foi adaptada a partir das metodologias de Ligeiro *et al*. (2013) e da Agência de Proteção Ambiental estadunidense (USEPA, 2011). Os atributos de degradação no transecto central foram rastreados com apoio das imagens de drone (nas zonas litorânea, ripária e limítrofe) associadas ao protocolo de avaliação hidromorfológica (nas zonas litorânea e ripária). Já os transectos laterais foram avaliados somente com imagens de drone. Esta abordagem foi utilizada, pois dentro da dinâmica e logística de coletas, a equipe em campo conseguiu avaliar apenas o plot central, com comprimento de 30 metros. Desta forma, as imagens de drone tornaram-se uma ferramenta relevante e inovadora dentro da metodologia, com a proposta de amparar o diagnóstico de atributos de degradação no buffer de 100 metros e ampliar o comprimento avaliado (de 30m para 150m) no entorno do sítio amostral.

2.3 Índice de Degradação Integrado (IDI)

O IDI é resultante da integração do IDR e do IDL e foi adaptado da metodologia proposta por Ligeiro *et al.* (2013). Para calculá-lo, primeiramente, cada IDR e IDL foi normalizado,

dividindo-se o valor apurado pelo seu respectivo 75 percentil do IDR ou IDL. Após este procedimento, que teve o propósito de ampliar diferenças e resolução entre sítios de referência e sítios degradados, o IDI foi determinado utilizando-se a seguinte equação:

$$IDI = \sqrt{IDL^2 + IDR^2} \qquad \text{[Eq. 2]}$$

3. RESULTADOS E CONCLUSÕES

Os resultados obtidos para o IDR (Tabela 2) apontam as lagoas Fazenda Buritizeiro, Feia e Inhuma como as mais antropizadas regionalmente, com IDR de 97,5, 86,8 e 81,9, respectivamente. Já as lagoas em melhor estado de preservação são Angical, Cajueiro e Comprida, com IDR de 2,9, 3,0 e 5,0, respectivamente.

Tabela 2 – Cálculo do IDR.

Lagoa	IDR	Lagoa	IDR	Lagoa	IDR
Lagoa Fazenda Buritizeiro	97,5	Lagoa Tapera	31,1	Lagoa Lavagem	8,5
Lagoa Feia	86,8	Lagoa Saco de São Francisco	26,6	Lagoa Comprida	5,0
Lagoa Inhuma	81,9	Lagoa Itapuera	20,5	Lagoa Cajueiro	3,0
Lagoa Mocambinho	76,5	Lagoa Picada	15,5	Lagoa Angical	2,9
Lagoa da Beirada	31,5	Lagoa São Francisco	15,0		

O IDL para cada sítio amostral foi calculado a partir da soma de atributos mapeados com a ponderação de pesos atribuídos para cada zona (Tabela 3). Assim, cada sítio amostral pode ter, no máximo, um IDL de 24 (16 x 1,5), que seria equivalente ao cenário em que todos os atributos estivessem localizados na zona litorânea do plot central.

Localmente, as lagoas em melhor estado de conservação são Cajueiro, Comprida e Lavagem e as mais antropizadas foram Mocambinho, Feia e Fazenda Buritizeiro. Os resultados do IDL mostram que as lagoas mais impactadas localmente são as mesmas mais impactadas regionalmente. Com o IDI, conseguimos criar um ranking de degradação dos sítios amostrais e, assim, identificamos os sítios de referência a partir de uma escala numérica e gráfica (Figura 1).

Os sítios amostrais da lagoa Cajueiro foram os que tiveram os menores IDIs (0,04) e serão, assim, utilizados como sítios de referência para cálculo do Índice de Integridade Ecológica. Por outro lado, os sítios amostrais da lagoa Mocambinho foram os que tiveram os maiores IDIs (1,88 e 2,11) indicando, portanto, os sítios mais degradados da área de estudo (Figura 1). É válido salientar que o IDI refletiu com exatidão as condições observadas em campo. A lagoa Cajueiro está inserida na Unidade de Conservação “Parque Estadual Lagoa do Cajueiro” e tem mata nativa preservada em seu entorno, com poucos distúrbios associados à ocupação antrópica. Já a lagoa Mocambinho sofre grande pressão de uso e ocupação antrópica no seu entorno, abrigando extensas áreas desmatadas, pastagens, agrícolas, urbanas, estradas de terra e asfalto (Figura 1).

Tabela 3 – Cálculo do IDL nos sítios amostrais nos períodos de seca (S) e cheia (C).

Lagoa	Sítio	IDI	Lagoa	Sítio	IDI	Lagoa	Sítio	IDI
Cajueiro	CA02S	0,04	Angical	AN01S	0,74	Inhuma	IN03S	1,18
Cajueiro	CA03S	0,04	Tapera	TA03S	0,77	Inhuma	IN03C	1,18
Cajueiro	CA01C	0,04	Beirada	BE02S	0,77	Inhuma	IN01C	1,22
Cajueiro	CA02C	0,04	Beirada	BE03S	0,77	Feia	FE02C	1,23
Cajueiro	CA03C	0,04	Beirada	BE01C	0,77	São Francisco	SF02C	1,24
Comprida	CO02S	0,06	Beirada	BE02C	0,77	Tapera	TA02C	1,24
Comprida	CO02C	0,06	Beirada	BE03C	0,77	Saco de São Francisco	SS01C	1,30
Lavagem	LA01S	0,11	São Francisco	SF03S	0,83	Itapuera	IT03S	1,35
Lavagem	LA02S	0,11	Saco de São Francisco	SS01S	0,95	Feia	FE02S	1,39
Lavagem	LA03S	0,11	Saco de São Francisco	SS02S	0,95	Feia	FE03S	1,39
Lavagem	LA01C	0,11	Saco de São Francisco	SS03S	0,95	Feia	FE03C	1,39
Lavagem	LA02C	0,11	Tapera	TA01S	0,97	Itapuera	IT03C	1,46
Lavagem	LA03C	0,11	Tapera	TA01C	0,97	Fazenda Buritizeiro	FB02S	1,62
Picada	PI01S	0,19	Tapera	TA03C	0,97	Fazenda Buritizeiro	FB03S	1,62
Picada	PI02S	0,19	Beirada	BE01S	0,97	Fazenda Buritizeiro	FB02C	1,62
Picada	PI03S	0,19	Itapuera	IT01S	1,03	Fazenda Buritizeiro	FB03C	1,62
Cajueiro	CA01S	0,34	Itapuera	IT02S	1,03	Fazenda Buritizeiro	FB01S	1,72
Comprida	CO01S	0,45	Itapuera	IT01C	1,03	Fazenda Buritizeiro	FB01C	1,72
Comprida	CO03S	0,45	Itapuera	IT02C	1,03	Feia	FE01C	1,74
Comprida	CO01C	0,45	Tapera	TA02S	1,03	Feia	FE01S	1,86
Comprida	CO03C	0,45	Inhuma	IN02S	1,04	Mocambinho	MO01S	1,88
São Francisco	SF01S	0,69	Inhuma	IN02C	1,04	Mocambinho	MO01C	2,11
São Francisco	SF02S	0,69	Inhuma	IN01S	1,11			
São Francisco	SF01C	0,69	São Francisco	SF03C	1,16			

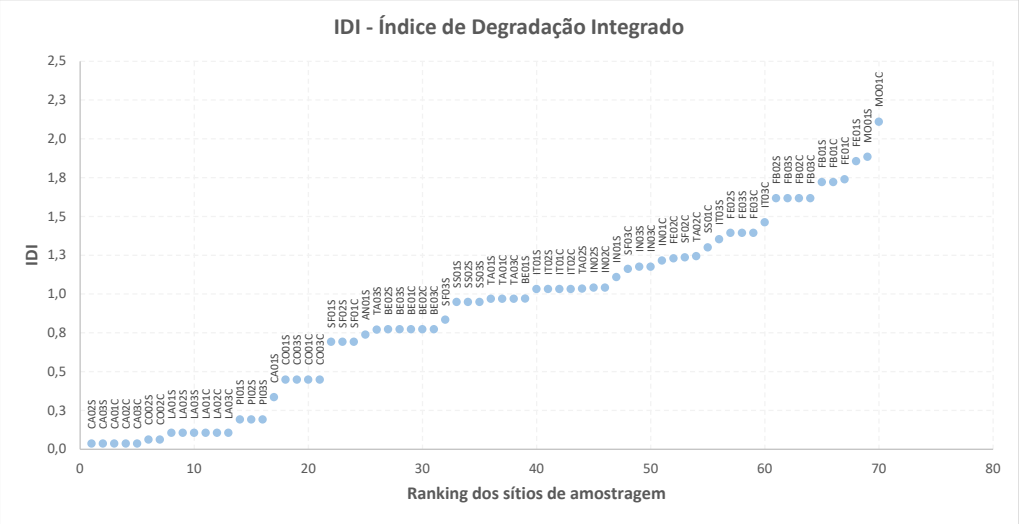


Figura 1 - Ranking do Índice de Degradação Integrado para os 70 sítios amostrais nos períodos de seca (S) e cheia (C).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Santos, P. V. *et al* (2022). Índices de Qualidade da Água em lagoas Marginais do Rio São Francisco – MG – Brasil. *In:* SILUBESA, 20, 2022, Aveiro. Anais [...].

Ligeiro *et al*. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. Ecological Indicators, v.25, p.45-47.

Souza, C.M. *et al.* (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. Remote Sensing, v.12, p.2-27.

USEPA (2011). 2012 National Lakes Assessment. Field Operations Manual. EPA 841-B-11-003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

UTILIZAÇÃO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA PARA ESTUDO DE CONCEPÇÃO DE SISTEMAS COLETIVOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM AGLOMERADOS RURAIS ISOLADOS

Alex Cardoso PEREIRA[1], Ana Augusta Passos REZENDE[2], Nilcilene das Graças MEDEIROS[3], Gustavo Bastos BRAGA[4], Tatiana Yuri Ramos ODA[5]

[1] *Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, alex.c.pereira@ufv.br.*

[2] *Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, ana.augusta@ufv.br.*

[3] *Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, nilcilene.medeiros@ufv.br.*

[4] *Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, gustavo.braga@ufv.br.*

[5] *Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, tatiana.oda@ufv.br.*

RESUMO

Nas áreas rurais, a complexidade das áreas de baixa adensamento se somam aos demais desafios. Para superá-los e promover uma adequada universalização dos serviços de saneamento básico, os prestadores de serviços devem buscar ferramentas para otimizar e reduzir os custos de implantação dos sistemas de saneamento, de acordo com as características dos locais de implantação e forma para auxiliar a tomada de decisão. As aeronaves remotamente pilotadas (ARP) se tornaram ferramentas em potencial para estudos de concepção de sistemas de saneamento básico devido os custos operacionais e iniciais serem mais baixos do que as plataformas aéreas tripuladas e imagens de satélite. O presente trabalho objetiva elaborar e analisar a estimativa de custos para a implantação de sistemas coletivos de esgotamento sanitário em seis aglomerados rurais isolados, a partir de dados quantitativos extraídos de imagens ortorretificadas obtidas por câmera acoplada a uma aeronave remotamente pilotada. A utilização de ARP apresentou os seguintes diferenciais: maior resolução, ausência da interferência de nuvens, custo de imageamento menor e viabilidade de planejamento antecipado. Entretanto, esses produtos devem ser utilizados apenas para estimação básica ou para elaboração de projeto básico de engenharia, uma vez que não possuem acurácia para elaboração de projetos executivos, devido à baixa variabilidade espectral dos sensores e da escala do mapeamento. Outra situação a ser observada, que os custos de implantação de rede coletora em áreas de baixo adensamento populacional são menores devido a fatores como: diâmetros menores da tubulação, canteiros de obras menores, volumes menores de movimentação de terra e quantidade menor de órgãos acessórios. Apesar de ser ainda insipiente no Brasil, a utilização das novas ferramentas tecnológicas, como os ARP, resultam em um maior aproveitamento do tempo e promove redução de custos na elaboração dos

projetos de concepção de sistemas de saneamento, assim como no aumento da qualidade dos projetos.

Palavras-Chave: drones; saneamento rural; imageamento; custos de implantação; universalização.

1. INTRODUÇÃO

O saneamento tem sido historicamente uma das áreas menos priorizadas na agenda de desenvolvimento global devido aos altos custos de investimento de capital, questões sociais e a complexidade inerente à adoção e implementação de tecnologia (Fischer, Kokko, McConville, 2021). A importância das redes de tratamento de água e esgoto é notória no que diz respeito à saúde da população, figurando entre os serviços essenciais à vida e à qualidade ambiental (Castro *et al*., 2021).

A maioria da população mundial sem acesso a instalações de saneamento básico e higiene está em países de baixa renda, especialmente em assentamentos rurais e aglomerados urbanos não planejados (Donde *et al*., 2021). Essa situação não é diferente nas áreas rurais e periurbanas do Brasil, apesar do avanço dos últimos anos na implementação de sistemas de saneamento básico.

Nas áreas rurais, a complexidade das áreas de baixa adensamento se somam aos demais desafios. Para superá-los e promover uma adequada universalização dos serviços de saneamento básico, os prestadores de serviços devem buscar ferramentas para otimizar e reduzir os custos de implantação dos sistemas de saneamento, de acordo com as características dos locais de implantação e forma para auxiliar a tomada de decisão.

O desenvolvimento tecnológico das aeronaves remotamente pilotadas (ARP) e sua capacidade de obter informações 3D de alta resolução (e com custos operacionais e iniciais muito mais baixos do que as plataformas aéreas tripuladas e imagens de satélite) tornaram a aquisição de imagens suborbitais atraentes em várias aplicações (ANDRES *et al*., 2018).

Por exemplo, os dados espaciais por trás de imagens de sensoriamento remoto podem ser usados para alimentar um modelo econométrico espacial robusto para estimar a gravidade da falta de infraestrutura nas áreas periurbanas de uma determinada cidade. onde as pesquisas normalmente não são realizadas devido aos altos custos de coleta de dados (ANDRES *et al*., 2018).

A utilização do ARP abarca diversas áreas como na avaliação do risco dos pescadores artesanais à pandemia de COVID-19 em Gana (Okyere *et al*., 2020); no auxílio à coleta de informações para avaliação de risco de COVID-19 a partir da dimensão espacial em favelas em Salvador, Brasil (Brito *et al*., 2020); no rastreamento do progresso de construção e monitoramento de instalações prediais (Hamledari *et al*., 2021); no levantamento de serviços para orçamentação de redes coletoras de esgoto e de abastecimento de água (Parente, Picanço e Lima, 2017).

O presente trabalho objetiva elaborar e analisar a estimativa de custos para a implantação de sistemas coletivos de esgotamento sanitário em seis aglomerados rurais isolados, a partir de dados quantitativos extraídos de imagens ortorretificadas obtidas por câmera acoplada a uma aeronave remotamente pilotada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a coleta das imagens foi utilizado o veículo aéreo modelo Mavic 2 Pro da fabricante DJI, certidão de cadastro Nº PP-040919901 e dimensões de 322×242×84 mm.

A câmera utilizada na captura das imagens acoplada ao ARP é do modelo Hasselblad L1D-20c, sensor 1” CMOS de 20.0 megapixels. A lente possui formato equivalente 35 mm de 28 mm e abertura de f/2.8-f/11.

O planejamento de voo foi elaborado pelo software DroneDeploy®. O plano estabelecido para a presente pesquisa vislumbrou a obtenção de imagens que garantissem melhor distinção dos objetos na superfície e maior exatidão no levantamento de áreas de passeio e pavimento. Para tanto foi feito um único sobrevoo a uma altura de 110 m com sobreposição das imagens da ordem de 80% na longitudinal, 75% na lateral e resolução de 2.5 cm/pixel, resultando em sobrevoos com duração de aproximadamente 30 min.

O processamento das imagens foi realizado pelo software Argisoft Metashape®. Esse processamento das imagens foi feito a partir das informações do GPS do ARP e de algoritmos próprios do software capazes de encontrar automaticamente os pontos de enlace entre as fotos, gerando ortofotomosaicos em formato tif. DEM (Digital Elevation Model), modelo triangular 3D e nuvem de pontos georreferenciadas.

Após a geração dos modelos, foi realização a classificação quanto à qualidade altimétrica e planimétrica, em conformidade com o Decreto Federal n° 89.817/1984. Foi realizada, por meio de planilha eletrônica, a análise de tendência pelo teste t-Student e a classificação de acordo com os valores referentes ao Padrão de Exatidão Cartográfica dos Produtos Cartográficos Digitais (PEC-PCD).

O dimensionamento hidráulico dos sistemas foi realizado por meio de planilhas eletrônicas e especializadas por meio do software AutoCAD®. Foram levados em consideração o mapa de uso e ocupação do solo e o mapa de elevação para a concepção e análise do sistema de esgotos.

As vazões de dimensionamento foram calculadas a partir dos dados populacionais existentes. A vazão média de esgoto doméstico será calculada com base no consumo per capita de água da comunidade (150 L/hab.dia) na utilização do coeficiente de retorno esgoto/água de 80% e na utilização dos coeficientes de variação da vazão, do dia e da maior hora de contribuição (1,2 e 1,5 respectivamente), conforme a NBR 9649/1986 (ABNT, 1986).

Os orçamentos foram realizados com base nos valores obtidos nas pesquisas de Pessoa

(2009) para estimativa dos custos de rede coletora e von Sperling (2014) para estimativa dos custos dos sistemas de tratamento.

3. RESULTADOS OBTIDOS

Os aglomerados rurais isolados estudados ficam localizados na bacia hidrográfica do rio Piranga, integrante da bacia hidrográfica do rio Doce, estado de Minas Gerais.

O produto do processamento das imagens resultou em ortofotomosaicos com boa resolução, que possibilitou a identificação das estruturas viárias, das residências e dos cursos d'água. Devido a utilização de um GSD (Ground Sample Distance) de 2,5 cm/ pixel na resolução utilizada no processo de obtenção das imagens, os ortofotomosaicos trouxeram uma riqueza de detalhes que permitiu em alguns casos, além da especificação do material, a distinção dos formatos (como tubulações prediais, peças de concreto intertravados nas vias públicas), como pode ser observado também na figura 1.

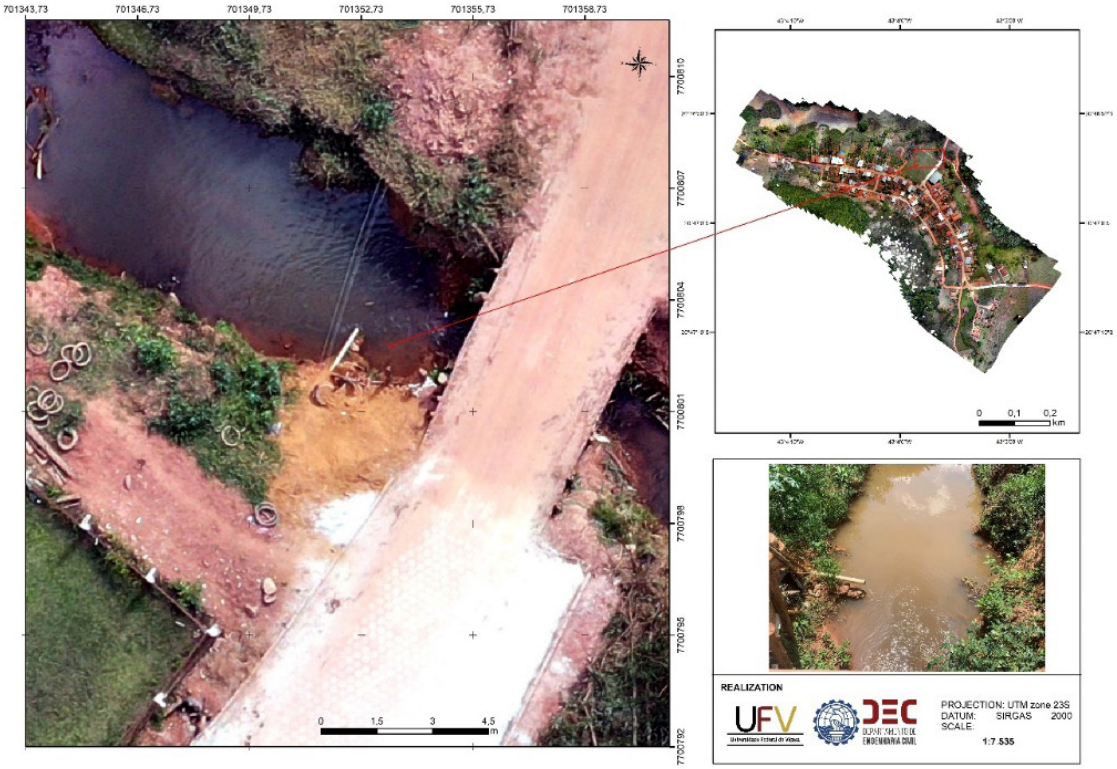


Figura 1. Detalhe da ortofotomosaico e foto de campo em Cruzes.

A tabela 1 apresenta o sumário dos orçamentos elaborados para o atendimento da população residente nos aglomerados rurais isolados em estudo.

A utilização de ARP apresentou os seguintes diferenciais: maior resolução, ausência da interferência de nuvens, custo de imageamento menor e viabilidade de planejamento antecipado. Esses fatos atestam o grau de confiabilidade do uso de imagens obtidas por

meio de ARP no levantamento dos quantitativos das obras de redes de abastecimento de água e redes coletoras de esgoto sanitário (Parente e Lima, 2018). Entretanto, esses produtos devem ser utilizados apenas para estimação básica ou para elaboração de projeto básico de engenharia, uma vez que não possuem acurácia para elaboração de projetos executivos, devido à baixa variabilidade espectral dos sensores e da escala do mapeamento.

Em todos aglomerados rurais, com exceção de Cruzes, a estimativa de custo de implantação do sistema de tratamento de esgoto sanitário foi maior do que a estimativa de custo de implantação de rede coletora. Esse fato ocorre devido a implantação da rede coletora leva em consideração ao comprimento linear do traçado escolhido no aglomerado rural, enquanto a implantação do sistema de tratamento considera principalmente a população atendida.

Tabela 1: Estimativa de custos para implantação de sistemas coletivos de esgotamento sanitário em aglomerados rurais isolados (Valores estimados para o ano de 2021).

Aglomerado rural	População atendida (hab)	Vazão de contribuição (L/s)	Extensão da rede (km)	Taxa de contribuição linear (L/s. km)	Custo para implantação da rede coletora (R$)	Custo para implantação do tratamento (R$)	Custo de operação do tratamento (R$/ ano)
Arcoverde	241	0,64	0,83	0,78	24.627,00	72.300,00	4.820,00
Dombe	1225	3,15	1,69	1,86	50.447,00	367.500,00	24.500,00
Bom Jardim	628	1,79	4,42	0,41	131.961,00	188.400,00	125.60,00
Penha	507	1,36	1,85	0,74	55.223,00	152.100,00	101.40,00
Cruzes	118	0,43	2,65	0,16	79.103,00	35.400,00	2.360,00
São Bento	520	1,37	1,40	0,98	41.790,00	156.000,00	10.400,00

4. CONCLUSÕES

Apesar de ser ainda insipiente no Brasil, a utilização das novas ferramentas tecnológicas, como os ARP, resultam em um maior aproveitamento do tempo e promove redução de custos na elaboração dos projetos de concepção de sistemas de saneamento, assim como no aumento da qualidade dos projetos.

Com apoio das ferramentas tecnológicas, e observando as novas tendências de trabalho, as técnicas de tomada de decisão para elaboração de projetos de sistemas de saneamento básico de áreas rurais são de grande relevância, em virtude do incentivo a viabilização de soluções técnicas e econômicas otimizadas e contribuir para preservar o meio ambiente e promover o bem-estar da população. Contribuem ainda, no aumento a eficiência da prestação de serviços e na economia de recursos econômicos e humanos, favorecendo a tendência de universalização dos serviços.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o desenvolvimento deste trabalho à Universidade Federal de Viçosa – UFV e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andres L, Boateng K, Borja-Vega C, Thomas E A (2018) Review of In-Situ and Remote Sensing Technologies to Monitor Water and Sanitation Interventions. Water, 10, 756.

Brito P L, Kuffer M, Koeva M, Pedrassoli J C, Wang J, Costa F, Freitas A D d (2020) The Spatial Dimension of COVID-19: The Potential of Earth Observation Data in Support of Slum Communities with Evidence from Brazil. ISPRS Int. J. Geo-Inf., 9, 557.

Castro, L. A.; Taleires, F. C. D. S. S.; Silveira, S. S. Human development index in municipalities with the integrated rural sanitation system: a comparative analysis. Ciência & Saúde Coletiva, 26, 1, 2021

Donde O O, Atoni E, Muia A W, Yillia P T (2021) COVID-19 pandemic: Water, sanitation and hygiene (WASH) as a critical control measure remains a major challenge in low-income countries. Water Research, 191, 116793.

Fischer K, Kokko S, Mcconville J (2021) No legitimacy: A study of private sector sanitation development in the Global South. Environmental Innovation and Societal Transitions, 38.

Hamledari H, Sajedi S, Mccabe B, Fischer M (2021). Automation of Inspection Mission Planning Using 4D BIMs and in Support of Unmanned Aerial Vehicle–Based Data Collection. Journal of Construction Engineering and Management, 147, 3.

Okyere I, Chuku E O, Ekumah B, Angnuureng D B, Boakye-Appiah J K, Mills D J, Babanawo R, Asare N K, Aheto D W, Crawford B (2020) Physical distancing and risk of COVID-19 in small-scale fisheries: a remote sensing assessment in coastal Ghana. Sci Rep., 10, 22407.

Parente D C, Picanço A P, Lima S N (2018) Utilização de veículo aéreo não tripulado no levantamento de serviços para orçamentação de redes coletoras de esgoto e de abastecimento de água. Revista DAE, 213, 66, 76-84.

Pessoa L M (2019) Análise de custos de implantação e operação de sistemas de esgotamento sanitário, considerando a modicidade tarifária. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Von Sperling M (2014). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 472 p. (Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, v.1).

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

218

ATIVIDADE (ANTI)ESTROGÊNICA DE AFLUENTES E EFLUENTES DE ETE: DISTRIBUIÇÃO MULTIFASE E IMPACTOS NA QUANTIFICAÇÃO

Allan dos Santos ARGOLO[1], Giselle GOMES[2], Daniele Maia BILA[1]

[1] *Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524, 5029-F, Maracanã, Rio de Janeiro, Brasil, argolo.allan@posgraduacao.uerj.br, danielebila@eng.uerj.br.*

[2] *Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193, Aveiro, Portugal, gisellegomes@ua.pt*

RESUMO

Desreguladores endócrinos (DE) são micropoluentes encontrados em baixas concentrações no meio ambiente e ainda assim podem causar efeitos adversos ao sistema endócrino de animais e humanos. Dentre os DE, aqueles que atuam na via metabólica de hormônios sexuais têm sido largamente estudados, devido a possíveis consequências na reprodução e desenvolvimento dos seres, destacando-se agonistas e antagonistas do receptor de estrogênio. Este estudo teve como objetivo avaliar a ocorrência de atividade estrogênica e antiestrogênica em amostras de afluente e efluente de ETE com o ensaio *in vitro Yeast Estrogen Screen* (YES), considerando a contribuição das fases dissolvida e particulada da matriz. Amostras de uma ETE com tratamento em nível secundário por sistema de lodo ativado convencional foram filtradas em membranas de fibra de vidro (0,7 µm) e de PTFE (0,45 µm) e os sólidos retidos nas membranas foram submetidos a extração com metanol assistida por ultrassom. Após extração em fase sólida de extratos e filtrados, foi realizado o ensaio YES e a atividade estrogênica foi quantificada em termos de equivalente-estradiol (Eq-E2). Amostras de afluente e efluente de ETE tiveram Eq-E2 total nas faixas de 15–41,4 e <LD–2,3 ng L^{-1}, respectivamente, sendo a remoção média igual a 92%. A fase particulada contribuiu com até 100% do Eq-E2 total de efluentes e 0% de afluentes, apesar de a citotoxicidade ter sido recorrente nos extratos de SST > 0,7 µm. A atividade antiestrogênica também foi observada nas fases dissolvida e particulada e pode também ter mascarado o potencial estrogênico das amostras. Ademais, a presença de substâncias estrogênicas em amostras com Eq-E2 < LD foi evidenciada na avaliação de atividade antiestrogênica. Conclui-se que os SST constituem importante veículo de DE estrogênicos no meio e que a atividade antiestrogênica e a citotoxicidade podem induzir uma subquantificação do potencial estrogênico de amostras.

Palavras-Chave: Desreguladores endócrinos; Esgoto sanitário; Sólidos suspensos totais; Yeast Estrogen Screen; Citotoxicidade.

1. INTRODUÇÃO

Desreguladores endócrinos (DE) são micropoluentes encontrados em baixas concentrações no meio ambiente e ainda assim podem causar efeitos adversos ao sistema endócrino de animais e humanos. Dentre os DE, aqueles que atuam na via metabólica de hormônios sexuais têm sido largamente estudados, devido a possíveis consequências na reprodução e desenvolvimento dos seres (Martyniuk *et al*., 2022), destacando-se agonistas e antagonistas do receptor de estrogênio.

A ação dos DE, seu comportamento e seu destino no meio também estão diretamente relacionados às suas propriedades físico-químicas. As relativamente altas lipofilicidade e capacidade de sorção indicam afinidade com a matéria orgânica dissolvida e particulada, sugerindo um inerente mecanismo de fracionamento em matrizes ambientais aquosas (Argolo *et al*., 2021**)**. Portanto, a avaliação multifase das substâncias também deve ser considerada para conhecimento do total potencial das amostras. Este estudo teve como objetivo avaliar a ocorrência de atividade estrogênica e antiestrogênica em amostras de afluente e efluente de ETE com o ensaio *in vitro Yeast Estrogen Screen* (YES), considerando a contribuição das fases dissolvida e particulada da matriz.

2. METODOLOGIA

Amostras foram coletadas em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada na região metropolitana do Rio de Janeiro, com capacidade de operação na vazão de 2500 L s^{-1} em nível secundário com sistema de lodos ativados. Foram realizadas 4 amostragens simples em um mesmo dia com intervalos de 1h, sendo amostras de afluente (B1, B2, B3 e B4) coletadas imediatamente após a calha Parshall da ETE e amostras de efluente (T1, T2, T3 e T4) coletadas no efluente final da estação. Amostras foram acidificadas a pH 2,0 com HCL e armazenadas em refrigerador para a sequência do preparo com filtração e extração dentro de até 48h.

O preparo de amostras consistiu de: (i) filtração em membranas de fibra de vidro (0,70 µm) e de PTFE (0,45 µm), donde foram obtidas duas frações de sólidos; (ii) extração com metanol assistida por ultrassom dos sólidos suspensos retidos nas membranas; (iii) extração em fase sólida das amostras filtradas e dos extratos das membranas, com cartucho Strata-X (Phenomenex) e (iv) eluição com 4 mL de acetona, secagem em fluxo de N_2 e reconstituição com 2 mL de etanol. Portanto, cada amostra foi avaliada em três frações: a fração dissolvida, a fração de sólidos suspensos > 0,70 µm e a fração de sólidos suspensos < 0,70 µm.

A análise de atividade estrogênica e antiestrogênica foi realizada com o ensaio *in vitro* YES (*Yeast Estrogen Screen*) com a levedura *Saccharomyces cerevisiae*, segundo metodologia consolidada por Gomes (2020). Em linhas gerais, o ensaio baseia-se na expressão de um receptor de estrogênio humano (hER) contido na levedura *Saccharomyces cerevisiae*. O processo resulta na liberação da enzima β-galactosidase que, no meio de análise, degrada

o substrato cromogênico *chlorophenol red-β-D-galactopyranoside* – CPRG (que possui coloração amarela) em *chlorophenol red* – CPR (que possui coloração avermelhada).

O ensaio foi realizado em microplacas de 96 poços com diluição seriada das amostras e do 17β-estradiol como controle positivo, na faixa de 2724 a 1,33 ng.L^{-1}, e o etanol como controle negativo. Após incubação de 72 horas à 30ºC, as absorbâncias a 575 nm e 620 nm foram medidas para avaliar cor e turbidez, respectivamente, e proceder os cálculos. Valores de citotoxicidade (inibição do crescimento da levedura) foram obtidos a partir do controle da Abs_{620} e resultados de atividade estrogênica em equivalente estradiol (Eq-E2, ng.L^{-1}) foram obtidos interpolando-se os dados da curva da amostra com a curva dose-resposta do 17β-estradiol. O Eq-E2 total foi considerado como a soma dos Eq-E2 de cada fração da amostra. Para avaliar a atividade antiestrogênica, E2 na concentração fixa de 27,24 ng L^{-1} foi adicionado àcurva da amostra. A avaliação qualitativa foi realizada comparando-se a curva dose-resposta da amostra adicionada de E2 e a resposta do E2 27,24 ng L^{-1}.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Citotoxicidade

A inibição do crescimento da levedura ou citotoxicidade constitui uma barreira analítica no ensaio YES para amostras ambientais, pois com a redução do número de células, reduz-se a quantidade de receptores de estrogênio disponíveis. Neste estudo, a citotoxicidade ocorreu nos extratos SST > 0,7 µm das amostras de afluente (B2, B3 e B4) em até 93 %, o que inviabilizou o calculo do Eq-E2 dessas frações nas amostras. Este fenômeno também foi observado anteriormente em amostras do Rio Maracanã, que tiveram recorrente citotoxicidade associada às partículas > 0,7 µm (Argolo *et al*., 2021).

3.2 Atividade estrogênica

Os resultados de atividade estrogênica são apresentados na Fig. 1. Os valores de Eq-E2 total (Fig. 1.a) estiveram na faixa de 14 a 41,4 ng L^{-1} para o afluente da ETE e de < LD a 2,3 ng L^{-1} para o efluente da ETE. Portanto, o processo de tratamento aplicado resultou em uma remoção média de Eq-E2 total de 92 %. Os valores de Eq-E2 obtidos são semelhantes aos reportados por Dagnino *et al*. (2010) que avaliaram a estrogenicidade das fases dissolvida e particuladas de ETE na França com o ensaio MELN e obtiveram Eq-E2 total nas faixas de 48,6 – 84,9 ng L^{-1} para afluentes e 3,3 – 60,1 ng L^{-1} para efluentes de ETE. Contudo os resultados variaram de acordo com a concentração de sólidos suspensos e as tecnologias de tratamento empregadas. A atividade estrogênica total do afluente de ETE no presente estudo foi também semelhante aos resultados anteriormente obtidos para **águas do Rio Maracanã. O rio urbano, altamente impactado pelo lançamento de esgoto doméstico, apresentou atividade estrogênica na faixa de 29 a 65** ng L^{-1} de Eq-E2 (Argolo *et al*., 2021).

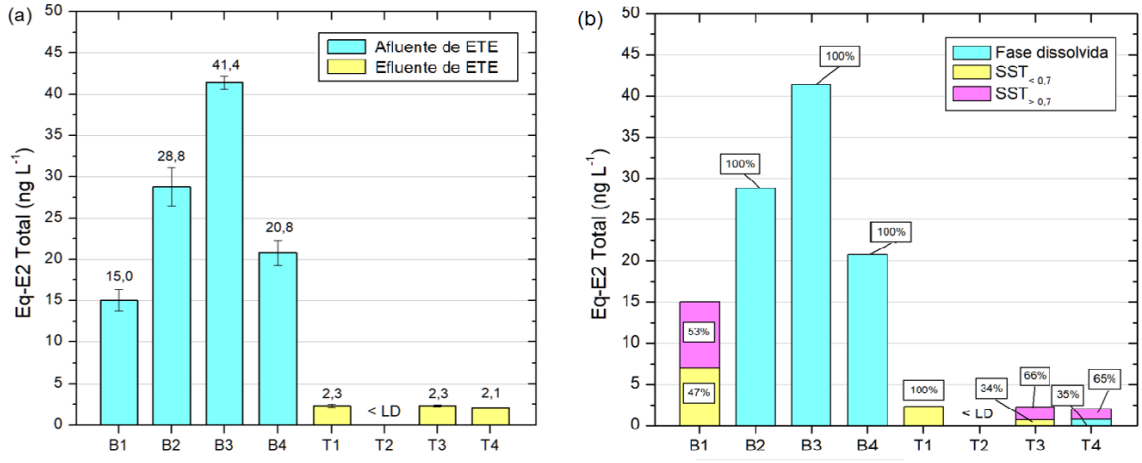


Fig. 1. Resultados de atividade estrogênica para as amostras de afluente e efluente de ETE. (a) Valores de equivalente estradiol total (ng L^{-1}); (b) Distribuição percentual entre as fases dissolvida e particulada de atividade estrogênica total.

Escher *et al*. (2018) propuseram para o ensaio YES o valor de Eq-E2 de 0,88 ng L^{-1} como valor de *effect-based trigger* (EBT), isto é, a concentração limite de micropoluentes orgânicos que elucida um efeito biológico. Valores de EBT variam entre bioensaios de acordo com sua sensibilidade e estão relacionados ao acionamento de efeitos adversos. Assim, o efluente da ETE foi em média 1,7 vezes mais estrogênico do que o valor de EBT, enquanto afluente da ETE foi em média 26,7 vezes mais estrogênico do que o EBT proposto.

A distribuição entre as fases (Fig. 1.b) evidenciou que para as amostras de afluente de ETE, a atividade estrogênica esteve quase exclusivamente associada à fase dissolvida. Como exceção, a amostra B1 teve sua estrogenicidade dividida apenas entre as duas frações de sólidos avaliadas. No entanto, vale salientar que a elevada citotoxicidade induzida pelos extratos dos sólidos maiores que 0,7 µm nas demais amostras de afluente de ETE pode ter mascarado parte da atividade estrogênica desta fração. Por outro lado, a atividade estrogênica de efluentes de ETE esteve majoritariamente associada aos SST, contribuindo com 65 a 100 % do Eq-E2 total, o que indica uma transferência de fase decorrente do processo de tratamento..

O estudo de afluentes e efluentes de ETE na França conduzida por Dagnino *et al*. (2010) resultou em 32,2 a 97,4 % da atividade estrogênica de afluentes associada a fase dissolvida, enquanto para efluentes os percentuais variaram de 20 a 96,6 %. Por outro lado, a atividade estrogênica das águas do rio Maracanã foi 51 ± 12 % associada à fase dissolvida e na faixa de 31 a 62 % associada às partículas de 0,45 a 0,7 µm, segundo estudo prévio (Argolo *et al*., 2021).

3.3 Atividade antiestrogênica

A atividade antiestrogênica (Tabela 1) foi recorrente nos extratos SST > 0,7 dos afluentes, inclusive também mascarando o potencial estrogênico da amostra B3-$SST_{>0,7}$. O mesmo

ocorreu com as frações dissolvida e particulada (< 0,7 µm) do efluente T2. Ademais, a atividade estrogênica foi evidenciada em frações de amostra que não induziram resposta positiva no ensaio YES padrão, como os extratos B2-$SST_{<0,7}$ e T4-$SST_{<0,7}$ e a fração dissolvida das amostras B1 e T3.

Ihara *et al*. (2014) avaliaram amostras de afluente e efluente secundário de tratamento biológico no Japão e reportaram recorrente atividade antiestrogênica no ensaio com Reα, elencando antagonistas competitivos como prováveis causadores desse efeito. Archer *et al*. (2020) também reportaram o efeito recorrente da atividade antiestrogênica em efluentes de ETE na África do Sul, o que teria mascarado o efeito agonista no ensaio YES.

Tabela 1. Síntese da avaliação da atividade antiestrogênica para as frações das amostras de afluente e efluente de ETE realizada com o ensaio YES.

Amostra	Efeito observado		
	Dissolvido	**SST < 0,7** µm	**SST > 0,7 µm**
B1	E	-	-
B2	-	E	A
B3	-	-	E, A
B4	-	-	A
T1	A	-	E, A
T2	E, A	E, A	E
T3	E	-	-
T4	-	E	-

Legenda: A: efeito antagonista (atividade antiestrogênica); E: efeito agonista (atividade estrogênica).

4. CONCLUSÃO

A avaliação das amostras resultou em elevados valores de Eq-E2 total, nas faixas de 15–41,4 ng L^{-1} para afluente de ETE e <LD–2,3 ng L^{-1} para efluente de ETE. Foi observada a contribuição da fase particulada à atividade estrogênica total de 65 % a 100 % em efluentes, enquanto afluentes tiveram a atividade estrogênica primariamente associada a fase dissolvida. A citotoxicidade foi recorrentemente na fração de SST > 0,7 µm e pode ter mascarado a ocorrência de atividade estrogênica associada a essa fração da amostra. A atividade estrogênica também foi mascarada por atividade antiestrogênica das fases dissolvida e particulada de amostras, o que também leva a uma subquantificação do potencial estrogênico das matrizes. Conclui-se que os SST constituem importante veículo de DE estrogênicos no meio e que a atividade antiestrogênica e a citotoxicidade podem induzir uma subquantificação do potencial estrogênico de amostras avaliadas pelo ensaio YES.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Archer, E; Wolfaarft, GM; Van Wyk, JH; Van Blerk, N (2020) Investigating (anti)estrogenic activities within South African wastewater and receiving surface waters: Implication for reliable monitoring. Environmental Pollution, v. 263, p. 114424.

Argolo, ADS; Gomes, G; Bila, DM (2021) Insights into total estrogenic activity in a sewage-impacted urban stream assessed via ER transcriptional activation assay: Distribution between particulate and dissolved phases. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 208, p. 111574.

Dagnino, S; Gomez, E; Picot, B; Cavaillès, V; Casellas, C; Balaguer, P; Fenet, H (2010) Estrogenic and AhR activities in dissolved phase and suspended solids from wastewater treatment plants. Science of the Total Environment, v. 408, n. 12, p. 2608–2615.

Escher, BI *et al*. (2018) Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. Science of the Total Environment, v. 628–629.

Gomes, G (2020) Avaliação dos fatores de interferência no ensaio in vitro Yeast Estrogen Screen (YES) para análise de estrogenicidade em amostras ambientais, compostos orgânicos e misturas. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

Ihara, M *et al*. (2014) Co-occurrence of estrogenic and antiestrogenic activities in wastewater: Quantitative evaluation of balance by in vitro ERα reporter gene assay and chemical analysis. Environmental Science and Technology, v. 48, n. 11, p. 6366–6373.

Martyniuk, CJ; Martínez, R; Navarro-Martín, L; Kamstra, JH; Schwendt, A; Reynaud, S; Chalifour, L (2022) Emerging concepts and opportunities for endocrine disruptor screening of the non-EATS modalities. Environmental Research, v. 204, n. May 2021.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

225

APLICAÇÃO DE FEZES COMPOSTADAS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PLANTIO DE ALFACE: DECAIMENTO DA BACTÉRIA *ESCHERICHIA COLI* NO SOLO E ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

Fernanda D. Gonçalves FERREIRA [1], Vitor Pereira VAZ [2], Priscila CARLON [3], Amanda da Silva NUNES[4], Flora FIGUEREDO[5], Maria Elisa MAGRI[6], Gislaine FONGARO[7]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, goncalvesfer.d@gmail.com,*

[2] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, vitorpereiravaz@gmail.com,*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, priscila.carlon@gmail.com,*

[4] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, amandaanunes19@gmail.com,*

[5] *Universidade Federal de Santa Catarina, flora.figueredo99@gmail.com,*

[6] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, maria.magri@ufsc.br.*

[7] *Universidade Federal de Santa Catarina, gislaine.fongaro@ufsc.br*

RESUMO

Sistemas de saneamento sustentáveis podem desempenhar papel vital para a economia de água potável, controle da contaminação de corpos hídricos, além do aumento na produção de alimentos através da reciclagem de nutrientes presentes em grande quantidade no esgoto. Embora as vantagens do EcoSan sejam inúmeras, é necessário atentar-se para a potencial presença de micro-organismos patogênicos nestes produtos e consequentemente, a contaminação do solo e dos cultivos. Assim, é necessário garantir que insumos produzidos a partir de excretas sejam seguros no cultivo agrícola. Portanto, é imprescindível estudar o comportamento destes fertilizantes no solo e plantas, bem como avaliar os riscos à saúde humana de forma a determiná-lo em diferentes cenários de exposição. Neste trabalho, buscou-se avaliar a contaminação microbiológica do solo fertilizado com fezes compostadas contaminadas com 3 concentrações de *Escherichia Coli* (3,47E+06, 2,06E+07 e 1,03E+08) e aplicação da metodologia AQRM para avaliação do risco envolvido nos cenários de plantio e manutenção de cultivos fertilizados com o biofertilizante. Como resultado, obteve-se os coeficientes de decaimento decimal em dias: -0,07279, -0,09092 e -0,1158. Considerando a necessidade de redução de 4 unidades logarítmicas de bactérias no solo, seriam necessários entre 36 e 56 dias após aplicação do biofertilizante, para o manuseio seguro do cultivo. O manejo do cultivo, plantio e consumo das hortaliças mesmo nas altas concentrações estudadas apresentaram um risco tolerável de infecção por E. coli.

Palavras-Chave: Saneamento ecológico, reciclagem de nutrientes, fezes compostadas, resíduos orgânicos, Escherichia coli, avaliação quantitativa de risco microbiológico.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, são geradas 9,1 mil toneladas de esgoto por dia e cerca de 43 % desta carga é devolvida aos corpos hídricos sem tratamento adequado. Como impacto negativo deste cenário, uma extensão de mais de 110 mil km de corpos hídricos tem a sua qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica. Deste trecho, em 83.430 km não é mais permitida a captação de água e em um trecho de 27.040 km a captação é permitida, porém requer tratamento avançado (ATLAS ESGOTO, 2022).

Em sistemas centralizados, além do uso de água potável para diluição das excretas e da perda dos nutrientes que poderiam ser aproveitados no solo, a alta carga de matéria orgânica e nutrientes causam a deterioração de corpos hídricos através do processo de eutrofização, encarecendo o serviço de tratamento de água para abastecimento e/ou impossibilitando a captação de água (ESREY, 2001; ATLAS ESGOTO, 2022).

Neste sentido, sistemas de saneamento sustentáveis atuam no controle da poluição de corpos hídricos, promovendo saúde ambiental e o aumento na produção de alimentos através da reciclagem de nutrientes que estão presentes em grande quantidade no esgoto e que seriam descartados (HARDER, 2020). Diante deste cenário, o saneamento ecológico é uma alternativa que visa a sustentabilidade no setor saneamento através do reaproveitamento de subprodutos desses sistemas.

Entretanto, embora as vantagens do EcoSan a presença de micro-organismos patogênicos nestes produtos e a contaminação do solo, da água e dos cultivos devem ser investigados quanto a sua capacidade de se acumular no solo tendo como consequência a contaminação da água e dos cultivos (FONGARO *et al*., 2017). Neste sentido, é necessário garantir que os biofertilizantes produzidos através de excretas sejam seguros na aplicação agrícola, tanto no manuseio do produtor rural como no consumo final.

2. METODOLOGIA

2.1 Tratamento das excretas

As fezes humanas foram coletadas através de um banheiro seco sem separação de urina e armazenadas em bombonas plásticas por 1 ano. Foram montadas as leiras de compostagem com capacidade para 100 kg de resíduos semanais. A alimentação das leiras foi realizada 2 vezes por semana seguindo a proporção semanal de 1:3 (fezes: resíduos orgânicos). O processo teve duração de 11 semanas (INÁCIO E MILLER, 2009). Ao final do processo de maturação, se obteve um material estável, sem odor, com pH 5,8 e caracterização nutricional de 37,6 g/kg de nitrogênio (N), 53,20 g/kg de fósforo (P) e 33,48 g/kg de potássio (K).

2.2 Experimento de cultivo de alface em vasos:

O experimento de cultivo consistiu em 36 vasos com 2,5 kg de solo biofertilizados com 22 g de com fezes co-compostadas inoculadas com 3 concentrações distintas de

Escherichia coli ATCC13706. A propagação da bactéria foi realizada por meio da adição de uma alíquota de 2 mL da bactéria congelada em aproximadamente 50 mL de meio MSB (Modified Scholtens' Broth) para com posterior incubação a 37ºC ± 2 ºC com agitação a 40 s-1 overnight e nova adição de meio 12 h após o início do crescimento. A inoculação no composto ocorreu 24 h antes do plantio. O solo usado foi caracterizado como franco siltoso, com pH 6,9 com teores de (P) de 2,3 mg.dm³, (K) 18mg.dm³ e matéria orgânica 0,7 mg.dm³. As alfaces da subespécie vera (Lactuca Sativa) foram transplantadas nos vasos fertilizados com 33 dias de idade.

2.2.1 Análise microbiológica do solo

As amostras de solo foram coletadas em duplicata semanalmente com uma colher esterilizada com etanol 70%. Para a análise, realizou-se a diluição de 10 g de amostra de solo em 90 mL de solução salina peptonada (1:9 m/v). Em seguida, foram realizadas as diluições seriadas de base 10 e então semeadas alíquotas de 0,1 mL em placas de ágares específicos. Para a bactéria *E.coli* foi utilizado o Ágar seletivo MacConkey com incubação a 37º C ± 2 ºC por 24 horas e quantificação em Unidades Formadoras de Colônia por grama (UFC.g^{-1}).

2.3 Avaliação quantitativa de risco microbiológico

Identificação do perigo:

Para este estudo buscou a cepa de e. coli com mais casos associados de internações e mortalidades. Conforme dados da WHO (2018) a cepa STEC é a maior causa de internações obtidos entre cepas. Considera-se que da carga de *E. coli* no ambiente, cerca de 8% são patogênicas. Para esta análise de risco, utilizou os valores de contaminação obtidos no ensaio de inoculação do biofertilizante. Portanto, as concentrações iniciais de E. coli no biofertilizante foram de 3,4E+06, 2,06E+07 e 1,03E+08. As taxas de decaimento (K) obtidas pelo estudo foram de -0,1054, -0,1154 e -0,1424, respectivamente, para cada uma das concentrações. O parâmetro microbiológico de decaimento no ambiente (α) da E. coli é de 1.55E-01. Os valores de dose infectante média (N50) e dose infecciosa em 50% dos hospedeiros (ID50) são de 2,11E+06 (QMRAWiki, 2021). A excreção da E. coli nas fezes gira em torno de 10^6 e 10^9(HAAS, ROSE, GERBA, 2014).

Avaliação da exposição: Neste trabalho, os cenários foram definidos para simular a manipulação do biofertilizante no plantio e manejo do sistema solo-planta em cultivos não mecanizados de alface. A população exposta ao cenário foi definida como um adulto de 18-65 anos. Os cenários escolhidos para a aplicação da AQMR são:

I - Aplicação do biofertilizante: Durante a aplicação do biofertilizante, estima-se que sejam ingeridas acidentalmente cerca de 50- a 150 mg de partículas (FINLEY *et al*, 1985). A estimativa é que o trabalhador rural aplique o biofertilizante 3 vezes ao ano durante 2 dias, totalizando 6 exposições por ano.

II - Atividade de manejo: Durante o cultivo de alface adubada com as fezes co-

compostadas foi assumido que o trabalhador estaria sujeito à ingestão de 50- 150 mg de solo por exposição. Considerando que o agricultor esteja exposto de 3 a 5 dias por semana, temos entre 160 e 260 dias de exposição anual (EISENBERG *et al*. 2004).

III – Consumo das hortaliças fertilizadas com excretas humanas: O processo de desinfecção das hortaliças, seguida de enxágue com água potável pode reduzir cerca de 2 logs de micro-organismos presentes nas plantas (WHO, 2016). Conforme Nag *et al*. (2022) a quantidade média de sólidos aderidos na cultura é de 2 mg por grama de alface. No brasil, a média do consumo de alface gira em torno 2,6 g/dia para habitante urbano e 2 g/dia para habitantes rurais com frequência de 6,7 a 4%. (POF – IBGE, 2018).

$$d = C\ pat.biof\ x\ I.biof \quad \text{[eq. 1]}$$

$$d = C\ pat.bio\ x\ Fdil.solo\ x\ Dsolo^{-k.t}\ x\ I.solo \quad \text{[eq. 2]}$$

$$d = C\ pat.cult\ x\ C.hort \quad \text{[eq. 3]}$$

$$(Cpat.cultura = S.aderido\ x\ Cpat.solo\ x\ 10^{-k.t}\ R.lavagem) \quad \text{[eq. 3.1]}$$

Onde: **d** = dose de patógenos ingerida por evento de exposição, **Cpat.biof** = concentração de patógenos no biofertilizante, **I.biof** = quantidade de biofertilizante ingerida acidentalmente em org.(gST)$^{-1}$, **Fdil.solo** = fator de diluição do biofertilizante no solo (m/m); **Dsolo** = decaimento dos patógenos no solo, sendo **k** = coeficiente de decaimento dos patógenos no solo (d^{-1}) e **t** = tempo referente ao ciclo das hortaliças (dias); **Isolo** = ingestão acidental de partículas de solo (g), **C pat.cultura**: concentração de patógenos na cultura em org.(gST)$^{-1}$, **S. aderido:** Quantidade de sólidos aderidos na cultura no momento da colheita (mg.g-^{1}), **Cpat.solo:** concentração estimada de patógenos no solo após 40 dias de aplicação do biofertilizante, **R.lavagem**: Redução dos micro-organismos após desinfecção e lavagem com água potável em Log10.UFC.g-^{1} **C hortaliças:** Consumo anual de hortaliças em g.hab.ano^{-1}.

Avaliação da dose-resposta: De acordo com Haas, Rose e Gerba (2014), o melhor modelo para o cálculo do risco associado à E. coli é o Beta-Poisson (Eq.4).

$$P = 1 - [1 + dose\frac{2_a^1 - 1}{N50}] - a \quad \text{[eq. 4]}$$

Caracterização do risco: A caracterização de risco consiste na integração dos dados das etapas anteriores e a estimativa da magnitude do problema de saúde pública com base na probabilidade de que ocorra infecção ou doença com base nos cenários estabelecidos para a aplicação das fezes co-compostadas em cultivos de alface.

3. RESULTADOS

Considerando a concentração inicial de E. coli nas fezes co-compostadas, cinco dias após a aplicação do biofertilizante contaminado houve uma redução de 2,12 logs para C1, 2,44 logs para C2 e 1,5 logs para C3. O decaimento ao longo do ciclo foi de 3,42 logs para C1, 2,18 logs para C2 e 5,55 logs para C3. Mostrando decaimento mais rápido para concentrações mais altas de E. coli. Os valores de R^2, p, coeficientes de decaimento, T90 e tempo para decaimento de 4 log10 podem ser observados na tabela 1:

Tabela 1: Valores de p, coeficiente de decaimento, T90 e tempo para decaimento de 4 unidades logarítimicas

Concentração	R^2	*p*	k	T90 (dias)	4 Log_{10}
3,47E+06 (C1)	0,8954	0,0043	-0,07279	13,74	54,96
2,06E+07 (C2)	0,8340	0,0110	-0,09092	11,00	44,00
1,03E+08 (C3)	0,8490	0,0090	-0,1158	08,63	34,52

Fonte: Os autores (2022)

A utilização da metodologia AQMR permitiu estimar o risco para os cenários de fertilização e plantio, manejo e consumo das hortaliças fertilizadas com fezes co-compostadas inoculadas com E. coli. Como resultado, os maiores riscos estão no cenário de aplicação do biofertilizante com probabilidade de infecção anual de 23.22%, 40,34% e 53.31% para C1, C2 e C3, respectivamente. Para os cenários de manejo do sistema solo-planta os riscos foram considerados baixos, apresentando probabilidade de infecção anual de 5,19E-08, 2,35E-09 e 9,91E-11 para C1, C2 e C3. O cenário de consumo das hortaliças após processo de lavagem, apresentou riscos anuais quase nulos para E. coli de 3,86E-11, 6.86E-12 e 0 para C1, C2 e C3, respectivamente.

3. CONCLUSÕES

O risco de infecção é maior no cenário de fertilização e reduz gradativamente com o tempo. Neste sentido, utilizando o tempo proposto pela CONAMA 498/2020 entre aplicação e colheita, os riscos são baixos para os cenários de manejo e plantio, chegando próximo a zero para o consumo das hortaliças. Tais resultados indicam que mesmo em concentrações de contaminação superiores as usuais nos biofertilizantes produzidos a partir de excretas, os riscos no consumo de hortaliças são quase nulos, demonstrando a segurança no uso deste insumo no que tange ao risco por contaminação bacteriana.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. ATLAS ESGOTOS: despoluição das bacias hidrográficas. Despoluição das Bacias Hidrográficas. 2022. Disponível em: http://atlasesgotos.ana.gov.br/. Acesso em: 02 maio 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO N° 498, DE 19 DE AGOSTO

DE 2020: RESOLUÇÃO Nº 498, DE 19 DE AGOSTO DE 2020. 1 ed. Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2020. 4 p.

FINLEY, B.; PROCTOR, D.; SCOTT, P.; *et al*. Recommended Distributions for Exposure Factors Frequently Used in Health Risk Assessment. Risk Analysis, v. 14, n. 4, p. 533–553, 1994.

FONGARO, G.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; HERNÁNDEZ, M.; *et al*. Different behavior of enteric bacteria and viruses in clay and sandy soils after biofertilization with swine digestate. Frontiers in Microbiology, v. 8, n. JAN, p. 1–9, 2017.

EISENBERG, J. N. S.; SOLLER, J. A.; SCOTT, J.; EISENBERG, D. M.; COLFORD, J. M. A Dynamic Model to Assess Microbial Health Risks Associated with Beneficial Uses of Bio-solids. Risk Analysis, v. 24, n. 1, p. 221–236, 2004.

ESREY, Steven A.; ANDERSSON, Ingvar; HILLERS, Astrid; SAWYER, Ron. CLOSING THE LOOP: ecological sanitation for food security.: Ecological sanitation for food security. Water Resources, Mexico, v. 8, p. 107, abr. 2000. Disponível em: < http://www.ecosanres.org/pdf_files/closing-the-loop.pdf>.

HAAS, Charles N.; ROSE, Joan B.; GERBA, Charles P. Quantitative microbial risk as-sessment. John Wiley & Sons, 2014.

HARDER, ROBIN; WIELEMAKER, ROSANNE; MOLANDER, S.; HARDER, R.; WIELEMAKER, R.; MOLANDER, S.; ÖBERG, G. Reframing human excreta management as part of food and farming systems. Water Research, v. 175, n. 115601, p. 1–8, 2020.

IBGE. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2017-2018: análise de consumo alimentar pessoal no Brasil. 2020.

INÁCIO, C.T., MILLER, P.R.M., 2009. Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos. Rio de Janeiro.

MAGRI, M.E., PHILIPPI, L.S., VINNERÅS, B., 2013. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. Appl. Environ. Microbiol. 79, 2156–2163. https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12

NAG, R.; RUSSELL, L.; NOLAN, S.; *et al*. Quantitative microbial risk assessment associated with ready-to-eat salads following the application of farmyard manure and slurry or anaerobic digestate to arable lands. Science of the Total Environment, v. 806, p. 151227, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151227>.

QMRAWIKI. Escherichia coli: dose response models. Dose Response Models. 2022. Michi-gan State University, College of Engineering, Department of Biosystems and Agricultural Engineering. Disponível em: http://qmrawiki.org/pathogens/adenovirus. Acesso em: 24 Oct. 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS CAUSADOS PELO LANÇAMENTO DE RESÍDUO DE ETA NA BIOTA AQUÁTICA POR MEIO DO LEVANTAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Silvia Moreira dos SANTOS[1], Cláudia Alves de SOUZA[1], Marcela Felix de PAULA[1] , Rafael Rodrigues de PAIVA[1]

[1] Saneamento de Goiás S.A., Avenida Fued José Sebba, 1245, Jardim Goiás –Goiânia – Goiás – Brasil, silviamoreira@saneago.com.br, claudiasouza@saneago.com.br, felix.paula@unesp.br, rafaelpaiva@saneago.com.br

RESUMO

Ações antrópicas podem impactar ambientes aquáticos levando a alterações na qualidade da água e perda da biodiversidade. Os resíduos resultantes das estações de tratamento de água (ETAs) não devem causar impactos negativos nos mananciais, assim, o monitoramento da qualidade da água nos pontos a montante e a jusante do lançamento do lodo das ETAs são essenciais para o gerenciamento adequado dos resíduos. Práticas inadequadas da disposição desses resíduos devem ser evitadas, assegurando o gerenciamento do lodo de modo apropriado, sem causar passivos ambientais decorrentes do processo de tratamento de água. O biomonitoramento apoiado na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é uma das metodologias mais eficiente para a avaliação da qualidade da água. Portanto, justifica a preferência pela utilização de macroinvertebrados bentônicos como forma de avaliar a qualidade da água nos pontos a montante e a jusante do lançamento do lodo. O objetivo deste trabalho foi avaliar os impactos dos resíduos lançados em ETAs no estado de Goiás, na biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos na biota aquática. As classificaç*ões dos índices aplicados, caracterizaram ambientes seletivos ou moderadamente seletivo com a presença das famílias Leptohyphidae, Hydropsychidae e Perlidae. Destarte, esses mananciais mantêm uma biota sen*sível à poluição, demonstrando que os resíduos do tratamento de água não impactam diretamente na viabilidade destes bioindicadores. Os resultados físico-químicos corroboram com a presença de nichos ecológicos adequados a exigência de organismos de alta tolerância a poluição, assim como de organismos que apresentam alta sensibilidade, exigindo elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, baixa concentração de sólidos totais dissolvidos. O monitoramento anual de macroinvertebrados bentônicos deve ser realizado para a avaliação continuada do efeito do lodo na biota aquática

Palavras-Chave: Lodo de ETA 1, Índice de diversidade de Shannon-Wiener 2, Valor de tolerância à poluição 3, Índice *Biological Monitoring Working Party* 4.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido fortemente alterados em função de múltiplos impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas. Como consequência dessas atividades, observa-se uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática (Santos, 2003). Tem-se como agravante desse processo de degradação os resíduos resultantes do tratamento de água (lodo), que constituem um aglomerado de substâncias químicas que são geralmente lançados nos cursos hídricos. O destino dos resíduos das estações de tratamento de água (ETA) tem sido frequentemente o mesmo curso hidríco onde se capta a água ou em um manancial próximo.

De acordo com a Lei 12.305/2010 (Brasil, 2010), a disposição final do lodo em ecossistemas aquáticos não deve causar impactos negativos aos manancias, bem como comprometer a biodiversidade aquática. Práticas inadequadas de disposição devem ser evitadas, assegurando o gerenciamento do lodo de modo apropriado, sem causar passivos ambientais decorrentes do processo de tratamento de água.

Para o gerenciamento do lodo, pode-se utilizar bioindicadores como forma de avaliar a qualidade da água nos pontos a montante e a jusante do lançamento das ETAs. Dentre os bioindicadores utilizados, o monitoramento da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é uma das metodologias mais eficientes (Cunha & Calijuri, 2012). Esses organismos bioacumuladores vivem aderidos a pedras, cascalhos, folhas ou enterrados em sedimentos, lama ou areia de ambientes aquáticos lênticos e lóticos (Shaffer, 1984). Constituem um dos grupos biológicos mais diversificados e abundantes dos ambientes aquáticos e desempenham um papel fundamental na degradação do material alóctone em riachos (Zardo *et al*., 2013). Resh e Jakson (1993) evidenciaram a sensibilidade dos macroinvertebrados bentônicos não apenas à poluição, mas também às alterações no habitat.

O objetivo deste trabalho foi avaliar os impactos dos resíduos lançados pelas ETAs na biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos, assegurando o atendimento de especificações técnicas de normas vigentes e a garantia da qualidade da água.

2. MATERIAL & MÉTODOS

As coletas foram realizadas no período de estiagem de 2018 (abril e maio) e 2019 (agosto) em pontos amostrados a montante e jusante dos lançamentos de resíduos (lodo) de ETAs de 7 cidades da região metropolitana de Goiânia (RMG): Aragoiânia, Caldazinha, Goianápolis, Hidrolândia, Nerópolis, Terezópolis e Trindade (Figura 1).

As amostradas foram coletadas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Brandão *et al*. 2011). As análises físico-químicas (condutividade, cor, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais dissolvidos, temperatura ambiente, temperatura da água e turbidez) e de macroinvertebrados bentônicos foram executadas na Supervisão de Laboratório de Água da SANEAGO de acordo com *Standard*

Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

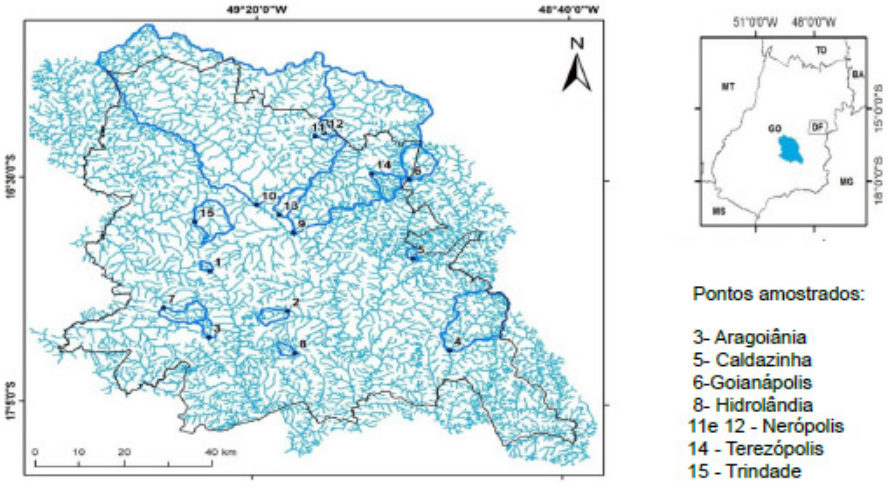


Fig. 1: Mapa da localização das bacias hidrográficas e dos pontos amostrados.

Para os dados de macroinvertebrados bentônicos, foram calculados três índices ecológicos. O índice ecológico de diversidade de Shannon-Wiener, que varia de 0 a 5 bits/ind, sendo < 1 bits/ind = indicativo de ambiente seletivo, 1 a 3 bits/ind = moderadamente seletivo e > 3 bits/ind = águas limpas (Magurran, 1991; Pereira e Henrique, 1996). O valor de tolerância à poluição – VTP é interpretado como indicativo de ambientes com organismos intolerantes (valores de 0 a 2), moderadamente tolerantes (3 a 5) e tolerantes (>5) (King, 1993). O índice *Biological Monitoring Working Party classifica os ambientes em qualidade péssima (<25), ruim (26 a 40), regular (41 a 60), boa (61 a 80) e excelente (> 81) (Junqueira et al., 2000). Finalmente, correlações de Pearson foram realizadas com o objetivo de identificar relações entre os atributos da comunidade de macroinvertebrados e variáveis físico-químicas.*

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados do índice de diversidade de Shannon-Wiener revelaram que os ambientes amostrados são moderadamente seletivos, exceto os mananciais de Nerópolis e Goianápolis (Figura 2). Nessas cidades, o ambiente foi classificado como seletivo, embora tenha sido registrado a presença da família Leptohyphidae (Ephemeroptera) e Hydropsychidae (Tricoptera). Essas famílias estão presentes em águas limpas e com elevada concentração de oxigênio, vivendo em ambientes com elevada diversidade de hábitats. Ambientes moderadamente seletivos também possuíram bons indicadores, como por exemplo, a família Perlidae (Plecoptera) que habitam apenas ambientes com alto teor de oxigênio.

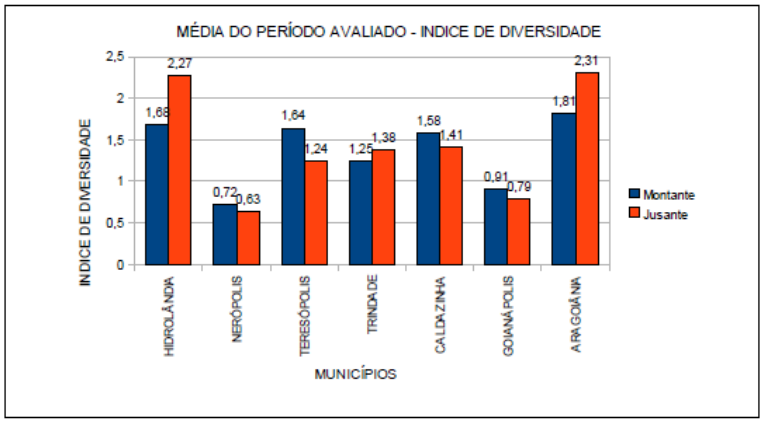


Fig. 2: Índice de diversidade de Shannon-Wiener a montante e jusante do ponto de lançamento de lodo das oito cidades avaliadas.

De acordo com valores de VTP, todos os pontos à jusante do lançamento de lodo obtiveram resultados muito abaixo do ideal, exceto para o município de Hidrolândia (Figura 2). É fundamental ressaltar que em todos os pontos monitorados à montante dos lançamentos, a qualidade da água foi classificada entre regular e péssima, corrobando os dados referentes ao uso e ocupação do solo encontrado por Souza (2017). De acordo com o autor, as condições de degradação das bacias hidrográficas analisadas evidenciam exploração antrópica, tais como agricultura, pecuária e área urbana. Tais atividades desencadeiam processos de lixiviação de compostos nitrogenados e fosforados, impactando a qualidade biológica destes mananciais.

O índice *Biological Monitoring Working Party indicou* boa qualidade de água nos pontos à jusante no período de 2018 para Aragoiânia, Hidrolândia, Caldazinha e Terezópolis e no ano de 2019 em Goianápolis, Nerópolis, Terezópolis, Hidrolândia, Trindade e Caldazinha (Figura 3). Em Aragoiânia, os resultados de 2018 revelaram apenas a presença de bioindicadores altamente tolerantes a poluição indicando um ambiente com características de degradação.

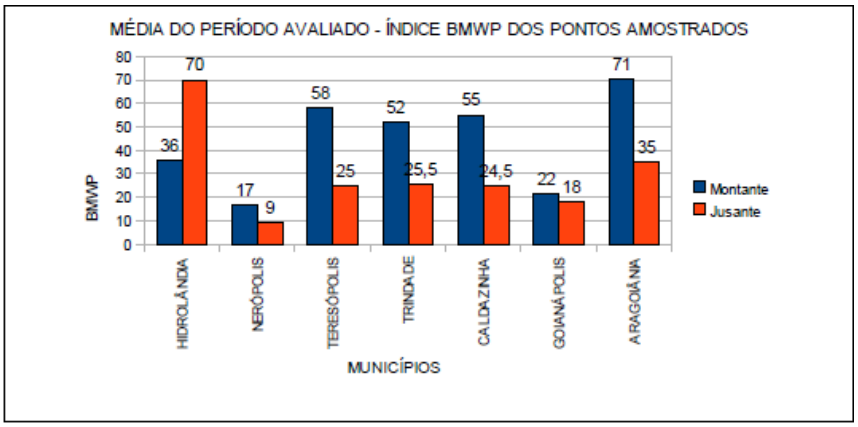


Fig. 3: Índice *Biological Monitoring Working Party* a montante e jusante do ponto de lançamento de lodo das oito cidades avaliadas.

Na análise de correlação de *Pearson*, as associações entre os dados físico-químicos e os índices biológicos foram mais relevantes para pH, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido. Estas associações sugerem que ambientes com baixos valores de pH podem desfavorecer a densidade da comunidade bentônica, assim como níveis elevados de sólidos totais dissolvidos podem indicar poluição orgânica. Já para o oxigênio dissolvido, a relação direta pode ser explicada pelas exigências de macroinvertebrados para a sobrevivência e abundância no ecossistema aquático.

4. CONCLUSÃO

Apesar das classificações dos índices aplicados caracterizarem ambientes seletivos ou moderadamente seletivos, a presença das famílias Leptohyphidae, Hydropsychidae e Perlidae indicam a sensibilidade requerida pelos macroinvertebrados bentônicos, uma vez que esses mananciais mantêm uma biota sensível à poluição. Portanto, os resíduos resultantes do tratamento de água (lodo) não impactam diretamente na viabilidade destes bioindicadores. O resultado fisico-químico corroborou tanto com a presença de nichos ecológicos adequados a exigência de organismos de alta tolerância a poluição, quanto com aqueles organismos que apresentam alta sensibilidade, exigindo elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e baixa concentração de sólidos totais dissolvidos. Reforça-se a importância do monitoramento anual de macroinvertebrados aquáticos nos mananciais que recebem o lodo das ETAs para acompanhamento dos efeitos do descarte na biota aquática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA.; AWWA.; WEF (2017) Standard Methods for the Examination of Waterand Wastewater, 23st edn. Washington, D. C.

Brandão, C. J. *et al*.,(Org.) (2011) Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA.

Brasil, Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro e 1998; e dá outras providências. Coleção de leis da Republica Federativa do Brasil, Brasília – DF.

Cunha, D. G. F.; Calijuri, M. C. (2012) Sistemas aquáticos continentais. In: Calijuri, M. C.; Cunha, D.G. F.(Coord.) Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia E Gestão Campus, 2012.

Junqueira, M. V., Amarante, M. C., Dias, C. F. S., França, E. S. (2000) Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. Acta Limnologica Brasiliensia.

King, K. W. (1993) Laboratory manual and illustrated guide to orders of common Wyoming stream macroinvertebrates. Wyoming. Wyoming Departament of Enviromental Quality.

Magurran, A. E. (1991) Ecological Diversity and it's Measuremnt. London. Chapman & Hall Co.

Pereira, D. N., Henrique, R. M. (1996) Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. Revia. brasil. Biol.

Resh, V. H., Jackson, J. K. (1993) Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Freshwater biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg. D. M., Resh. V.H. (eds), Champam and Hall, New York.

Santos, M. R. M. Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática (2003) In: O Príncipio Poluidos-Pagador e a Gestão de Recursos Hídricos: A Experiência Européia e Brasileira . 2ª Reimpressão. Rio de Janeiro: Elsevier.

Shaffer, A. (1984) Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: UFRGS.

Souza, C. A. (2017) Influência de parâmetros morfométricos e do uso e ocupação da terra na densidade de cianobactérias em bacias hidrográficas de captação de água para abastecimento público. 137 p Dissertação - Universidade Federal de Goiás – UFG, Goiânia, GO.

Zardo, D. C., Hardoim, E. L., Amorim, R., Malheiros, C. H. (2013) Variação espaço temporal na abundância de ordens e famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados em área de nascente, Campo Verde-MT. Revista Uniara.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

234

ENGENHARIA SANITÁRIA E SAÚDE PÚBLICA: PROGRAMA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA DE PREVENÇÃO DA DOENÇA DOS LEGIONÁRIOS NA ARSLVT, IP

Lígia RIBEIRO[1], Sónia CAEIRO[2], Patrícia PACHECO[3], Carla DIAS[4]

[1] *Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP, Avenida Estados Unidos da América n.º75, 1749-096 Lisboa, ligia.ribeiro@arslvt.min-saude.pt*

[2] *Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP, Avenida Estados Unidos da América n.º75, 1749-096 Lisboa, sonia.caeiro@arslvt.min-saude.pt*

[3] *Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP, Avenida Estados Unidos da América n.º75, 1749-096 Lisboa, Patriciap@arslvt.min-saude.pt*

[4] *Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP, Avenida Estados Unidos da América n.º75, 1749-096 Lisboa, carla.dias@arslvt.min-saude.pt*

RESUMO

A importância da Saúde Ambiental é cada vez maior, tendo em conta os desafios que atualmente se colocam à Saúde Pública, com novos paradigmas, nomeadamente com riscos diferentes e de dimensão muitas vezes desconhecida ou em estudo. Integrada na Saúde Pública, a Engenharia Sanitária existe nos Serviços de Saúde desde os finais do Século XIX. A sua relevância é irrefutável e decorre das atuais estimativas da Organização Mundial de Saúde que preconiza que 24% das doenças e 23% das mortes, na população mundial, estão relacionadas com problemas de origem ambiental.

Desde o princípio do século que, na Região de Lisboa e Vale do Tejo (RLVT), se iniciaram ações de vigilância sanitária de vários fatores ambientais com efeitos na saúde, como é o caso da Doença dos Legionários (DL). Desde então, têm sido promovidas ações pelas Unidades de Saúde Pública (USP) em articulação com os Engenheiros Sanitaristas com formação especializada na avaliação de pontos críticos das redes, dos sistemas e dos equipamentos, propondo medidas a aplicar na resolução de problemas associados ao desenvolvimento microbiano, designadamente *Legionella*.

Com a pronta intervenção dos Serviços Saúde Pública (SSP), nomeadamente na resposta a surtos, alguns de extrema gravidade, pretende-se identificar e suspender em tempo útil a origem da contaminação, para quebrar a cadeia de transmissão, apesar do surgimento dos casos se arrastar por alguns dias, de acordo com o dia do contágio e com o período de incubação. Pretende-se dar a conhecer as atividades da Área Funcional de Engenharia Sanitária (AFES) da Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo - Departamento de Saúde Pública, em particular no que à prevenção da DL diz respeito.

Palavras-Chave: Legionella 1; Vigilância 2; Sanitária 3; Saúde 4; Prevenção 5.

1. INTRODUÇÃO

A RLVT é constituída por 5 NUTS III: Grande Lisboa, Península de Setúbal, Médio Tejo, Lezíria do Tejo e Oeste. Congregava, em 2011, 52 concelhos e 534 freguesias.

Em 2011, possuía uma população residente de 3 659 868 habitantes, mais 5,3% do que em 2001, correspondente a 34,6% da população nacional e 36,4% da população do Continente, para uma área geográfica de 12 203 Km^2 , equivalente a 13,2% de todo o território nacional e a 13,7% do território de Portugal Continental.

A densidade populacional na RLVT era de 309,4 habitantes/ km^2, inferior aos 312 habitantes/ km^2 mencionados no Perfil de Saúde de 2010.



Figura 1 – Área geográfica da RLVT
Fonte – NI/NEP/ARSLVT, 2013

A *Legionella* é uma bactéria que pode colonizar sistemas de distribuição de água, sistemas de climatização e equipamentos recreativos como os jacúzis e outras infraestruturas/ equipamentos produtores de aerossóis. É transmitida ao Homem através da inalação de pequenas gotículas de água (aerossóis) contaminada, de dimensões tão pequenas que veiculam a bactéria até aos pulmões, podendo provocar um tipo de pneumonia designada por DL ou, de forma mais ligeira, Febre de Pontiac. É uma doença que não se transmite pessoa-a-pessoa. Nos últimos anos tem aumentado o diagnóstico desta doença, para a qual não existe vacina e que pode, em casos graves, conduzir à morte.

De acordo com a Decisão da Comissão Europeia n.º 2119/98/CE, de 24 de setembro de 1998, que instituiu uma rede de vigilância epidemiológica e de controlo das doenças transmissíveis na Comunidade, é obrigatório notificar os casos desta doença à rede europeia. Estes dados são geridos pela rede ELDSNet - European Legionnaires' Disease Surveillance Network (anteriormente designada por EWGLINET), coordenada pelo European Centre for Disease Prevetion and Control. Em Portugal, desde 1999 que a

DL está incluída na lista de doenças transmissíveis de declaração obrigatória publicada na Portaria n.º 1071/98, de 31 de dezembro. Atualmente com a Lei n.º 81/2009, de 21 de agosto e com a implementação do Sistema Nacional de Informação de Vigilância Epidemiológica (SINAVE), segundo a Portaria n.º 248/2013, de 5 de agosto e o previsto no Despacho n.º 5855/2014, de 5 de maio, a DL também consta da lista de doenças de notificação obrigatória (DNO).

O Programa de Vigilância Sanitária de Prevenção da Doença dos Legionários (PVSPDL) tendo como finalidade a proteção da saúde das populações, tem como objetivos:

- A identificação dos fatores de risco, existentes ou potenciais;
- A prevenção da proliferação e disseminação da bactéria *Legionella*;
- A diminuição do número dos casos de DL;
- O apoio técnico às autoridades de saúde (AS), às entidades competentes e aos responsáveis das redes, dos sistemas e dos equipamentos de risco.

2. ENQUADRAMENTO

O PVSPDL desenvolve-se em três vertentes - tecnológica, analítica e epidemiológica - sendo a sua intervenção efetuada através de:

- Caracterização das redes, dos sistemas e dos equipamentos de risco (desde a fase de licenciamento até à fase de acompanhamento da exploração) na área geográfica de intervenção;
- Vigilância do cumprimento dos procedimentos de prevenção e controlo da proliferação e disseminação da bactéria nas redes, nos sistemas e nos equipamentos de risco, identificados na área geográfica de intervenção por parte dos responsáveis;
- Avaliação das situações resultantes da notificação de DL - SINAVE;
- Avaliação das comunicações de risco elevado de contaminação e disseminação de Legionella à AS.
- Desenvolvimento de cartas de risco, com base na informação anterior e com apoio dos sistemas de informação geográfica.

No âmbito do PVSPDL são abrangidos os equipamentos e/ou sistemas de potencial risco de proliferação e disseminação da bactéria do género *Legionella*, existentes nos diferentes estabelecimentos da área geográfica de cada USP, tendo presente que as potenciais fontes de infeção por *Legionella* são todas aquelas que libertam aerossóis passíveis de serem inalados, tais como:

- Equipamentos de transferência de calor associados a sistemas de aquecimento, ventilação e ar condicionado ou a unidades de tratamento do ar, desde que possam gerar aerossóis de água:

  - Torres de arrefecimento;
  - Condensadores evaporativos;
  - Sistemas de arrefecimento de água de processo industrial;
  - Sistemas de arrefecimento por cogeração;
  - Humidificadores.

- Sistemas inseridos em espaços de acesso e utilização pública que utilizem água para fins terapêuticos ou recreativos e que possam gerar aerossóis de água:

  - Jacúzis e piscinas com jacúzi incorporado;
  - Piscinas com quedas de água ou equipamentos produtores de aerossóis;
  - Instalações termais e instalações para fins terapêuticos com equipamentos produtores de aerossóis;

- Redes prediais de água fria e de água quente sanitária;
- Outras instalações com probabilidade de proliferação e dispersão de *Legionella*:

  - Lava-olhos, chuveiros de emergência e lavagem de automóveis;
  - Sistemas de rega ou de arrefecimento por aspersão, fontes ornamentais ou outros geradores de aerossóis de água com temperatura entre 25°C e 50°C.

2.1 Vertente epidemiológica

A vertente epidemiológica tem por finalidade atuar na prevenção e defesa da saúde da população através da recolha, tratamento, análise e interpretação de dados, com vista à avaliação de situações de risco, quer pontuais quer continuadas no tempo, e à tomada das medidas necessárias para sua minimização. É desenvolvida no decorrer das atividades de vigilância sanitária, incluindo no âmbito da notificação de caso(s) de DL e de comunicação de situações de risco elevado, de acordo com o definido no anexo II da Portaria n.º 25/2021, de 29 de janeiro.

2.1.1 Comunicação de situações de risco

Considerando o previsto no n.º 2 do artigo 9.º da Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, nas situações de risco elevado, e de acordo com a classificação fixada no anexo I da Portaria n.º 25/2021, de 29 de janeiro, o responsável deve comunicar à AS, num prazo de 48 horas da deteção da situação, os resultados analíticos e as medidas adotadas. Para o efeito, o responsável deve preencher o formulário que consta no anexo II da supracitada portaria, anexando o respetivo boletim de análise.

Na sequência de uma comunicação de situação de risco elevado devem ser implementados os seguintes procedimentos:

- A AS, quando recebe a comunicação, articula com a AFES para analisar a situação comunicada, e caso seja necessário, procede-se à realização da caracterização

técnica do (s) equipamento(s)/sistema(s);

- Quando a comunicação tiver por base resultados analíticos de laboratório não acreditado ou cuja acreditação possa não estar de acordo com a legislação nacional e os procedimentos aplicáveis, a AS impõe ao responsável a realização de análises no laboratório do Departamento de Saúde Ambiental do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge (INSA), laboratório de referência do Ministério da Saúde. A realização da amostragem é da competência do responsável do equipamento/sistema;
- Análise dos programas de prevenção e controlo ou programa de manutenção e limpeza previstos;
- Caso a AS entenda impor a implementação de medidas para minimizar os riscos para a saúde, além das legalmente previstas, **é efetuado um auto de vistoria**, com a identificação dos problemas e das medidas corretivas e preventivas a serem implementadas, bem como o prazo para o seu cumprimento;
- Findo o prazo estabelecido no auto de vistoria, deve ser realizada nova vistoria ao local, com o objetivo de avaliar a eficácia dos procedimentos implementados por parte do responsável do equipamento/sistema, devendo ser comprovada a inexistência de contaminação.
- O responsável deve promover a realização de colheita nova amostra de água no prazo de legalme nte previsto. Os resultados analíticos previstos na alínea anterior devem ser enviados à AS.

2.1.2 Doenças de Notificação Obrigatória

Qualquer caso notificado de DL, de acordo com o estabelecido na Circular Normativa n.º 06/DT, de 22/04/2004 da DGS, na Norma n.º 024/2017 e nas Orientações DGS n.º 20/2017 e n.º 021/2017 de 15/11/2017, deve ser imediatamente alvo de investigação epidemiológica pela AS. A investigação epidemiológica é constituída por duas fases:

1.ª Fase - **Estudo Epidemiológico do Caso de DL** - Inicia-se com a recolha prioritária da informação clínica e dos dados laboratoriais do doente, obtidos através da notificação laboratorial e/ou através de contacto com o médico assistente e/ou com o laboratório que fez o diagnóstico; São identificados todos os locais que possam constituir possíveis fontes de proliferação e disseminação de *Legionella*, para intervenção imediata, os quais serão investigados na segunda fase**.** A investigação epidemiológica deve também apurar, com a maior brevidade possível, se existem outros casos possivelmente relacionados com essa fonte comum de proliferação e disseminação de *Legionella* (possível *cluster*).

2.ª Fase - **Avaliação Ambiental** das possíveis fontes de proliferação e disseminação de *Legionella*.

A atuação por parte dos SSP realiza-se de acordo com o definido na Orientação n.º 021/2017, de 15/11/2017 e Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, em situação de casos esporádicos e em situação de *cluster* ou surto. A avaliação ambiental é efetuada pela AFES, em colaboração com a USP.

3. CONCLUSÕES

O controlo de clusters e/ou surtos de DL depende da rápida obtenção de dados descritivos epidemiológicos em confronto com a informação ambiental, de forma a identificar a fonte e implementar medidas céleres e eficazes, pelo que a disponibilização de mapas de risco recorrendo a sistemas de informação geográfica, será com certeza um contributo que permitirá uma resposta mais eficiente a todos os intervenientes.

Urge conceber a plataforma prevista na Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, e que permitirá o registo e georreferenciação de equipamentos de risco elevado e o acesso dos profissionais de saúde pública a informação relevante no âmbito da avaliação e gestão dos riscos para a saúde.

Importa ainda referir que uma avaliação epidemiológica e ambiental suportada por modelos que integrem dados meteorológicos, como temperatura registada, humidade relativa e informação sobre ventos dominantes, será certamente uma ferramenta que permitirá otimizar a resposta dos serviços de saúde pública quer ao nível da prevenção e da promoção da saúde quer ao nível da resposta a situações de cluster/surto.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os profissionais dos SSP que colaboram nas atividades desenvolvidas no âmbito do PVSPDL, demonstrando empenho e rigor técnico nas diversas funções.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barreiros C., *et al*, “Procedimentos de prevenção de doença dos legionários – Torres de arrefecimento”, Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP. 2015;

Madeira C., Barreiros C., “Procedimentos de prevenção de doença dos legionários – termoacumuladores”, Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP. 2016;

Matos, A. *et al.*, Programa de Vigilância Sanitária de Prevenção da Doença dos Legionários - Orientações. Departamento de Saúde Pública da ARSLVT, IP. Julho de 2018.

LEGISLAÇÃO

- Decreto-Lei n.º 35/2013, de 4 de outubro, que altera e república o Decreto-Lei n. º82/2009, de 2 de abril, define as competências e atribuições das Autoridades de Saúde, nomeadamente vigiar o nível sanitário dos aglomerados populacionais, dos serviços, estabelecimentos e locais de utilização pública e determinar as medidas corretivas necessárias à defesa da saúde pública.

- Lei n.º 81/2009, de 21 de agosto, institui um sistema de vigilância em saúde pública, que identifica situações de risco, recolhe, atualiza, analisa e divulga os dados relativos a doenças transmissíveis e outros riscos em saúde pública, bem como prepara planos de contingência face a situações de emergência ou tão graves como de calamidade pública.

- Despacho n.º10285/2017, de 27 de novembro, do Secretário de Estado Adjunto e da Saúde que aprova o Programa de Intervenção Operacional de Prevenção Ambiental de Legionella (PIOPAL).

- Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, na sua redação atual, que estabelece o regime de prevenção e controlo da doença dos legionários, refere no artigo 12.º que a estratégia de prevenção e controlo da doença dos legionários.

- Portaria n.º25/2021, de 29 de janeiro, que estabelece a classificação do risco e as medidas mínimas a serem adotadas pelos responsáveis dos equipamentos, redes e sistemas, previstos no artigo 2.º da Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, define no n.º 3 do artigo 3.º que, nas situações de risco elevado, definido no anexo I, os responsáveis pelos equipamentos, redes e sistemas incluídos no âmbito da aplicação da Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, na sua atual redação, comuniquem à autoridade de saúde local no prazo de 48 horas após conhecimento da situação, os resultados analíticos e as medidas adotadas.

- Despacho nº 1547/2022, de 8 de fevereiro, determina os procedimentos técnicos para a realização do Programa de Monitorização e Tratamento da Qualidade da Água.

REFERências INTERNET

Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, IP. – Doença dos Legionários disponível Doença dos Legionários (min-saude.pt) a 31 de maio de 2022: www.arslvt.min-saude.pt/pages/299

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

237

PRIMEIRA DETECÇÃO DA VARIANTE ÔMICRON DE SARS-COV-2 USANDO SEQUENCIAMENTO NANOPORE NO ESGOTO DE FOZ DO IGUAÇU – BRASIL

Lívia de Moraes BOMEDIANO CAMILLO[1], Adriana Feliciano Alves DURAN[1], Ieda Carolina Mantovani CLARO[1], Matheus Ribeiro AUGUSTO[1], Aline Diniz CABRAL[1], Gilmara Barros de Lima[1], Diego Alberto TAVARES[1], Rodrigo de Freitas BUENO[1]

[1] *Universidade Federal do ABC, Santo André, SP, Brasil, livia.bomediano@gmail.com, felicianoduran@gmail.com, ieda.carolina@aluno.ufabc.edu.br, matheus.augusto047@gmail.com, alinedica@gmail.com, gilmara.brslima@gmail.com, rodrigo.bueno@ufabc.edu.br*

[2] *Fudação Parque Tecnológico Itaipu, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, diego.tavares@pti.org.br*

RESUMO

Foz do Iguaçu é uma cidade turística brasileira, famosa pelas Cataratas do Iguaçu, e está localizada na Tríplice Fronteira, onde o Brasil faz fronteira com a Argentina e o Paraguai. A cidade ainda abriga a segunda maior hidrelétrica do mundo, chamada Itaipu Binacional. O monitoramento de efluentes do SARS-CoV-2 é uma importante ferramenta que vem ajudando as autoridades de saúde a lidar e planejar o combate à pandemia de COVID-19. Desde 2020, são monitorados semanalmente 20 pontos da cidade e da usina hidrelétrica de Itaipu. As amostras de janeiro/2022 foram sequenciadas usando a tecnologia Nanopore e o dispositivo MinION. Todas as amostras viáveis resultaram na presença da variante Ômicron. As amostras apresentaram três mutações únicas (T13195C ORF1ab, G14966-ORF1ab e A27259C ORF6) que não são mutações definidoras de nenhuma das variantes de preocupação (VOCs). Uma dessas mutações (T13195C ORF1ab) é descrita como uma mutação de assinatura encontrada em sequências de Ômicron de pacientes de dois hospitais em Washington, Estados Unidos. Como Foz do Iguaçu recebe milhares de visitantes de todo o mundo, sugerimos que a atual variante Ômicron que circula na cidade possa ser originária dos Estados Unidos. Demonstramos que, apesar das dificuldades inerentes ao sequenciamento de amostras ambientais, o sequenciamento do SARS-CoV-2 usando tecnologia Nanopore como complemento do monitoramento de efluentes é viável e pode ajudar as autoridades de saúde a fazer melhorias e determinações para agir contra a pandemia de COVID-19.

Palavras-Chave: monitoramento de efluentes; SARS-CoV-2; epidemiologia baseada em água residuais; nanopore sequencing; monitorameto de variantes.

1. INTRODUÇÃO

Foz do Iguaçu é uma cidade brasileira no Estado do Paraná, famosa pelas Cataratas do Iguaçu, uma das maiores cachoeiras do mundo. Sua área territorial é de 618.057 Km2 e sua população estimada em 2021 foi de 257.971 habitantes (IBGE, 2022). A cidade abriga a segunda maior hidrelétrica do mundo, Itaipu. A Sanepar, entidade estadual, realiza saneamento básico, e o município apresenta 75,3% dos domicílios com tratamento adequado de esgoto sanitário. Desde o início da pandemia de COVID-19 até fevereiro de 2022, Foz do Iguaçu registrou 69.009 casos confirmados da doença, com 66.726 pacientes recuperados e 1.217 óbitos (dados disponíveis em www2.pmfi.pr.gov.br e www.amn.foz.br). Em fevereiro de 2022, a cidade havia administrado 448.496 doses da vacina (dados disponíveis em https://vacinacao.pmfi.pr.gov.br/transparencia).

A vigilância de águas residuais foi proposta como uma ferramenta epidemiológica para definir a prevalência e a evolução das epidemias de SARS-CoV-2 (Ahmed *et al*., 2020; Claro *et al*., 2021; Kumar *et al*., 2020; Medema *et al*., 2020; Prado *et al*., 2021; Randazzo *et al*., 2020; Wu *et al*., 2020). No entanto, a maioria dos trabalhos da literatura foi baseada na medição da concentração do RNA do vírus por meio de qPCR, não abordando o aspecto mutacional do SARS-CoV-2 circulante na população. Este estudo traz um avanço no conhecimento e aplicação desta ferramenta de monitoramento. Mostramos que o sequenciamento de SARS-CoV-2 em águas residuais é viável. Demonstramos que o sequenciamento de águas residuais permite definir a abundância relativa de linhagens conhecidas de SARS-CoV-2 e a identificação de novas mutações na área de amostragem definida da rede de esgoto da cidade de Foz do Iguassu – Brasil. Considerando a importância do monitoramento e disseminação da variante do SARS-CoV-2, este trabalho teve como objetivo identificar as variantes no efluente de Foz do Iguaçu utilizando o sequenciamento Oxford Nanopore Technologies (ONT) a fim de complementar a estratégia de monitoramento da doença para auxiliar as autoridades de saúde a fazer melhorias e determinações para controlar a transmissão na cidade e seu entorno direto.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Extração, concentração e identificação de RNA viral

Amostras de águas residuais de 20 pontos foram coletadas durante as duas primeiras semanas de janeiro/2022 na cidade de Foz do Iguaçu e Usina Hidrelétrica de Itaipu pela Sanepar, Fundação Parque Tecnológico Itaipu e Itaipu Binacional. As amostras foram mantidas refrigeradas a 4 ºC até o processo de análise, por no máximo 36 horas. A Fundação Parque Tecnológico Itaipu e a Itaipu Binacional foram responsáveis pela logística e encaminhamento das amostras para o Laboratório de Análises Ambientais da UFABC. As amostras foram processadas da mesma forma que as amostras de esgoto sanitário foram processadas por Claro *et al*. (Claro *et al*., 2021). As amostras foram concentradas por precipitação química com Polietilenoglicol 8000 (PEG 8000), conforme Cabral *et al*.,

2020 (Cabral *et al*., 2021) e Wu *et al*. (2020). 40 mL de amostra homogeneizada com PEG 8000 e cloreto de sódio (NaCl) foram centrifugados a 8000xg por 120 minutos a 4ºC. O pellet gerado neste processo foi ressuspenso em 0,4 ml de 1x PBS (pH 7,2), 1 ml de fenol ácido foi adicionado para limpar a amostra e a solução foi agitada vigorosamente. Em seguida, as amostras foram submetidas à centrifugação 12000xg por 10 minutos a 4 ºC, e após esse processamento, a fase aquosa foi transferida para um microtubo com 0,3 mL de tampão de lise. A extração de RNA foi realizada de acordo com as diretrizes do fabricante usando o PureLink™ Viral RNA/DNA Mini Kit (Thermo Fisher Scientific). Para determinar a taxa de recuperação do método de concentração, foi utilizado o vírus sincicial respiratório bovino envelopado (BRSV – Inforce™ 3, Zoetis, EUA). A detecção e quantificação do RNA do SARS-CoV-2 foram realizadas de acordo com os protocolos do Centro de Controle e Prevenção de Doenças (CDC), usando o kit RT-PCR 2019-nCoV TaqMan (Norgen, Cat. TM67120). Os procedimentos e resultados de RT-qPCR são mostrados em Materiais Suplementares. A quantificação do material obtido foi medida utilizando o Fluorômetro QuantusTM (Promega) juntamente com o kit Promega QuantiFluor® Dye Systems for RNA (Cat. # E3310), seguindo todas as orientações fornecidas pelo fabricante. A integridade dos ácidos nucleicos extraídos das amostras de águas residuais foi avaliada com ensaios de eletroforese em gel de agarose a 1% (dados não mostrados).

2.2 Sequenciamento e análise de bioinformática

A amplificação do genoma foi realizada usando o NEBNext® ARTIC SARS-CoV-2 Companion Kit (Oxford Nanopore Technologies®). A síntese de cDNA foi realizada com LunaScript usando amostras apresentando valores de Ct ≤ 33 para o gene N1 do SARS-CoV-2. A amplificação de cDNA direcionada foi gerada usando Q5 Hot Start High-Fidelity e NEBNext ARTIC SARS-CoV-2 Primer Mix 1 e 2, seguindo o esquema de primer ARTIC v3. De acordo com as instruções do fabricante, a preparação da biblioteca foi realizada usando Ligation Sequencing 1D (SQK-LSK109 Oxford Nanopore Technologies®) e kit Native Barcoding 1 a 24 (Oxford Nanopore Technologies®). O sequenciamento foi realizado com a célula MinION FLOMIN-106 R9.4.1 carregada com 20 amostras de efluentes e um controle negativo por 72h. Basecalling e demultiplexação de alta precisão foram realizados pelo Guppy v5.0.16. As análises de dados foram realizadas usando a plataforma Galaxy, uma plataforma de código aberto para pesquisa biomédica intensiva de dados (Jalili *et al*., 2021). O sequenciamento de águas residuais sempre representa um desafio na qualidade de leitura. Os dados brutos foram pré-processados pelo Fastp v0.20.1 e filtrados por um Phred Score de Q ≥ 20. O mapeamento para a sequência do genoma de referência SARS-CoV-2 (NC_045512.2) foi realizado usando Minimap2 v2.23 com Medaka v1.4.4 . Medaka também foi usado para chamar as variantes das sequências de consenso. As variantes foram filtradas por testes de taxa de descoberta falsa (FDR) corrigida por valor p. O ponto de corte do valor p foi p < 0,001. Pangolin v3.1.17 foi usado para atribuir as variantes filtradas com base no sistema de nomenclatura PANGO com o modelo PangoLEARN v1.2.123 (atualizado em 2022-01-20) juntamente com scorpio v0.3.16. O fluxo de trabalho original do Galaxy para análise de

dados ARTIC foi desenvolvido por Nathan D. Grubaugh *et al*. (Grubaugh *et al*., 2018) e foi adaptado pelos autores. O fluxo de trabalho final está disponível em: https://usegalaxy.org/u/livia-bomediano/w/imported-covid-19-variation-analysis-of-artic-ont-data. UCSC Genome Browser (disponível em https://genome.ucsc.edu) foi usado para comparar as amostras de sequências de consenso e mutações com mutações de todas as variantes atuais de VOCs. Sequences were deposited in GISAID databank (https://www.gisaid.org) with accession numbers EPI_ISL_9358362, EPI_ISL_9358363, EPI_ISL_9358364, EPI_ISL_9358365, EPI_ISL_9358366, EPI_ISL_9358368, EPI_ISL_9358369, EPI_ISL_9358374, EPI_ISL_9358375 and EPI_ISL_9358376.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Compondo o monitoramento semanal de efluentes SARS-CoV-2 em andamento na cidade de Foz do Iguaçu e na Usina Hidrelétrica de Itaipu, foram selecionadas amostras de 20 pontos de coleta datados de janeiro/2022 para os experimentos de sequenciamento. O RNA total das amostras foi usado para construção e sequenciamento da biblioteca genômica. Após a análise da qualidade do consenso da sequência, parte das amostras não atendeu aos critérios exigidos, apresentando mais de 50% de indeterminação de base. Todas as amostras que atenderam ao controle de qualidade de consenso de sequência resultaram na variante Omicron. A Figura 1 mostra a comparação de amostras de mutações de nucleotídeos com todas as mutações de VOCs atuais. As amostras EPI_ISL_9358364, EPI_ISL_9358365, EPI_ISL_9358369, EPI_ISL_9358374 e EPI_ISL_9358376 apresentam o maior número de mutações definidoras de Omicron. As amostras pertencem às linhagens BA.1 e BA.1.1.

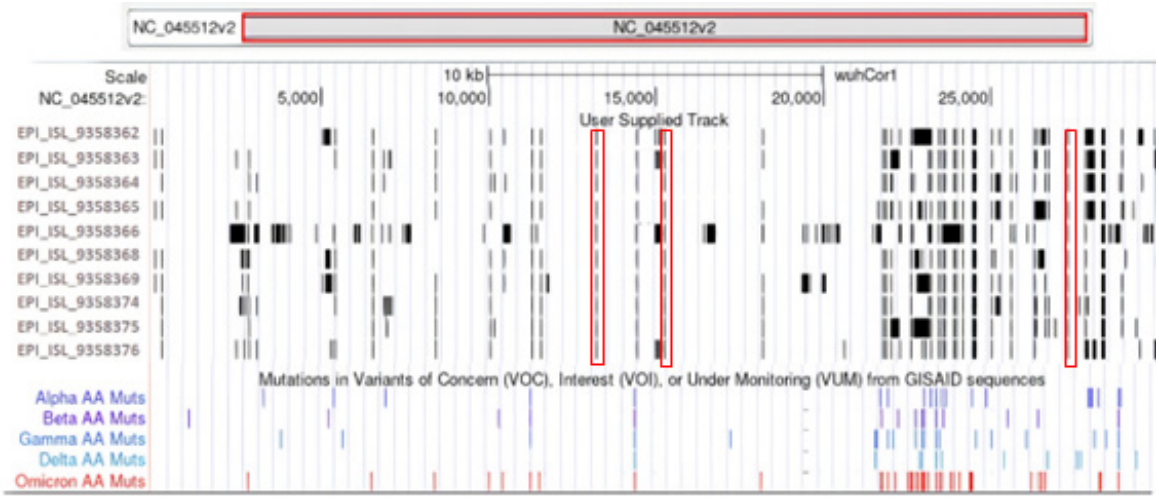


Figura 1. Mutações de nucleotídeos de amostras comparadas com mutações definidoras de cada VOC atual. Existem três mutações únicas em todas as amostras que não estão relacionadas a nenhum dos VOCs: T13195C (ORF1ab), G14966del (ORF1ab) e A27259C (ORF6), destacadas por quadrados vermelhos ao longo das faixas fornecidas.

A deleção de nucleotídeos na posição genômica 14966 em ORF1ab não é relatada na literatura. Uma mutação de deleção de nucleotídeo é um tipo de mutação de mudança de

quadro, pois pode interromper o quadro de leitura do genoma, levando ao posicionamento incorreto de aminoácidos nas proteínas traduzidas (Raes e Van De Peer, 2005; Schlick *et al*., 2021). De acordo com a literatura (Fang *et al*., 2021; Hatos *et al*., 2020; Rouchka *et al*., 2020; Schlick *et al*., 2021), qualquer modificação nos genes ORF1ab pode levar à formação de regiões desordenadas no poliproteínas, que está diretamente envolvida no aumento da hidrofobicidade estrutural e alterações no enovelamento de proteínas que podem ser uma vantagem para o escape imune viral. Como essa deleção aparece em todas as amostras estudadas, mais estudos de sequenciamento devem ser realizados para confirmá-la como marcador do vírus circulante atual na cidade. A ORF6 está diretamente associada à formação do complexo de importação nuclear da célula e à interrupção dos processos de transporte para o núcleo, além de bloquear a expressão celular de genes responsáveis por múltiplas atividades antivirais (Miorin *et al*., 2020). A mutação ORF6 A27259C foi descrita por Sharma *et al*. como uma mutação de nucleotídeo que não implica na mudança de aminoácidos e, portanto, não afeta a função da proteína (Sharma *et al*., 2022).

A vigilância de águas residuais SARS-CoV-2 está sendo usada como uma ferramenta complementar para rastrear e monitorar a doença COVID-19 no Brasil com sucesso. Trabalhos anteriores demonstraram uma correlação entre a carga viral em amostras de esgoto e dados epidemiológicos/clínicos no país (Claro *et al*., 2021). O sequenciamento de amostras de águas residuais é um novo implemento para essa ferramenta e pode ajudar a investigar possíveis fontes de variantes novas e existentes. Além disso, a informação e a identificação das variantes são cruciais para a eficácia da vacina de contexto. Países emergentes, como o Brasil, enfrentam limitações nos testes clínicos, e os dados epidemiológicos podem ser enganosos. Assim, a vigilância de águas residuais com metodologias de sequenciamento pode melhorar a entrada de dados confiáveis às autoridades de saúde para lidar com a situação.

A ocorrência de mais de 50% de indeterminação de sequência em algumas das amostras estudadas e outras dificuldades na variação do consenso de sequência em comparação com amostras clínicas fornecidas pelo servidor Nextstrain como comparação com a análise filogenética, concordam com os desafios impostos pela sequenciamento de amostras ambientais. A matriz de efluentes é complexa, composta por diferentes compostos químicos e biológicos que são muito particulares de cada região e população. Deve ser considerada uma discussão mais aprofundada em torno do rendimento e integridade da recuperação do RNA viral e o teste de metodologias novas e alternativas deve ser feito para aumentar a confiabilidade dos resultados. Embora existam dificuldades inerentes às amostras de águas residuais, nossas descobertas sugerem que o sequenciamento de SARS-CoV-2 em águas residuais usando tecnologias Nanopore é uma ferramenta epidemiológica valiosa que deve contribuir para uma melhor compreensão da diversidade de sequências SARS-CoV-2 que impulsiona a pandemia em andamento.

4. CONCLUSÃO

Amostras de águas residuais do monitoramento semanal do SARS-CoV-2 na cidade de Foz do Iguaçu foram sequenciadas e a variante Omicron foi detectada em todas elas. Uma mutação em particular presente em todas essas sequências sugere que a variante que circulava na cidade em janeiro/2022 poderia ser originária dos Estados Unidos. Isso é interessante, pois Foz do Iguaçu é um dos principais pontos turísticos do Brasil e pode receber turistas portadores de diferentes variantes do SARS-CoV-2 de todo o mundo. Uma deleção na sequência nucleotídica de ORF1ab que não está presente nos VOCs atuais foi identificada em todas as amostras e mais estudos são necessários para confirmar se pode ser um marcador da variante atual circulando na cidade. Algumas amostras não atenderam aos critérios de qualidade exigidos para análise de consenso, e está relacionado a dificuldades inerentes às metodologias de extração e purificação de RNA viral de águas residuais que podem impactar diretamente nos resultados do sequenciamento. Como cada efluente de região possui características próprias, testar mais metodologias é essencial para obter resultados mais confiáveis em análises futuras.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Rede MCTI pelo monitoramento da COVID-19 em águas residuais, pela troca de experiência e colaboração no enfrentamento da pandemia no Brasil. Os autores também agradecem a Itaipu Binacional e a Fundação Parque Tecnológico Itaipu pelo apoio financeiro [concessão número 4500049462 / NIT.FP4.005 - Saneamento], coleta de dados e logística de amostragem. Os autores também gostariam de agradecer à Sanepar pela coleta das amostras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmed, W., Angel, N., Edson, J., Bibby, K., Bivins, A., O'Brien, J.W., Choi, P.M., Kitajima, M., Simpson, S.L., Li, J., Tscharke, B., Verhagen, R., Smith, W.J.M., Zaugg, J., Dierens, L., Hugenholtz, P., Thomas, K. V., Mueller, J.F., 2020. First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. Sci. Total Environ. 728, 138764. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138764.

Cabral, A.D., Claro, I.C.M., Augusto, M.R., Friolani, V.N., Bezerra, C. de E., Graciosa, M.C.P., Fonseca, F.L.A., Speranca, M.A., Bueno, R. de F., 2021. Padronização de método de concentração e extração de ácidos nucleicos em amostras de esgoto sanitário: uma ferramenta de baixo custo para ser utilizada na vigilância epidemiológica de SARS-CoV-2. Eng. Sanit. e Ambient. 26, 1043–1049. https://doi.org/10.1590/s1413-415220200370.

Claro, I.C.M., Cabral, A.D., Augusto, M.R., Duran, A.F.A., Graciosa, M.C.P., Fonseca, F.L.A., Speranca, M.A., Bueno, R. de F., 2021. Long-term monitoring of SARS-COV-2 RNA in wastewater in Brazil: A more responsive and economical approach. Water Res. 203, 117534. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117534.

Fang, S., Liu, S., Shen, J., Lu, A.Z., Wang, A.K.Y., Zhang, Y., Li, K., Liu, J., Yang, L., Hu, C.D., Wan, J., 2021. Updated SARS-CoV-2 single nucleotide variants and mortality association. J. Med. Virol. 93, 6525–6534. https://doi.org/10.1002/jmv.27191.

Grubaugh, N.D., Gangavarapu, K., Quick, J., Matteson, N.L., De Jesus, J.G., Main, B.J., Tan, A.L., Paul, L.M., Brackney, D.E., Grewal, S., Gurfield, N., Van Rompay, K.K.A., Isern, S., Michael, S.F., Coffey, L.L., Loman, N.J., Andersen, K.G., 2018. An amplicon-based sequencing framework for accurately measuring intrahost virus diversity using PrimalSeq and iVar. bioRxiv. https://doi.org/10.1101/383513.

Hatos, A., Hajdu-Soltész, B., Monzon, A.M., Palopoli, N., Álvarez, L., Aykac-Fas, B., Bassot, C., Benítez, G.I., Bevilacqua, M., Chasapi, A., Chemes, L., Davey, N.E., Davidović, R., Dunker, A.K., Elofsson, A., Gobeill, J., Foutel, N.S.G., Sudha, G., Guharoy, M., Horvath, T., Iglesias, V., Kajava, A. V., Kovacs, O.P., Lamb, J., Lambrughi, M., Lazar, T., Leclercq, J.Y., Leonardi, E., MacEdo-Ribeiro, S., MacOssay-Castillo, M., Maiani, E., Manso, J.A., Marino-Buslje, C., Martínez-Pérez, E., Mészáros, B., Mičetić, I., Minervini, G., Murvai, N., Necci, M., Ouzounis, C.A., Pajkos, M., Paladin, L., Pancsa, R., Papaleo, E., Parisi, G., Pasche, E., Barbosa Pereira, P.J., Promponas, V.J., Pujols, J., Quaglia, F., Ruch, P., Salvatore, M., Schad, E., Szabo, B., Szaniszló, T., Tamana, S., Tantos, A., Veljkovic, N., Ventura, S., Vranken, W., Dosztányi, Z., Tompa, P., Tosatto, S.C.E., Piovesan, D., 2020. DisProt: Intrinsic protein disorder annotation in 2020. Nucleic Acids Res. 48, D269–D276. https://doi.org/10.1093/nar/gkz975.

IBGE, 2022. Brazilian Institute of Geography and Statistics [WWW Document]. Popul. Census. URL www.ibge.gov.br (accessed 2.2.22).

Kumar, M., Patel, A.K., Shah, A. V., Raval, J., Rajpara, N., Joshi, M., Joshi, C.G., 2020. First proof of the capability of wastewater surveillance for COVID-19 in India through detection of genetic material of SARS-CoV-2. Sci. Total Environ. 746, 141326. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141326.

Medema, G., Heijnen, L., Elsinga, G., Italiaander, R., Brouwer, A., 2020. Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in Sewage and Correlation with Reported COVID-19 Prevalence in the Early Stage of the Epidemic in the Netherlands. Environ. Sci. Technol. Lett. 7, 511–516. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00357.

Miorin, L., Kehrer, T., Sanchez-Aparicio, M.T., Zhang, K., Cohen, P., Patel, R.S., Cupic, A., Makio, T., Mei, M., Moreno, E., Danziger, O., White, K.M., Rathnasinghe, R., Uccellini, M., Gao, S., Aydillo, T., Mena, I., Yin, X., Martin-Sancho, L., Krogan, N.J., Chanda, S.K., Schotsaert, M., Wozniak, R.W., Ren, Y., Rosenberg, B.R., Fontoura, B.M.A., García-Sastre, A., 2020. SARS-CoV-2 Orf6 hijacks Nup98 to block STAT nuclear import and antagonize interferon signaling. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 117, 28344–28354. https://doi.org/10.1073/pnas.2016650117.

Prado, T., Fumian, T.M., Mannarino, C.F., Resende, P.C., Motta, F.C., Eppinghaus, A.L.F., Chagas do Vale, V.H., Braz, R.M.S., de Andrade, J. da S.R., Maranhão, A.G., Miagostovich, M.P., 2021. Wastewater-based epidemiology as a useful tool to track SARS-CoV-2 and support public health policies at municipal level in Brazil. Water Res. 191, 116810. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116810.

Raes, J., Van De Peer, Y., 2005. Functional divergence of proteins through frameshift mutations. Trends Genet. 21, 428–431. https://doi.org/10.1016/j.tig.2005.05.013.

Randazzo, W., Truchado, P., Cuevas-Ferrando, E., Simón, P., Allende, A., Sánchez, G., 2020. SARS-CoV-2 RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area. Water Res. 181. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115942.

Rouchka, E.C., Chariker, J.H., Chung, D., 2020. Variant analysis of 1,040 SARS-CoV-2 genomes. PLoS One 15, 495–504. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0241535.

Schlick, T., Zhu, Q., Jain, S., Yan, S., 2021. Structure-altering mutations of the SARS-CoV-2 frameshifting RNA element. Biophys. J. 120, 1040–1053. https://doi.org/10.1016/j.bpj.2020.10.012.

Sharma, D., Martinez-sobrido, L., Gromiha, M.M., Henry, B.M., 2022. In silico evaluation of the impact of the Omicron variant on the sensitivity of RT-qPCR assays for SARS-CoV-2 detection using whole genome sequencing 1–18. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1220446/v1.

Wu, F., Zhang, J., Xiao, A., Gu, X., Lee, L., Armas, F., Kauffman, K., 2020. SARS-CoV-2 Titers in Wastewater Are Higher than Expected. mSystems 5, 1–9.

OS IMPACTOS DA LEI FEDERAL 14.285/2021 NA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUAS URBANOS NO BRASIL

Júlia Carolina FATUCH[1], Emília Wanda RUTKOWSKI[2]

Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Campinas - São Paulo

[1] *j026968@dac.unicamp.br*

[2] *emilia@fec.unicamp.br*

RESUMO

As Áreas de Preservação Permanente (APP) são faixas marginais dos corpos hídricos que, desde a década de 1960, possuem restrições legais à ocupação, em zonas urbanas e rurais, no Brasil. Uma recente alteração na legislação brasileira afetou a proteção dessas faixas nas áreas urbanas. Ao conceder aos municípios a possibilidade de definirem as dimensões a serem protegidas, as APP urbanas correm o risco de serem drasticamente reduzidas em muitas localidades, trazendo ainda mais impactos às águas urbanizadas. As APP desempenham um importante papel na proteção dos rios, reduzindo riscos de inundações em áreas construídas. Proporcionam melhorias à qualidade da água, atenuam as ilhas de calor e minimizam os efeitos causadores das mudanças climáticas. Ações que promovam a proteção dos corpos hídricos urbanos são essenciais. O presente trabalho discute os possíveis impactos da redução da dimensão das APP à qualidade ambiental urbana, através da revisão da literatura e da legislação. Espera-se com este trabalho contribuir para com a definição das faixas de proteção dos rios municipais.

Palavras-Chave: Área de Preservação Permanente; rios urbanos; sustentabilidade socioambiental; Brasil.

1. INTRODUÇÃO

As Áreas de Preservação Permanente (APP) no Brasil são espaços legalmente protegidos, para a preservação dos corpos d'água, da paisagem, da biodiversidade e do solo, além de assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Embora o uso das APP possua restrição legal desde a década de 1960, a falta de implementação de políticas públicas e a dinâmica do espaço urbano em desacordo com a função de proteção fizeram com que, em muitos municípios, a sua ocupação ocorresse de forma dissociada da prevista em lei (SERVILHA *et al.* 2007).

Recentemente, a lei em vigor foi alterada pela Lei Federal nº 14.285 de 2021, possibilitando aos municípios definirem as faixas a serem protegidas. De acordo com essa lei, em áreas urbanas consolidadas, após ouvidos os conselhos estaduais, municipais ou distrital de

meio ambiente, uma lei municipal ou distrital poderá definir faixas marginais distintas para as APP (BRASIL, 2021). A autonomia concedida aos municípios, no entanto, pode colocar em risco a proteção dessas áreas, deixando os corpos hídricos mais vulneráveis e tornando as cidades menos resilientes às mudanças climáticas.

Apesar de o Brasil ser o único país que protege as áreas ripárias por lei, vários autores apontam o relevante papel dessas áreas no espaço urbano para a atenuação dos efeitos das ilhas de calor e fornecimento de serviços ecossistêmicos (Jiang *et al.*, 2022 e Bylak *et al.*, 2022).

Este trabalho tem o objetivo de identificar os principais impactos que atingem as APP nas áreas urbanas, assim como os benefícios da preservação das APP para a qualidade ambiental urbana.

2. METODOLOGIA

A presente pesquisa é de natureza qualitativa e a metodologia consistiu na revisão da literatura nas bases acadêmicas Web of Science e Scopus, através da pesquisa pelo tópico “Área de Preservação Permanente” - “Permanent Preservation Area”. A pesquisa retornou 61 artigos na Web of Science e 307 artigos na Scopus. A partir de então, foi realizada uma seleção criteriosa e manual, mantendo os artigos de APP de corpos d’água urbanos, resultando em 21 trabalhos. Então, foram identificadas as principais pressões e impactos nas funções das APP urbanas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos artigos revisados, foram identificadas as principais pressões antrópicas nas APP no meio urbano e os principais impactos que possam afetar a qualidade ambiental urbana. A Tabela 1 apresenta os dados.

A ocupação irregular é um problema frequente nas APP urbanas, citado pela maior parte dos autores estudados. Nessas condições, pode ocorrer o lançamento de esgotos sem tratamento e a disposição de resíduos sólidos de forma irregular, afetando a qualidade da água. As enchentes e poluição dos corpos d’água são problemas frequentes nas áreas urbanizadas, cujas APP não se encontram protegidas.

A falta de vegetação vulnerabiliza os corpos d’água à lixiviação, trazendo outro problema que deve ser discutido não apenas nas cidades costeiras, mas também nas continentais: os plásticos nos oceanos (FAN *et al.*, 2022).

Além dos impactos ambientais relacionados à supressão das APP no meio urbano, as cidades estão suscetíveis a muitos outros impactos ambientais. Segundo ZHANG *et al.* (2019), o fenômeno da seca urbana, que ocorre de forma temporária, é a causa da escassez hídrica, que ocorre a longo prazo, por meio do aumento da demanda por águas, urbanização e da poluição antropogênica, que dificultam que sejam atingidas as metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.

Se as APP forem preservadas, as cidades poderão obter diversos benefícios, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 1. Intervenções em APP de cursos d'água urbanos e impactos ambientais resultantes.

Intervenções em APP urbanas	Impactos ambientais	Referências
Loteamento e ocupações irregulares	— Pessoas em áreas de risco; — Inundações e enchentes; — Erosão; — Assoreamento; — Diminuição da qualidade de vida; — Alteração da qualidade da água.	Machado *et al.* (2015); Pereira *et al.* (2016); Silva; Van Kaick; Bezerra (2017); De Aguiar *et al.* (2018); Fardin; Fardin (2018); Veras; Galdino; De Oliveira (2018); Santos *et al.* (2019); Vargas *et al.* (2019); Mendes *et al.* (2020); De Souza *et al.* (2021); Vasconcelos; Mota; De Figueirêdo (2021).
Supressão da vegetação	— Inundações e enchentes; — Alteração da qualidade da água.	Sieklicki *et al.* (2019); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021).
Lançamento de resíduos, esgoto e efluentes sem tratamento	— Contaminação de corpos d'água; — Aumento de casos de doenças de veiculação hídrica.	Araújo *et al.* (2012); Santos; Hernandez (2012); Wrublack (2013); Machado *et al.* (2015); Pereira *et al.* (2016); Santos *et al.* (2019; Vargas *et al.* (2019); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021); Vasconcelos; Mota; De Figueirêdo (2021).
Impermeabilização e canalização do curso d'água	— Inundações e enchentes; — Erosão; — Alteração da vazão.	Santos; Hernandez (2012); Corrêa; Vazquez; Vanzela (2018); Da Costa; Do Amaral; Araújo (2021); Passos; Da Silva; Da Silva (2021).
Falta de Implementação de Políticas Públicas	— Perda de diversas funções da APP; — Inundações e enchentes; — Diminuição do bem-estar e da qualidade de vida nas cidades.	Castro; May; Garcias (2018); Corrêa; Vazquez; Vanzela (2018); Veras; Galdino; De Oliveira (2018); Araújo Júnior (2019); Da Silva; Agra (2020).

Tabela 2. Funções da APP, de acordo com a legislação (BRASIL, 2012) e seus benefícios à qualidade ambiental urbana.

Funções da APP	Benefícios
— Preservação das águas; — Preservação da paisagem; — Preservação da biodiversidade; — Manutenção da estabilidade geológica; — Proteção do solo; — Bem estar da população humana.	— Melhoria da qualidade da água; — Redução da poluição; — Redução da escassez hídrica; — Redução de riscos de enchentes, inundações, deslizamentos e processos erosivos; —Proteção de ecossistemas aquáticos.

Diante do exposto, faz-se necessário que as políticas públicas que fomentem a preservação das áreas ripárias urbanas sejam implementadas. Caso sejam mantidas as suas funções, as APP podem proporcionar a melhoria da qualidade da água, preservar o solo, proporcionar maior resiliência às mudanças climáticas no ambiente urbano, promover o bem estar e contribuir para que os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável sejam alcançados no âmbito municipal. Por outro lado, caso os municípios optem por reduzir significativamente as faixas protegidas, poderão ocorrer prejuízos às funções da APP e à qualidade ambiental nas cidades.

4. CONCLUSÕES

A literatura especializada aponta diversos impactos ambientais das intervenções em APP no meio urbano. A recente alteração na legislação federal brasileira torna essas áreas ainda mais vulneráveis à degradação ambiental. Cabe ao poder público municipal considerar essas importantes funções das zonas ripárias e seus benefícios à qualidade de vida local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araújo D R *et al.* (2012) Study of permanent preservation areas in the Mossoro river in the urban perimeter of municipal district of mossoro using geoprocessing techiniques. Revista Caatinga, 25, 177-183.

Araújo Júnior A C R (2019) Permanent preservation areas: Thinking about public policy for Amazon, Brazil. Revista Geografica Venezoelana, 60, 266-282.

Bylak *et al.* (2022) Small stream catchments in a developing city context: The importance of land cover changes on the ecological status of streams and the possibilities for providing ecosystem services. Science of The Total Environment, 815, 151974.

Castro S L I, May L R, Garcias C M (2018) Environment and cities – urban marginal permanent preservation areas according to law 12.651/12. Ciência Florestal, 28, 1340-1349.

Corrêa R H A, Vazquez G H, Vanzela L S (2018) Strategic occupation project of the córrego da Aldeia's valley bottom in the urban perimeter of Fernandópolis/SP. Urbe, 10, 458-472.

Da Costa J D, Do Amaral R F, Araújo P V D N (2021) Space-temporal evolution of urban occupation on natural areas in coastal environments. Revista Brasileira de Geografia Física, 14, 1957-1971.

Da Silva R, Agra S (2020) Environmental licensing of public utility works in permanent preservation areas in the north coast of Bahia. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 54, 85-101.

De Aguiar W *et al.* (2018) Implications for peak flows of the Marrecas River basin due to changes in the Brazilian Forest Code. Engenharia Agrícola, 38, 277-283.

De Souza, K *et al.* (2021) Environmental damage of urbanized stream corridors in a coastal plain in Southern Brazil. Ocean & Coastal Management, 211.

Fan Y *et al.* (2022) Spatiotemporal dynamics of microplastics in an urban river network area. Water Research, 212, 118116.

Fardin S C S G, Fardin H D (2018) Urban land regularization in social interest areas: Law and apllication of environmental instruments. Ciencia Florestal, 28, 854-862.

Jiang Y *et al.* (2021) Interaction of Urban Rivers and Green Space Morphology to Mitigate the Urban Heat Island Effect: Case-Based Comparative Analysis. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18, 11404.

Machado C. S. *et al.* (2015) Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 187, 569.

Mendes Y S *et al.* (2020) Map algebra in flood risk map elaboration. Anuário do Instituto de Geociências, 43, 349-362.

Passos F O, Da Silva B C, Da Silva F D G B (2021) Impact assessment of changes in land use and

management on the losses of the water source of the josé pereira stream, using the swat model. Revista Brasileira de Geografia Física, 14, 619-633.

Pereira B W F *et al.* (2016) Land use and water quality degradation in the Peixe-Boi River watershed. Revista Ambiente e Água, 11, 472-485.

Santos G O, Hernandez F B T (2012) Land use and monitoring of water resources of Ipê stream, Ilha Solteira, SP. Gestão e Controle Ambiental, 17, 60-68.

Santos J *et al.* (2019) Diagnosis of impacts in the permanent preservation area of Arareau stream, Rondonopolis, Brazil. Revista Geografica Venezolana, 60, 300-312.

Servilha E R *et al.* (2007) As áreas de preservação permanente, as cidades e o urbano. Revista de Direito Ambiental, 46, 97-113.

Sieklicki J *et al.* (2019) Relationships between land use and water quality obtained for the evaluation of genotoxic effects in plant bioindicators. Revista Ambiente e Água, 14, 1-11.

Silva G, Van Kaick T, Bezerra S. (2017) Evaluation of Urban Environmental Quality (UEQ) applied before and after land regularization process: a case study of Vila Terra Santa - Curitiba/PR. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 42, 345-369.

Vargas R R *et al.* (2019) Assessment of the environmental quality of the cachoeirinha- invernada watershed, guarulhos municipality (state of São Paulo, Brazil), as an urbanization reflex. Pesquisas em Geociências, 46.

Vasconcelos F D M, Mota F S B, De Figueirêdo M C B (2021) Quality index of permanent preservation areas of urban water resources: PPAWater. Revista Ambiente e Água, 16, 1-16.

Veras A, Galdino L, De Oliveira Z (2018) Occupation of urban space and legal evolution of the APP's of the water courses of Law no. 12.651/2012: temporal reflections in the city of Boa Vista - Roraima. Revista De Direito Da Cidade-City Law, 10, 1761-1787.

Wrublack S C *et al.* (2013) Influence of use and land occupation on the water quality with the application of multivariate statistical techniques. Journal of Food, Agriculture and Environment, 11, 2131-2135.

Zhang *et al.* (2019) Urban drought challenge to 2030 sustainable development goals. Science of The Total Environment, 693,133536.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF: Presidência da República, [2012]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art83 Acesso em 27 mai. 2022.

BRASIL. Lei nº. 14.285, de 29 de dezembro de 2021 Altera as Leis nos 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília, DF: Presidência da República, [2021]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm#art2 Acesso em 27 mai. 2022.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE FÁRMACOS EM PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE LODO DE ETE

Suzete Maria Lenzi CAMINADA[1], Miriam Moreira BOCCHIGLIERI[2], Wanderley da Silva PAGANINI[3]

[1] *Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. Av. Dr. Arnaldo, 715 – São Paulo – SP – Brasil, slcaminada@gmail.com*

[2] *Sabesp. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Rua Costa Carvalho, 300. São Paulo – SP – Brasil, miriammoreira@sabesp.com.br*

[3] *Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. Av. Dr. Arnaldo, 715 – São Paulo – SP – Brasil, paganini@usp.br*

RESUMO

Existem poucas pesquisas que relacionam parâmetros operacionais e físico-químicos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) com a remoção dos fármacos. No presente trabalho foram avaliados 7 fármacos sendo: Atenolol, Carbamazepina, Clonazepam, Ibuprofeno, Paracetamol, Sinvastatina e Fluoxetina. Os resultados obtidos para os compostos avaliados mostram a movimentação de alguns fármacos em relação a fase aquosa e fase sólida, devido às características apresentadas durante o processo. Os dados indicam que o processo de compostagem pode favorecer a biodegradação dos compostos, tendo sido identificada a redução significativa na concentração dos mesmos, quando comparada com os dados iniciais identificados no afluente e nas amostras provenientes do lodo, antes do processo de compostagem. Ainda que a não detecção de um composto, utilizando as técnicas adequadas, não signifique necessariamente que ele tenha sido degradado por microrganismos, estudos pretéritos chegaram a resultados semelhantes, o que corrobora com a adequação da proposta metodológica e dos procedimentos apresentados nesta pesquisa, contribuindo para a produção de resultados confiáveis.

Palavras-Chave: esgotos, lodo, biossólido, fármacos.

1. INTRODUÇÃO

As rotas de exposição de fármacos em matrizes ambientais assim como seu comportamento ainda não são bem conhecidas. A baixa volatilidade dos produtos farmacêuticos indica que a distribuição no ambiente ocorrerá principalmente através de transporte aquoso, mas também através da dispersão da cadeia alimentar. No processo de tratamento de esgotos, pode ocorrer o transporte de fármacos da fase líquida para a fase sólida, constituindo em parte, o resíduo sólido gerado nas ETE (lodo ou biomassa excedente). De maneira geral,

são poucas as pesquisas que relacionam parâmetros operacionais e físico-químicos com a remoção dos fármacos em ETE.

A sorção à fase sólida, durante o processo de tratamento de esgotos, é uma importante via de remoção dos contaminantes do efluente final, visto que os compostos com caráter hidrofóbico, pouco solúveis, tendem a particionar para os sólidos do lodo.

2. DESENVOLVIMENTO

O presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Lageado, localizada em Botucatu, um município da região oeste do estado de São Paulo. A ETE utiliza o processo de tratamento em nível secundário, composto por Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente por tratamento (RAFA), operando com tempo de detenção hidráulica médio de 6,7 horas, e atende uma população de cerca de 119.994 habitantes. O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20% e 25%. A produção diária de lodo é de aproximadamente 15 m³/dia.

Para o desenvolvimento dos estudos, foi realizada a montagem de uma leira de compostagem do lodo da ETE Lageado, utilizando material oriundo de poda de árvore como fonte de carbono, na proporção de 1:1. O processo utilizado foi de leiras revolvidas, instalada em galpão coberto.

2.1 Preparo e conservação das amostras do afluente e lodo gerado da ETE

A coleta de amostras do afluente da estação considerou amostragem composta no período de 24 horas. As amostras do lodo gerado foram realizadas por meio de coletas simples, respeitando-se o tempo de detenção hidráulica da estação, considerando a data e horário das amostras compostas.

O processo de compostagem foi monitorado durante 75 dias, sendo que as amostras foram coletadas no início do processo (tempo zero), e após 15 dias, 30 dias, 45 dias, 60 dias e, posteriormente com 75 dias, garantindo-se, assim, a estabilização do biossólido compostado.

A amostragem foi realizada segundo NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004). As amostras coletadas foram devidamente identificadas e conservadas, permanecendo congeladas a -20°C até o posterior preparo e análise quantitativa.

Os ensaios quantitativos de identificação dos fármacos em estudo, foram realizados no Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia – NUPAM, da Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA) da Universidade Estadual Paulista – UNESP, campus Lajeado, na cidade de Botucatu-SP.

2.2 Metodologia de extração baseada na saturação dos compostos em água

O procedimento experimental para extração dos fármacos no lodo seco e biossólido compostado foi baseado no princípio de saturação dos compostos em água baseado em Macedo *et al*. (2020).

O processo de extração das amostras referentes de lodo considerou inicialmente o descongelamento e peneiramento das amostras em peneira nº6 (Mesh), abertura 3,36mm, para retirada de material grosseiro e homogeneização. As amostras referentes ao efluente e lodo bruto foram extraídas utilizando 10ml de cada e submetidas a centrifugação por 5min a 5000 rpm, e utilizada uma alíquota 2 ml de cada amostra, não tendo sido submetidas ao processo de extração.

Foi pesado, 4,0 g da amostra sólida, transferidas para tubo de ensaio, adicionado 2,0 ml água MilliQ e devidamente fechadas. Elas foram armazenadas por 24 h, à temperatura ambiente, ao abrigo da luz para obtenção do lixiviado. Passado o período de 24 horas, as amostras foram centrifugadas em Centrífuga Hettich-Zentrifugen, modelo ROTANTA 460R por 5 minutos, 5000 rpm para obtenção do extrato. Em seguida, os extratos obtidos foram filtrados, em filtro Millex® HV, marca Millipore, PVDF 0,45µm, diâmetro13mm, transferidos para vial, marca Analítica, volume 1,5ml, tipo rosca 9mm, AMBAR, com tarja, 11,6*32mm devidamente identificados para quantificação analítica, utilizando UFLCTM e espectrômetro MS-MS. A Figura 1 mostra o preparo das amostras.

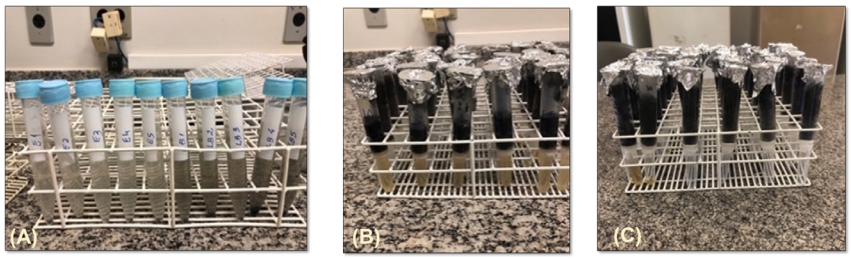


Figura 1 - Preparo das amostras para extração dos analitos.
(A) Amostras líquidas do efluente e lodo bruto; (B) e (C) Extratos (lodo desidratado e processo compostagem)
Fonte: Autor. NUPAM (2019).

2.3 Condições experimentais – Método cromatográfico

Para identificação e quantificação dos fármacos foi utilizado um sistema composto de cromatógrafo líquido de ultra performance UPLCTM, Shimadzu, com as seguintes unidades: INJETOR: SIL-20AC HT; Controlador: CBM 20A; Degaseificador : DGU 20A3R; 2 Bombas LC-20AD; Forno da coluna: CTO-20AC. Acoplado ao sistema cromatográfico, foi utilizado Espectrômetro de massas, modelo - AB SCIEX, TRIPLE QUADTM 4500. A fase móvel para determinação dos fármacos foi preparada pela combinação de duas fases: Fase A = 1% de ácido Fórmico em água e Fase B = 1% de ácido Fórmico em metanol, coluna cromatográfica SynergyTM 2.5 µm Hydro-RP 100 Å, LC Column 50x4.6mm, H18-253411.

3. SOLUÇÕES PADRÃO ANALÍTICO

Os padrões analíticos dos fármacos foram adquiridos na Sigma-Eldrich (Paracetamol, Atenolol, Sinvastatina e Ibuprofeno) os demais (Carbamazepina, Clonazepam e Fluoxetina) obtidos por meio de doação de fabricantes dos medicamentos. As soluções padrão,

estoque, dos fármacos em estudo foram preparadas nas concentrações de 100ppm (μg/ml) em metanol, na proporção 50:50(MeOH:H2O). Em sequência, foram preparadas as soluções padrão intermediárias, por diluição sucessivas, utilizando fase 50:50(MeOH:H2O), partindo da solução estoque, tendo sido preparadas no ato do procedimento. Todas as soluções preparadas foram mantidas no congelador, na temperatura de -20ºC e ausência de luz. Desta forma, foi obtido um mix, contendo todos os compostos de interesse, na faixa de concentração 100μg/ml (ppm) à 25 ng/ml (ppb).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O método analítico desenvolvido no Laboratório NUPAM mostrou-se eficiente para quantificação dos compostos avaliados, sendo: Carbamazepina, Clonazepan, Ibuprofeno, Paracetamol, Atenolol, Sinvastatina e Fluoxetina, utilizando o procedimento experimental de extração baseado no princípio de lixiviação dos compostos em água. A concentração média e o desvio padrão relativo (DPR) para cada composto avaliado, podem ser visualizados na Tabela 2.

Tabela 2 – Resultados das análises de resíduos dos fármacos (valor médio).

FÁRMACOS	EFLUENTE	LODO BRUTO	LODO SECO	DATAS DAS COLETAS (PROCESSO DE COMPOSTAGEM)					
				AMOSTRA 1 08/05/2019 (μg.L^{-1})	AMOSTRA 2 22/05/2019 (μg.L^{-1})	AMOSTRA 3 05/06/2019 (μg.L^{-1})	AMOSTRA 4 19/06/2019 (μg.L^{-1})	AMOSTRA 5 03/07/2019 (μg.L^{-1})	AMOSTRA 6 17/07/2019 (μg.L^{-1})
Ibuprofeno (μg.L^{-1})	n.d.	n.d	n.d.	n.d.	n.d.	n.d	n.d.	n.d.	n.d.
DPR	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paracetamol (μg.L^{-1})	7,508	13,270	0,832	1,416	2,040	3,080	4,084	3,752	1,714
DPR	2,932	5,307	0,061	0,736	0,358	0,579	0,588	0,718	0,268
Sinvastatina (μg.L^{-1})	0,386	0,900	1,620	1,602	n.d.	n.d	n.d.	n.d.	n.d.
DPR	0,097	0,208	0,363	0,305	-	-	-	-	-
Atenolol (μg.L^{-1})	0,684	0,396	0,408	0,154	n.d.	n.d	n.d.	n.d.	n.d.
DPR	0,074	0,072	0,034	0,045	-	-	-	-	-
Clonazepam (μg.L^{-1})	n.d.	n.d.	n.d.	2,008	n.d.	n.d	n.d.	n.d.	n.d.
DPR	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbamazepina(μg.L^{-1})	0,591	0,577	0,709	0,326	0,245	0,136	0,082	0,088	0,110
DPR	0,014	0,010	0,022	0,011	0,009	0,006	0,004	0,010	0,012
Fluoxetina (μg.L^{-1})	0,027	0,027	0,061	0,064	0,199	0,076	0,047	0,043	0,041
DPR	0,002	0,001	0,013	0,005	0,026	0,004	0,007	0,005	0,003

n.d. = não detectado DPR=Desvio Padrão Relativo

Fonte: Autor. NUPAM, 2019.

A biodegradação é um dos mecanismos mais importantes para a degradação de substâncias química no ambiente. No entanto, trata-se de um processo de difícil avaliação, especialmente pela variedade dos ambientes naturais, o que dificulta sua transposição para

o laboratório. No caso de fármacos o processo é limitado do ponto de vista cinético, devido as baixas concentrações dos compostos, verificadas no esgoto bruto. De acordo com Joss *et al* (2006) apud Aquino *et al* (2013) a maior parte desses contaminantes apresenta uma cinética de degradação de pseudo-primeira ordem, o que significa que a taxa de transformação biológica é diretamente proporcional à concentração dos compostos na fase líquida, além da concentração na biomassa (sólidos suspensos) no sistema.

Os resultados obtidos indicam que o processo de compostagem pode favorecer a biodegradação dos compostos, tendo sido identificada a redução significativa na sua concentração, quando comparado com os dados do afluente da ETE e do lodo, antes do processo de compostagem. Entretanto, deve-se considerar que a redução na concentração dos fármacos pode estar relacionada a imobilização deles, considerando a complexidade da matriz. A não detecção de um composto, utilizando as técnicas adequadas, não significa necessariamente que ele tenha sido degradado por microrganismos, uma vez que a perda pode ocorrer por lixiviação, volatilização e degradação química e fotoquímica.

Em estudo realizado por Peysson e Vulliet (2013) onde foram avaliados 136 fármacos em lodo de esgoto utilizando a metodologia QuEChERS adaptada e detecção por cromatografia líquida e espectrometria de massa, sendo uma das amostras proveniente de lodo compostado, os resultados obtidos foram similares aos encontrados na presente pesquisa, apresentado residual para os mesmos compostos, Paracetamol, Carbamazepina e Fluoxetina, nas concentrações 464, 17 e 56 ng/g, respectivamente. Esse fato sugere que a metodologia e procedimentos adotados em nosso estudo, para a identificação e avaliação dos compostos, foram adequados.

5. CONCLUSÕES

O processo de compostagem estudado possibilitou constatar a contribuição da metodologia para avaliar a redução ou eliminação dos compostos a partir da concentração na solução de equilíbrio com o biossólido.

O processo de extração utilizado para identificação e quantificação dos analitos, metodologia de extração baseada na saturação dos compostos em água, mostrou-se o mais adequado para a avaliação pois considera as alterações que ocorrem naturalmente no ambiente.

Considerando o processo de biodisposição, após a avaliação dos compostos no processo de tratamento de esgotos e compostagem, os resultados obtidos indicam a redução na concentração dos compostos, o que sugere uma tendência a biodegradação e/ou imobilização dos mesmos. Os resultados obtidos sugerem que a substâncias estudadas, talvez, permaneçam imobilizadas na matriz, o que representa uma segurança em relação a mobilidade dos mesmos. A possibilidade de imobilização na matriz é um importante parâmetro, sugerindo novos trabalhos para essa avaliação.

Em relação as concentrações residuais, deve-se considerar alguns efeitos que possam

ocorrer, como sinergismo, antagonismo, efeitos aditivos e tantos outros possíveis, tendo em vista a mistura complexa de compostos residuais no ambiente e suas interações, o que poderia causar efeitos deletérios à biota e seres humanos. Tão significativo quanto as concentrações residuais e as possíveis interações com outros fármacos no ambiente, os metabólitos gerados e presentes nas várias matrizes, em algumas situações apresentam-se mais tóxicos que o próprio fármaco precursor, o que indica a necessidade de estudos dos mecanismos farmacocinéticos e farmacodinâmicos dos fármacos para entendimento dos mecanismos de reação envolvidos na formação e toxicidade de seus metabólitos.

Faz-se necessário uma análise diferenciada, utilizando novas tecnologias e programas para avaliar os efeitos dos compostos no ser humano.

AGRADECIMENTOS

Faculdade de Saúde Pública (Universidade de São Paulo - USP) ; Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP; Faculdade de Ciências Agrárias-FCA (UNESP) e Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia-NUPAM (UNESP).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aquino, S.F.; Brandt, E.M.F.; Chernicharo, C.A.L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de Tratamento de esgotos: Revisão da literatura. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.18 , n.3, jul/set 2013, pag. 187-204.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR:10.007. Amostragem de Resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

Macedo, G.C, *et al*. Behavior of sulfentrazone in the soil as influenced by cover crop before no-till soybean planting. Weed Science, 1-8. doi:10.1017/wsc.2020.70. 2020

Peysson, W.; Vulliet, E. Determination of 136 pharmaceuticals and hormones in sewage sludge using quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe extraction followed by analysis with liquid chromatography–time-of-flight-mass spectrometry. Journal Of Chromatography A, [S.L.], v. 1290, p. 46-61, maio 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2013.03.057

248

UTILIZAÇÃO DE TIO2 MICROESTRUTURADO COM BIOCARVÃO PARA DESINFECÇÃO SOLAR CATALÍTICA DE EFLUENTES CONTAMINADOS POR MICROORGANISMOS

Daphne FERRO[1], Paloma KOTANI[2], Laura PAVARIN[3], Regina AFFONSO[4], Nilce ORTIZ[5]

[1] *Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, daphnemontesuma@gmail.com*

[1] *palomakotani@usp.com*

[2], *laurapavarintavares@gmail.com*

[3] *reginaffonso.ra@gmail.com*

[4] *nortizbr@gmail.com5*

RESUMO

No Brasil, o Novo Marco Legal do Saneamento Básico demanda que 99% dos cidadãos brasileiros devem ter acesso à água potável até 2033. Neste sentido, muitos processos de tratamento de água estão sendo desenvolvidos empregando diversas tecnologias, incluindo a fotocatálise, a radiação solar e a ultravioleta. Estes processos de tratamento e desinfecção solar são favoráveis principalmente considerando a localização geográfica brasileira empregando a luz solar que causa danos severos no DNA de patógenos. O semicondutor escolhido para a fotocatálise heterogênea foi o dióxido de titânio, que apresenta baixa toxicidade e possui reservas abundantes no Brasil. Este composto é um dos mais empregados em fotocatálise porque promove eficientemente a produção de sítios oxidantes e redutores na superfície, facilitando o surgimento de radicais HO• e H•. No entanto, para a utilização como catalisador é necessário que o dióxido de titânio possua a estrutura cristalina anatase e microestruturas estáveis que conferem elevados valores de área superficial e porosidade. A estrutura catalítica porosa foi obtida com a adição do biocarvão de eucalipto reflorestado como biotemplate, na moldagem do dióxido de titânio no processo de síntese sol-gel e resultou em uma estrutura de elevada porosidade. Desta forma, foi obtido os sítios de adsorção e interação, com significativo aumento do efeito sinérgico para a fotodesinfecção. A eficiência do processo de fotodesinfecção foi avaliada por meio da contagem do número de colônias da bactéria *Escherichia coli*, sendo essa onipresente nos efluentes domésticos. Processos de fotodesinfecção realizados com água de lavagem contendo esta bactéria se mostram promissores, com o emprego de 0,05g de dióxido de titânio microestruturado com biocarvão a porcentagem de redução no número de colônias de bactérias foi acima de 80% em uma hora de exposição. A otimização do processo de fotodesinfecção pode viabilizar uma nova alternativa aos métodos de desinfecção utilizados no país.

Palavras-Chave: Desinfecção; Solar; Micro-organismos; Fotocatálise; TiO2.

1. INTRODUÇÃO

Diversos estudos têm sido realizados utilizando a energia do sol como indutor de reações químicas endotérmicas. Um método desenvolvido para o tratamento de águas contaminadas é o de desinfecção por meio da luz solar, considerando que a luz visível pode causar danos severos no DNA de patógenos, isto pode ser associado à utilização de aditivos químicos que catalisem a inativação de bactérias (SHIMIZU *et al*, 2019).

A desinfecção dos efluentes por meio de fotocatálise tem como princípio os Processos Oxidativos Avançados (POAs) que utilizam os radicais hidroxila (HO•) e hidrogênio (H•) para promover a oxidação de poluentes (NASCIMENTO, 2020) ou a inativação de micro-organismos pelo estresse oxidativo que rompe as ligações de macromoléculas de sua superfície (KHATAEE e MANSOORI, 2012). No procedimento em estudo será realizada a fotocatálise heterogênea, onde o semicondutor sólido será excitado pela radiação ultravioleta solar, catalisando a produção de dois principais radicais livres (Eq 1) (SHAH, 2020).

$$H2O + hv \rightarrow HO\bullet + H\bullet \qquad \text{[Eq 1]}$$

O semicondutor escolhido para a fotocatálise heterogênea é o dióxido de titânio. Esta molécula apresenta baixa toxicidade para os organismos vivos e quando em processo fotocatalítico promove sítios oxidantes e redutores em sua superfície, facilitando o surgimento de radicais como HO• e H• com bastante eficiência (MESONES *et al*, 2020).

O TiO2 pode ter três estruturas cristalinas diferentes: Anatase, Rutilo e Bruquita. Para sua aplicação como catalisador é necessário que ele possua estrutura mais favorável para a adsorção do composto de interesse, e entre as três a melhor forma é a Anatase (OHAMA e GEMERT, 2011). Essa estrutura faz com que o semicondutor, quando exposto à luz solar, absorva fótons com energia superior à energia de band-gap, promovendo um elétron da banda de valência para a banda de condução; uma lacuna é formada na banda de valência e ela pode se recombinar com o elétron, interagindo com os radicais eletrófilos e nucleófilos adsorvidos na superfície do dióxido de titânio (D`ALESIO, 2013).

Para garantir que o TiO2 apresente a estrutura desejada em maior quantidade é realizado um processo de síntese com aditivos estruturantes como leveduras, fibras, diatomito (KHATAEE e MANSOORI, 2012), e no caso do presente trabalho biocarvão. Biocarvão é um material feito a partir da queima de biomassa em um processo chamado pirólise, onde ocorre a degradação térmica da biomassa em ambiente com pouco ou nenhum oxigênio; biocarvão possui grande quantidade de carbono e diversos grupos funcionais em sua estrutura, ele pode ser direcionado a geração de energia e ao beneficiamento do solo e água (GUILHEN, 2018).

Quando o biocarvão está na sua forma micronizada ele apresenta maior área superficial, se tornando um bom “gabarito” para a moldagem do dióxido de titânio. Então ele atua como aditivo microestrutural no processo de hidrólise de síntese do semicondutor. O biocarvão atua na obtenção de mais sítios de adsorção e interação com o composto de interesse, ocasionando significativo efeito sinérgico para a fotodecomposição e consequentemente melhores resultados no procedimento da fotodesinfecção (MESONES *et al*, 2020).

Uma das bactérias patogênicas mais estudadas em águas residuais é a *Escherichia coli*, sendo essa onipresente nos efluentes domésticos e industriais, por esse motivo diversos trabalhos publicados sobre fotodecomposição aplicada à desinfecção utilizaram essa espécie. Ensaios exploratórios com esta bactéria foram realizados com o intuito de verificar a eficiência do procedimento de fotodesinfeção com o dióxido de titânio microestruturado. Após a confirmação da eficácia, o procedimento pôde seguir para a etapa de fotodesinfecção de efluentes contaminados com micro-organismos principalmente bactérias, para esse estudo foi escolhida a água proveniente da lavagem de roupas (água de lavagem) coletada a partir do enxágue do ciclo de lavagem de máquina doméstica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O preparo do TiO2 microestruturado ocorre pelo método sol-gel, a partir do isopropóxido de titânio, um alcóxido, submetido a hidrólise ácida. O procedimento utiliza os seguintes reagentes: 300 mL de água destilada, 5 mL de ácido acético glacial, 10 mL de isopropóxido de titânio e 0,0500 g de biocarvão. A mistura será levada ao agitador magnético por 2 horas, será decantada, filtrada e o sólido resultante passará por secagem na estufa, por 1 dia a 100°C. Após a secagem o pó é peneirado e armazenado em um recipiente.

A realização dos ensaios com a água de lavagem possibilitou a verificação do êxito do processo com um efluente doméstico utilizado como amostra. A fotodesinfecção foi executada utilizando 10 mL de água de lavagem, 0,0500 g de TiO_2 microestruturado, essa solução foi completada com solução salina a 0,9% até a medida de 100 mL em um erlenmeyer previamente esterilizado e o sistema foi fechado com uma boneca. A solução foi levada a uma câmara de luz solar durante o período de 60 minutos sob agitação.

Alíquotas de 20 uL foram colhidas a cada 20 minutos e para cada uma foi adicionado 20 uL de solução salina a 0,9%; essa quantidade que totaliza 40 uL é a necessária para o espalhamento nas placas de petri contendo o meio de cultura Luria-Bertani com ágar. Após a coleta de alíquotas nos minutos 0, 20, 40 e 60 de exposição à luz solar, as placas são levadas a uma estufa a 37°C por 16 horas. As placas de petri representam o meio mais eficaz para realizar a contagem de bactérias remanescentes do processo; elas são fotografadas em uma mesa de luz e a foto editada no programa de computador GIMP para aumentar a sua resolução. A foto é direcionada ao software de contagem de bactérias OpenCFU, que realiza a contagem das colônias de bactérias presentes nas placas de petri.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O dióxido de titânio microestruturado com biocarvão apresentou resultados promissores em seus ensaios exploratórios. O material sintetizado foi direcionado para ensaios com as amostras de água de lavagem, que são amostras reais de efluentes domésticos. Ao longo do procedimento foi observado que o catalisador obteve sucesso ao promover radicais livres para a inativação bacteriana, pois ao analisar as imagens das placas de petri que representam os tempos iniciais e finais de coleta das alíquotas vemos diferença na quantidade de colônias de bactérias.

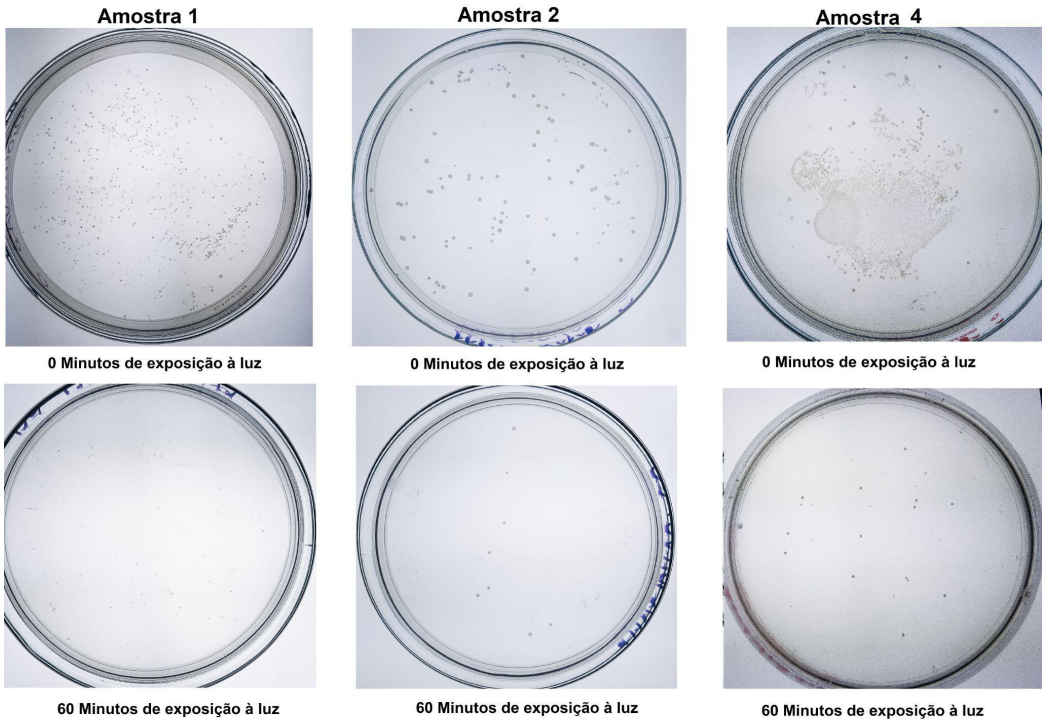


Fig. 1. Placas de petri referentes às coletas inicial e final das amostras 1, 2 e 4.

Com as imagens das placas de petri foi possível realizar a análise desses resultados por meio do software OpenCFU, este apresentou os números de colônias presentes em cada placa, a concentração das unidades formadoras de colônia (UFC) e a porcentagem de remoção (inativação bacteriana) ao comparar a quantidade de colônias presente no início e final do ensaio.

O modelo de Chick (Eq 2) verifica os parâmetros cinéticos de inativação microbiana, evidenciando se a velocidade relativa da reação é compatível com a desinfecção. O cálculo apresenta a constante de decaimento **-K**, observada na tabela abaixo.

$$Ln(Nt/No)= -kt \qquad [Eq\ 2]$$

Tabela 1. Contagem de Colônias de Bactérias das Amostras 1, 2 , 3, 4, 5 e 6.

AMOSTRA	NÚMERO INICIAL DE COLÔNIAS (N)	CONCENTRAÇÃO INICIAL (UFC)	CONSTANTE DE DECAIMENTO (-K) TEMPO 0	NÚMERO FINAL DE COLÔNIAS (N)	CONSTANTE DE DECAIMENTO (-K) TEMPO 40	REMOÇÃO%
1	732	$7,32.10^4$	-2,3762	68	-0,18407	90,71
2	156	$1,56.10^4$	-2,9704	8	-0,034657	94,87
3	986	$9,86.10^4$	-1,9238	174	-0,015074	82,35
4	1696	$8,48.10^5$	-12,487	64	-0,035988	96,22
5	281	$1,41.10^5$	-2,8693	16	-0,019569	94,30
6	818	$4,09.10^5$	-3,9342	16	-0,042332	98,04

As remoções referentes aos 6 ensaios escolhidos foram superiores a 80%, chegando a 98,04%, indicando o sucesso do procedimento em apenas uma hora de exposição à lâmpada solar.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos ao longo do projeto demonstram o caráter promissor da utilização do dióxido de titânio microestruturado com biocarvão em ensaios de fotodesinfecção. As etapas concluídas que envolvem a síntese do semicondutor e ensaios exploratórios apresentaram resultados positivos, indicando que o material feito em laboratório promove a formação de radicais livres quando em contato com a luz solar provocando a inativação das bactérias *Escherichia coli.*

Após a realização de ensaios com amostras reais (água de enxágue) observou -se o mesmo sucesso, confirmando que o material sintetizado apresentou características favoráveis para aplicação na fotodesinfecção; nos próximos meses a caracterização físico química será feita para observar as propriedades do dióxido de titânio microestruturado.

A medição das colônias de bactérias por meio das placas de Petri se mostrou o método mais eficiente para o controle do trabalho, a utilização das placas é uma prova visual de que a fotodesinfecção está sendo bem sucedida. A contagem das colônias para análise dos dados foi feita pelo software Open CFU, apresentando resultados acima dos 80% de remoção. A partir disso os cálculos cinéticos poderão ser desenvolvidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

D 'ALESIO, Hugo Alejandro (2013). Sínteses de Óxido de Titânio Nanoestruturado. 2013. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/122593. Acesso em: 29 nov. 2020.

GUILHEN, S. N. (2018). Síntese e caracterização de biocarvão obtido a partir do resíduo de coco de macaúba para remoção de urânio de soluções aquosas. 2018. 324 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-13092018-144036/pt-br.php. Acesso em: 24 de abril de 2021.

KHATAEE, Ali Reza; MANSOORI, G. Ali (2012). Nanostructured Titanium Dioxide Materials: Properties, Preparation and Applications. Londres: World Scientific, 2012. 205 p.

MESONES, Sandra; MENA, Esperanza; LÓPEZ-MUÑOZ, María José; ADÁN, Cristina; MARUGÁN, Javier (2020). Synergistic and antagonistic effects in the photoelectrocatalytic disinfection of water with TiO2 supported on activated carbon as a bipolar electrode in a novel 3D photoelectrochemical reactor. Separation and Purification Technology, [S.L.], v. 247, p. 117-127, set. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117002.

NASCIMENTO, Kleby Soares do (2020). Processos Oxidativos Avançados Aplicados ao Tratamento de Água Produzida. 2020. 58 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: https://pantheon.ufrj.br/handle/11422/12379. Acesso em: 6 dez. 2020.

OHAMA, Yoshihiko; VAN GEMERT, Dionys (2011). Application of Titanium Dioxide Photocatalysis to Construction Materials: state-of-the-art report of the rilem technical committee. 5. ed. Londres: Springer Science, 2011. 48 p.

SHAH, M. P. (2020). (ed.). Advanced Oxidation Processes for Effluent Treatment Plants. Oxford: Elsevier, 2020. 342 p.

SHIMIZU, Yuta *et al* (2019). Disinfection mechanism of E. coli by CNT-TiO2 composites: photocatalytic inactivation vs. physical separation. Chemosphere, Londres, v. 235, p. 1041-1049, 2019.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

258

TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS E RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PEQUENA ESCALA: CONTEXTO E PRÁTICAS

Wanda M. R. GÜNTHER[1], Antonio O. STOREL JÚNIOR[2]

[1] *Universidade de São Paulo, Av. Dr. Arnaldo, 715 – Cerqueira César – São Paulo – São Paulo, wgunther@usp.br*

[2] *Universidade de São Paulo, Av. Dr. Arnaldo, 715 – Cerqueira César – São Paulo – São Paulo, antoniostorel@usp.br*

RESUMO

A emergência climática tem ampliado o interesse no tratamento descentralizado de esgotos e resíduos sólidos orgânicos de origem domiciliar, em pequena escala, devido ao potencial de mitigar emissões e de sequestro de carbono atmosférico, como visto na técnica da compostagem. O enfoque das Soluções Baseadas na Natureza busca integrar conceitos ambientais, sociais e tecnológicos, tais como, Serviços Ecossistêmicos e Adaptações Socioecológicas e Tecnologia Biomimética e permite analisar experiências de tratamento descentralizado que exibem diversos enfoques de soluções técnicas baseadas em diferentes práticas, saberes tradicionais ou princípios científicos que carecem de descrição mais detalhada e maior sistematização. Foi realizada revisão bibliográfica sistematizada com foco em experiências de tratamento descentralizado com objetivo de relacionar práticas, tecnologias e métodos empregados a variáveis como: e*scala*, *objetivos da operação* e *características socioeconômicas*. Os resultados indicaram que a adoção de soluções técnicas, que levam em conta o contexto, as condições socioambientais e os objetivos da operação, isto é, que se constituem como Soluções Baseadas na Natureza, é determinante para o sucesso e continuidade da experiência de tratamento descentralizado. No entanto, para a consolidação de experiências descentralizadas de compostagem e vermicompostagem, especialmente as de pequena e média escala de objetivo comercial, é importante a existência de instrumentos regulatórios e políticas de incentivo, que incorporem as soluções técnicas descentralizadas como parte das alternativas recomendadas. Da mesma forma, políticas de pesquisa e desenvolvimento científico-tecnológico que promovam a transformação dessas soluções em tecnologia social são fundamentais, para promover a superação dos gargalos de viabilidade econômica e impulsionar experiências smilares.

Palavras-Chave: tratamento descentralizado; compostagem descentralizada; compostagem em pequena escala; esgotos sanitários; resíduos orgânicos domiciliares.

1. INTRODUÇÃO

A emergência de experiências locais em nível municipal de tratamento descentralizado de esgotos domésticos, por exemplo, por zona de raízes ou wetlands (SWW-CSE, 2021; Ferreira *et al*., 2021 e CROSS *et al*., 2021)e de resíduos orgânicos domiiliares, por exemplo, por vermicompostagem ou compostagem aeróbia-termofílica (COMPOSTA SÃO PAULO, 2014; BONG *et al*., 2017 e BRUNI *et al*., 2020) em instalações de pequena escala tem mobilizado uma grande diversidade de soluções técnicas (ALI *et al*., 2004 e SLATER *et al*., 2008, KENG *et al*., 2020), organizativas (MORROW *et al*., 2022) e incentivado um renovado interesse da pesquisa científica (GILLESPIE *et al*., 2022). Esse interesse da pesquisa científica decorre da expectativa que essas experiências de tratamento descentralizado de pequena escala possam gerar, quanto ao engajamento da população (MARCELLO *et al*., 2021), a inclusão social (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013), a ampliação da cobertura de saneamento básico (MASSOUD *et al*., 2019), a reciclagem de nutrientes e da matéria orgânica em circuitos curtos de produção-consumo de alimentos saudáveis (SULEWSKI *et al*., 2021) e a redução/mitigação de emissões de carbono atmosférico (ADHIKAR *et al*., 2010), especialmente nos países em desenvolvimento do Sul Global (YENNETI *et al*., 2012).

2. SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA COMO "CIENTIFIZAÇÃO" DE TECNOLOGIAS ESPECÍFICAS LOCAIS/TRADICIONAIS DESCENTRALIZADAS

A conjuntura atual de emergência climática, alimentar, sanitária e ambiental tornou mais perceptível para os geradores domésticos que a sua gestão dos esgotos sanitários e dos resíduos sólidos domiciliares está ligada ao ciclo biológico, ao ciclo da vida no planeta, e ao ciclo alimentar. BYÉ (1999) lembrava que nos sistemas agroalimentares não houve rupturas técnicas profundas, mas uma sobreposição de sistemas técnicos "nature-based" e "industrial-based", havendo constante renovação de técnicas específicas (fincadas nos ambientes naturais e nas tradições) mesmo diante de técnicas genéricas tipicas de engenharia e indústria. O autor afirma que as soluções técnicas de tratamento descentralizado de esgotos e de compostagem de resíduos como têm base nos ciclos biológicos também apresentam inovações "compósitas" de partes tradicionais e partes "industriais". A pesquisa científica pode, potencialmente, aprofundar técnicas tradicionais, eliminar uso de energia, equipamentos e recursos (tecnologias de engenharia e indústria) e produzir soluções que entregam aumento de benefícios sociais com regeneração dos ecossistemas.

O conceito de Soluções Baseadas na Natureza (SBN), mais recentemente, vem ganhando relevância nas Políticas Públicas dos países do Norte Global, a partir de sua adoção pela União Européia, como uma aposta para operacionalizar políticas efetivas de adaptação e mitigação da mudança global do clima (STÖBERL et al., 2019). O conceito de SBN funciona como aglutinador de diferentes técnicas e estratégias, tais como: serviços ecossistêmicos, infraestrutura verde, florestas urbanas, adaptação climática baseada em

ecossistemas, agricultura regenerativa, etc. (CROSS *et al*., 2021) A pesquisa contribuiu para identificar na literatura pontos de atenção que podem alavancar ou rebaixar o potencial dos tratamentos descentralizados de funcionarem como SBN. Desse modo, foi realizada uma revisão bibliográfica sistematizada com o uso das bases SCOPUS, PUBMED e Google Acadêmico, a partir dos termos de busca “decentralized wastewater treatment”, “decentralized composting”, “community scale composting”. Foram identificados 97 artigos e selecionados 29, os quais atenderam a um de dois critérios de inclusão: i) apresenta avaliação-síntese para um país ou região; e ii) apresenta sistematização de conceitos ou teoria, ambos com foco no fenômeno do tratamento descentralizado de pequena escala, tanto para esgotos domésticos como para resíduos orgânicos domiciliares.

3. RESULTADOS

A pesquisa revelou que as experiências de tratamento descentralizado de esgotos sanitários têm maior sistematização e apoio acadêmico que as experiências de compostagem descentralizada. Indicador desse fato é a existência na literatura do termo DEWAT, que descreve sinteticamente o tratamento descentralizado de esgotos, com muitos grupos de pesquisa inteiramente dedicados à DEWAT (FERREIRA *et al*., 2021; SWW-CSE, 2021 e TONETTI *et al*., 2018). Mesmo que existam muitos aspectos necessários de serem endereçados para que a DEWAT se torne uma alternativa real aos sistemas de tratamento centralizado, há reconhecimento dos desafios. A prioridade dada às Soluções Baseadas na Natureza já está presente em muitos esquemas legais e normativos, como, por exemplo, nas hierarquias de ações de gestão de resíduos (STOREL JÚNIOR *et al*. 2021). No entanto, quanto à compostagem descentralizada, além da maior diversidade de contextos e práticas, ainda existe uma polissemia (compostagem doméstica, compostagem de escala comunitária, compostagem institucional, etc.) reveladora da necessidade de maior sistematização normativa e científica e em torno de um termo único. A compostagem descentralizada gera mais comprometimento ambiental e engajamento da comunidade, mas ainda não gera retornos econômicos significativos (MORROW *et al*., 2022 e BRUNI *et al*., 2020), pois há uma carência de incorporação efetiva dessas soluções na legislação e normas pelas políticas públicas. Embora estejam se acumulando evidências científicas de uma míríade de benefícios quanto ao saneamento básico, à alimentação saudável e quanto ao sequestro de carbono atmosférico, ainda há poucos grupos acadêmicos exclusivamente dedicados ao tema, indicando a necessidade de maior investimento em pesquisas que auxiliem a sistematização dessas experiências. Diferentemente da DEWAT, na compostagem descentralizada são reconhecidos os potenciais, mas desconhecidos a realidade e os desafios. O financiamento da mitigação de emissões de carbono, no entanto, pode ser fator importante para fazer a compostagem descentralizada começar a “aparecer no radar” das políticas públicas (YENNETI *et al*., 2012).

4. CONCLUSÕES

A pesquisa focou nos desafios para que as experiências de pequena escala no tratamento descentralizado de esgotos (DEWAT) e de compostagem descentralizada possam atender efetivamente aos requisitos, para serem reconhecidas como Soluções Baseadas na Natureza e passem a ocupar a prioridade na agenda das políticas públicas de inclusão social, saúde pública, sustentabilidade e adaptação e mitigação da mudança global do clima. Tanto a DEWAT quanto a compostagem descentralizada têm enorme potencial de combinar benefícios à sociedade com regeneração de ecossistemas, mas é necessário maior investimento em pesquisa científica e sistematização do conhecimento empírico para formulação de políticas públicas de incentivo econômico efetivo às soluções de pequena escala de tratamento descentralizado, incorporando-as de fato ao aparato legal e normativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHIKAR, B. K.; TRÉMIER, A., MARTINEZ, J.; BARRINGTON, S. (2010) Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. Waste Management & Research 28(11) 1039–1053

ALI, M. (Ed.) HARPER, M.; PERVEZ, A.; ROUSE, J.; DRESCHER, S.; ZURBRUGG, C. (2004) Sustainable Composting: case studies and guidelines for developing countries. Water, Engineering and Development Centre of Loughborough University: Leicestershire, UK. x + 124p.

BONG, C. P-C.; GOH, R. K. Y.; LIM, J.-S.; HO, W. S.; LEE, Chew-Tin; HASHIM, Haslenda; MANSOR, Nur Naha Abu; HO, Chin Siong; RAMLI, Abdul Rahim; TAKESHI, Fujiwara. (2017) Towards low carbon society in Iskandar Malaysia: implementation and feasibility of community organic waste composting. Journal of Environmental Management 203 679e687

BRUNI, C.; AKYOL, Ç.; CIPOLLETTA, G.; EUSEBI, A. L.; CANIANI, D.; MASI, S.; COLÓN, J.; FATONE, F. (2020) Decentralized community composting: past, present and future aspects of Italy. Sustainability. 12, 3319; https://doi:10.3390/su12083319. 20p.

BYÉ, P. (1999) As tecnologias genéricas levam ao desaparecimento das técnicas agroalimentares de origem? In: MALUF, R. S.; WILKINSON, J. (Eds.). Reestruturação do sistema agroalimentar: questões metodológicas e de pesquisa. Rio de Janeiro: MAUAD, UFRRJ/CPDA, REDCAPA, p.45-60

CROSS, K.; TONDERA, K.; RIZZO, A.; ANDREWS, L.; PUCHER, B.; ISTENIČ, D.; KARRES, N.; McDONALD, R. (Eds.) (2021) Nature-based solutions for wastewater treatment: a series of factsheets and case studies. IWA Publishing: London-UK, The Nature Conservancy: Arlington-VA (USA). 337p.

FERREIRA, M. M.; FIORE, F. A.; SARON, A.; DA SILVA, G. H. R. (2021) Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials. Water Science & Technology v.84 n.12, 3469. https://doi.org/10.2166/wst.2021.4. 20p.

GILLESPIE, A.; HALOG, A. (2022) Community-scale composting initiatives in South-East Queensland and beyond: a review of successes, challenges, and lessons for a pilot project on Karragarra Island,

southern Moreton Bay. Circular Economy and Sustainability. https://doi.org/10.1007/s43615-022-00169-7. 15p.

KENG, Z. X.; CHONG, S.; NG, C. G.; RIDZUAN, N. I.; HANSON, S.; PAN, G.-T.; LAU, P. L.; SUPRAMANIAM, C. V.; SINGH, A.; CHIN, C. F.; LAM, H. L. (2020) Community-scale composting for food waste: A life-cycle assessment supported case study. Journal of Cleaner Production 261 121220

MARCELLO, B.; DI GENNARO, V.; FERRINI, S. (2021) Let the citizens speak: An empirical economic analysis of domestic organic waste for community composting in Tuscany. Journal of Cleaner Production 306 127263

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. (2009) Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. Journal of Environmental Management 90 652–659

MORROW, O. & DAVIES, A. (2022) Creating careful circularities: Community composting in New York City. Transactions of the Institute of British Geographers, 47, 529–546. Available from: https://doi.org/10.1111/tran.12523. 18p.

OLIVEIRA JÚNIOR, J.L. (2013) Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W.S., and CÂNDIDO, G.A., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, pp. 213-232. ISBN 9788578792824. Available from SciELO Books http://books.scielo.org

SLATER, R.; FREDERICKSON, J.; MURRAY, R.; YOXON, M.; PATON, R.; SPEAR, R. (2008). Understanding diversity in community composting: it's all in the mix. In: Waste 2008 Conference: Waste and resource management - a shared responsibility, 16-17 Sep 2008, Stratford-upon-Avon, UK.

STOREL JÚNIOR, A. O.; & NASCIMENTO, A. F. P. (2021). Dez anos de implementação da política nacional de resíduos sólidos: possibilidades de mudança do paradigma de gerenciamento a partir da participação social: Ten years of implementation of the national solid waste policy: possibilities of changing the management paradigm through social participation. Studies in Social Sciences Review, 2(2), 69–85. https://doi.org/10.54018/sssrv2n2-003. 17p.

SULEWSKI, P.; KAIS, K.; GOŁAS, M.; RAWA, G.; URBANSKA, K.; WAS, A. (2021) Home Bio-Waste Composting for the Circular Economy. Energies, 14, 6164. https://doi.org/10.3390/en14196164. 25p.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L. M. de O.; DUARTE, N. C.; FERNANDES, P. M.; COASACA, R. L.; GARCIA, R. S.; MAGALHÃES, T. M. (2018) Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para escolha de soluções. Campinas-SP: Grupo de Pesquisa Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos, Departamento de Saneamento e Ambiente – DSA, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo-UNICAMP. 153p.

YENNETI, K. AND GAMARALALAGE, P. J. D. (2012) Carbon finance and decentralized composting in Asia: potential and future considerations. Environment and Urbanization Asia, 3, 2: 303–323

REFERÊNCIAS INTERNET

COMPOSTA SÃO PAULO. (2014) Conheça os resultados. Disponível em: <https://compostasaopaulo.eco.br/resultados2014/> Acesso em 03 de junho de 2022.

SCHOOL OF WATER AND WASTE, CENTRE FOR SCIENCE AND ENVIRONMENT (SWW-CSE). (2021) Handbook on operation and maintenance of decentralized wastewater treatment system (DWWTs). Disponível em: https://www.cseindia.org/page/school-waterwastesww-aaeti@cseindia.org Acesso em 03 de junho de 2022.

STÖBERL, A. P. M.; DIAZ, L. T.; GADDA, T. M. C.; VELLOZO, L. D. (2019) Trajetória do conceito Soluções Baseadas na Natureza e a relação com o Brasil: uma análise bibliográfica. ssn: 1984-8781 - Anais XVIII Enanpur 2019. Disponível em: http://anpur.org.br/xviiienanpur/anais Acessado em: 03 de junho de 2022.

263

ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LODOS DE ETA NOS MUNICÍPIOS PAULISTAS DA BACIA DO VALE DO PARAÍBA-SP

Ana Carolina BRANTS[1], Fabiana Alves FIORE[2]

[1] *Instituto de Ciência e Tecnologia- ICT UNESP, São José dos Campos- SP, Brasil. ana.brants@unesp.br*

[2] *Instituto de Ciência e Tecnologia- ICT UNESP, São José dos Campos- SP, Brasil. fabiana.fiore@unesp.br*

RESUMO

O crescimento populacional induz ao aumento da demanda de água potável, recurso essencial para a humanidade. As águas captadas têm sua qualidade adequada ao consumo humano nas estações de tratamento de água (ETAs) e, no Brasil, o tratamento convencional é o mais utilizado. Este processo gera resíduos nos decantadores e na lavagem dos filtros, conhecidos como os lodos de ETAs (LETAs). A maior parte das ETAs no Brasil não dimensionam a quantidade de resíduos gerados e não fazem análises de suas características, simplesmente destinando esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, gerando impactos ao meio ambiente. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi estimar a geração de LETAs nos municípios paulistas da bacia do Vale do Paraíba, que é composta por 34 municípios e possui população total que ultrapassa 2,2 milhões de habitantes. Para atingir o objetivo proposto foi realizada revisão bibliográfica, com o uso do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA). Para estimar os LETAs gerados no território foi aplicada a fórmula empírica abordada por *American Water Work Association* (AWWA, 1978), com o uso dos dados médios de turbidez disponibilizados pela Companhia Estadual do Estado de São Paulo (CETESB), da série histórica dos anos de 2015 a 2019. Os resultados foram equiparados com aqueles disponíveis no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo.

Palavras-Chave: LETAs; quantificação de lodos; Vale do Paraíba Paulista; resíduos dos serviços de saneamento.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional induz ao aumento da demanda de água potável, recurso essencial para a humanidade. As águas captadas têm a sua qualidade adequada ao consumo humano nas estações de tratamento de água (ETAs) e, no Brasil, o tratamento convencional é o mais utilizado. Este processo gera resíduos nos decantadores e na lavagem dos filtros, conhecidos como os lodos de ETAs, ou LETAs (SANTOS, MICHELAN e JESUS, 2021).

Este é um resíduo sólido de acordo com a NBR 10.004/2004 e, dessa forma, seu manejo deve convergir com as premissas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL,

2010). A maior parte das estações de tratamento de água no Brasil não dimensionam a quantidade de resíduos gerados e não fazem análises de suas características, simplesmente destinando esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, à revelia do regramento legal existente (ACHON, BARROSO, CORDEIRO, 2013).

O descarte *in natura* desses resíduos é prejudicial ao meio ambiente, podendo acarretar toxicidade a organismos aquáticos, alterações biológicas, assoreamento, entre outros impactos (TAFAREL et. al., 2016). A contaminação por mercúrio em pilhas de lodos de ETA foi reportada no Brasil por Wasserman *et. al.* (2018), o que evidencia a necessidade de aprofundamento dos estudos relacionados aos impactos ambientais da disposição inadequada de LETAs.

A quantificação dos lodos gerados nas unidades de tratamento de águas é um passo determinante para a realização de estudos das formas mais sustentáveis de tratamento desses resíduos e para o planejamento da destinação final ambientalmente adequada (SANTOS, MICHELAN e JESUS, 2021). Segundo Katayama (2012), há três métodos principais para a quantificação dos LETAs, sendo eles: o balanço de massa, a determinação direta em campo e as fórmulas empíricas.

As fórmulas empíricas ganharam popularidade no Brasil, devido ao baixo custo e tempo de execução dos *jar tests*. Estas fórmulas partem do mesmo princípio, porém diferem nas variáveis independentes, levando em consideração normalmente os dados das águas brutas do manancial de captação, como a turbidez (UNT) e os sólidos suspensos totais (mg SST/L), além dos produtos químicos e coagulantes utilizados no processo de tratamento. As principais fórmulas e seus respectivos autores são mostrados na Tabela 1 (KATAYAMA, 2012).

Tabela 1. Principais fórmulas empíricas utilizadas no território nacional.

American Water Work Association- AWWA (1978)	$P = 3,5 \times 10^{-3} \times Tu^{0,66}$
Water Research Centre- Dillon (1996)	$P = (SS + 0,07 \times C + H + A) \times 10^{-3}$
Association Francaise pour l'Etude des Eaux- AFEE (1983)	$P = (1,2 \times Tu + 0,07 \times C + 0,17 \times D + A) \times 10^{-3}$
Cornwell (1897)	$W = 86,4 \times Q \times (2 \times Ca + 2,6 \times Mg + 0,44 \times DSAl + 2,9 \times DFe + SST + A) \times 10^{-3}$
Kawamura (1991)	$P = (D \times Fc_1) + (Tu \times Fc_2)$
American Water Work Association- AWWA (1999)	$W = 86,4 \times Q \times (4,89 \times DAl + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3}$
American Water Work Association- AWWA (1999)	$W = 86,4 \times Q \times (2,9 \times DFe + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3}$

Dessa forma, a quantificação dos LETAs pode viabilizar estudos mais aprofundados que levam em consideração não apenas a viabilidade técnica, mas também a viabilidade

econômica dos usos benéficos que garantirão a inclusão dos princípios da economia circular nesses sistemas. Nesse contexto, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de estimar a geração de lodo de ETA na região paulista do Vale do Paraíba.

2. METODOLOGIA

Esta pesquisa é um estudo de caso que visa aprofundar os conhecimentos sobre os municípios paulistas do Vale do Paraíba. A região do Vale do Paraíba é uma das 136 mesorregiões brasileiras apresentadas pelo IBGE em 1990. A maioria dos municípios da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 2 (UGRHI 2) pertencem à bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que é responsável pelo abastecimento público de 184 municípios dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais e que também tem suas águas transpostas para a capital paulista (CEIVAP, AGEVAP, 2007). A área de estudo abrange a porção paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, com 34 municípios. Neste contexto territorial onde o crescimento populacional estimula a ampliação dos serviços de abastecimento de água e, consequentemente, a geração de lodos, se faz necessários estudos que abordem estes resíduos.

Na primeira etapa da pesquisa foi realizada uma revisão bibliográfica, com o uso do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA) (SEARCY, MENTZER, 2003), nas bases de dados Scopus e Web of Science com o uso das palavras-chaves *"Sludge"*, *"Drinking Water"* e "*Impacts*", limitada aos anos de 2016 e 2021, com o objetivo de reconhecer os impactos ambientais já reportados na literatura.

Foram adquiridos e sistematizados os dados secundários de turbidez dos pontos de monitoramento da UGRHI 2 de monitoramento da água superficial da Companhia Estadual do Estado de São Paulo (CETESB), nos anos de 2015 a 2019- disponíveis em: < https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas/ >. Considerado o disposto por Oliveira e Megda (2020), de que os valores de pluviosidade afetam diretamente os de turbidez, sendo que meses mais chuvosos tendem a ter valores mais altos devido ao escoamento de matéria para os corpos d'água e assoreamento, os dados foram categorizados para os períodos chuvosos e secos. De acordo com a Estação Meteorológica do IAG/USP, o período de seca em São Paulo ocorre entre os meses de maio e agosto, e o período chuvoso entre os meses de setembro a abril. Dessa forma, para este estudo, os dados de todos os meses disponíveis pela CETESB foram sistematizados em planilha no Excel, por meio do qual foi calculada a média e o desvio padrão dos dois períodos abordados.

Os produtos químicos e coagulantes adicionados no processo de tratamento não estão disponíveis em sites, dessa forma, para a presente pesquisa, que pretende ser aprofundada posteriormente, foi utilizada apenas a fórmula empírica abordada por *American Water Work Association* (AWWA, 1978), fórmula 1, que usa o parâmetro turbidez da água bruta.

$$P = 3{,}5 * 10^{-3} * Tu^{0{,}66} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Sendo P = Produção de sólidos (kg de matéria seca / m^3 de água bruta tratada)

Tu = Turbidez da água bruta (UNT)

Para aplicação da fórmula, foram utilizados os pontos de coleta da CETESB, para cada ETA convencional da porção paulista da bacia do Vale do Paraíba, de acordo com a proximidade dos pontos de coleta das ETAs de cada município. Foram utilizados os dados de vazão de água tratada do SISAGUA-2020. Além disso, o Plano de Resíduos Sólidos de SP (2020) trás uma estimativa da vazão de água tratada (m^3/dia) e da geração de lodo T/ano (base seca), que serão utilizadas para equiparar os resultados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos pontos da CETESB que monitoram o parâmetro de turbidez foi elaborado o mapa mostrado na Figura 1. Os pontos de monitoramento que se encontravam próximo ao ponto de coleta das ETAs, e no mesmo rio ou ribeirão foram utilizados para coletar os dados de turbidez em uma série histórica de 2015 a 2019. As ETAs que não possuíam ponto de monitoramento próximo, tiveram seus mananciais de captação classificados de acordo com o Decreto 10.755, de 1977, e seus valores de turbidez máximos foram encontrados de acordo com esta classificação, com o uso da Resolução CONAMA 357, de 2005.

Com todos os dados de turbidez coletados, foi aplicada a equação 1 para verificação da geração de lodo em kg/m3 de água tratada. Com os dados da vazão de água tratada do SISAGUA e horas por dia de funcionamento das ETAs, foram calculados os valores de lodo gerado por ano, em kg (base seca), nos períodos chuvosos e secos. O Plano de Resíduos Sólidos do estado de São Paulo (2020) também estimou um valor de lodo gerado, utilizando a metodologia proposta por AWWARF, 1897, adaptada. Os valores obtidos se encontram na Tabela 2.

4. CONCLUSÕES

O presente estudo estimou a geração de lodos ocorrente em 34 municípios de uma UGRHI no Brasil. Os resultados mostram uma faixa de valor preocupante, de 4.770 a 7.700 toneladas de lodos de ETA gerados por ano na bacia do Vale do Paraíba. A maior parte das ETAs destinam esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, revelando uma problemática ambiental de elevada magnitude, se considerados os potenciais impactos ao meio ambiente e à saúde humana associados a esses resíduos. A quantificação dos lodos é um passo determinante para a determinação das formas mais sustentáveis de tratamento e para o planejamento da destinação final ambientalmente adequada desses resíduos. Também contribuem para a determinação de estudos mais aprofundados que levam em consideração não apenas a viabilidade técnica, mas também a viabilidade econômica.

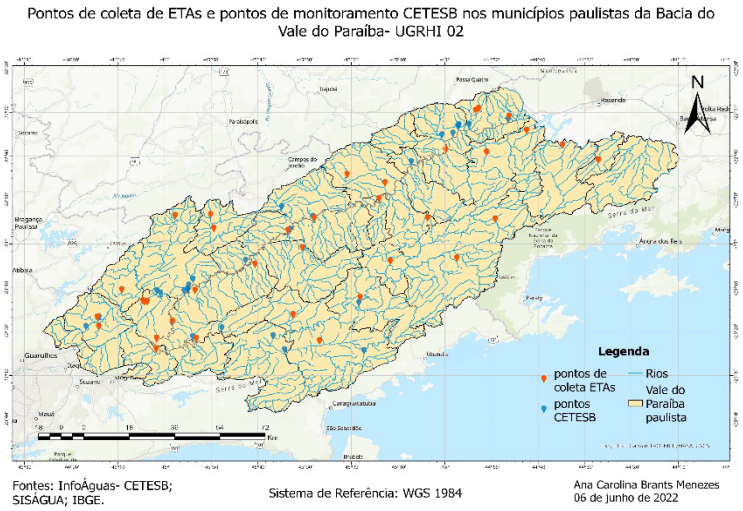


Fig. 1. Pontos de coleta das ETAs e pontos de monitoramento CETESB, UGRHI 02.

Tabela 2. Geração de lodos de ETA no Vale do Paraíba em T/ano.

Geração de lodos de ETA no Vale do Paraíba em ton/ano		
AWWA, 1978	Período seco	5663,46
	Período chuvoso	7700,35
Plano de Resíduos Sólidos do estado de SP		4770,00

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de bolsa de iniciação científica (Processo: 2021/03070-6).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S.. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 115-122, Junho 2013.

AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION- AWWA- Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5th ed. New York: MacGral-Hill-1999.

KATAYAMA, V. T.. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da USP, São Paulo, 2012.

OLIVEIRA, F.; MEGDA, C.. Quantificação da produção de lodo da ETA de Votuporanga. CONICT - Congresso de Inovação, Ciência e Tecnologia, Brasil, nov. 2020.

SANTOS, L. A. R.; MICHELAN, D. C. de G.; JESUS, T. M. Verification of the production of WTP sludge as a function of the quantity and quality of raw water. Revista Brasileira de Engenharia

de Biossistemas, Tupã, São Paulo, Brazil, v. 15, n. 2, p. 235–258, 2021. DOI: 10.18011/bioeng2021v15n2p235-258.

SEARCY, D. L.; MENTZER, J. T. A Framework for conducting and evaluating research, Journal of Accouning. Literature, vol. 22, no. 7374607, pp. 130–167, 2003.

TAFAREL, N. F.; MACIOSKI, G., CARVALHO, K. Q.; NAGALLI, A. F.; DAIANE C.; PASSIG, F. H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. Matéria (Rio de Janeiro), volume 21. n 4, p 974-986, dez, 2016.

WASSERMAN J. C. *et al*. Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil. Environmental Science and Pollution Research. Vol 25, Pages 28713 - 28724. 1 October 2018.

REFERÊNCIAS INTERNET

AGEVAP, Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório Anual 2014. Disponível em: <http://agevap.org.br/conteudo/relatorio-de-atividades-agevap-2014.pdf>. Acesso em 23 de março de 2022.

BRASIL (2010). Lei Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 e 02 agosto 2010.

IAG/USP- Estação Meteorológica- Seção Técnica de Serviços Meteorológicos. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/seasons/index.php>. Acesso em 05 de março de 2022.

SÃO PAULO (1977). Decreto 10.755- Dipõe sobre o enquadramento de corpos d'água. Disponível em: < https://sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf>. Acesso em 04 de junho de 2022.

SÃO PAULO (2020). Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente.

SISAGUA- Portal brasileiro de dados abertos. Disponível em: <https://dados.gov.br/dataset/sisagua-controle-mensal-quantitativos-de-analises>. Acesso em 04 de fevereiro de 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

277

MEMBRANAS RECICLADAS FOTOCATALÍTICAS A PARTIR DE TIO_2 E ÓXIDO DE GRAFENO (GO) PARA REMOÇÃO DE FÁRMACOS

Caique P. M. de OLIVEIRA[1], Konrad KOCH[2], Jörg E. DREWES[2], Marcelo M. VIANA[1], Miriam C. S. AMARAL[1]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, Campus Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil, caiqueoliveiraeq@gmail.com, marcelo@qui.ufmg.br, miriam@desa.ufmg.br*

[2] *Universidade Técnica de Munique, Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Alemanha, k.koch@tum.de, jdrewes@tum.de*

RESUMO

Nos últimos anos uma classe especial de poluentes que tem despertado atenção da comunidade científica são os contaminantes emergentes, como os fármacos. Tais contaminantes já foram detectados inclusive em água potável, uma vez que os processos convencionais de tratamento são ineficientes em sua completa remoção. O uso de membranas ou de processos oxidativos avançados são alternativas para remoção destes poluentes, e associar ambas as tecnologias melhora a performance do processo de tratamento gerando efeitos benéficos sinérgicos. Membranas fotocatalíticas podem ter sua vida útil ampliada pela redução do *fouling* por meio da fotocatálise e os contaminantes têm maior tempo de residência no meio reacional para serem degradados por meio da retenção na membrana. No presente trabalho, membranas recicladas de osmose inversa foram modificadas superficialmente com dióxido de titânio, obtido por rota mais verde, e óxido de grafeno, com auxílio de dopamina como agente de ligação. As membranas foram testadas no tratamento de uma matriz sintética composta de seis fármacos (betametazol, cetoprofeno, fenofibrato, fluconazol, loratadina e prednisona) em concentração de 1µg L^{-1} de cada fármaco. Dois diferentes testes com duração de 90 minutos cada e pressão de operação de -1 bar foram executados, sendo um primeiro com irradiação UV-C sob a superfície da membrana e outro na ausência de irradiação. Com exceção do cetoprofeno e fenofibrato, as rejeições dos fármacos pela membrana sem irradiação foram inferiores à 20% indicando que as membranas modificadas são porosas. No teste com irradiação, foram alcançadas remoções de mais 60% de todos os fármacos, com exceção da loratadina e fluconazol indicando um efeito fotocatalítico dominante na membrana. Além disso, os fatores de concentração para os fármacos do concentrado, no caso dos testes sem irradiação, variaram de 1,04 a 1,64, ao passo que estes valores foram de 0,07 a 0,93 no caso dos testes com irradiação.

1. INTRODUÇÃO [TÍTULOS DE 1ª ORDEM]

A Organização Mundial de Saúde (OMS) estima que mais de um bilhão de pessoas não têm

acesso a água limpa e que mais de quatro mil crianças morrem todos os dias em função da poluição das águas em todo o mundo (DHARUPANEEDI *et al*., 2019)toxic metals, bio-wastes, etc., pose a severe threat to human health, hygiene and ecology by way of polluting the environment and water sources. The PEPs are originated from various industrial effluent discharges including pharmaceutical, food and metal processing industries. These PEPs in contact with water may pollute the water and disturb the aquatic life. Innumerable methods have been used for the treatment of effluents and separating the toxic chemicals/metals. Of these methods, membrane-based separation processes (MBSPs. Segundo relatório das Nações Unidas, um quarto da população mundial sofrerá com condições deficientes de água até o meio deste século (WANG *et al*., 2017). Associado a isso, há ainda um cenário de crescente demanda pelos recursos hídricos em função do aumento populacional e alto consumo nos setores industriais e agropecuários. E de toda água disponível no globo, apenas 3% é doce, sendo que uma boa parcela desse percentual tem sido poluída em função de atividades humanas (MURGOLO *et al*., 2019).

Nos últimos anos, dentre as fontes de poluição hídrica, atenção especial tem sido dada aos Contaminantes Emergentes (CEs) como fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal, fertilizantes, metais pesados, micro plásticos, dentre outros (ENICK; MOORE, 2007; KLAVARIOTI; MANTZAVINOS; KASSINOS, 2009)communication and management of risk. The still-developing regulatory policies regarding environmental contamination with pharmaceuticals provide fertile ground for the introduction of values into the definition and management of risk. In this report, we summarize the current knowledge regarding pharmaceutical contamination of the environment and discuss specific attributes of pharmaceuticals that require special consideration. We then present an analysis showing that if values are incorporated into assessing, characterizing and managing risk, the results of risk assessments will more accurately reflect the needs of various stakeholders. Originating from an acknowledgement of the inherent uncertainty and value-laden nature of risk assessment, the precautionary principle (and later, the multi-criteria, integrated risk assessment. Os CEs podem ser lançados ao meio ambiente, por meio das fezes, urina, escoamento agrícola, descartes de efluentes industriais e domésticos e são persistentes aos processos de tratamentos convencionais de águas residuárias podendo contaminar fontes de abastecimento de água potável (VERGILI, 2013)because drinking water treatment plants are not specifically designed to remove PhACs, these compounds are found in drinking water. Although there are currently no regulations or drinking water directives for PhACs, precautionary principles suggest ensuring maximal removal of PhACs through improved or existing treatment techniques. This study was designed to investigate the performance of a nanofiltration membrane in cross-flow filtration equipment for the removal of three PhACs [carbamazepine (CBZ. Estudos já detectaram a presença dos CEs em águas brutas em concentrações de ng L^{-1} a µg L^{-1}, que se mostraram presentes mesmo após o processo de tratamento de água potável (WANG *et al*., 2019; ZHANG *et al*., 2019).

Dentre as diferentes definições dadas aos Contaminantes Emergentes, uma bastante

abrangente é sugerida pelo Instituto de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (2017) como sendo:

> Qualquer produto químico de origem sintética ou natural ou qualquer microrganismo que não seja comumente monitorado no meio ambiente, mas tenha o potencial de causar efeitos adversos ecológicos e/ou à saúde humana.

Desse modo, de uma maneira geral, apresentam normalmente as características de serem produtos químicos antropogênicos, predominantemente não regulados, persistentes no meio ambiente, presentes em concentrações traços e capazes de alterar a fisiologia de receptores alvo (BHANDARI *et al*., 2009).

Os efeitos adversos dos CEs e seus subprodutos no ambiente aquático não são ainda totalmente esclarecidos (STADLMAIR *et al*., 2018). No entanto, tem sido reportado que, após longos períodos de exposição a estes, humanos, animais e plantas podem apresentar alterações fisiológicas crônicas anormais, como infertilidade e câncer (LIN, 2017).

É apontada, ainda, a relação de alguns CEs com o desenvolvimento de cepas e genes bacterianos resistentes a antibióticos (ORVOS *et al*., 2002). Especialmente no contexto de tratamentos biológicos, comuns as ETES municipais, pode-se haver a formação de espécies resistentes passíveis de trazerem riscos à saúde humana e provocarem alterações nos sistemas aquáticos. Por essa razão, em função do potencial eco toxicológico, há uma grande demanda por estratégias eficientes, de baixo custo e ambientalmente amigáveis para remoção destes contaminantes.

A gravidade da contaminação dos corpos hídricos pelos CEs pode ser ainda mais severa em países em desenvolvimento, como o Brasil, onde apenas 46,3% do esgoto é tratado (BRASIL, 2018) e o uso de medicamentos sem prescrição médica é prática frequente, em função de insuficientes serviços de saúde. Desse modo, são requeridas técnicas mais avançadas de tratamento como a adsorção com carvão ativado, a ozonização, os processos oxidativos avançados e os processos de separação por membranas, com vistas a remoção destes CEs. Nessa seara, uma tecnologia em potencial são os Reatores Fotocatalíticos de Membrana (PMRs).

Os PMRs são dispositivos que conjugam as propriedades de separação das membranas ao poder de transformações químicas dos catalisadores, consistindo numa tecnologia verde que aumenta as potencialidades de cada uma das técnicas, caso usadas em separado, gerando um efeito sinérgico que reduz impactos ambientais e econômicos (MOLINARI; LAVORATO; ARGURIO, 2017). As membranas permitem operações contínuas com a recuperação do catalisador em sistemas em que a reação e separação dos produtos ocorrem simultaneamente, favorecendo o deslocamento do equilíbrio químico no sentido dos produtos (poluentes degradados). E em contrapartida, os catalisadores degradando os compostos da alimentação permitem a mitigação do *fouling* e manutenção do fluxo nas membranas, reduzindo gastos energéticos e, consequentemente, os custos operacionais (LEONG *et al*., 2014; MOZIA, 2010).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Uma membrana fotocatalítica a base de membrana reciclada de osmose inversa, dopamina, TiO_2 e GO foi sintetizada e com a mesma foram realizados testes de degradação de uma matriz sintética composta por seis diferentes fármacos (PhACs) (concentração de 1 µg L^{-1} cada) simulando efluentes após tratamento secundário contaminados com PhACs. Esses PhACs são Betametasona (BET), Cetoprofeno (KET), Fenofibrato (FEN), Fluconazol (FLU), Loratadina (LOR) e Prednisona (PRE). Sua seleção é baseada em sua detecção prévia em águas superficiais e subterrâneas, água potável ou águas residuais domésticas (JELIC *et al*., 2011). Também foram detectados em águas de abastecimento brasileiras, estão na lista dos dez mais vendidos ou mais vendidos em 2015 no Brasil e são fornecidos pelo Sistema Único de Saúde (SUS) SUS (sigla em português)) (RICCI, 2019). De acordo com a metodologia descrita por Faria *et al*. (2020), a detecção da concentração de tais compostos após o tratamento foi determinada por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a um espectrômetro de massa qTOF. Esses testes foram realizados em uma plataforma retangular submersa e módulo de estrutura (12x17 cm) com as membranas modificadas em ambos os lados. Foram executados testes com e sem irradiação com lâmpada UV-C (254 nm) de 6 W. Os testes duraram cerca de uma hora e meia com uma taxa de recuperação de 20%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A eficiência da rejeição de PhACs e sua concentração podem ser encontradas na Fig. 1.

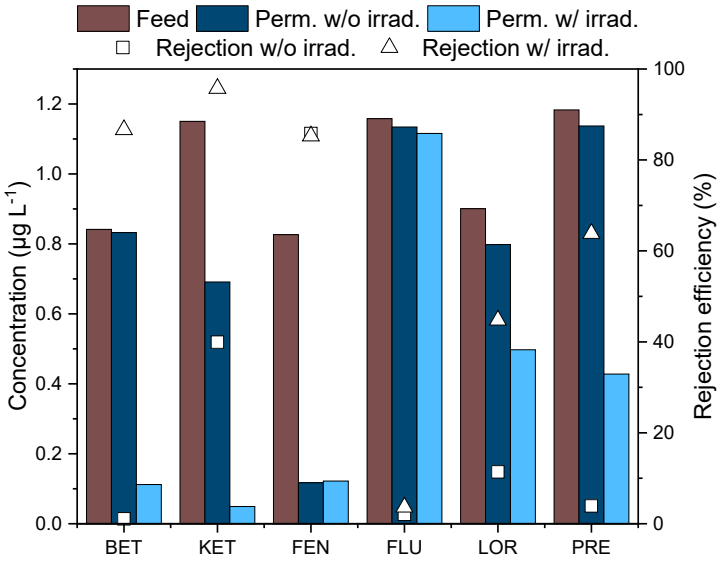


Fig. 1. Concentração de PhACs na alimentação, permeado sem irradiação (Perm. w/o irrad.), permeado com irradiação (Perm. w/irrad.), eficiência de rejeição da membrana fotocatalítica Dop+TiO_2+GO sem (w/ o irrad.), e com (com irrad.) irradiação a 254 nm.

A eficiência de rejeição por filtração (rejeição sem irrad.) da membrana fotocatalítica na maioria dos casos é baixa e não fornece um permeado com teor de PhACs expressivamente reduzido. A maior rejeição pela membrana foi para o fenofibrato (FEN, 85,8%) um dos PhACs com maior peso molecular (361 Da) e log kow (5,28) em comparação com os demais PhACs. Essas características físico-químicas são conhecidas por favorecerem a rejeição da membrana por exclusão de tamanho – considerando o alto peso molecular, e a adsorção na superfície da membrana – considerando o alto log K_{ow}. Por outro lado, o fluconazol (FLU) apresentou uma das menores eficiências de rejeição pela membrana (2,1%). Este fato também é corroborado pelas características físico-químicas do PhAC, com um dos menores peso molecular (306 Da) e menor log K_{ow} (0,4). Para sustentar que esses resultados estão ligados às propriedades físico-químicas, foi encontrada uma correlação moderada e significativa entre o log K_{ow} e a rejeição pela membrana ($p<0,05$, $r=0,59$). Além disso, o pKa – que também pode favorecer a adsorção, apresentou forte relação entre seu valor e a eficiência de rejeição pela membrana ($p<0,05$, $r=-0,92$).

Quando a irradiação é ligada, a eficiência de rejeição aumenta na maioria dos casos. A betametasona (BET) teve o maior ganho de rejeição (85,5%) quando a irradiação foi ligada, de 1,1 a 86,6%. No entanto, o fenofibrato não apresentou ganhos na eficiência de rejeição, principalmente devido ao papel importante que a adsorção e a exclusão de tamanho podem ter desempenhado na rejeição geral deste PhAC. Nesses casos, os benefícios da membrana fotocatalítica são aproveitados para a mitigação da incrustação, em vez da atividade fotocatalítica. Além disso, as características físico-químicas dos PhACs também podem estar ligadas à eficiência fotocatalítica. Por exemplo, o log K_{ow} apresentou uma correlação moderada e significativa entre seu valor e a eficiência de rejeição com irradiação ($p<0,05$, $r=0,52$). Sabe-se que para que a atividade fotocatalítica ocorra, o composto precisa estar na superfície do catalisador, assim, log K_{ow} maior pode favorecer a adsorção e, finalmente, a atividade fotocatalítica.

Além da concentração de PhACs no permeado, sua concentração no concentrado também é importante. Uma das principais críticas aos processos de separação por membranas é a geração de concentrado, que costuma apresentar maior risco ao meio ambiente (devido a maior carga) em comparação com a alimentação. Nesse contexto, o uso de membranas fotocatalíticas também se destaca, visto que a atividade fotocatalítica pode reduzir o teor de poluentes na corrente de concentrado. Em relação aos PhACs, o teste sem irradiação deu origem a um concentrado com maior concentração de PhACs do que alimentação. O fator de concentração entre 1,04 a 1,64 foi encontrado para esses testes. Quando a irradiação foi ligada, nenhum dos PhACs apresentou fatores de concentração >1, eles variaram de 0,07 a 0,93, confirmando que o concentrado apresentou menor concentração de PhACs do que a alimentação. Assim, além das vantagens já mencionadas, o uso de membranas fotocatalíticas também pode reduzir os riscos do concentrado, uma desvantagem dos processos de separação por membranas.

4. CONCLUSÕES

As membranas fotocatalíticas foram capazes de remover os PhACs especialmente quando irradiadas denotando uma atuação conjunta dos fenômenos de exclusão e fotocatálise. Um dos maiores problemas de processos de separação por membranas pode ser contornado que é a redução da concentração do concentrado. Portanto a tecnologia é promissora no tratamento de águas e águas residuárias.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD) pelo apoio financeiro, CTNano, PUC Minas, SMARH /UFMG e DQ/UFMG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DHARUPANEEDI, S. P. *et al*. *Membrane-based separation of potential emerging pollutantsSeparation and Purification Technology*, 2019.

ENICK, O. V; MOORE, M. M. Assessing the assessments: Pharmaceuticals in the environment. *Environmental impact assessment review*, v. 27, n. 8, p. 707–729, 2007.

KLAVARIOTI, M.; MANTZAVINOS, D.; KASSINOS, D. Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment international*, v. 35, n. 2, p. 402–417, 2009.

LEONG, S. *et al*. *TiO2 based photocatalytic membranes: A reviewJournal of Membrane Science*, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2014.08.016>

LIN, Y.-L. Effects of organic, biological and colloidal fouling on the removal of pharmaceuticals and personal care products by nanofiltration and reverse osmosis membranes.(Report). *Journal of Membrane Science*, v. 542, p. 342, 2017.

MOLINARI, R.; LAVORATO, C.; ARGURIO, P. Recent progress of photocatalytic membrane reactors in water treatment and in synthesis of organic compounds. A review. *Catalysis Today*, v. 281, p. 144–164, 2017.

MOZIA, S. *Photocatalytic membrane reactors (PMRs) in water and wastewater treatment. A reviewSeparation and Purification Technology*, 2010.

MURGOLO, S. *et al*. Degradation of emerging organic pollutants in wastewater effluents by electrochemical photocatalysis on nanostructured TiO2 meshes. *Water research (Oxford)*, v. 164, 2019.

ORVOS, D. R. *et al*. Aquatic toxicity of triclosan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 21, n. 7, p. 1338–1349, 2002.

STADLMAIR, L. F. *et al*. Enzymes in removal of pharmaceuticals from wastewater: A critical review of challenges, applications and screening methods for their selection. *Chemosphere (Oxford)*, v. 205, p. 649–661, 2018.

VERGILI, I. Application of nanofiltration for the removal of carbamazepine, diclofenac and ibuprofen from drinking water sources. *Journal of environmental management*, v. 127, p. 177–187, 2013.

WANG, H. *et al*. Facile prepared ball-like TiO2 at GO composites for oxytetracycline removal under solar and visible lights. *Water research (Oxford)*, v. 160, p. 197–205, 2019.

WANG, J. *et al*. Construction of TiO2@graphene oxide incorporated antifouling nanofiltration membrane with elevated filtration performance. *Journal of Membrane Science,* v. 533, n. March, p. 279–288, 2017.

ZHANG, Y. *et al*. Catalytic ozonation of emerging pollutant and reduction of toxic by-products in secondary effluent matrix and effluent organic matter reaction activity. *Water research (Oxford)*, v. 166, 2019.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

289

MONITORAMENTO DO VÍRUS SARS-COV-2 EM ÁGUAS RESIDUAIS NO GRANDE ABC, SÃO PAULO, BRASIL

Ieda Carolina Mantovani CLARO[1], Adriana Feliciano Alves DURAN[1], Lívia de Moraes Bomediano CAMILLO[1], Matheus Ribeiro AUGUSTO[1], Taís Browne de MIRANDA[1], Claudio Roberto CALDEREIRO[1], Guilherme Santos SOUSA[1], Milena MONTIER[1], Rodrigo de Freitas BUENO[1]

[1] Universidade Federal do ABC, Santo André - Brasil, iedaclaro@gmail.com, felicianoduran@gmail.com, livia.bomediano@gmail.com, matheus.augusto047@gmail.com, taisbrowne@gmail.com, claudio.caldereiro@ufabc.edu.br, guissousa.7@gmail.com, mimontier@gmail.com, rodrigo.bueno@ufabc.edu.br

RESUMO

O vírus de SARS-CoV-2, causador da COVID-19, começou a se espalhar em dezembro de 2019 em Wuhan na China. Por tratar-se de um vírus respiratório, sua disseminação foi fácil e rapidamente a situação evoluiu para uma pandemia, causando milhões de mortes por todo o mundo. Com o vírus circulando amplamente, alguns estudos passaram a detectar a sua presença nas fezes e urina de indivíduos contaminados e consequentemente detectou-se a presença de fragmentos do vírus no esgoto sanitário. Assim, o monitoramento de águas residuais tornou-se uma ferramenta de auxilio epidemiológico para identificação de possíveis focos emergentes. A presente pesquisa monitorou cinco pontos de águas residuárias na Região do ABC (pertencente a Região Metropolitana de São Paulo – Brasil) por 85 semanas, de Junho/2020 a Janeiro/2022. As amostras foram coletadas semanalmente e encaminhadas ao laboratório para a concentração através da precipitação com polietileno glicol 8000 (PEG 8000) e centrifugação. Em seguida foi realizada a extração do RNA com kits comerciais e por fim a detecção e quantificação dos fragmentos de RNA do SARS-CoV-2 através do RT-qPCR em tempo real. Foram analisadas 425 amostras onde 68% foram positivas para o gene N1 e 55% foram positivas para o gene N2. Através das cargas virais nas águas residuais foi possível verificar uma correlação com o números de casos clínicos, onde foi possível verificar um padrão de antecipação do comportamento dos casos clínicos em até 2 semanas, o que torna o monitoramento de águas residuais uma importante ferramenta de vigilância epidemiológica. Os resultados obtidos podem complementar as informações de casos clínicos e auxiliar as agências de sáude e tomadores de decisão na estimativa de futuros casos e identificação de possíveis focos de contaminação.

Palavras-Chave: SARS-CoV-2; coronavírus; vigilância ambiental; RT-qPCR; monitoramento epidemiológico

1. INTRODUÇÃO

A pandemia de SARS-CoV-2, o vírus causador da COVID-19, teve início em dezembro 2019 em Wuhan, na China e rapidamente se espalhou por todo o mundo. A contaminação é realizada através da dispersão de gotículas provenientes da boca ou nariz do indivíduo contaminado e do contato entre as pessoas ou com objetos contaminados (Medema *et al*., 2020). Estudo detectaram a presença do vírus nas fezes e urina de indivíduos contaminados e consequentemente nos sistemas de coleta de águas residuais (Wu *et al*., 2020). Assim, o monitormento do SARS-CoV-2 em águas residuais torna-se uma alternativa para acompanhamento da propagação do vírus e passou a ser realizado por pesquisadores de diversos países (Ahmed *et al*., 2020; Farkas *et al*., 2020; Lu *et al*., 2020; Medema *et al*., 2020; Randazzo *et al*., 2020; Wu *et al*., 2020; Claro *et al*., 2021; Prado *et al*, 2021).

2. METODOLOGIA

A coleta de amostras de águas residuais foi realizada durante 85 semanas, no período de 09 de junho 2020 a 25 de janeiro de 2022, em 5 pontos do Grande ABC localizados na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. Foi realizada amostragem composta de 24 horas nos pontos 1 e 5 referentes a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) ABC e Parque Andreense, respectivamente. Já nos pontos 2, 3 e 4 (Vila Vilma, Califórnia Paulista e Parque Indaiá), foi realizada a amostragem semi-composta de 4 horas tendo em vista os referidos pontos serem poços de visita (PV). Na Figura 1 é apresentado o mapa com a localização dos pontos de coleta.

As amostras de águas residuais foram recebidas no laboratório da Universidade Federal do ABC e iniciou-se o processo de concentração através do método de precipitação com Polietileno Glicol 8000 (PEG 8000) e centrifugação (Wu *et al*., 2020; Claro *et al*., 2021). Após a concentração das amostras foi realizada a extração de RNA com o kit PureLink™ Viral RNA/DNA Mini Kit (Thermo Fisher Scientific) de acordo com o protocolo estabelecido pelo fabricante. Em seguida, para detecção e quantificação dos fragmentos de RNA foi realizado o RT-qPCR em tempo real com o kit SuperScript™ III Platinum™ One-Step RT-qPCR System (Thermo Fisher Scientific) cujos genes alvo foram o N1 e N2 que codificam a proteína do nucleocapsídeo viral (CDC, 2020).

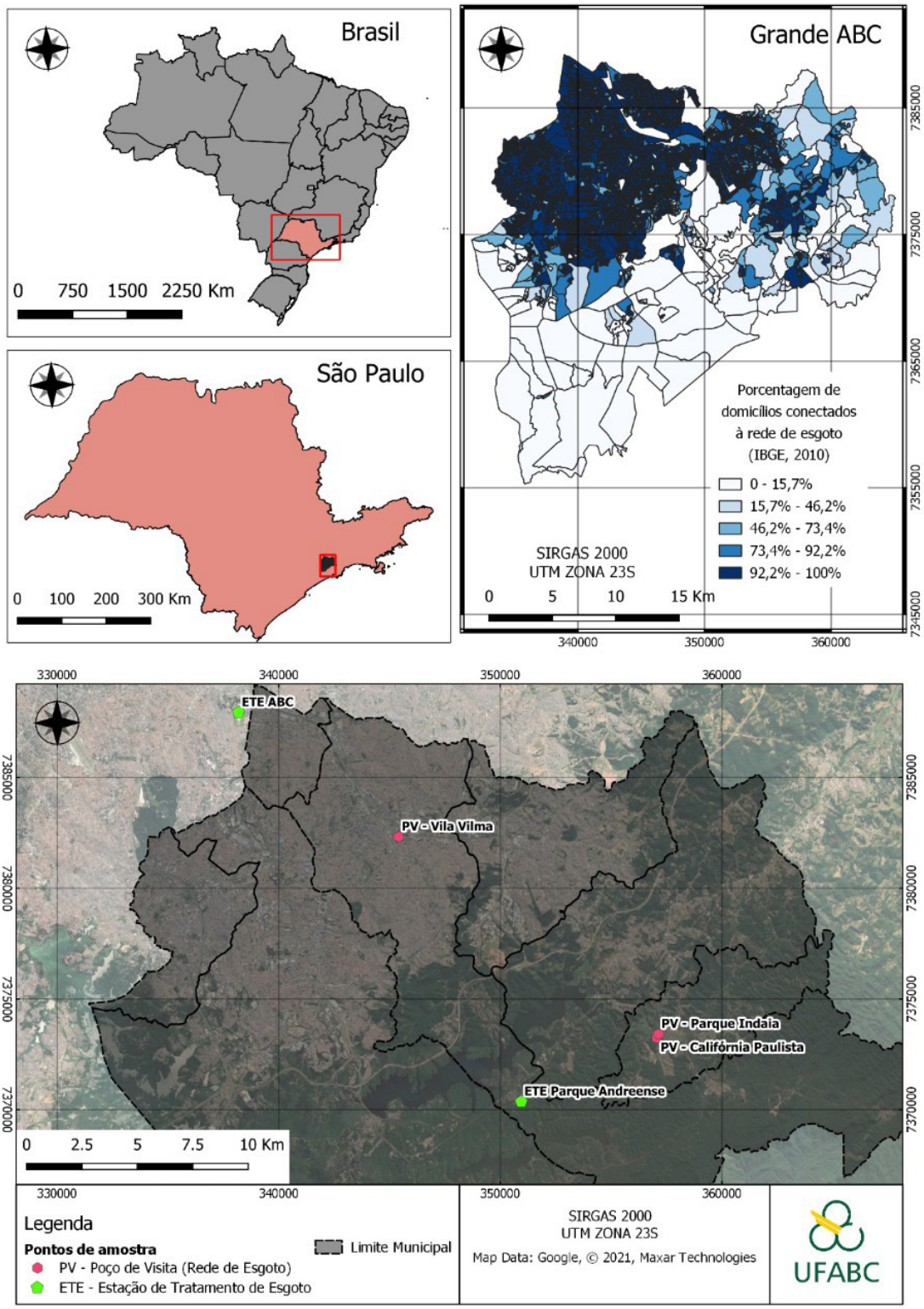


Fig. 1. Mapas com a localização dos pontos amostrais

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante todo o projeto foram analisadas 425 amostras de águas residuais onde 68% (288/425) foram positivas para fragmentos de RNA do SARS-CoV-2 no gene alvo N1 e 55% (234/425) para o gene alvo N2, o que indica uma maior sensibilidade para N1. Esta diferença de sensibilidade entre os marcadores também foi identificada por outros estudos (Medema *et al*., 2020; Randazzo *et al*., 2020; Wu *et al*., 2020).

No período analisado também foi possível observar uma relação entre a carga viral de SARS-CoV-2 nas águas residuais e a média móvel dos casos clínicos de COVID-19 reportados na região do ABC Paulista conforme Figura 2. No período de Junho/20 a Julho/21 é possível observar um aumento da carga viral em águas residuais sucedido por um aumento da média móvel de casos de COVID-19 o que indica que o monitoramento de águas residuais pode antecipar em até 2 semanas o comportamento dos casos clínicos tendo em vista o período de incubação do vírus (2 a 14 dias) e que indivíduos contaminados podem eliminar fragmentos do vírus antes de apresentarem sintomas e realizarem a testagem clínica (Ahmed *et al*., 2021a; Saguti *et al*., 2021). Entretanto, a partir de Agosto/21 a média móvel dos casos clínicos de COVID-19 despencou porém a carga viral em águas residuais permaneceu alta. Possivelmente esta diferença deve-se a vacinação em massa que reduziu os casos graves da doença e a baixa testagem dos indivíduos com sintomas leves ou assintomáticos que ainda assim eliminam fragmentos do vírus na rede coletora de águas residuais.

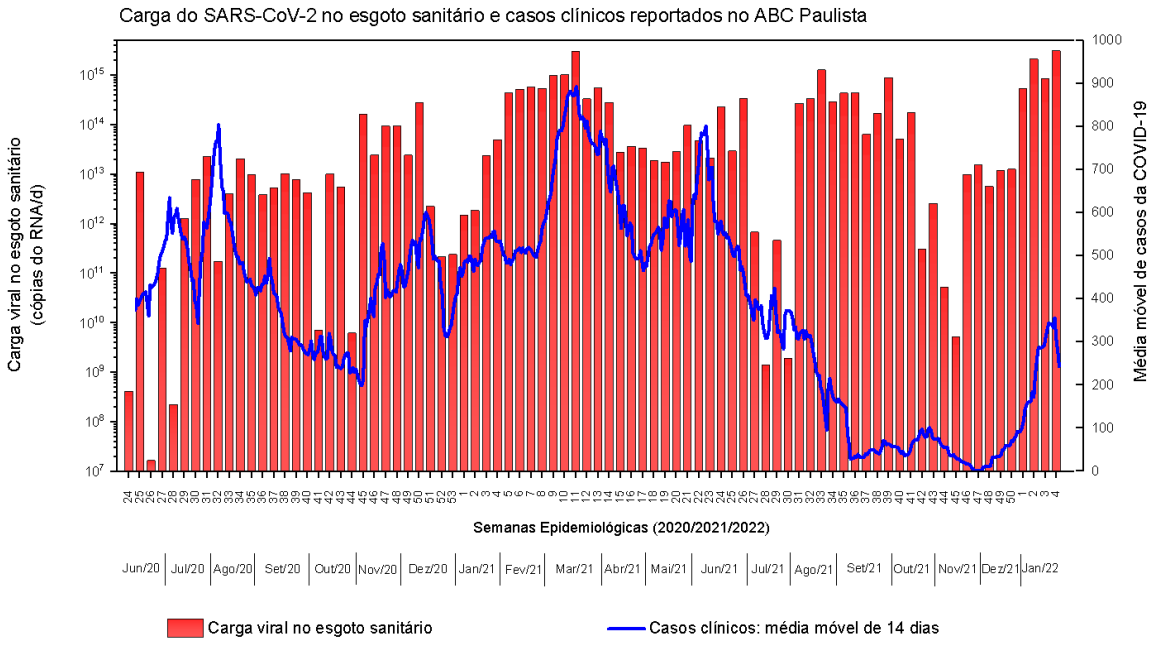


Fig. 2. Carga do SARS-CoV-2 em águas residuais e casos clínicos reportados no ABC Paulista.

4. CONCLUSÃO

O monitoramento do SARS-CoV-2 em águas residuais mostrou-se uma ferramenta importante no mapeamento epidemiológico de uma região, podendo antecipar em até 14 dias o comportamento dos casos clínicos. O monitoramento de águas residuais também pode servir como alternativa no fornecimento de dados epidemiológicos em países onde a testagem clínica em massa não é possível ou viável.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI) pelo financiamento da pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmed W., Angel N, Edson J, Bibby K, Bivins A, O'Brien JW, Choi PM, Kitajima M, Simpson SL, Li J, Tscharke B, Verhagen R, Smith WJM, Zaugg J, Dierens L, Hugenholtz P, Thomas KV, Mueller JF (2020) First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community, Science of the Total Environment, 728, 138764

Ahmed W, Simpson SL, Bertsch PM, Bibby K, Bivins A, Linda L, Bofill-mas S, Bosch A, Brandão J, Choi PM, Ciesielski M, Donner E, D'Souza N, Farnleitner AH, Gerrity D, Gonzalez R, Griffith JF, Gyawali P, Haas CN, … Shanks O (2021) Minimizing errors in RT-PCR detection and quantification of SARS-CoV-2 RNA, Wastewater Surveillance, Preprints, 1–38.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC), Research Use Only 2019-Novel Coronavirus (2019-nCoV) Real-time RT-PCR Primers and Probes. Disponivel em: <https://www.cdc.gov/coronavirus/2019-ncov/lab/rt-pcr-panel-primer-probes.html> Acesso em 18 de agosto 2020

Claro ICM, Cabral AD, Augusto MR, Duran AFA., Graciosa MCP., Fonseca FLA., Speranca MA, Bueno RF (2021) Long-term monitoring of SARS-CoV-2 RNA in wastewater in Brazil: A more responsive and economical approach, Water Research, 203, 117534

Farkas K, Hillary LS, Thorpe J, Walker DI, Lowther JA, McDonald JE, Malham S.K, Jones DL (2021) Concentration and quantification of SARS-CoV-2 RNA in wastewater using polyethylene glycol-based concentration and qRT-PCR, Methods and Protocols, 4(1), 1–9

Lu D, Huang Z, Luo J, Zhang X, Sha S (2020) Primary concentration – The critical step in implementing the wastewater based epidemiology for the COVID-19 pandemic: A mini-review, Science of the Total Environment, 747, 141245

Medema G, Heijnen L, Elsinga G, Italiaander R, Brouwer A (2020) Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in Sewage and Correlation with Reported COVID-19 Prevalence in the Early Stage of the Epidemic in the Netherlands, Environmental Science and Technology Letters, 7(7), 511–516

Prado T, Fumian TM, Mannarino CF, Resende PC, Motta FC, Eppinghaus ALF, Chagas do Vale VH, Braz RMS, Andrade, JSR, Maranhão AG, Miagostovich MP (2021) Wastewater-based epidemiology as a useful tool to track SARS-CoV-2 and support public health policies at municipal level in Brazil, Water Research, 191, 116810

Randazzo W, Truchado P, Cuevas-Ferrando E, Simón P, Allende A, Sánchez G (2020) SARS-CoV-2

RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area, Water Research, 181, 115942

Saguti F, Magnil E, Enache L, Churqui MP, Johansson A, Lumley D, Davidsson F, Dotevall L, Mattsson A, Trybala E, Lagging M, Lindh M, Gisslén M, Brezicka T, Nyström K, Norder H (2021) Surveillance of wastewater revealed peaks of SARS-CoV-2 preceding those of hospitalized patients with COVID-19, Water Research, 189, 116620

Wu F, Zhang J, Xiao A, Gu X, Lee L, Armas F, Kauffman K (2020) SARS-CoV-2 titers in wastewater are higher than expected, MSystems, 5, 1–9

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA EXTRATORA DE ÓLEO DE BAGAÇO DE AZEITONA POR COAGULAÇÃO COMBINADA COM FENTON

A. N. SILVA[1], T. T. GRABOWSKI[2], J. B. MESS[3], R. MARTINS[4,5]

[1] *Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, a43013@alunos.ipb.pt*

[2] *Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, thaistheomaris@gmail.com*

[3] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, Brasil, juliana@utfpr.edu.br*

4 ESTiG-DTQB, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, rmartins@ipb.pt

[5] *LSRE-LCM - Laboratory of Separation and Reaction Engineering – Laboratory of Catalysis and Materials, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal*

RESUMO

A União Europeia (UE) é a maior produtora, consumidora e exportadora de azeite em todo o mundo. O processo de produção gera grandes quantidade de águas residuais caracterizadas pela difícil degradabilidade. Quando não tratadas adequadamente estas águas geram diversos impactos ambientais, principalmente para os corpos hídricos. A EU estabelece diversos parâmetros legais para descarga no meio aquático, o que exige tratamento adequado. O efluente proveniente da indústria extratora de óleo de bagaço de azeitona estudado, apresentava uma CQO de 59 g/L. A fim de estabelecer alternativas para o tratamento deste tipo de efluente, este estudo aborda o uso da coagulação/floculação como etapa preliminar, seguida da oxidação pelo processo de Fenton. Os ensaios iniciais mostraram-se promissores, com redução da ordem dos 34% da CQO.

Palavras-Chave: Água residual industrial; bagaço de azeitona; coagulação/floculação; Fenton.

1. INTRODUÇÃO

A segurança hídrica mundial é um fator fundamental para a vida humana, porém com as mudanças climáticas a capacidade da sociedade ter à sua disposição quantidade e qualidade suficientes de água vem sendo afetada (Domingues *et al*., 2018). Sabe-se que os seres humanos dependem da água para a sua sobrevivência e isto sempre condicionou o comportamento da sociedade, possibilitando expandir sua aplicação em atividades como a agricultura, produção de energia hidroeletrica e industrialização.

No entanto, um dos maiores problemas ambientais na atualidade é a descarga de águas residuais domésticas ou industriais não tratadas nos corpos hídricos. Este problema é igualmente alarmante quando as fontes de águas residuais são provenientes de indústrias agroalimentares com grandes produções (Bethi *et al*., 2016; Yazdanbakhsh *et al*., 2015).

A indústria extratora de azeite demonstra expressivo crescimento, com média de 4% ao ano, indicando sua importância económica para a UE. Contudo, os países com o maior potencial de produção de azeite de oliva estão localizados da área do Mar Mediterrâneo, região essa que sofre com períodos de seca severa e escasssez hidríca. Essa dificuldade climática torna imprescendível o uso de técnicas e tecnologias para salvaguardar esse recurso, garantindo a produtividade, bem como minimizar impactos nos recursos naturais (Domingues *et al*., 2018).

Entretanto é inevitável a produção de subprodutos no processamento da azeitona. O bagaço da azeitona é o resíduo sólido proveniente da extração de azeitona, contendo ainda alto teor de oleos residuais em sua composição. A valorização deste subproduto por sua vez é amplamente estudada e utilizada, sendo realizado tecnicas de reprocessamento para uma nova extração dos oleos presentes no bagaço de azeitona, contudo, essa extração posterior gera outros subprodutos, como as águas residuais (Foti *et al*., 2022; Tapia-Quirós *et al*., 2022).

A água residual proveniente da indústria extratora de óleo de bagaço de azeitona tem composição química variável, tendo como principal característica coloração escura, alta carga orgânica e difícil biodegradabilidade. Também apresenta substâncias fenólicas fito tóxicas e antimicrobiana, o que impossibilita a disposição do efluente em um sistema de tratamento convencional (Expósito-Díaz *et al*., 2022; Khdair *et al*., 2019).

Os processos de tratamento aplicados compreendem filtração, ultrafiltrarão, coagulação, floculação, eletrocoagulação, adsorção e processos oxidativos avançados (Esteves *et al*., 2019).

Dos processos oxidativos avançados, o Fenton é uma técnica que consiste na utilização de peróxido de hidrogénio, ativado por um ião de ferro, que é responsável pela liberação de radicais hidróxilo, que podem oxidar matéria orgânica.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar a eficácia, em termos da redução da carga orgânica atrvés da determinação da carência química de oxigénio (CQO), do tratamento do efluente da unidade de extração de óleo de bagaço de azeitona, por coagulação/ floculação prévia seguida do processo de Fenton.

2. TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS POR COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E FENTON

2.1 Preparação da amostra

O efluente bruto utilizado é proveniente da lagoa de estabilização e evaporação, de uma indústria extratora de óleo de bagaço de azeitona (IEBA), localizada na região norte de Portugal. Inicialmente, o efluente foi submetido a uma etapa de tamisagem por crivo de 0.5 mm a fim de remover partículas em suspensão. Este foi preservado por acidificação a pH 2 e armazenado em local refrigerado até à sua utilização.

O efluente bruto foi caracterizado em relação aos parâmetros listados na Tab. 1. Carbono

orgânico total (TOC), carbono total (TC) e nitrogénio total (TN) foram determinados no equipamento SHIMADZU TOC-L e os demais com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

A coagulação/floculação é um método físico-químico amplamente utilizados no tratamento de efluentes. A coagulação é responsável por desestabilizar as partículas em suspensão, enquanto a floculação promove a agregação dos pequenos flocos formando aglomerados de maiores dimensões (Tzoupanos & Zouboulis, 2008). Essa etapa foi realizada no *Jar Test* com 500 mL de efluente bruto e adição de sulfato de alumínio na dosagem de 513.4 mg/L, em pH 3 e agitação a 150 rpm por 3 minutos. Para a floculação foi usado 4 mg/L de Rifloc F45, em agitação de 20 rpm por 15 min seguido de sedimentação por 2 horas. A remoção de CQO obtida neste processo foi de 14% (Tab 1.), sendo importante pela eliminação de parte dos sólidos suspensos na amostra. O sobrenadante dessa parte experimental foi usada na parte seguinte (oxidação por Fenton).

Tabela 1. Caracterização do efluente bruto da lagoa de estabilização e evaporação da unidade de extração de óleo de bagaço de azeitona e após a coagulação/floculação com 513 mg/L $Al_2(SO_4)_3$ e 4 mg/L Rifloc F45.

Parâmetro	Efluente bruto	Efluente coagulado
pH	4.7	2.7
Fósforo Total (mg P/L)	493	287
TOC (g/L)	26.6	20.0
TC (g/L)	27.4	22.7
TN (mg/L)	350.0	282.5
CQO (g O_2/L)	59	51
CBO_5 (mg O_2/L)	5818	4824
Sólidos Totais (g/kg)	46.0	28.8
Sólidos Voláteis (g/kg)	28.8	17.5

2.2 Oxidação avançada por Fenton

O processo oxidativo avançado de Fenton consiste na utilização de peróxido de hidrogénio (H2O2) e íons ferro aquoso (solução de cloreto de ferro hidratado neste estudo) para promover a produção de radicais hidróxilo (ºOH) em pH ácido, que são responsáveis pela degradação da matéria orgânica (MO), presente em diversos efluentes industriais, como as águas residuais da indústria extratora de óleo de bagaço de azeitona (Domingues *et al.*, 2018; Esteves *et al.*, 2019).

Na realização dos ensaios foram utilizadas amostras com volume de 100 mL, a pH inicial de 2.5, 3.0 e 3.5 e soluções de H_2O_2 nas concentrações de 30 e 10% (v/v) e Fe^{2+} 5 e 50 g/L. Os reagentes foram adicionados à amostra, que posteriormente foi agitada no *Jar Test* durante 5 min a 150 rpm, seguindo-se um período de 15 min a 80 rpm. Terminado o período de reação, a fim de interromper o processo de Fenton, o pH das amostras foi elevado para um valor entre 9 e 12, seguido de um período de decantação de 24 horas, onde foi possível obter uma solução com duas fases bem definidas.

O plano experimental teve duas partes. Na primeira, a dosagem de Fe^{2+} foi fixada em 0.5 g/L enquanto o H_2O_2 variou de 1.5 a 20 g/L, resultando na relação H_2O_2:Fe^{2+} de: 3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24, 30 e 40 (Fig 1). Na segunda parte, a dosagem de H_2O_2 foi fixada em 20 g/L enquanto o Fe^{2+} variou de 0.5 a 7 g/L, resultando na relação H_2O_2:Fe^{2+} de: 2.9, 5, 8, 10, 13.3, 16, 20, 26.7, 30.8, 40 (Fig 2). Todas as partes e relações H_2O_2:Fe^{2+} foram ensaiadas nos pHs anteriormente citados. O reagente que permanece fixo na parte experimental é adicionado primeiro, o pH é ajustado, e então o segundo reagente é adicionado ao sistema para então iniciar a agitação pelo *Jar Test*.

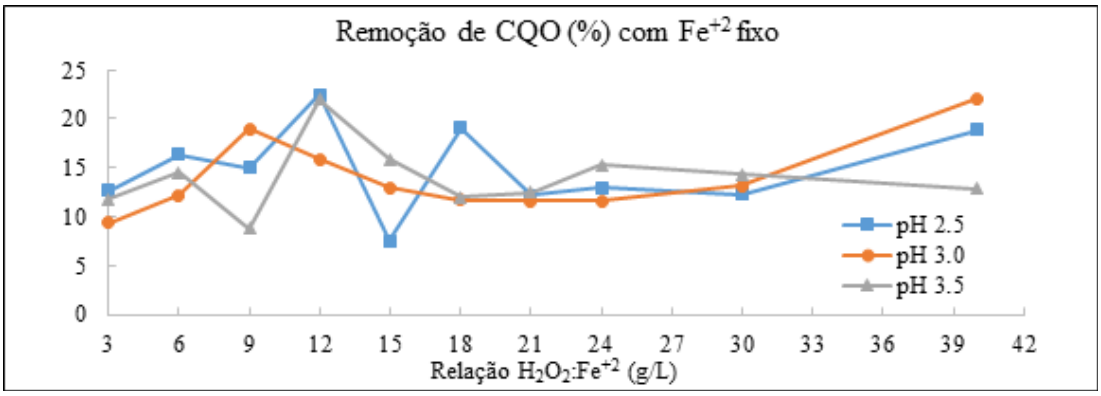


Fig. 1. Remoção da CQO, do efluente anteriormente coagulado/floculado, por Fenton em dez relações H_2O_2:Fe^{+2} com Fe^{+2} fixo.

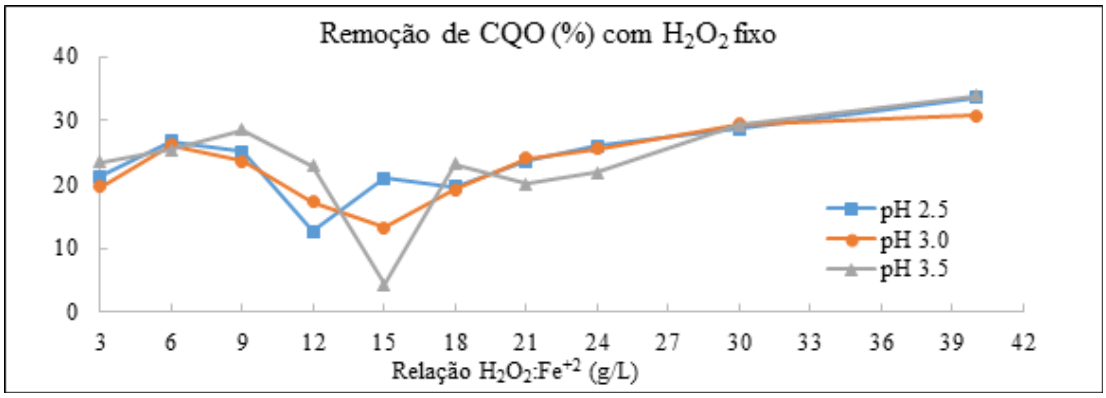


Fig. 2. Remoção da CQO, do efluente anteriormente coagulado/floculado, por Fenton em dez relações H_2O_2:Fe^{+2} com H_2O_2 fixo.

Nos ensaios com Fe^{+2} fixo a melhor remoção de CQO para o pH 2.5 e 3.5 foi obtida na mesma relação H_2O_2:Fe^{+2}, de 12 (dosagem de 0.5 g/L Fe^{+2} e 6 g/L H_2O_2), no pH 3 foi na relação 40 (dosagem de 0.5 g/L Fe^{+2} e 20 g/L H_2O_2). Em todos estes a remoção foi cerca de 22% da CQO.

Nos ensaios com H_2O_2 fixo a partir da relação 18 H_2O_2:Fe^{+2}, as 3 gamas de pH analizadas apresentaram remoção de CQO bem próxima, sendo a melhor remoção alcançada na maior relação H_2O_2:Fe^{+2} (40) com remoção maior de 30% da CQO.

Ao analisar o comportamento das duas partes experimentais em relação a remoção da

CQO para os pHs estudados, podemos constatar que adicionar primeiro o H_2O_2 e então ajustar o pH, contribui para aumentar a eficiência do Fenton. Além disso, de acordo com os ensaios da parte dois (H_2O_2 fixo) a variação do pH na gama estuda não influência de forma significativa a eficiência do Fenton na remoção da CQO, com excessão das relações 12 e 15 de H_2O_2:Fe^{+2}.

3. CONCLUSÕES

O objeto de estudo tem características que mostram a necessidade do tratamento prévio do efluente antes do descarte deste em um corpo receptor da região. Ao partir de uma CQO inicial de 59 g/L a coagulação/floculação foi capaz de reduzir 14%, passando a CQO para 51 g/L, então a oxidação por Fenton reduziu mais 34% da CQO que finalizou com 34 g/L. Esses resultados mostram uma eficiência significativa das técnicas aplicadas, estabelecendo valores promissores para a realização de pós tratamento biológicos como a digestão anaeróbia do efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. *23*, 1545. https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216

Bethi, B., Sonawane, S. H., Bhanvase, B. A., & Gumfekar, S. P. (2016). Nanomaterials-based advanced oxidation processes for wastewater treatment : A review. *Chemical Engineering & Processing: Process Intensification*, *109*, 178–189. https://doi.org/10.1016/j.cep.2016.08.016

Domingues, E., Gomes, J., Quina, M. J., Quinta-Ferreira, R. M., & Martins, R. C. (2018). Detoxification of olive mill wastewaters by fenton's process. *Catalysts*, *8*(12). https://doi.org/10.3390/catal8120662

Esteves, B. M., Rodrigues, C. S. D., Maldonado-hódar, F. J., & Madeira, L. M. (2019). Journal of Environmental Chemical Engineering Treatment of high-strength olive mill wastewater by combined Fenton-like oxidation and coagulation / flocculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *7*(4), 103252. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103252

Expósito-Díaz, A., Miho, H., Ledesma-Escobar, C. A., Moral, J., Díez, C. M., & Priego-Capote, F. (2022). Influence of genetic and interannual factors on bioactive compounds of olive pomace determined through a germplasm survey. *Food Chemistry*, *378*(September 2021). https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132107

Foti, P., Pino, A., Romeo, F. V., Vaccalluzzo, A., Caggia, C., & Randazzo, C. L. (2022). Olive Pomace and Pâté Olive Cake as Suitable Ingredients for Food and Feed. *Microorganisms*, *10*(2), 1–12. https://doi.org/10.3390/microorganisms10020237

Khdair, A. I., Abu-Rumman, G., & Khdair, S. I. (2019). Pollution estimation from olive mills wastewater in Jordan. *Heliyon*, *5*(8), e02386. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02386

Tapia-Quirós, P., Montenegro-Landívar, M. F., Reig, M., Vecino, X., Cortina, J. L., Saurina, J., & Granados, M. (2022). Recovery of Polyphenols from Agri-Food By-Products: The Olive Oil and Winery Industries Cases. *Foods*, *11*(3), 1–26. https://doi.org/10.3390/foods11030362

Tzoupanos, N., & Zouboulis, A. (2008). Coagulation-flocculation processes in water / wastewater

treatment : the application of new generation of chemical reagents. *6th IASME/WSEAS International Conference on Heat Transfer, Thermal Engineering And Environment (HTE'08)*, *May 2014*, 309–317.

Yazdanbakhsh, A., Mehdipour, F., Eslami, A., Maleksari, H. S., & Ghanbari, F. (2015). The combination of coagulation , acid cracking and Fenton- like processes for olive oil mill wastewater treatment : phytotoxicity reduction and biodegradability augmentation Ahmadreza Yazdanbakhsh , Fayyaz Mehdipour , Akbar Eslami , Hajar Shari fi Maleksa. *Water Science & Technology*, *71.7*, 1097–1106. https://doi.org/10.2166/wst.2015.080

300

CARGA POLUENTE DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA EXTRATORA DE ÓLEO DO BAGAÇO DE AZEITONA

Thais GRABOWSKI[1], Leticia TESUKA[2], Luis PINHEIRO[3], Ramiro MARTINS[4,5]

[1] *ESTiG, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, thaistheomaris@gmail.com*

[2] *ESTiG, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, leticia.tesuka@gmail.com*

[3] *ESTiG, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, luispinheiro@alunos.utfpr.edu.br*

[4] *ESTiG-DTQB, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, rmartins@ipb.pt*

[5] *LSRE-LCM - Laboratory of Separation and Reaction Engineering – Laboratory of Catalysis and Materials, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal*

RESUMO

Portugal é o oitavo maior produtor olivícola do mundo produzindo em média 118 mil m³ de azeite anualmente. Em suma a produção do azeite inclui a remoção das folhas, lavagem das azeitonas, moagem e a separação do óleo. O objeto deste estudo é o efluente gerado em uma empresa produtora de óleo do bagaço de azeitona. Nessa indústria, para a produção do óleo do bagaço de azeitona, o bagaço de azeitona recebido é homogeneizado, seco, passa por extração química, dessolventização, decantação, onde é gerado efluente, e destilação com a saída do óleo bruto e do solvente. O efluente gerado, é complexo e com grande variabilidade associada às diferentes características do cultivo e processamento da azeitona, tem alta carga orgânica tóxica, baixo pH e altas demandas química e biológica. A caracterização do efluente condicionado em lagoas mostrou que ele tem 71 g O_2/L de CQO, 5818 mg O_2/L de CBO5, 26.6 g/L de TOC, 186 mg/L de azoto total, 493 mg/L de fósforo total, 4 g/L de compostos fenólicos e 44.2 g/L de SDT. O lançamento desse efluente no rio Tua resulta em graves danos ambientais. A presença de fenóis, pela oxidação, escurece a cor do rio. Ao degradar os compostos relativos a alta taxa de CQO o rio perde o oxigénio dissolvido disponível para os organismos vivos. O fósforo leva a eutrofização do rio. Uma campanha de amostragem do rio, em coleta de água em 4 pontos, mostrou que no ponto seguinte ao da fábrica no curso do rio, a água é 2.6 °C mais quente que nos outros pontos, possui 9% menos oxigênio dissolvido, com 72 g/L a mais de CQO. Assim, o objetivo desse projeto é tratar o efluente para resolver o problema de descarga que provoca implicações para o rio Tua.

Palavras-Chave: óleo de bagaço; azeitona; caracterização; descarga; poluição.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente a Bacia do Mediterrâneo é o principal responsável pela produção mundial de

azeite, cerca de 97%. Portugal ocupa o oitavo lugar mundial e o quarto lugar na produção europeia, cerca de 118 mil m^3 de azeite por ano. No país, cerca de 97.7% das azeitonas colhidas são destinadas para a produção de azeite de oliva e aproximadamente 2.7% é destinado a comércio de azeitona de mesa (Gabinete de Planejeamento, Políticas e Administração Geral, 2020; Andrade *et al*., 2015; Ferraz, 2012).

A produção de azeite envolve um conjunto de etapas, que vão desde a colheira do fruto até a sua embalagem e o armazenamento. Para a extração do azeite existem o método clássico (prensagem) ou contínuo (centrifugação de duas ou de três fases) (Curinha, 2008). De acordo com Soares (2019), o sistema contínuo de duas fases vem substituindo os demais métodos devido à redução no impacto ambiental gerados pelos efluentes dos lagares, em especial a não produção das águas russas.

O bagaço da azeitona é um dos sub-produtos da indústria de produção de azeite, composto por água, óleo, polpa, películas e caroços de azeitona (Soares, 2019). Segundo Caetano (2020), após a extração do azeite, o bagaço úmido da azeitona é descaroçado e homogeneizado, realiza-se a secagem até um teor de umidade de aproximadamente de 8%, a lavagem do bagaço com solvente (hexano) em contra-corrente, processo de recuperação do solvente e, finalmente, a decantação, obtendo-se no fim do processo o bagaço seco e o óleo bruto do bagaço da azeitona.

O efluente gerado durante a produção do óleo do bagaço de azeitona apresenta características impactantes para o meio ambiente, devido à composição, elevadas concentrações e sazonalidade. A sua coloração avermelhada escura é devida, principalmente, à presença de compostos fenólicos de baixo peso molecular. São águas residuais de difícil biodegrabilidade e elevada capacidade contaminante, com elevado teor de matéria orgânica tóxica, baixo pH e elevados valores de carências química e biológica. A descarga do efluente sem tratamento prévio provoca alterações ecológicas nas águas superficiais, como acidificação, depleção de oxigénio, alteração da cor e diminuição da transparência da água (Ferraz, 2012).

2. ANÁLISE DA CARGA POLUENTE DO EFLUENTE

O objeto deste estudo é o efluente gerado numa empresa produtora de óleo do bagaço de azeitona, em Mirandela. A matéria-prima utilizada é proveniente na sua maioria de unidades extratoras de azeite de duas fases. O efluente gerado é complexo e com grande variabilidade, associada às diferentes características do cultivo e processamento da azeitona, apresentando elevada carga orgânica tóxica, baixo pH e carência química e biológica elevadas. Atualmente o efluente gerado nessa empresa é decantado e transferido para lagoas de estabilização e evaporação, sendo uma fração recirculada às lagoas de receção da matéria-prima, e pontualmente uma fração descarregada no curso de água próximo.

2.1 Caracterização do efluente da lagoa de estabilização e evaporação

Para o efluente armazenado nas lagoas de estabilização foi realizada a sua caracterização, tendo sido determinados os parâmetros pH, alcalinidade, azoto total, fósfoto total, compostos fenólicos, carbono orgânico total (TOC), carbono total (TC), nitrogênio total (TN), carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigênio (CBO5), sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST).

Os compostos fenólicos foram determinados através do método Folin-Ciocalteu (Blainski *et al*., 2013). O azoto total pelo método da brucina (EPA, 1971). TOC, TC e TN foram determinados no equipamento SHIMADZU TOC-L e os demais com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

A caracterização do efluente (Tab 1) mostra a carga poluente que ele possui, o que ainda inclui uma relação TC/TN de 78 e CQO/CBO5 de 12 indicando a difícil biodegradabilidade do objeto de estudo no estado atual.

Tabela 1. Caracterização do efluente da lagoa de estabilização e evaporação, gerado por uma indústria de produção de óleo do baçago de azeitona.

Parâmetro	Efluente
pH	4.7
Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)	1068
Azoto total (mg NO^3 - N/L)	186
Fósfoto total (mg P/L)	493
Compostos fenólicos (mg/L)	3945
TOC (g/L)	26.6
TC (g/L)	27.4
TN (mg/L)	350.0
CQO (g O_2/L)	71
CBO5 (mg O_2/L)	5818
ST (g/kg)	46.0
SDT (g/L)	44.2
SST (g/L)	0.8

A legislação portuguesa Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto determina os valores limite de emissão (VLE) para descarga de águas residuais. Comparando com os VLE, é necessário diminuir a carga do azoto total, do fósforo total, dos compostos fenólicos, da CQO, da CBO5 e dos SST do efluente, enquanto que o pH necessita de ser ajustado na gama 6.0 a 9.0.

2.2 Monitorização da qualidade da água rio Tua

A campanha de amostragem da água do rio, realizada dia 19/05/2021, consistiu na recolha de amostras de água em quatro pontos previamente definidos (Fig 1). O primeiro ponto (41°26’20”N, 7°10’09”W) a montante da unidade industrial, o segundo na zona do coletor de descarga (41°26’04”N, 7°10’05”W), e o terceiro (41°24’27”N, 7°09’44”W) e o quarto

(41°22'54"N, 7°13'05"W) pontos a jusante da fábrica, de modo a perceber de que forma o efluente condiciona a qualidade da água do rio Tua, bem como a sua capacidade de autodepuração.

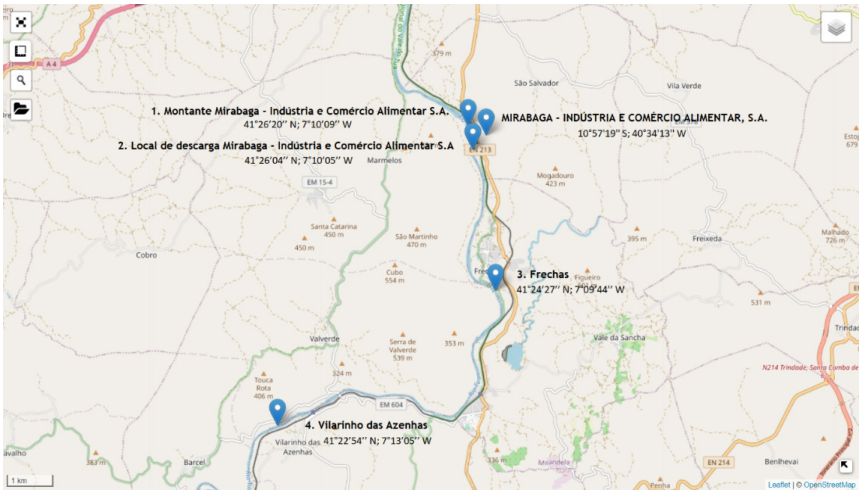


Fig. 1. Pontos de amostragem no rio Tua para monitorização da qualidade da água do rio.

A água nos 4 pontos foi caracterizada em relação a temperatura, pH, turvação, aromaticidade, nitratos, oxigénio dissolvido, CQO, CBO5, SST e SDT. A aromaticidade foi determinada através da absorbância a 254 nm como descrito por (Mrkva, 1983). Os demais parâmetros foram determinados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

Tabela 2. Caracterização da qualidade da água do rio Tua, na zona de influência da unidade industrial produtora de óleo do bagaço de azeinos, em 4 pontos de amostragem, no dia 19/05/2021.

Parâmetro	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Temperatura (°C)	16.2	18.8	17.3	17.5
pH	6.4	6.1	6.2	6.2
Turvação (NTU)	12	27	11	14
Aromaticidade (mg/L)	13	24	14	15
Nitratos (mg/L)	0.7	0.4	0.1	0.5
Oxigénio dissolvido (%)	95.4	87.1	92.5	94.1
CQO (mg O_2/L)	14	86	15	24
CBO5 (mg O_2/L)	27	31	26	26
SST (mg/L)	6.9	28.9	5.2	7.5
SDT (mg/L)	61.7	111.3	52.4	49.4

Este estudo pretende avaliar o efeito da descarga do efluente na qualidade da água do rio. Assim, comparando os resultados para o ponto de amostragem 2 como o ponto a montante da descarga (ponto 1), verifica-se uma degradação geral da qualidade da água do meio recetor (rio Tua). Além da ligeira acidificação da água do rio, pelo baixo pH do efluente, a descarga provoca uma elevação da temperatura (cerca de 3°C) , e um aumento

nos valores dos parâmetros turvação, aromaticidade, CQO, CBO5, SST e SDT. Ainda desequilibra a concentração de nitratos e do oxigénio dissolvido.

No local de descarga o ecossistema aquático exibe uma redução do oxigénio dissolvido, certamente associada ao aumento da temperatura da água e da elevada carga de matéria orgânica do efluente (CBO5 de 31 mg/L). Além disso as elevadas cargas de sólidos suspensos no efluente favorecem um aumento da turvação da água, diminuindo a profundidade a que penetra a luminosidade, e por consequência reduzindo o processo de fotossíntese das plantas aquáticas.

Apesar disso, ao analisar os pontos 3 e 4 (a jusante da descarga) podemos constatar que o rio Tua exibe alguma capacidade de autodepuração, já que os valores tendem a recuperar para distâncias não muito significativas.

3. CONCLUSÕES

O objeto de estudo tem características que excedem os VLE, dessa forma polui o corpo receptor quando é realizado o descarte do mesmo. Dessa forma para preservar o rio Tua esse efluente precisa passar por tratamentos químicos, físicos e/ou biológicos de modo a eliminar a carga poluidora enquadrando-se na legislação e só então podendo ser descargado no rio da região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade L P de, Carneim J, Castanheira E, Feliciano M, Ferreira A, Figueiredo F ,Freire F, Gomes P, Gonçalves A, Maia F, Marques P, Pereira J A, Peres F, Ramalhosa E, Ramos A, Rodrigues F (2015) Ecoeificiência e Ecogestão no Setor do Azeite: Uma Avaliação de Ciclo de Vida. In: Centro de Investigação de Montanha, Instituto Politécnico de Bragança, 2015

APHA. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *American Public Health Association*, *51*(1), 940–940. https://doi.org/10.2105/AJPH.51.6.940-a

Blainski, A., Lopes, G. C., & Palazzo de Mello, J. C. (2013). Application and Analysis of the Folin Ciocalteu Method for the Determination of the Total Phenolic Content from Limonium Brasiliense L. *Molecules*. https://doi.org/10.3390/molecules18066852

Caetano A M V (2020) Valorização do bagaço de azeitona: dimensionamento de um extrator sólidolíquido. In: Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia Química, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Out. 2020

Curinha J V C M (2008) Adição de produtos químicos e ensaios de electrocoagulação e electro-oxidação para o (pré) tratamento das águas residuais provenientes dos lagares de produção de azeite. In: Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 2008

EPA, E. P. A. (1971). *Method 352.1 : Nitrogen, Nitrate (Colorimetric, Brucine) by Spectrophotometer*. www.epa.gov

Ferraz M M P de F (2012) Contribuição para o estudo do tratamento de efluentes de lagares de azeite. In: Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia Ambiente, Universidade Nova Lisboa, Out. 2012

Gabinete de Planejeamento, Políticas e Administração Geral (GPP) (2020). *SIAZ - Sistema de Informação do Azeite e Azeitona de Mesa*. gpp.pt

Mrkva, M. (1983). Evaluation of correlations between absorbance at 254 nm and COD of river waters. *Water Research*, *17*(2), 231–235. https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90104-5

Soares B M (2019) Pré-tratamentos aquosos do bagaço e caroço de azeitona para obtenção de compostos de valor acrescentado. In: Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia Alimentar, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, 2019

301

GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA VIA ESGOTO DOMÉSTICO: O CASO DO OESTE DO PARANÁ

Murilo TORRES[1], Elias Lira dos SANTOS JUNIOR[2], Ana Paula TREVISAN[3], Camilo Freddy Mendoza MOREJON[4]

[1] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cascavel-PR, murilotorres@alunos.utfpr.edu.br*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, eliasjunior@utfpr.edu.br*

[3] *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, anapaullatrevisan@gmail.com*

[4] *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, camilo_freddy@hotmail.com*

RESUMO

A falta de diversidade na matriz energética brasileira tem se mostrado preocupante, principalmente em momentos de crise hídrica, como a que ocorreu em 2021, diante desse fato, aliada a demanda da população por energia elétrica, faz-se necessário avaliar o cenário de geração de energia de um ponto de vista mais heterogêneo. O esgoto doméstico presente em estações de tratamento de esgoto, quando submetido à um processo de digestão anaeróbia, gera um complexo gasoso chamado biogás, esse gás apresenta em sua composição uma concentração de aproximadamente 80% de metano (Noyola *et al*., 2006), o qual tem um poder calorífico significativo, possibilitando sua utilização como combustível em motores de combustão interna, turbinas e microturbinas a gás. Por isso, o presente trabalho objetiva avaliar a viabilidade da geração de energia elétrica a partir do biogás produzido em estações de tratamento de esgoto doméstico do oeste paranaense, em especial, nas cidades de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, a fim de demonstrar um possível cenário favorável para geração de energia elétrica a partir de uma matriz alternativa. Para a pesquisa foram utilizadas metodologias descritas pela literatura para estimar a produção de biogás e geração de energia a partir de tratamentos estritamente anaeróbios. Os dados utilizados foram provenientes de banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Como resultados, os valores de energia gerada por sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto em Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo apresentaram valores de energia 1,2713 MWh, 1,1617 MWh e 0,5156 MWh, respectivamente, os quais representam apenas 0,000150%, 0,000199% e 0,000079% do consumo desses locais, mostrandosse inicialmente insustentavel do ponto de vista técnicos, contudo, maiores estudos devam ser desenvolvidos afim de avaliar a viabilidade técnica, economica e ambiantal desse tipo de aproveitamento.

Palavras-Chave: biogás; energia elétrica; esgoto; matriz energética; metano.

1. INTRODUÇÃO

O intenso crescimento dos centros urbanos aliado ao estilo de vida da população, tem se mostrado preocupante quando avaliado o espectro de geração de resíduos, principalmente aqueles provenientes do esgotamento sanitário doméstico. Em paralelo a esse cenário, a população brasileira tem gerado uma grande demanda de energia elétrica para a realização das atividades humanas, sejam elas econômicas ou meramente domésticas.

Unindo-se esses dois cenários, de um lado a incessante geração de esgotos domésticos, e de outro, a demanda por energia elétrica, tem-se buscado aprimorar o desenvolvido de técnicas e tecnologias para viabilizar a geração de energia elétrica a partir da biomassa presentes em estações de tratamento de esgoto.

A digestão anaeróbia da biomassa, gera um produto final chamado biogás (majoritariamente formada por metano (CH_4)), esse gás tem o potencial significativo de geração de energia térmica, uma vez que seu alto poder calorífico permite a sua queima, a qual impulsiona o funcionamento mecânico de motores geradores de eletricidade.

Para o pleno funcionamento das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), são gastos em torno de 0,25 kWh/m^3, resultando em um consumo total de 1,4 TWh, o que é um valor considerado de consumo energético, impulsionando ainda mais a geração de energia utilizando a biomassa local, podendo tornar uma ETE autossuficiente energeticamente (SNIS, 2019).

Segundo dados disponibilizados pelo Balanço Energético Nacional 2021 (Empresa de Pesquisa Energética, 2021), no Brasil, de toda a energia produzida, cerca de 80% é proveniente de hidrelétricas, o que torna a matriz energética nacional muito frágil. Ainda segundo a mesma fonte, em 2021, foi registrada a pior crise hídrica dos últimos 91 anos, causada principalmente pela escassez de chuvas em todo o território brasileiro, o que gerou uma intensa e constante instabilidade nos sistemas de distribuição de energia elétrica para os centros urbanos, o que reforça ainda mais o fato da intensa busca por diversidade na matriz energética.

O presente trabalho objetiva estimar a geração de biogas e, por conseguinte, a geração de energia elétrica a partir do biogás produzido no esgoto doméstico de cidades do oeste paranaense, especificamente, em Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, visando observar a favorabilidade do cenário para geração de energia elétrica a partir de uma matriz alternativa e/ou diversificada.

2. METODOLOGIA

Toda a pesquisa teve caráter exploratório, ou seja, a proposta das análises realizadas fazem uma reflexão sobre ese tipo de aproveitamento energetico ou que podem ser realizados a cerca da utilização de biogás provenientes de esgotos domésticos para fins de geração de energia elétrica.

O trabalho foi realizado em quatro etapas distintas e complementares entre si: a identificação dos municípios alvo, a caracterização demográfica dos mesmos, seguida

da caracterização do sistema de tratamento de esgoto de cada um dos municípios, e por último a estimativa da produção de gás e energia das respectivas ETE's. O ano base de análise foram os dados provenientes de 2020.

2.1 Identificação dos municípios e Caracterização das Cidades Objeto de Estudo

Como primeiro passo para a identificação dos municípios, foram selecionados aqueles localizados na região oeste do estado do Paraná, o que possibilitou uma análise demográfica mais precisa de quais municípios dessa região poderiam apresentar maior potencial de geração de energia a partir do biogás produzido nas ETE's, tendo como base o volume gerado.

Os dados de densidade demográfica foram obtidos a partir de pesquisas realizadas nas plataformas digitais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), onde os dados referentes ao ano de 2020 foram coletados e plotados em planilhas para melhor organização e visualização. Esse levantamento permitiu a escolha dos municipios mais populosos do oeste do Paraná, sendo os municípios de: Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, tornandosse, assim, objeto desta pesquisa.

Já para a caracterização dos sistemas de tratamento de esgoto dos municípios alvo, foram utilizados dados quantitativos disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), também referentes ao ano de 2020. Mais precisamente foram coletadas informações, tais como: consumo de água (m^3/dia), efluente produzido (m^3/dia), índice de coleta de esgoto, efluente tratado (m^3/dia) e efluente não tratado (m^3/dia).

As informações referentes as cargas orgânicas produzidas por cada município em seu esgoto doméstico, foram obtidas a partir de pesquisas realizadas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2013). Os tipos de tratamento empregados em cada municipio foram obtidos em Muller (2021).

2.2 Modelo Matemático

A metodologia adotada no presente trabalho visa estimar a produção de metano proveniente da matéria carbonácea presente no esgoto doméstico das ETEs composta por sistemas de tratamentos estritamente anaeróbios. O modelo matemático utilizado foi descrito por Chernicharo *et al.* (1999), sendo utilizado a ferramenta excel para a aplicação das equações descritar pelo modelo.

O modelo matemático apresenta as estimativas de produção de metano e também a produção de energia elétrica a partir da combustão desse gás.

2.2.1 Estimativa de Geração de Metano

Após a caracterização dos municípios estudados foram seguidas as seguintes etapas:

1ª etapa: Obtenção da vazão per capita

A vazão *per capita* de esgoto produzido e a concentração de entrada é dada respectivamente

por:

$$Q = \frac{Q_e}{Pop} \quad \text{[Eq. 1]}$$

$$C_e = \frac{CO}{Q_e} \quad \text{[Eq. 2]}$$

Onde: Q = Vazão doméstica *per capita* em (m^3/hab.dia); Q_e = Efluente produzido pelo município (m^3/dia); Pop = População do município (habitants); C_e = Concentração de entrada (mg/L); CO = Carga Orgânica (g DBO/dia); Q_e = Efluente produzido pelo município (m^3/dia).

2ª etapa: Eficiência do Sistema

Para o cálculo da eficiência do sistema foi empregada uma DQO afluente no valor de 0,54 e um tempo de detenção hidraulico 7,5h, de acordo com Chernicharo *et al.* (1999), sendo a eficiência do sistema anaeróbio obtida pela equação 3:

$$E_{DQO} = 100.(1 - 0,68.TDH^{-0,35}) \quad \text{[Eq. 3]}$$

3ª etapa: Produção Volumetrica de Metano.

Para a carga de DQO convertida em metano, fator de correção para a temperatura operacional e a produção volumétrica de CH_4 *per capita*, temos as seguintes equações:

$$DQO_{CH4} = Q \ * \ (S_0 - S) - 0,2 \ * \ Q.S_0 \quad \text{[Eq. 4]}$$

$$K_{(T)} = \frac{P * K}{R * (273 + T)} \quad \text{[Eq. 5]}$$

$$Q_{CH4} = \frac{DQO_{CH4}}{K_{(T)}} \quad \text{[Eq. 6]}$$

Onde: S_0 = DQO afluente (mg/L); S = DQO efluente (mg/L); Q = Vazão doméstica *per capita* em (m^3/hab.dia); P = pressão atmosférica (1 atm); K = DQO correspondente a 1 mol de CH_4 (64gDQO_{CH4}/mol); R = 0,08206 atm.L/mol.K); T = temperature media dos municípios (ºC).

3ª etapa: Cálculo da disponibilidade de geração de energia elétrica (DIE)

Para a obtenção mais fidedigna da geração elétrica foi considerada uma perda nos sistemas de 36,4%, sendo a disponibilidade energética expressa por:

$$DIE = Q'_{biogas} * 8200 \quad \text{[Eq. 7]}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSSÃO

3.1 Cascavel

Cascavel é um município que apresenta uma população estimada de 332.333 habitantes (IBGE, 2020), contando com sistemas de tratamento anaeróbio em suas ETEs, gerando um total de 34.481,75 m³/dia de esgoto doméstico. Tal volume aponta para um potencial de geração de 1.167.769,97 m³/ano de CH_4, o que pode gerar 1,2713 MWh de energia elétrica, e segundo o IPARDES (2020) consome cerca de, aproximadamente, 848.680 MWh em todo o seu territorio por ano o que caminha para uma relação de disponibilidade de geração de energia elétrica e consumo na ordem de 0,000150%.

3.2 Foz do Iguaçu

Foz do Iguaçu é um município que possui uma população estimada em 258.248 habitantes (IBGE, 2020), o qual não apresenta sistemas de tratamento anaeróbios, o que gera uma avaliação da viabilidade ou não da implementação de sistemas anaeróbios para o tratamento do efluente doméstico. Nas ETEs do município são despejados um total de 37.654,49 m³/dia de efluentes. Esse volume tem um potencial de geração de 1.066.934,83 m³/ano de CH_4, possibilitando a geração de 1,1617 MWh de energia elétrica, apresentando uma relação de disponiblidade de geração e consumo em torno de 0,000199%, face ao consumo de 583.151 MWh.

3.3 Toledo

O municipio de Toledo apresentasse com uma população estimada de 142.645 habitantes (IBGE, 2020), não possuindo sistemas anaeróbios. O município gera uma vazão de esgoto de 16.395,46 m³/dia, tendo potencial de geração de metano de 473.587,11 m³/ano e de energia de 0,5156 MWh, assim como os demais municípios estudados, apresenta uma geração de energia elétrica muito inferior ao que o município consome, que é cerca de 651.973 MWh, representando apenas 0,000079% de todo o consumo de Toledo.

4. CONCLUSÕES

No presente estudo foram analisados os potenciais de geração de energia elétrica a partir do metano produzido por esgoto domestico nos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, apontando para a possibilidade de utilização e de geração apartir dessa matriz. Os resultados da pesquisa apontam para a necessidade da realização de um estudo de viabilidade técnica, economica e ambiental da implantação de sistemas de recuperação, purificação e aproveitamento de biogás para fins energeticos. Recomendasse a confecção de projetos integrados, não meramente, com vistas ao tratamento de esgoto doméstico, mas com o aproveitamento desse tipo de matrix para outros fins, sobretudo, para a geração de energia elétrica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de produtividade em Desenvolvimento Tecnológico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Chernicharo, C. A. L (2007). *Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, V.5***.** Belo Horizonte – MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. 2ª Ed., 2007. 380 P.

Chernicharo, C. A. L.; Van Haandel, A.; Aisse, M. M.; Cavalcanti, P. F. F. (1999). Capítulo 7: Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: Campos, J. R. (Coordenador). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada No Solo***.** 1. Ed. Rio De Janeiro: Prosab/Finep. P. 155-198.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. (2020). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Rio de Janeiro.

Müller, A. M. (2021). *Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário dos 50 Municípios do Oeste do Paraná e Proposição de Modelo de Gestão***.** Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA. Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Noyola, A.; Morgan-Sagastume, J.M.; López-Hernández, J.E. (2006) *Treatment of Biogas Produced In Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odour Control And Energy/Resource Recovery*. Reviews In Environmental Sciences And Bio/Technology, V. 5, P. 93-114.

Rissoli, C. A. (2004). *Estudo de Parâmetros Operacionais do Reator Uasb Tratando Esgoto Doméstico E Avaliação Da Biodegradabilidade Do Seu Efluente*. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Publicação Ptarh. Dm-073/04, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília/DF, Brasil, 125p.

REFERÊNCIAS INTERNET

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Disponível em: < https://www.gov.br/ana/pt-br/> Acesso em 5 de junho de 2022.

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES). Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br/> Acesso em 5 de junho de 2022.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <www. http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/> Acesso em 5 de junho de 2022.

307

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO

Barbara COSTA PEREIRA[1], Renato PEREIRA RIBEIRO[2], Alexandre LIOI NASCENTES[3], Jaime LOPES DA MOTA OLIVEIRA[1]

[1] *Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental (DSSA). Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (ENSP/Fiocruz), Rua Leopoldo Bulhões, n° 1480, CEP: 21041-210, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. E-mail: barbaracp90@gmail.com, jaimel@ensp.fiocruz.br*

[2] *Centro Experimental de Monitoramento e Mitigação Ambiental. Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ), Rua Lúcio Tavares, n° 1045, CEP: 26530-060, Nilópolis, RJ, Brasil. E-mail: renato.ribeiro@ifrj.edu.br*

[3] *Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia. Rodovia BR 465, km 7. CEP: 23851970 -Seropédica, RJ -Brasil. E-mail: alexandrelioi@gmail.com*

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto consiste no lançamento do lixiviado junto ao afluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Nessa técnica, lixiviado e esgoto são tratados conjuntamente através dos processos já existentes na ETE, como por exemplo, o processo de lodo ativado. O Lodo Granular Aeróbio (LGA) é uma variante do processo de lodo ativado em que a biomassa se apresenta na forma de grânulos. Tal característica propicia melhor resposta frente à presença de substâncias tóxicas (como aquelas inerentes ao lixiviado de aterro) quando comparam-se os grânulos aos flocos (biomassa do lodo ativado comum). Diante disso, o presente trabalho avaliou o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico pelo processo de lodo granular aeróbio. Foram utilizados reatores cilíndricos com relação altura/diâmetro igual a 20 e volume útil de 5,8 L que operaram em regime de bateladas sequenciais com ciclos de 4 horas de duração. Foram utilizadas as seguintes proporções de lixiviado/esgoto sintético: 0 (controle); 0,5; 1,0; e 2% v v^{-1}. As eficiências de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) ficaram entre 71 e 77% nos reatores que receberam lixiviado em diferentes proporções, uma ligeira queda em relação ao valor observado no reator que operou como controle (81%). A eficiência de remoção de Nitrogênio Total (NT) variou entre 33 e 39%, sendo o maior valor obtido no reator que recebeu 1% de lixiviado. Já as concentrações de sólidos suspensos voláteis oscilaram entre 1200 e 1800 mg L^{-1} nos reatores que receberam lixiviado e se manteve em 2800 mg L^{-1} no reator controle. A partir desses resultados, conclui-se que a adição de lixiviado no processo de LGA não prejudicou substancialmente as eficiências de remoção de DQO e foi benéfico para as eficiências de remoção de NT, gerando menor volume de lodo.

Palavras-Chave: lodo granular aeróbio; cotratamento; chorume.

1. INTRODUÇÃO

Desde o fim do século passado, o uso de aterros sanitários tem sido apontado como um método econômico e ambientalmente aceitável para a disposição de resíduos sólidos. Os aterros consistem numa técnica de engenharia para a disposição de resíduos sólidos urbanos projetada e operada para minimizar os impactos à saúde pública e ao meio ambiente (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002). Ainda assim, alguns aspectos representam obstáculos para a ampla adoção dessa técnica. Uma questão importante é o tratamento adequado de um dos subprodutos gerados neste processo: o lixiviado de aterro sanitário (chorume).

A grande variabilidade da composição do lixiviado e a presença de substâncias recalcitrantes ao tratamento desse efluente, fazem com que muitas técnicas de tratamento sejam pouco eficientes ou demasiadamente caras em relação ao custo de operação dos aterros (MANNARINO, 2010). Sendo assim, uma estratégia adotada no Brasil e em outros países é o tratamento combinado, que consiste no envio do lixiviado para estações de tratamento de esgotos (ETE), com o objetivo de tratar os dois efluentes conjuntamente. Porém, algumas questões merecem destaque, como a presença de compostos tóxicos no lixiviado que podem inibir a população de microrganismos do lodo biológico e, com isso, comprometer a eficiência do processo (RENOU *et al*., 2008).

O processo de lodo ativado é empregado como forma de tratamento de esgotos principalmente nas áreas urbanas. Dentre as variantes deste processo, o lodo granular aeróbio (LGA) se destaca por apresentar rápida sedimentação do lodo, elevada tolerância à presença de compostos tóxicos e maior remoção de nutrientes (NANCHARAIAH e REDDY, 2018). Comparado ao lodo com biomassa em flocos, o LGA apresenta estrutura mais densa e regular, características que resultam em melhores condições de sedimentação (LIU e TAY, 2004). Já a limitação da difusão de oxigênio no interior do grânulo, propicia a ocorrência simultânea de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, condições favoráveis para o crescimento de bactérias aeróbias e facultativas responsáveis pela remoção de carbono e nutrientes. E, por fim, as substâncias poliméricas excretadas pelos microrganismos presentes no lodo granular podem atuar como uma barreira protetora, fazendo com que os grânulos resistam melhor aos choques de carga e às substâncias tóxicas (LIU *et al*., 2004).

Ren *et al*. (2017) compararam o tratamento de lixiviado (sintético) de aterro sanitário através do processo de LGA e o processo de lodo ativado com biomassa em flocos. O melhor desempenho na remoção de nutrientes se deu por meio do processo de LGA, sendo observada também maior tolerância a compostos tóxicos, indicando o potencial deste processo para o tratamento do lixiviado. Portanto, o presente trabalho buscou avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico pelo processo de lodo granular aeróbio.

2. MATERIAS E MÉTODOS

Foram utilizados reatores cilíndricos idênticos com volume útil de 5,8 L que operaram em regime de bateladas sequenciais com ciclos de 4 horas de duração compostos pelas seguintes fases: alimentação sem mistura (15 minutos); aeróbia (180 minutos; sedimentação (40 minutos); descarte (5 minutos). A aeração foi promovida por difusores de ar de modo a garantir uma velocidade ascensional igual a 1,8 cm s^{-1} em cada reator. A alimentação, retirada de esgoto tratado e de lodo foram realizados por meio de bombas peristálticas e válvulas como pode ser visto na Fig. 1. O lixiviado foi adicionado ao esgoto sintético em diferentes proporções: 0 (R1 - Controle); 0,5 (R2); 1,0 (R3); e 2% v v^{-1} (R4).

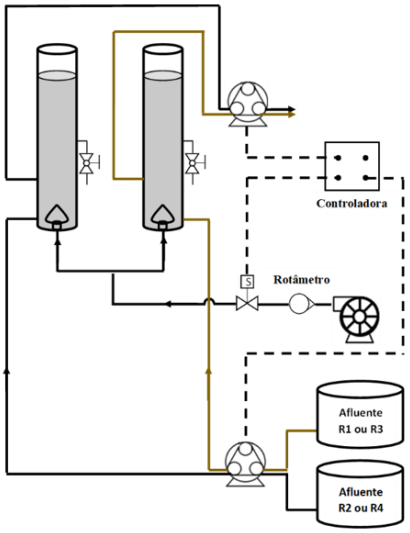


Fig. 1. Esquema do aparato experimental.

Para evitar elevadas variações das características físico-químicas inerentes ao esgoto de ETE, utilizou-se esgoto sintético preparado segundo as recomendações de Holler e Trösch (2001) com algumas adaptações. O lixiviado de aterro sanitário utilizado foi proveniente de uma central de tratamento de resíduos localizada no Estado do Rio de Janeiro que se encontrava em operação há mais de 5 anos. Os reatores foram inoculados com lodo de uma ETE que operava com lodo ativado em flocos, adotando um período de aclimatação de 45 dias para a obtenção dos primeiros grânulos.

Foram coletadas amostras do afluente e efluente de cada reator para análise das eficiências de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total (NT), e amostras do licor misto foram coletadas para analisar a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV). Além disso, a idade do lodo (77 dias) foi mantida pelo descarte manual diário desse licor. Os resultados dos parâmetros analíticos analisados em cada reator foram comparados quanto à significância da diferença estatística. O teste de Kruskal-Wallis (não-paramétrico) foi empregado para avaliar se pelo menos um dos reatores apresentou diferença significativa entre os demais. Posteriormente, o teste Wilcoxon foi utilizado para identificar quais dos reatores apresentaram esta diferença.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Eficiência de redução de (DQO)

As eficiências de redução de DQO obtidas nos reatores são apresentadas na Fig 2 (a). O reator R1 (Controle) foi o que teve melhor resultado (81%), enquanto as eficiências dos demais reatores ficaram entre 71 e 77%. O teste estatístico mostrou que quase todos apresentaram valores semelhantes (p = 0,048), com exceção da comparação entre os reatores R1 e R4. Portanto, quando aplicada a maior proporção de lixiviado, ocorreu o maior impacto negativo no desempenho de remoção de matéria orgânica.

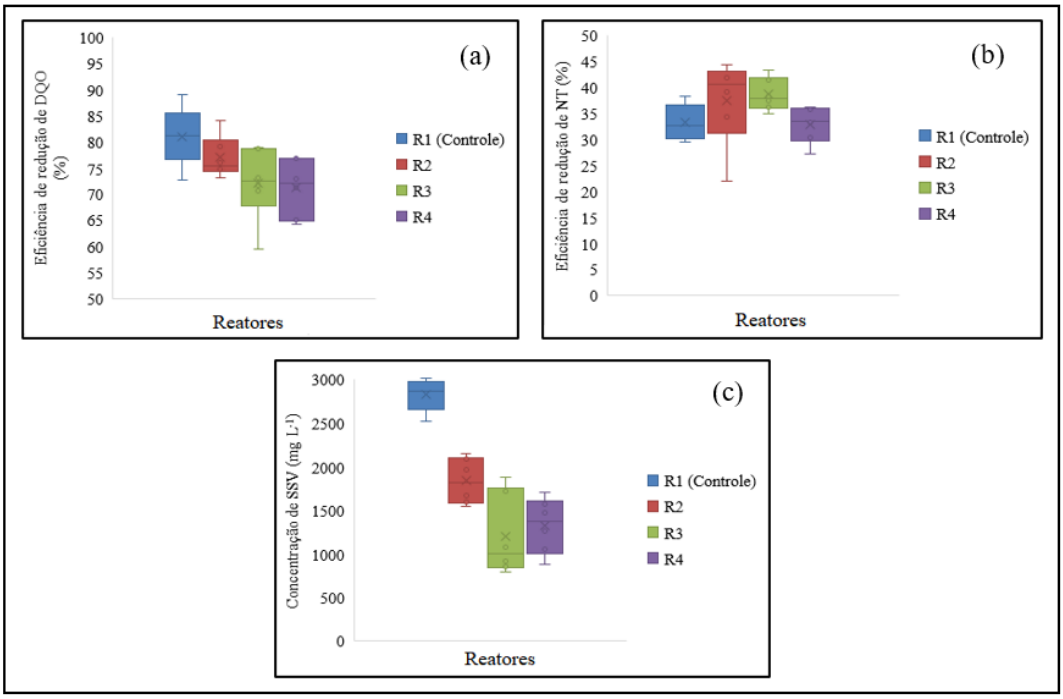


Fig. 2. Valores de: (a) eficiência de redução de DQO; (b) eficiência de remoção de NT e; (c) concentração de SSV em cada reator.

Ren *et al*. (2017b) obtiveram eficiência média de 64% na redução de DQO em um processo de LGA quando usada uma proporção de lixiviado entre 10 e 40%. Os autores reportaram que a eficiência teve queda acentuada quando a proporção de lixiviado passou para 60 - 90%. Isso vai ao encontro dos resultados apresentados no presente trabalho e reforça a hipótese de um provável impacto negativo do lixiviado no desempenho do processo.

3.2 Eficiência de remoção de NT

As eficiências de remoção de NT obtidas nos reatores são apresentadas na Fig 2 (b). Os valores médios variaram entre 33 e 39% e o teste estatístico não indicou diferença entre esses valores (p = 0,047), exceto entre os resultados de R3 e R4. Apesar da adição de lixiviado no processo significar um aporte de nitrogênio, a eficiência de remoção de NT não foi prejudicada. O aporte de NT tende a reduzir a relação carbono orgânico/nitrogênio (C/N),

resultando num cenário em que microrganismos nitrificantes (autotróficos quimiolitotróficos aeróbios), possam ser favorecidos numa competição por oxigênio dissolvido, frente aos microrganismos heterotróficos. Esse fenômeno pode explicar as eficiências ligeiramente maiores nos reatores R2 e R3.

3.3 Concentração de SSV nos reatores

Os valores de concentração de SSV nos reatores são apresentados na Fig. 2 (c). Os resultados demonstram que o reator R1 (Controle) manteve uma concentração de SSV superior à observada nos outros reatores (2800 mg L^{-1} no R1, enquanto os outros reatores oscilaram entre 1200 e 1800 mg L^{-1}). De acordo com o teste estatístico, os valores obtidos nos reatores não foram semelhantes ($p = 0,00095$), tendo o R1 diferido dos demais. Ao avaliar o tratamento combinado de esgoto com lixiviado por LGA (proporções de lixiviado de 1 a 10% v v^{-1}), Duarte (2019) também observou que quando a maior proporção de lixiviado foi aplicada, houve decréscimo nos valores de SSV. Sendo assim, é possível que os compostos tóxicos inerentes ao lixiviado tenham afetado negativamente a biomassa. Por outro lado, essa diminuição da concentração de SSV não resultou em queda de desempenho nos reatores e se traduz também em menor quantidade de lodo a ser descartado, tratado e disposto adequadamente.

4. CONCLUSÕES

A eficiência de redução de DQO pelo processo de LGA foi menor nos reatores que receberam lixiviado em maior proporção. A adição do lixiviado no processo, apesar de significar um aporte de material nitrogenado, não comprometeu o desempenho dos reatores em termos de eficiência de remoção de NT e, em alguns reatores, foi capaz de conferir eficiências de remoção ligeiramente maiores. A inserção do lixiviado reduziu a concentração de SSV nos reatores, provavelmente em virtude dos compostos tóxicos presentes neste efluente. No entanto, esse fato não resultou em prejuízo às eficiências obtidas nos reatores.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Fundação Oswaldo Cruz e *à Ciclus-Ambiental.*

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Duarte, KLS (2019) Estabilidade e Desempenho de Lodo Granular Aeróbio no Tratamento de Efluentes Complexos. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2019.

Holler S, Trösch W (2001) Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. J Biotechnol. Dec. 2001, 28;92(2):95-101.

Law Y, Ye L, Pan Y, Yuan Z (2012) Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. Phil. Trans. R Soc B. May. 2012, 367(1593):1265–77.

Liu Y, Tay JH (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. Biotechnol. Adv. Sept. 2004, 22(7):533–63.

Mannarino, CF (2010) Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos. Tese de Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente. ENSP/FIOCRUZ, 2010.

Nancharaiah YV, Kiran Kumar Reddy G (2018) Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. Bioresour. Technol. Jan. 2018, 247:1128–43.

Ren Y, Ferraz F, Lashkarizadeh M, Yuan Q (2017a) Comparing young landfill leachate treatment efficiency and process stability using aerobic granular sludge and suspended growth activated sludge. J. Water Process Eng. June. 2017, 17:161–7.

Ren Y, Ferraz FM, Yuan Q (2017b). Landfill Leachate Treatment Using Aerobic Granular Sludge. J. Environ Eng. Sept. 2017, 143(9):04017060.

Renou S, Givaudan JG, Poulain S, *et al*. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. J. Hazard. Mater. Feb. 2008, 150(3):468–93.

Tchobanoglous, G.; Kreith, F (2002) Handbook of Solid Waste Management. New York: McGraw-Hill, 2002.

319

GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA VIA ESGOTO DOMÉSTICO: O CASO DO OESTE DO PARANÁ

Murilo TORRES[1], Elias Lira dos SANTOS JUNIOR[2], Ana Paula TREVISAN[3], Camilo Freddy Mendoza MOREJON[4]

[1] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cascavel-PR, murilotorres@alunos.utfpr.edu.br*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, eliasjunior@utfpr.edu.br*

[3] *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, anapaullatrevisan@gmail.com*

[4] *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, camilo_freddy@hotmail.com*

RESUMO

A falta de diversidade na matriz energética brasileira tem se mostrado preocupante, principalmente em momentos de crise hídrica, como a que ocorreu em 2021, diante desse fato, aliada a demanda da população por energia elétrica, faz-se necessário avaliar o cenário de geração de energia de um ponto de vista mais heterogêneo. O esgoto doméstico presente em estações de tratamento de esgoto, quando submetido à um processo de digestão anaeróbia, gera um complexo gasoso chamado biogás, esse gás apresenta em sua composição uma concentração de aproximadamente 80% de metano (Noyola *et al*., 2006), o qual tem um poder calorífico significativo, possibilitando sua utilização como combustível em motores de combustão interna, turbinas e microturbinas a gás. Por isso, o presente trabalho objetiva avaliar a viabilidade da geração de energia elétrica a partir do biogás produzido em estações de tratamento de esgoto doméstico do oeste paranaense, em especial, nas cidades de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, a fim de demonstrar um possível cenário favorável para geração de energia elétrica a partir de uma matriz alternativa. Para a pesquisa foram utilizadas metodologias descritas pela literatura para estimar a produção de biogás e geração de energia a partir de tratamentos estritamente anaeróbios. Os dados utilizados foram provenientes de banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Como resultados, os valores de energia gerada por sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto em Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo apresentaram valores de energia 1,2713 MWh, 1,1617 MWh e 0,5156 MWh, respectivamente, os quais representam apenas 0,000150%, 0,000199% e 0,000079% do consumo desses locais, mostrandosse inicialmente insustentavel do ponto de vista técnicos, contudo, maiores estudos devam ser desenvolvidos afim de avaliar a viabilidade técnica, economica e ambiantal desse tipo de aproveitamento.

Palavras-Chave: biogás; energia elétrica; esgoto; matriz energética; metano.

1. INTRODUÇÃO

O intenso crescimento dos centros urbanos aliado ao estilo de vida da população, tem se mostrado preocupante quando avaliado o espectro de geração de resíduos, principalmente aqueles provenientes do esgotamento sanitário doméstico. Em paralelo a esse cenário, a população brasileira tem gerado uma grande demanda de energia elétrica para a realização das atividades humanas, sejam elas econômicas ou meramente domésticas.

Unindo-se esses dois cenários, de um lado a incessante geração de esgotos domésticos, e de outro, a demanda por energia elétrica, tem-se buscado aprimorar o desenvolvido de técnicas e tecnologias para viabilizar a geração de energia elétrica a partir da biomassa presentes em estações de tratamento de esgoto.

A digestão anaeróbia da biomassa, gera um produto final chamado biogás (majoritariamente formada por metano (CH_4)), esse gás tem o potencial significativo de geração de energia térmica, uma vez que seu alto poder calorífico permite a sua queima, a qual impulsiona o funcionamento mecânico de motores geradores de eletricidade.

Para o pleno funcionamento das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), são gastos em torno de 0,25 kWh/m^3, resultando em um consumo total de 1,4 TWh, o que é um valor considerado de consumo energético, impulsionando ainda mais a geração de energia utilizando a biomassa local, podendo tornar uma ETE autossuficiente energeticamente (SNIS, 2019).

Segundo dados disponibilizados pelo Balanço Energético Nacional 2021 (Empresa de Pesquisa Energética, 2021), no Brasil, de toda a energia produzida, cerca de 80% é proveniente de hidrelétricas, o que torna a matriz energética nacional muito frágil. Ainda segundo a mesma fonte, em 2021, foi registrada a pior crise hídrica dos últimos 91 anos, causada principalmente pela escassez de chuvas em todo o território brasileiro, o que gerou uma intensa e constante instabilidade nos sistemas de distribuição de energia elétrica para os centros urbanos, o que reforça ainda mais o fato da intensa busca por diversidade na matriz energética.

O presente trabalho objetiva estimar a geração de biogas e, por conseguinte, a geração de energia elétrica a partir do biogás produzido no esgoto doméstico de cidades do oeste paranaense, especificamente, em Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, visando observar a favorabilidade do cenário para geração de energia elétrica a partir de uma matriz alternativa e/ou diversificada.

2. METODOLOGIA

Toda a pesquisa teve caráter exploratório, ou seja, a proposta das análises realizadas fazem uma reflexão sobre ese tipo de aproveitamento energetico ou que podem ser realizados a cerca da utilização de biogás provenientes de esgotos domésticos para fins de geração de energia elétrica.

O trabalho foi realizado em quatro etapas distintas e complementares entre si: a identificação dos municípios alvo, a caracterização demográfica dos mesmos, seguida da caracterização do sistema de tratamento de esgoto de cada um dos municípios, e por último a estimativa da produção de gás e energia das respectivas ETE's. O ano base de análise foram os dados provenientes de 2020.

2.1 Identificação dos municípios e Caracterização das Cidades Objeto de Estudo

Como primeiro passo para a identificação dos municípios, foram selecionados aqueles localizados na região oeste do estado do Paraná, o que possibilitou uma análise demográfica mais precisa de quais municípios dessa região poderiam apresentar maior potencial de geração de energia a partir do biogás produzido nas ETE's, tendo como base o volume gerado.

Os dados de densidade demográfica foram obtidos a partir de pesquisas realizadas nas plataformas digitais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), onde os dados referentes ao ano de 2020 foram coletados e plotados em planilhas para melhor organização e visualização. Esse levantamento permitiu a escolha dos municipios mais populosos do oeste do Paraná, sendo os municípios de: Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, tornandosse, assim, objeto desta pesquisa.

Já para a caracterização dos sistemas de tratamento de esgoto dos municípios alvo, foram utilizados dados quantitativos disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), também referentes ao ano de 2020. Mais precisamente foram coletadas informações, tais como: consumo de água (m^3/dia), efluente produzido (m^3/dia), índice de coleta de esgoto, efluente tratado (m^3/dia) e efluente não tratado (m^3/dia).

As informações referentes as cargas orgânicas produzidas por cada município em seu esgoto doméstico, foram obtidas a partir de pesquisas realizadas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2013). Os tipos de tratamento empregados em cada municipio foram obtidos em Muller (2021).

2.2 Modelo Matemático

A metodologia adotada no presente trabalho visa estimar a produção de metano proveniente da matéria carbonácea presente no esgoto doméstico das ETEs composta por sistemas de tratamentos estritamente anaeróbios. O modelo matemático utilizado foi descrito por Chernicharo *et al.* (1999), sendo utilizado a ferramenta excel para a aplicação das equações descritar pelo modelo.

O modelo matemático apresenta as estimativas de produção de metano e também a produção de energia elétrica a partir da combustão desse gás.

2.2.1 Estimativa de Geração de Metano

Após a caracterização dos municípios estudados foram seguidas as seguintes etapas:

1ª etapa: Obtenção da vazão per capita

A vazão *per capita* de esgoto produzido e a concentração de entrada é dada respectivamente por:

$$Q = \frac{Q_e}{Pop} \quad \text{[Eq. 1]}$$

$$C_e = \frac{CO}{Q_e} \quad \text{[Eq. 2]}$$

Onde: Q = Vazão doméstica *per capita* em (m^3/hab.dia); Q_e = Efluente produzido pelo município (m^3/dia); Pop = População do município (habitants); C_e = Concentração de entrada (mg/L); CO = Carga Orgânica (g DBO/dia); Q_e = Efluente produzido pelo município (m^3/dia).

2ª etapa: Eficiência do Sistema

Para o cálculo da eficiência do sistema foi empregada uma DQO afluente no valor de 0,54 e um tempo de detenção hidraulico 7,5h, de acordo com Chernicharo *et al.* (1999), sendo a eficiência do sistema anaeróbio obtida pela equação 3:

$$E_{DQO} = 100.(1 - 0,68.TDH^{-0,35)} \quad \text{[Eq. 3]}$$

3ª etapa: Produção Volumetrica de Metano.

Para a carga de DQO convertida em metano, fator de correção para a temperatura operacional e a produção volumétrica de CH_4 *per capita*, temos as seguintes equações:

$$DQO_{CH4} = Q * (S_0 - S) - 0,2 * Q.S_0 \quad \text{[Eq. 4]}$$

$$K_{(T)} = \frac{P * K}{R * (273 + T)} \quad \text{[Eq. 5]}$$

$$Q_{CH4} = \frac{DQO_{CH4}}{K_{(T)}} \quad \text{[Eq. 6]}$$

Onde: S_0 = DQO afluente (mg/L); S = DQO efluente (mg/L); Q = Vazão doméstica *per capita* em (m^3/hab.dia); P = pressão atmosférica (1 atm); K = DQO correspondente a 1 mol de CH_4 (64gDQO_{CH4}/mol); R = 0,08206 atm.L/mol.K); T = temperature media dos municípios (ºC).

3ª etapa: Cálculo da disponibilidade de geração de energia elétrica (DIE)

Para a obtenção mais fidedigna da geração elétrica foi considerada uma perda nos sistemas de 36,4%, sendo a disponibilidade energética expressa por:

$$DIE = Q'_{biogas} * 8200 \quad \text{[Eq. 7]}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSSÃO

3.1 Cascavel

Cascavel é um município que apresenta uma população estimada de 332.333 habitantes (IBGE, 2020), contando com sistemas de tratamento anaeróbio em suas ETEs, gerando um total de 34.481,75 m^3/dia de esgoto doméstico. Tal volume aponta para um potencial de geração de 1.167.769,97 m^3/ano de CH_4, o que pode gerar 1,2713 MWh de energia elétrica, e segundo o IPARDES (2020) consome cerca de, aproximadamente, 848.680 MWh em todo o seu territorio por ano o que caminha para uma relação de disponibilidade de geração de energia elétrica e consumo na ordem de 0,000150%.

3.2 Foz do Iguaçu

Foz do Iguaçu é um município que possui uma população estimada em 258.248 habitantes (IBGE, 2020), o qual não apresenta sistemas de tratamento anaeróbios, o que gera uma avaliação da viabilidade ou não da implementação de sistemas anaeróbios para o tratamento do efluente doméstico. Nas ETEs do município são despejados um total de 37.654,49 m^3/dia de efluentes. Esse volume tem um potencial de geração de 1.066.934,83 m^3/ano de CH_4, possibilitando a geração de 1,1617 MWh de energia elétrica, apresentando uma relação de disponiblidade de geração e consumo em torno de 0,000199%, face ao consumo de 583.151 MWh.

3.3 Toledo

O municipio de Toledo apresentasse com uma população estimada de 142.645 habitantes (IBGE, 2020), não possuindo sistemas anaeróbios. O município gera uma vazão de esgoto de 16.395,46 m^3/dia, tendo potencial de geração de metano de 473.587,11 m^3/ano e de energia de 0,5156 MWh, assim como os demais municípios estudados, apresenta uma geração de energia elétrica muito inferior ao que o município consome, que é cerca de 651.973 MWh, representando apenas 0,000079% de todo o consumo de Toledo.

4. CONCLUSÕES

No presente estudo foram analisados os potenciais de geração de energia elétrica a partir do metano produzido por esgoto domestico nos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo, apontando para a possibilidade de utilização e de geração apartir dessa matriz. Os resultados da pesquisa apontam para a necessidade da realização de um estudo de viabilidade técnica, economica e ambiental da implantação de sistemas de recuperação, purificação e aproveitamento de biogás para fins energeticos. Recomendasse a confecção de projetos integrados, não meramente, com vistas ao tratamento de esgoto doméstico, mas com o aproveitamento desse tipo de matrix para outros fins, sobretudo, para a geração de energia elétrica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de produtividade em Desenvolvimento Tecnológico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Chernicharo, C. A. L (2007). *Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, V.5***.** Belo Horizonte – MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. 2ª Ed., 2007. 380 P.

Chernicharo, C. A. L.; Van Haandel, A.; Aisse, M. M.; Cavalcanti, P. F. F. (1999). Capítulo 7: Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: Campos, J. R. (Coordenador). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada No Solo***.** 1. Ed. Rio De Janeiro: Prosab/Finep. P. 155-198.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. (2020). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Rio de Janeiro.

Müller, A. M. (2021). *Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário dos 50 Municípios do Oeste do Paraná e Proposição de Modelo de Gestão***.** Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA. Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Noyola, A.; Morgan-Sagastume, J.M.; López-Hernández, J.E. (2006) *Treatment of Biogas Produced In Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odour Control And Energy/Resource Recovery*. Reviews In Environmental Sciences And Bio/Technology, V. 5, P. 93-114.

Rissoli, C. A. (2004). *Estudo de Parâmetros Operacionais do Reator Uasb Tratando Esgoto Doméstico E Avaliação Da Biodegradabilidade Do Seu Efluente*. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Publicação Ptarh. Dm-073/04, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília/DF, Brasil, 125p.

REFERÊNCIAS INTERNET

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Disponível em: < https://www.gov.br/ana/pt-br/> Acesso em 5 de junho de 2022.

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES). Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br/> Acesso em 5 de junho de 2022.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <www. http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/> Acesso em 5 de junho de 2022.

324

ESTUDO DAS TÉCNICAS DE ANÁLISE ESPACIAL PARA INVESTIGAÇÃO DAS ARBOVIROSES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Thailany de Almeida MAGALHÃES[1], Patrícia Campos BORJA[1]

[1] *Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brasil; thaylanemagalhaes@ufba.br; borja@ufba.br*

RESUMO

Arboviroses são infecções transmitidas por artrópodes. Em termos de Saúde Pública, as mais importantes são aquelas que produzem viremia em humanos e ocasionam epidemias, como dengue, febre amarela, Chikungunya e Zika. Uma das medidas de prevenção a estas doenças é o saneamento básico e a redução das desigualdades sociais. Para tanto, necessita-se avançar nos estudos de causa e efeito, com destaque aos que utilizam o território como elemento de análise. Assim, o presente trabalho visou conhecer, por meio de revisão sistemática da literatura, as técnicas de análise espacial empregadas para investigar a disseminação das arboviroses. Realizou-se pesquisa nas bases de dados *Pubmed, Scopus e Web of Science,* com a aplicação de critérios de exclusão, sendo selecionados 31 artigos. Em relação ao método de análise empregado, identificou-se que grande parte dos estudos (n=12) utilizou o método de densidade de Kernel, seguido do índice de Moran (n=11). Quanto às variáveis de análise, a renda foi o preditor mais frequente, seguido pela coleta resíduos sólidos, abastecimento de água, esgotamento sanitário e escolaridade. Quanto aos *softwares* aplicados, o ArcGIS (n=14) e o R foram os mais utilizados (n=11) para análise espacial e estatística respectivamente. Apesar da busca resultar na identificação de 909 artigos, apenas 31 realizaram análise espacial, o que demostra escassez de estudos em saúde com o uso da geoestatísticas. A maior parte dos artigos buscaram identificar a associação entre dados espaciais e características socioeconômicas, corroborando no esforço de demonstrar a correlação entre os fatores e as arboviroses, poucos são os estudos que avançam para o paradigma da determinação social da saúde. Apesar das diferentes abordagens metodológicas dos estudos, percebeu-se uma certa tendência para aplicar metodologias espaciais, a fim de entender as relações causais e a distribuição arboviral. Considera-se que as análises espaciais podem contribuir para o reconhecimento do processo saúde-doença no território, sendo fundamentais na definição de políticas públicas, com destaque para as áreas de saneamento, vigilância epidemiológica e ambiental.

Palavras-Chave: Arboviroses; Sistema de Informação Geográfica; Saúde Pública

1. INTRODUÇÃO

As arboviroses são infecções ocasionadas por vírus transmitidos por artrópodes. Estes microrganismos são mantidos na natureza, principalmente, através da transmissão biológica entre artrópodes hematófagos (insetos que se alimentam de sangue) como carrapatos, mosquitos e flebotomíneos e hospedeiros vertebrados suscetíveis (Weaver & Reisen, 2010).

Os arbovírus incluem mais de 500 tipos de vírus, conforme registro do Catálogo Internacional de Arbovírus. Apesar da grande variedade existente, apenas aproximadamente de 100 vírus estão relacionados com o acometimento de doenças em humanos. Desta forma, os arbovírus são, em sua maioria, caracterizados como zoonoses. Neste cenário, os humanos inserem-se como hospedeiros incidentais, os quais não contribuem para o ciclo de transmissão (Gubler, 2002; Weaver & Reisen, 2010).

Em termos de Saúde Pública, as arboviroses mais importantes são aquelas que produzem viremia em humanos e possuem capacidade de ocasionar grandes epidemias (Gubler, 2002). Vírus como o da dengue (DENV) (Simmons, *et al*., 2012), da febre amarela (Silva *et al*., 2020), da Chikungunya (CHIKV) (Weaver & Lecuit, 2015) e da Zika (ZIKV) (Petersen *et al*., 2016) perderam a necessidade de amplificação enzoótica, o que propiciou a produção de extensas áreas de transmissão viral (Weaver & Reisen, 2010; Kraemer *et al*., 2015). Por conseguinte, houve o aumento na incidência destes vírus dentro de seu alcance e o espraiamento para novas localizações. Assim, gerou-se um grande impacto na Saúde Pública (Kraemer *et al*., 2015).

Com o aumento das áreas geográficas de ocorrência das arboviroses, estima-se que mais da metade da população humana global esteja suscetível ao risco de infecção do DENV. Destas, aproximadamente, 975 milhões vivem em áreas urbanas em países tropicais e subtropicais (Durbin *et al*., 2013). Já, o CHIKV se espalhou para quase 40 países em todo o mundo, com a rápida transmissão autóctone, a distribuição global do CHIKV apresenta um ritmo alarmante, com potencial de espalhar-se para novas localidades (Wahid *et al*., 2017).

A Zika, diferente das demais infecções por arbovírus, mostrou-se estar relacionada a complicações mais graves como a síndrome de Guillain-Barré e a malformações congênitas neonatais, que incluem microcefalia e danos neurológicos ao feto em desenvolvimento (Deseda, 2017). Já a febre amarela, muito embora seja evitável, a partir da vacinação, ainda continua causando morbimortalidade em milhares de pessoas (Silva *et al*., 2020). Este fato pode estar associado a falta de vigilância vetorial juntamente com a manutenção do ciclo de transmissão silvestre e a cobertura vacinal abaixo do limite de 80% (Carrington & Auguste, 2013).

Neste contexto, uma das soluções mais eficientes para prevenir estas arboviroses é o saneamento básico e a redução das desigualdades sociais. Para tanto, necessita-se avançar nos estudos de causa e efeito, com destaque aos que utilizam o território como

elemento privilegiado de análise.

Frente ao exposto, o objetivo deste estudo é conhecer, por meio de revisão sistemática da literatura, as técnicas de análise espacial que têm sido mais notoriamente empregadas para investigar as relações causais com foco aos fatores de risco socioambientais urbanos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A busca foi realizada nas bases de dados National Library of Medicine and National Institute of Health (PubMed), Scopus e Web of Science. Definiu-se os termos de busca utilizando os Medical Subject Headings (MeSH) e os Descritores em Ciências da Saúde (DeCS). Utilizou-se duas estratégias de buscas principais com as seguintes combinações de operadores booleanos e descritores: (1) (“Urbanization” OR “Urban Population” OR “Cities”) AND (“Sanitation” OR “Water Supply” OR “Sewage” OR “Waste Water” OR “Solid Waste” OR “Drainage”) AND (“Arbovirus Infections” OR “Dengue” OR “Zika Virus Infection” OR “Chikungunya Fever” OR “Yellow Fever”) e (2) (“Urbanization” OR “Urban Population” OR “Cities”) AND (“Environment “) AND (“Arbovirus Infections” OR “Dengue” OR “Zika Virus Infection” OR “Chikungunya Fever” OR “Yellow Fever”). Buscou-se os trabalhos sem nenhum filtro de idiomas, publicados entre dezembro de 2006 e dezembro de 2021.

Após a leitura dos títulos, excluiu-se as publicações duplicadas. Posteriormente a análise dos resumos, incluiu-se artigos que foram desenvolvidos no Brasil e considerou-se os artigos publicados em periódicos com Qualis elaborado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) superior a B5. Em seguida, a leitura dos textos completos, foram excluídos (1) revisões de literatura, teses e dissertações; (2) trabalhos com escopo em outras doenças não arboviroses; e (3) estudos que não realizaram análises com abordagem espacial.

As informações obtidas, após análise dos trabalhos, foram sumarizadas com a utilização do software Microsoft® Excel 2013.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a leitura dos títulos, dos resumos, e uma análise minuciosa das metodologias empregadas foram selecionados 31 artigos para compor o processo de análise.

Apesar de não ter sido observado um persistente crescimento do número de estudos voltados às análises espaciais, constatou-se certo aumento, com uma média de dois estudos publicados por ano entre 2007-2014 para três estudos por ano entre 2015-2021. Assim, maioria dos estudos que utilizou a análise espacial foram recentemente desenvolvidos e publicados. Isso sugere que a aplicação de métodos espaciais na análise da causalidade e disseminação das arboviroses é relativamente nova e, provavelmente, esse aumento, mesmo que tímido, relaciona-se à disponibilidade e acesso a software de geoprocessamento, fruto dos avanços no campo dos sistemas de informação geográfica. (GIS) (Smith *et al*., 2015).

Quanto à caracterização geral dos estudos, mais da metade (n=21) modelaram o processo de transmissão da dengue; dois estudos da Zika; um modelou a Chikungunya; três estudos modelaram a dengue, Zika e Chikungunya; e quatro modelaram a distribuição do vetor transmissor das arboviroses.

Em relação ao design de estudo, intervalo de tempo analisado e regiões geográficas, a maior parte dos estudos foram do tipo ecológico, exceto um que foi longitudinal e dois transversais. Ademais, os artigos revisados utilizaram dados com período de análise de 1 a 11 anos. Dentre os trabalhos analisados, 20 utilizam um conjunto de dados relacionado aos casos arbovirais com menos de quatro anos, enquanto 11 empregaram dados de quatro anos ou mais. Um total de 25 dos 31 estudos investigados empregaram dados secundário de casos confirmados de arboviroses, coletados, predominantemente, no Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN), do Ministério da Saúde. Apesar das vantagens da análise espacial, a maior problemática da sua utilização deve-se à subnotificação, erros de diagnósticos, prontuários inadequados (Rufalco-Moutinho *et al*., 2021).

Quanto à escala dos estudos, 17 utilizaram dados agregados a nível municipal, sendo que a maior parte envolveu municípios do Estado de São Paulo (n =8).

Uma variedade de métodos estatísticos foi empregue para gerar mapas de padrões de distribuição e zonas de risco às arboviroses. Na análise dos métodos e software utilizados para as análises espaciais pôde constatar o uso de vários métodos. Por outro lado, os estudos espaciais usaram amplamente os casos notificados de arboviroses como variável dependente e como variáveis independentes indicadores socioeconômicos, climáticos e demográficos, a partir dos quais buscou-se estimar as áreas de risco de ocorrência das arboviroses.

Modelos de agregação (n=13) e de detecção de cluster (n=13) foram os mais empregados. Houve, também, o emprego de modelos de correlação espacial e regressão (n=6), métodos de interpolação espacial e suavização (n=6), autocorrelação (n=2), modelos autorregressivos espaciais (n=2) e regressão espacial multivariável (n=1).

Foram identificados, ainda, 12 tipos distintos de análise espacial, sendo que grande parte utilizou o método de densidade de Kernel (n=12), seguido do índice de Moran (n=11). Em seis estudos foi aplicado o método bayesiano; quatro a krigagem; dois o modelo aditivo generalizado (GAM); e outros dois o modelo espacial autorregressivo condicional (CAR). Alguns métodos foram identificados apenas uma vez, tais como sobreposição de pontos, combinação linear ponderada, módulo de interpolação, regressão espacial multivariada, teste de Besag-Newell e varredura espacial de Kulldorff.

Os estudos utilizaram, majoritariamente, a densidade de Kernel (n=8) e o índice de Moran (n=6) até o ano de 2016, enquanto após este ano – período que registrou maior número de publicações – a maioria dos estudos aplicou o modelo baysiano (n = 6) como método de análise espacial.

As abordagens metodológicas das publicações puderam ser agrupadas em função de diferentes tipos de preditores, tais como populacionais, demográficos, socioeconômicos, climáticos, ambientais e entomológicos. Nas abordagens espaciais de maior frequência observada nos estudos, todas as seis categorias de preditores foram incluídas. A renda foi o preditor mais frequente (n=12), seguido pela coleta resíduos sólidos (n=11), o abastecimento de água (n = 10), o esgotamento sanitário (n = 9), a escolaridade (n = 9) e a densidade demográfica (n = 8).

A maior parte dos artigos analisados que fez associação entre dados espaciais e características socioeconômicas, demonstraram a relação entre os fatores não-biológicos e as arboviroses. Um total de 17 estudos indicou a ocorrência mais frequente das arboviroses em locais de nível socioeconômico mais baixo. Além disso, a renda foi positivamente associada com a incidência arboviral em todos os estudos. Quanto aos preditores relacionados ao saneamento básico, todos os estudos relataram uma relação direta quanto a ausência e/ou precariedade dos serviços e a incidência das arboviroses. Esta associação está relacionada ao fato de que a irregularidade nestes serviços propicia o armazenamento de água ou o acúmulo em locais impróprios, o que provoca a proliferação de criadouros potenciais do vetor transmissor (Teixeira & Medronho, 2008). Já quanto aos preditores demográficos, os resultados foram geralmente consistentes em demonstrar que a densidade demográfica é positivamente significante com o aumento nos casos arbovirais

Diferentes softwares foram identificados durante a revisão sistemática. Dos 31 artigos presentes na revisão, 23 utilizaram softwares estatísticos associados às análises espaciais. Dentre estes, o software R (R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Áustria) foi o mais utilizado (n=11). Quanto aos softwares de análise estatística espacial, o ArcGIS (Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA) foi o mais utilizado (n=14), seguido pelo TerraView (Divisão de Processamento de Imagens, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Brasil: Cuiabá, Brasil) (n=8). Observa-se, portanto, que o programa mais utilizado nos trabalhos para realizar o geoprocessamento e avaliação da distribuição geográfica é um *software* de código fechado e com taxas de licenciamento, o que limita seu uso visto que os sistemas locais de saúde têm dificuldade para adquirir esta ferramenta (Byun, Lee & Hwang, 2021). Com isso, certamente, esse fato pode explicar em parte o baixo número de trabalhos publicados nos últimos 15 anos sobre o geoprocessamento em arboviroses no Brasil. Logo, uma alternativa para os sistemas locais de saúde é a utilização de softwares gratuitos, como o R, o QGIS e o SRING, fator extremamente importante, principalmente, em países em desenvolvimento (Hall & Leahy, 2008, p. 19).

Apesar das diferentes abordagens metodológicas observadas nos estudos analisados neste trabalho, percebe-se que há um engajamento atual em aplicar metodologias espaciais a fim de entender a causalidade e a distribuição arboviral. Ademais, espera-se um aumento de estudos devido à disponibilidade mais recente de softwares GIS de código aberto. Dessa forma, as análises espaciais podem contribuir, a partir de mapas simples,

na definição de políticas públicas, auxiliando principalmente a vigilância epidemiologia e ambiental, possibilitando a adoção de estratégias para o melhor enfrentamento da transmissão da arbovirose e dos impactos na saúde pública de surtos dessas doenças infecciosas.

4. CONCLUSÕES

Os vírus da dengue, da febre amarela, da Chikungunya e da Zika possuem, atualmente, grandes áreas de transmissão viral e, consequentemente, necessitam de soluções cada vez mais complexas e eficientes para sua prevenção. Uma destas é a identificação de territórios de risco por meio do uso de técnicas geoestatística. Neste contexto, diversos estudos têm sido realizados com o objetivo de modelar padrões de disseminação dessas doenças e os riscos associados, considerando não só análises espaciais, mas também temporais. Técnicas como densidade de Kernel, índice de Moran e o método baysiano vêm sendo amplamente aplicadas, visto que propiciam a avaliação de fatores de risco e a definição de áreas de maior risco, de forma a contribuir na formulação de políticas públicas, e fortalecendo as ações da vigilância epidemiológica e ambiental, possibilitado com isso a definição de estratégias para melhoria da saúde das populações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Byun, H. G., Lee, N., & Hwang, S. S. (2021). A systematic review of spatial and spatio-temporal analyses in public health research in Korea. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 54(5), 301.

Carrington, C. V., & Auguste, A. J. (2013). Evolutionary and ecological factors underlying the tempo and distribution of yellow fever virus activity. *Infection, Genetics and Evolution*, 13, 198-210.

Deseda, C. C. (2017). Epidemiology of Zika. *Current Opinion in Pediatrics*, 29(1), 97-101.

Durbin, A. P., Mayer, S. V., Rossi, S. L., Amaya-Larios, I. Y., Ramos-Castaneda, J., Ooi, E. E., ... & Vasilakis, N. (2013). Emergence potential of sylvatic dengue virus type 4 in the urban transmission cycle is restrained by vaccination and homotypic immunity. *Virology*, 439(1), 34-41.

Gubler, D. J. (2002). The global emergence/resurgence of arboviral diseases as public health problems. Archives of medical research, 33(4), 330-342.

Hall, G. B. (2008). *Open source approaches in spatial data handling* (Vol. 2). M. G. Leahy (Ed.). Berlin: Springer.

Kraemer, M. U., Sinka, M. E., Duda, K. A., Mylne, A. Q., Shearer, F. M., Barker, C. M., ... & Hay, S. I. (2015). The global distribution of the arbovirus vectors Aedes aegypti and Ae. albopictus. *elife*, 4, e08347.

Petersen, L. R., Jamieson, D. J., Powers, A. M., & Honein, M. A. (2016). Zika virus. *New England Journal of Medicine*, 374(16), 1552-1563.

Rufalco-Moutinho, P., de Noronha, L. A. G., de Souza Cardoso Quintão, T., Nobre, T. F., Cardoso, A. P. S., Cilião-Alves, D. C., ... & de Araújo, W. N. (2021). Evidence of co-circulation of multiple arboviruses transmitted by Aedes species based on laboratory syndromic surveillance at a health unit in a slum of the Federal District, Brazil. *Parasites & vectors*, 14(1), 1-13.

Silva, N. I. O., Sacchetto, L., de Rezende, I. M., Trindade, G. D. S., LaBeaud, A. D., de Thoisy, B., & Drumond, B. P. (2020). Recent sylvatic yellow fever virus transmission in Brazil: the news from an old disease. *Virology journal*, 17(1), 1-12.

Simmons, C. P., Farrar, J. J., van Vinh Chau, N., & Wills, B. (2012). Dengue. *New England Journal of Medicine*, 366(15), 1423-1432.

Teixeira, T. R. D. A., & Medronho, R. D. A. (2008). Socio-demographic factors and the dengue fever epidemic in 2002 in the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Cadernos De Saude Publica*, 24, 2160-2170

Wahid, B., Ali, A., Rafique, S., & Idrees, M. (2017). Global expansion of chikungunya virus: mapping the 64-year history. International Journal of Infectious Diseases, 58, 69-76.

Weaver, S. C., & Lecuit, M. (2015). Chikungunya virus and the global spread of a mosquito-borne disease. *New England Journal of Medicine*, 372(13), 1231-1239.

Weaver, S. C., & Reisen, W. K. (2010). Present and future arboviral threats. *Antiviral research*, 85(2), 328-345.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

SANEAMENTO E SUSTENTABILIDADE NA ESCOLA: UMA PLATAFORMA DE SUPORTE À DECISÃO DA AÇÃO PÚBLICA

Patrícia Campos BORJA[1], Lidiane Mendes Kruschewsky LORDELO[2], Juliana Elisa Silva SANTOS[3], Joan Carlos Santos SILVA[3], Alessandra Cristina Silva VALENTIM[4]

[1] *Universidade Federal da Bahia, Rua Félox Mendes, 217, Salvador-BA-Brasil, borja@ufba.br*

[2] *Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Instituição, Rua Rui Barbosa, 710, Centro - Cruz das Almas/BA, CEP: 44.380-000, lidianelordelo@yahoo.com.br*

[3] *Universidade Federal da Bahia, 83 Edridge Road Croydon United Kingdom CR0 1EJ, julianaelisass@gmail.com*

[4] *Universidade Federal da Bahia, Rua Aristides Novis 2, Federação, Salvador-Bahia, joancarlossilva@outlook.com Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Rua Rui Barbosa, 710, Centro - Cruz das Almas/BA, CEP: 44.380-000, alessandra@ufrb.edu.br*

RESUMO

Ações de saneamento ambiental na escola são indispensáveis para a salubridade do ambiente escolar e, portanto, para o bem-estar físico, mental e social da comunidade escolar. Considerando a lacuna da literatura sobre a temática e a necessidade de estratégias capazes de contribuir na definição de uma política pública para a promoção do saneamento ambiental e sustentabilidade, faz-se necessário conceber e implementar metodologias de avaliação do ambiente escolar de forma a orientar à ação pública. Dessa forma, o presente trabalho propôs e vem desenvolvendo três grupos de ações que vêm sendo validadas em um estudo piloto em quatro escolas do município de Cruz das Almas-Bahia-Brasil, sendo eles: a) concepção teórica e construção coletiva da plataforma Saneamento Ambiental e Sustentabilidade do Ambiente Escolar, com diagnóstico situacional, prognóstico e plano de ação; b) validação da plataforma em estudo piloto em escolas públicas, com a produção dos relatórios SAMS-ESCOLA, PROSAMS-ESCOLA e PLANSAMS-ESCOLA; e c) ações de educação ambiental para a formação de professores, profissionais e estudantes sobre o saneamento ambiental e sustentabilidade na Escola. O primeiro grupo de ações envolveu uma revisão sistemática da literatura e a realização de grupos focais com pesquisadores, especialistas e comunidade escolar. Com isso, foi possível delimitar os campos de análise, a saber: salubridade ambiental, higiene e saneamento dos alimentos; conforto ambiental; .conservação de água, reuso e eficiência energética; educação ambiental; prevenção contra incêndio e pânico; atenção à saúde: enfermaria, primeiros socorros, acessibilidade e ergometria. O segundo grupo de ações envolve a validação da plataforma digital e para isso vem sendo realizada a coleta de dados nas quatro escolas do município de Cruz das Almas-Bahia-Brasil, descatando-se dados sobre a qualidade da água, consumo de energia, produção per capita e gravimetria de resíduos sólidos; tipos defnts de água, destino e reuso de esgotos sanitários, percepção sobre contorto térmico, lumínico e sonoro, higiente

dos espaços, instalações hidráulicas prediais, dentre outros. O terceiro grupo de ações estão sendo direcionadas aos alunos, fincionários e professores por meio de planos de trabalhos voltados para a execução de ativiadades de educação ambiental transversal às atividades acadêmicas. Espera-se com esse esforço definir uma metodologia a ser disponibilizada em portal de livre acesso que permitirá definir e avaliar ações públicas para melhoria do ambiente escolar.

Palavras-Chave: saneamento; escola; salubridade; sustentabilidade; política pública.

1. INTRODUÇÃO

Ações de saneamento ambiental e sustentabilidade na escola apresentam-se como indispensáveis para a promoção de um ambiente escolar que contribua para a promoção do bem-estar físico, mental e social da comunidade escolar, além de propiciarem melhores condições de permanência e inclusão, desde que devidamente adequadas às características de cada unidade de ensino (Brasil, 2015; Soares *et al*., 2020).

As relações entre saneamento ambiental e saúde pública são das mais ponderáveis, sendo o saneamento uma importante medida para a garantia de ambientes salubres, tanto nos domicílios como nos espaços públicos e semipúblicos, como é o caso das escolas (Costa *et al*., 2019).

Considerando que a escola é o local onde crianças e jovens desprendem uma parte significativa de seu tempo e caso o ambiente não apresente boas condições sanitárias e higiênicas, pode haver a disseminação de uma série de enfermidades (Scriptore, 2016). Segundo Kumar (2017), as principais doenças que afetam as crianças em idade escolar, principalmente em países em desenvolvimento, são infecções por diarreia e parasitas, sendo que essas podem ter os seus riscos reduzidos por meio da melhoria de saneamento e práticas de higiene nas escolas.

Em face do papel social da escola, a garantia de um ambiente seguro e saudável, de práticas de higiene adequadas, do uso de medidas sustentáveis de conservação da água e energia e de ações de educação ambiental é fundamental para a formação de um ambiente escolar saudável e para a construção de uma sociedade mais consciente, saudável e sustentável. Assim, este artigo apresenta o trabalho em desenvolvimento no interior da Bahia, que envolve uma pesquisa-ação objetivando construir coletivamente uma plataforma de livre acesso, capaz de gerar o diagnóstico do saneamento ambiental e da sustentabilidade em unidades escolares, o prognóstico de ações sociotécnicas e plano de ação, de modo a orientar a ação pública para o enfrentamento do cenário detectado no ambiente escolar. O projeto tem como estudo de caso escolas públicas do município de Cruz das Almas, localizado no Recôncavo Sul da Bahia no Brasil.

O projeto buscou responder à seguinte pergunta: “como estabelecer uma metodologia de avaliação e gerar uma plataforma de suporte à decisão da ação pública para melhoria

do saneamento e da sustentabilidade ambiental nas escolas de forma a trazer impactos positivos na educação pública?". A pergunta orientará a metodologia e a escolha dos indicadores para composição da plataforma livre que gerará o diagnóstico do saneamento ambiental e sustentabilidade nas escolas.

2. DESENVOLVIMENTO

A escola deve fornecer um ambiente saudável e seguro, com instalações de água, esgoto, resíduos e estruturas físicas adequadas, e com estímulos à higiene pessoal e alimentar (UNESCO, 2017). No entanto, o saneamento na escola tem sido negligenciado do ponto de vista técnico-científico e de política pública.

As doenças ocasionadas pela falta de higiene e saneamento dificultam o desenvolvimento cognitivo e o progresso escolar (UNICEF, 2016), além de contribuir para a evasão (ENSINK; CAIRNCROSS, 2012). As escolas são ambientes privilegiados de aprendizagem sobre a importância do saneamento, das práticas de higiene e da sustentabilidade ambiental, além de contribuírem para a disseminação de conhecimento, beneficiando a comunidade.

Mesmo com o reconhecimento da importância do saneamento adequado nas escolas para a promoção da saúde da população escolar, observa-se que o cenário das condições de salubridade nas escolas públicas em países emergentes e menos desenvolvidos segue sendo de significativa preocupação, já que o acesso às facilidades sanitárias, como o abastecimento de água, o esgotamento sanitário e a destinação dos resíduos sólidos, ainda é um grande desafio. Esse cenário atinge mais da metade das escolas do mundo que não têm acesso à água potável e instalações sanitárias apropriadas. No caso brasileiro, o panorama é marcado por fortes disparidades regionais, sendo que as regiões Nordeste e Norte do País apresentam indicadores mais baixos de acesso a serviços essenciais. Nas periferias urbanas e nas áreas rurais de todo o país as escolas revelam desiguadades persistentes de acesso a investimentos públicos essenciais para garantir um ambiente salubre no espaço escolar. Em 2014, quase um terço das escolas não dispunham de água encanada, um quarto não tinha coleta de resíduos sólidos e em mais da metade o esgotamento sanitário era inexistente (INEP, 2014).

Os esforços científicos e de política pública para o saneamento ambiental e sustentabilidade na escola têm sido negligenciados. No Brasil, uma busca nas principais publicações da área da engenharia sanitária e ambiental, inclusive no Manual de Saneamento da Fundação Nacional de Saúde e na Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, revelam ausência desse tema. Pesquisas na Web of Science e na Scopus apontam também a baixa produção científica. A Lei Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional não abordam o tema. Assim, há a necessidade de se avançar o conhecimento nesse campo de estudo.

Tal cenário impõe a adoção de estratégias capazes de contribuir na definição de uma política pública para o enfrentamento e superação dessa problemática, principalmente

em áreas onde vive as populações mais vulnerabilizada de países em desenvolvimento e pouco desenvolvidos. Esforços integrados devem ser adotados para a melhoria do saneamento básico, das condições higiênicas e sustentabilidade dos ambientes escolares de forma a promover espaços salubres e apropriados à aprendizagem, contribuindo, inclusive, na redução da evasão escolar, na melhoria do desempenho escolar e, com isso, na redução da pobreza.

3. METODOLOGAI

O projeto envolve três grupo de ações, guiadas pelos princípios da gestão democrática da escola e do planejamento participativo, sendo elas: a) concepção teórica e construção da plataforma *Saneamento Ambiental e Sustentabilidade dos Ambientes Escolares*, com diagnóstico situacional (SAMS-ESCOLA), prognóstico (PROSAMS-ESCOLA) e plano de ação (PLANSAMS-ESCOLA); b) validação da plataforma em estudo piloto em escolas públicas de área urbana e rural no Nordeste brasileiro, com a produção dos relatórios SAMS-ESCOLA, PROSAMS-ESCOLA e PLANSAMS-ESCOLA; e c) Ações de educação ambiental visando promover a formação de professores, profissionais e estudantes.

O primeiro grupo de ações, que foi desenvolvido coletivamente, envolveu revisão de literatura e discussão com pesquisadores, especialistas e comunidade escolar, com o objetivo de construir a plataforma Saneamento Ambiental e Sustentabilidade dos Ambientes Escolares. Objetivou-se identificar as dimensões e variáveis necessárias para construção de uma plataforma digital capaz de gerar três instrumentos para a orientar a pública, a saber: o SAMS-ESCOLA, o PROSAMS-ESCOLA e o PLANSAMS-ESCOLA.

O SAMS-ESCOLA é o Relatório Situacional do Saneamento Ambiental e Sustentabilidade na Escola, que será gerado a partir da coleta de dados e medições no espaço escolar e submetido à avaliação e aprovação da comunidade escolar. O PROSAMS-ESCOLA, que é o *Prognóstico do Saneamento Ambiental e Sustentabilidade na Escola*, será gerado a partir de discussão com a comunidade escolar. Finalmente, o PLANSAMS-ESCOLA é o *Plano de Ação* que tem como principal finalidade estabelecer as ações a serem realizadas para elevar os padrões de sustentabilidade das unidades escolares, envolvendo o tipo de ação, os responsáveis pela sua execução, os custos, o cronograma e o nível de prioridade. Para esse relatório, serão utilizadas técnicas de processos de decisão, como a matriz de decisão, que deverá contar com a participação da comunidade escolar e local.

O estudo de caso para a validação da plataforma está sendo desenvolvido em quatro escolas públicas de porte diferenciado no município de Cruz das Almas, localizado no Recôncavo Sul da Bahia no Brasil.

4. RESULTADOS

A partir da revisão sistemática da literatura e da realização de grupos focais buscou-se delimitar o marco conceitual e metodológico para a construção coletiva da plataforma

Saneamento Ambiental e Sustentabilidade do Ambiente Escolar. Com isso, pôde-se selecionar as categorias e variávesi de análise necessárias para gerar o SAMS-ESCOLA descritas abaixo, que podem ser ampliadas ou reduzidas de acordo com as necessidades locais:

Na *dimensão do saneamento ambiental e higiene*: coleta de dados do acesso ao abastecimento de água, com informações sobre tipo de fonte de abastecimento, frequência do fornecimento; qualidade físico-química e bactariológica da água fornecida e consumida, consumo per capita de água à luz da promoção da saúde, condições das instalações hidráulicas e sanitárias, tipo de manejo dos resíduos sólidos; soluções para o destino dos esgotos sanitários; drenagem das águas pluviais e fluviais; manejo e aproveitamento das águas de chuva; higiene e segurança escolar, pessoal, mestrual e dos alimentos e vetores e reservatórios transmissores de doenças. Segurança e saúde, envolvendo prevenção contra incêndio e pânico e atenção à saúde (enfermaria, primeiros socorros, acessibilidade e ergometria).

Na *dimensão da sustentabilidade*: coleta de dados sobre consumo mensal de água à luz conservação da água; reuso de efluentes e águas servidas; eficiência energética avaliada pelo consumo mensal de energia e estado e segurança das instalações e equipamentos; conforto ambiental (lumínico, acústico e térmico); uso consciente da água e energia; redução, reutilização e reciclagem dos resíduos sólidos; e ações de educação ambiental.

A partir dessas dimensões e varáveis vem sendo contruída a plataforma que produzirá o SAMS-ESCOLA, o PROSAMS-ESCOLA e o PLANSAMS-ESCOLA. Com as inspeções nos espaços escolares (sala de aula, refeitórios, cozinhas, sanitários e etc.), a aplicação de questionários junto à população escolar (alunos, professores e servidores) e coleta de amostras de água e avaliação dos consumo de energia e água vem sendo construída a plataforma, que nesse momento envolve o estabelecimento do fluxograma e o algorítimo. Com o uso do software Kobo, os questionários e formulários foram lançados para possibilitar a inserção dos dados coletados via tablet. Com os dados inseridos será possivel gerar tabelas, gráficos e quadros para o SAMS-ESCOLA.

Posteriormente, fase ainda a ser realizada, será produzido coletivamente o PROSAMS-ESCOLA que deverá apresentar o prognóstico, com objetivos, diretrizes, metas a serem seguidas e projetos técnicos prioritários e em seguida será construído o PLANSAMS-ESCOLA que apresentará o plano de ação, as tecnologias indicadas, inserindo cronograma, custos, responsáveis, prioridade e indicadores de monitoramento das ações a serem realizadas. Para a construção do PROSAMS-ESCOLA serão realizadas oficinas e grupos focais nas escolas de forma a apresentar o diagnóstico situacional, produzir o prognóstico e detalhar as tecnologias indicadas, já para o PLANSAMS-ESCOLA serão realizadas oficinas e grupos focais junto à comunidade escolar e local, fazendo-se uso de técnicas do planejamento participativo e estratégico e de processo de decisão, como o uso da matriz de decisão estrutural.

O terceiro grupo de ações envolve um processo de formação de professores e estudantes que vem sendo estabelecido a partir de diálogos com o corpor docente e gerencial. Esta etapa engloba a formação de um grupo de acompanhamento do projeto nas escolas e no município e buscará estimular a participação da comunidade escolar e local no desenvolvimento do trabalho a partir da realização de oficinas, reuniões e grupos focais. Também envolverá a comunidade escolar na realização das diversas coletas e análise de dados durante estudo acerca do desenvolvimento de tecnologias sustentáveis a serem empregadas nas escolas e ao final será produzido um Manual sobre Saneamento na Escola. Também serão realizados seminários, reuniões e grupos focais com professores e gestores do município. Todo o material será disponibilizado em um portal onde será possível gerar relatórios a partir de dados e acessar materiais já produzidos.

5. CONCLUSÕES

A promoção de um ambiente escolar seguro e saudável é imprescindível para a garantia da saúde e a formação plena de cidadãos. Observa-se a importância da construção coletiva de instrumentos de planejamento e ação de saneamento ambiental e sustentabilidade na escola. Esse processo contribui para a formação cidadã e auxilia nas tomadas de decisões mais aproproadas e sustentáveis e os instrumentos de planejamento gerados podem auxiliar o poder público na adoção de melhorias. Considerando a condição do saneamento ambiental e da salubridade nas escolas como fatores de fundamental importância no processo de aprendizagem e para a permanência dos alunos, o presente trabalho tem o potencial de gerar um impacto positivo para educação, com impactos que extrapolam os limites regionais de realização do estudo, a partir da possibilidade do uso da plataforma digital para aplicação da metodologia em outras escolas públicas de diferentes localidades.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa da Bahia (FAPESB) e às escolas parceiras no município de Cruz das Almas-Bahia-Brasil pela disposição em participar do estudo piloto.

REFERÊNCIAS

Brasil – Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde (2015). Manual de Saneamento (Sanitation Manual) (4a ed.). Brasília, Brasil: Funasa, 642 p. il.

Costa, S G F D, Gadelha, C L M & Filgueira, H J A (2019). Saneamento básico e salubridade ambiental em cidades do litoral do estado da Paraíba. Revista DAE, 67, n. 219, 9-23, 2019.

Kumar, P. *et al* (2017). Coccidian intestinal parasites among immunocompetent children presenting with diarrhea: Are we missing them? Tropical Parasitology Journal, 7, n. 1, 37–40.

Scriptore, J.S. (2016). Impactos do saneamento sobre a saúde e educação: Uma análise espacial. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo, 204 p. São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/12/12138/tde-02082016-165540/pt-br.php> Acesso em: 2 de junho de 2022.

Soares, D G, Silva, F P D & Costa, H N D (2020). A importância da educação ambiental na escola: reciclar para preservar no Brasil. Revista DELOS, 13, n. 37.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

333

ESTUDO COMPARATIVO DO CICLO DE VIDA DE DOIS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO: REATOR UASB E LAGOA ANAERÓBIA

Èdico OLIVEIRA GOMES[1], Thamires OLIVEIRA DO BOMFIM[1], Eduardo HENRIQUE BORGES COHIM[1], Paulo VITOR SANTA ROSA SILVA[2], Alessandro RESENDE MACHADO[3]

[1] *Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Av. Transnordestina, s/n - Feira de Santana, Novo Horizonte - BA, 44036-900,gomesedico@gmail.com, thamiresodobomfim@gmail.com, edcohim@gmail.com,*

[2] *Universidade Federal do Reconcavo da Bahia (UFRB), Rua Rui Barbosa, Cruz das Almas - BA, 44380-000, paulovitor.srs@hotmail.com,*

[3] *Universidade Ceuma, Rua Josué Montello, n° 1, Renascença II. São Luis - MA. CEP 65.075-120., alessandrorm@hotmail.com.*

RESUMO

A pressão sobre os recursos naturais e a sociedade atual traz a tona a preocupação com a depleção de tais recursos e os impactos ambientais das atividades humanas. Uma forma de quantificar os impactos gerados por um bem de consumo é o método de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Este método conecta cada inventário ou insumo utilizado no processo de fabricação ou construção a um impacto correspondente. O objetivo do presente estudo foi avaliar o impacto causado por dois sistemas de tratamento de esgotos domésticos: lagoa anaeróbia e reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). A metodologia seguiu as etapas descritas pela ISO 14040, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Para verificar a quantidade de energia primária gasta e a quantidade de CO_2 equivalente utilizou-se o método *Cumulative Energy Demand*, na versão 1.10, e o IPCC 2013 GWP 100a, versão 1.03. A partir dos resultados obtidos verificou-se que o sistema UASB terá um consumo de 1,43E-2 kWh e um acúmulo de 44572,4 CO_2 equivalente por m^3 de esgoto tratado. Já a lagoa terá um consumo de 3,71E-3 kWh e um acúmulo de 8,9E-4 Kg de CO_2 equivalente. Com a análise dos dados verificou que a a lagoa expressa menor impacto no meio ambiente de CO_2 equivalente e menor consumo de eletricidade, por m^3 de esgoto tratado, o reator UASB tem uma demanda de energia acumulada de 3,86 vezes maior que a lagoa e de 6,5 vezes de emissão de CO_2 equivalente.

Palavras-Chave: Água residuárias; Sustentabilidade; Energia; Recursos Naturais.

1. INTRODUÇÃO

Diversas tecnologias podem ser empregadas para o tratamento dos esgotos domésticos, a saber, lagoas de estabilização, reator anaróbio, filtro biológico, lodos ativados, fossas sépticas, dentre outras. A escolha desses sitemas carece de uma análise técnica e social

criteriosa. De acordo com dados do IBGE (2010), as lagoas de estabilização e os reatores anaeróbios ganham destaque, correspondendo a 55,7 % e 18,7% respectivamente.

Os tratamentos pelos sistemas de lagoas são predominantemente naturais, com parte da matéria orgânica em suspensão sedimentando e acumulando ao fundo da lagoa e sendo oxidada. Entretanto esses sistemas possuem um elevado tempo de detenção hidráulica e demanda de área (VON SPERLING, 2014), o que não convém para locais que dispõem de poucas áreas. Na contramão das lagoas de estabilização os reatores anaeróbios, em especial o UABS, possuem uma baixa demanda de área, operação e manutenção, menos produção de lodo um menor gasto energético e boa eficiência de remoção de DBO e DQO (CHERNICHARO, 2007), além de baixo tempo de detenção hidráulica (SOUZA, 2012).

Com o crescente modelo de habitação, condomínios residenciais a falta de tratamento de esgotos sanitários nos pequenos municípios e sobre tudo na zona rural, tem-se a necessidade de adoção de sistemas de tratamento de esgotos domésticos compactos e simplificados no Brasil (GUTIERREZ, 2014). Devido à grande pressão sobre os recursos naturais, a sociedade atual mostra preocupação com os assuntos referente a depleção de recursos naturais e os impactos ambientais oriundo da sua atividade atividades (KALAKUL *et al*., 2014).

Uma forma de quantificar os impactos gerados em um Ciclo de Vida (CV) de um determina bem de consumo é o método de Avaliação de Ciclo de vida (ACV), que de acordo com Humberto *et al*. (2012), o método de ACV tem como objetivo conectar cada inventário do sistema a um impacto correspondente, podendo ser mudanças climáticas, emissão de CO_2, assim como muitas outras variáveis , entretanto deve sempre usar fatores de caracteri-zação, potencial do aquecimento global, depleção da camada de ozônio, fauna e flora, etc.

Embora a análise do impacto ambiental por esse método, traga resultados que podem ser determinados por dados limitados e com confiabilidade desconhecida a ACV é uma ferramenta amplamente difundida e norteia para a tomada de decisão em seleção de processos, projeto e otimização (PIERAGOSTINI et all, 2012). De acordo com Guanais *et al*. (2017),as análises do consumo, em todas as etapas dos sistemas de água e esgoto, são requeridas para a identificação dos pontos de baixa eficiência do setor e, dessa forma propor melhorias para que haja a redução do consumo de energia.

O método ACV pode ser utilizado mundialmente para avaliar a sustentabilidade de sistemas urbanos de água e esgoto, propondo cenários mais eficientes para o seu gerenciamento. (SIPERT, *et al*. 2019).Dessa forma, o objetivo desta pesquisa é avaliar qual sistema de tratamento de esgoto é menos impactante ao meio ambiente a partir da construção daACV.

2. METODOLOGIA

O presente estudo da ACV se restringiu a fase de construção dos sistemas, para isso adotou-se as seguintes premissas: Concentração de DBO afluente: 350mg/l; Remoção

de 70% de DBO (mg/l); População: 8474 Habitantes; Consumo per capta: 150l/hab.dia; espessura do concreto de 0,3 m para as paredes das unidades operacionais; coeficiente de retorno: 1; temperatura: T=25°C.

O dimensionamento da Lagoa, foi realizado a partir do proposto por Von Sperling (1986), e seguindo os principais valores de parâmetros, sendo eles: Taxa de aplicação superficial, profundidade, tempo de detenção, geometria (relação comprimento/largura). Já para o reator UASB, seguiu o proposto por Chernicharo (2007). Foi considerado que o sistema será operando adequadamente com valores de DQO e DBO de aproximadamente 65% e 70%, respectivamente, esses valores estão associados ao tempo de detenção hidráulica (TDH) no reator, valor usado no cálculo seguiu as recomendações da ABNT NBR 12.209/2011 (ABNT, 2011).

A ACV seguiu as etapas descritas pela ISO 14040 e de acordo com o objetivo e o escopo do estudo, delimitou-se a fronteira do sistema a ser analisada, baseada nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b). Com o objetivo de verificar a quantidade de energia primária gasta nos sistemas de tratamento de esgoto doméstico analisados e a quantidade de CO_2 equivalente, utilizou-se o método *Cumulative Energy Demand* (CED), versão 1.10, e o IPCC 2013 GWP 100a, versão 1.03, respectivamente.

Definição de escopo: A demanda acumulada de energia e o CO_2 equivalente foi obtido a partir do dimensionamento dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos, considerando uma população de 8474 e uma concentração de 105mg/l de DBO.

Unidade funcional A unidade funcional do sistema foi 1 m³ de esgoto tratado com uma concentração de 105mg/l de DBO.

Fronteiras do sistema: A fronteira do presente trabalho se restringe apenas a fase de construção, os sistemas estudados, irão operar por um período de 20 anos para uma população de 8474, considerando que a população se manterá a mesma.

Inventário de Ciclo de Vida (ICV): Os dados para o estudo do ACV, foram obtidos após o dimensionamento dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos, Lagoa anaeróbia e do reator UASB. Para a análise dos impactos causados nas construções desses sistemas. No dimensionamento foi pressuposto que todo o material escavado seria usado no aterro e compactado na própria obra, não necessitando assim de matéria emprestado e nem tirar o material da obra, “bota-fora”.

Os equipamentos envolvidos nos processos de construção dos sistemas, nas etapas de escavação e aterro, foram obtidos junto ao Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2018), a saber, Escavação=> escavadeira hidraulica, Aaterro/Compactação=> Caminhao tanque (pipa)10000 L, Motoniveladora 15000 kg com escarificador, Trator agrícola pneu, Rolo Compactador e o quantitativo do consumo de diesel utilizado nas maquinas, foi consultado na planilha 08, disponibilizada pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2008). Os dados secundários levantados

a partir do programa *Ecoinvent*., necessários para os cálculos dos impactos causados pelo processo de construção, foram: aço, tábua, concreto 30 Mpa, diesel, Ferro Fundido, Bloco cerâmico, Areia, Fibra de Vidro.A partir dos procedimentos foi possível medir a energia acumulada no sistema e o CO_2 equivalente, em função dos materiais utilizados na construção.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir da análise dos resultados verificou-se que o sistema UASB teve uma demanda acumulada de 1,43E-2 kWh de eletricidade por m³ de esgoto tratado ao longo dos vinte anos e um acumulo de 44572,4 CO_2 equivalente, para o mesmo período. O maior impacto para o reator UASB foi proveniente do concreto, pelo volume do material utilizado na construção. No estudo feito por Tourinho (2014) verificou a presença do concreto no reator UASB, na categoria Toxicidade Humana, foi fortemente atingida, embora sejam categorias diferentes, verifica que o uso do concreto nas construções causa impactos em outras categorias de estudo.

O aço foi o segundo material que mais impactou nas duas variáveis analisadas, tanto para a energia embutida no sistema quanto para o CO_2 equivalente. Quando verifica-se a DEA o CO_2 equivalente dos insumos, Diesel e Bloco cerâmico, percebe-se que o bloco tem um maior impacto que o diesel. Embora esse último tenha sua origem dos combustíveis fósseis, o impacto causado pelo seu consumo não superou o impacto causado pela fabricação dos tijolos cerâmicos (Tabela 01).

Tabela 01 – Inventário de CV do reator UASB para 7.713.336m³ de esgoto tratado.

Etapa	Quant.	Unid.	DEA (kWh)	kWh/m³	CO_2 equiv.	CO_2 equi/ m³
Escavação						
Diesel	76,72	Kg				
Compactação						
Diesel	47,92	Kg				
Subtotal	124,7	Kg	1975,01	**0,000256051**	68,8	**8,9196E-06**
Construção						
Concreto 30 mpa	217750	m³	56785	0,007361925	28900	0,00374676
Aço	6993	Kg	38780	0,005027656	13300	0,00172429
Tábua	1993	Kg	6620,3	0,000858293	296	3,8375E-05
Ferro fundido dúctil ou aço Carb.	531,11	Kg	3047	0,00039503	1110	0,00014391
Bloco cerâmico	2468,4	Kg	2623,19	0,000340085	794	0,00010294
Fibra de vidro	33,6	Kg	368,41	4,77627E-05	87,7	1,137E-05
Subtotal			108223,9	0,014039478	44503,6	0,0057697
TOTAL			**110198,9**	**1,4296E-2**	44572,4	**5,78E-3**

O sistema por lagoa teve um consumo de 28608,56 kWh e para o metro cúbico tratado uma DEA de 3,71E-3 kWh/m³, a emissão de CO_2 equivalente 8,9E-4 Kg de CO_2 equivalente/m³ e 6888,2 Kg de CO_2 equivalente (Tabela 02).

Na análise dos maiores impactos no processo de construção da lagoa anaeróbia, o consumo do diesel tem uma maior relevância na categoria de Demanda de Energia Acumulado, entretanto quando é feita a análise da categoria CO_2 equivalente nota-se que o concreto tem um maior destaque. Esse impacto no sistema também foi verificado no estudo de Howard *et al*. (2021), onde afirmam que a produção de concreto demanda quantidades de material, energia e água maiores que os demais insumos.

Tabela 02 – Inventário de CV da Lagoa Anaeróbia com um volume de 7.713.336m³ de esgoto tratado.

Etapa	Quant.	Unid.	DEA (kWh)	kWh/m³	CO_2 equi.	CO_2 equi/ m³
Escavação						
Diesel	504,8	Kg				
Compactação						
Diesel	315,3	Kg				
Subtotal	820,05	Kg	12991,3	**0,00168426**	**453**	**5,8729E-05**
Construção						
Concreto 30 mpa	32500	m³	8503,9	0,00110249	4320	0,00056007
Aço	1.080	Kg	5983,2	0,0007757	2060	0,00026707
Tábua	273	Kg	1130,16	0,00014652	55,2	7,1564E-06
Subtotal			15617,26	0,00202471	6435,2	0,0008343
TOTAL			28608,56	**3,71E-3**	**6888,2**	**8,9E-4**

4. CONCLUSÕES

A ACV nos processos de construção dos dois sistemas, permitiu identificar que a lagoa anaeróbia causou um menor impacto, quando comparado com o reator UASB. O reator tem uma demanda de energia acumulada de 3,86 vezes maior que a lagoa e de 6,5 vezes de emissão de CO_2 equivalente. O concreto foi o responsável por um maior impacto no reator UASB, embora esse tipo de material seja mais utilizado, principalmente nas grandes cidades. Para um maior entendimento dos impactos causados pelos dois sistemas, faz-se necessário estudos utilizando outros materiais de construção, analisando outras categorias de impacto no meio ambiente, outros sistemas de tratamento de esgoto e outras fases como a operação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (2009a) NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (2009b) NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2da edição, v. 5, 380 p. 2007.

GUANAIS, A. L. R.; COHIM, E. B.; MEDEIROS, D. L. (2017) Energy evaluation of an integrated water supply system. Engenharia Sanitaria e Ambiental. ISSN 1413-4152.

GUTIERREZ, Katia G. Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico mediante Avaliação de Ciclo de Vida. 2014. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Uni-versidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

HOWARD, H., DYMOND C. C., GRIESS, V.V., SPURR, D.T., KOOTEN G.C. VAN K., Wood product carbon substitution benefits: a critical review of assumptions. Howard *et al*. Carbon Balance Manage (2021) 16:9. doi.org/10.1186/s13021-021-00171-w.

KALAKUL, S.; MALAKUL, P.; SIEMANOND, K.; GANI, R. Integration of life cycle assessment software with tools for economic and sustainability analyses and process sim-ulation for sustainable process design. Journal of Cleaner Production, 2014, http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.022.

PIERAGOSTINI, C.; MUSSATI, M. C.; AGUIRRE, P. On process optimization considering LCA methodology. Journal of Environmental Management, v. 96, p. 43–54, 2012.

SOUZA, C. L. de. Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB. 225 Tese (Doc. em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010. 62-63p.

SIPERT, S; COHIM, E; CAMPOS, R, SILVA NETO, H. Avaliação Energética De Um Sistema De Esgotamento Sanitário: O Caso De Feira De Santana-Ba. V SIIES, 2019.

TOURINHO, T. C. de O. Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos. – 2014. 182 f.: il.; 30 cm. UFRJ, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2014.

VON SPERLING, M. Qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. BH-BR. Editora UFMG. 2014. 4a ed.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

RELAÇÃO ENTRE SANEAMENTO BÁSICO E DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA EM TRÊS MUNICÍPIOS BRASILEIROS

Èdico OLIVEIRA GOMES[1], Thamires OLIVEIRA DO BOMFIM[1], Rosângela LEAL SANTOS[1], Alessandro RESENDE MACHADO[2]

[1] *Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente (PPGM) | Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Av. Transnordestina, s/n - Feira de Santana, Novo Horizonte - BA, 44036-900, gomesedico@gmail.com, thamiresodobomfim@gmail.com,*

[2] *Universidade Ceuma, Rua Josué Montello, n° 1, Renascença II. São Luis - MA. CEP 65.075-120., alessandrorm@hotmail.com*

RESUMO

O Século XIX foi marcado pela atuação de empresas inglesas no setor do saneamento e pela contribuição em planejamento e execução, pelo engenheiro civil Saturnino de Britto em diversas cidades brasileiras. A questão sanitária no Brasil foi construída a partir de vários condicionantes políticos, econômicos, sociais e culturais, passando por diversas modificações ao longo do tempo. O objetivodeste estudo foi analisar o Índice de atendimento total deabastecimento de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos, de 3 municípios brasileiros: Feira de Santana-BA, Vitória da Conquista-BA e Campina Grande –PB e relacionar com o número de casos de doenças de veiculação hídrica. Os dados foram obtidos nos sistemas do DataSUS e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). A partir dos resultados obtidos notou- se que todos os municípios apresentaram melhoria nas condições de saneamento básico e diminuição de taxa de doenças de veiculação hídrica no período estudado. Entretanto comparando diferentes regiões, outras variáveis devem ser observadas nos casos de melhores condições de saneamento básico e alta taxa de doenças de veiculação hídrica.

Palavras-Chave: Doenças de veiculação hídrica; Resíduos sólidos; Esgotamento sanitário; Abastecimento de água; Poluição.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, o Século XIX foi marcado pela atuação de empresas inglesas no setor do saneamento e pela contribuição em planejamento e execução, de Saturnino de Britto em diversas cidades brasileiras. Contudo, este inicial avanço não acompanhou o crescimento populacional e o desenvolvimento das cidades. Somente no século XXI ocorreram maiores avanços para o desenvolvimento do saneamento no Brasil. Assim, o Brasil permaneceu quase duas décadas sem receber investimentos significativos no setor do saneamento básico, prejudicando a prestação de serviços (BRASIL, 2011).

Frente a isso, os serviços de saneamento estão associados também a desigualdade

social. Heller (1998) diz que a persistência da problemática do saneamento encontra-se fortemente associada ao modelo socioeconômico praticado e ao fato da população mais vulnerável ser justamente aquela excluída dos benefícios do desenvolvimento.

Nesse sentido, o baixo atendimento de saneamento se tornou comum no Brasil, o que e contribui para o surgimento de morbidades e até fatalidades, especialmente das doenças associadas à pobreza como as parasitoses provenientes do déficit de atendimento ao saneamento (PAIVA e SOUZA, 2018). Entretanto, a distribuição adequada do saneamento demanda intensos investimentos que, muitas vezes, perpassa entraves políticos e governamentais a fim de atender toda a população (BRITTO e REZENDE, 2017).

A lei Federal 11.445, de 5 de janeiro de 2007 estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico quese constitui de um conjunto de serviços, visando a infraestrutura, instrumentos e equipamentos para o fornecimento de água, instalações para coleta do esgotamento sanitário, transporte e tratamento de esgoto, limpeza e gerenciamento dos resíduos sólidos e escoamento de águas das chuvas na área urbana.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS) o saneamento inadequado é uma das principais causas responsáveis pelo aumento da taxa de mortalidade provocadas por doenças diarreicas e infecções respiratórias (CARNEIRO et. al. 2012). Um dos principais riscos oferecidos a saúde pela falta de saneamento é a contaminação das águas no meio natural, essas contaminações se dão pelo uso inadequado dos solos e das águas pela população e a falta de planejamento e gestão das bacias hidrográficas.

As intervenções no saneamento podem contribuir na prevenção de mortes e gerar um aumento na taxa da expectativa de vida. Desta forma a saúde pública tem se tornado uma grande preocupação para as comunidades que convivem com a ausência de saneamento básico, e/ou falta de abastecimento de água.

Nesse contexto o presente trabalho teve como objetivo analisar os índices de atendimento total de três componentes do saneamento básico (o abastecimento de água, o esgotamento sanitário e os resíduos sólidos), de três municípios brasileiros: Feira de Santana-BA, Vitoria da Conquista-BA e Campina Grande –PB e relacionar com a taxa de doenças de veiculação hídrica, no período de 2012 a 2019.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreende 3 municípios brasileiros, todos localizados no Nordeste brasileiro, sendo dois deles na Bahia (Feira de Santana e Vitória da Conquista) e o terceiro na Paraíba (Campina Grande) , cujas populações estimadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, para o ano de 2021 são 624.107, 343.643 e 413.830 habitantes respectivamente. As análises dos resultados foram feitas no Excel a partir da elaboração de gráficos. Como janela temporal analisou-se o período de 2012 a 2019.O estudo foi desenvolvido a partir de dados secundários de saneamento básico e doenças de veiculação hídrica coletados em fontes oficiais, como pode ser visto no Fluxograma na Figura 1.

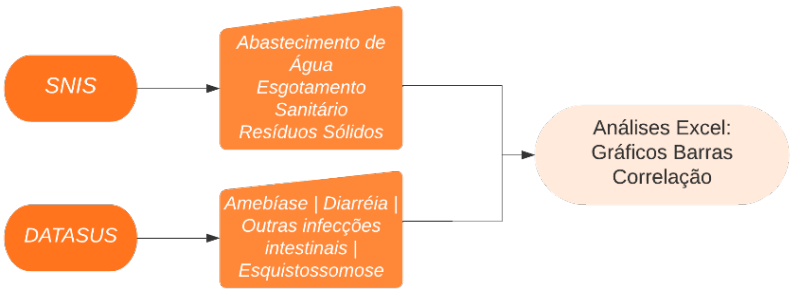


Fig. 1. Fluxograma Metodológico.

As doenças selecionadas foram: amebíase; diarreia; outras doenças de infecção intestinal e esquistossomose, consideradas de veiculação hídrica, consequentemente relacionadas com o saneamento básico. O número de doenças foi a soma do número de casos de todas anteriormente citadass. Os dados de saneamento básico foram obtidos em percentual, enquanto que os dados de doenças foram em obtidos em número total de casos. A partir do número de casos foi calculada a taxa por 1.000 habitantes a partir da equação:

[Eq.1]

Onde:

Tx= Taxa/1000 habitantes

D= Nº de doenças

Pop=População Local

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com os dados apresentados nas Figuras 2 e 3, no geral, os índices de abastecimento de água se mantiveram entre 95 e 100%. O município de Feira de Santana apresentou um acréscimo ao longo de todo o período estudado, passando de 89,22% em 2012 para 97,4% em 2019.O município de Vitória da Conquista apresentou um leve decréscimo no índice de abastecimento de água no ano de 2013, voltando a atingir a universalização em 2014 até 2019.Em Campina Grande o índice de abastecimento de água atingiu 100% em 2013 e 2014, reduzindo para 99,98% e voltando a atingir 100% em 2019.

O serviço de esgotamento sanitário aumentou gradativamente em todos os municípios. O município de Feira de Santana apresentou os menores índices em relação aos outros municípios estudados. Vitória da Conquista e Campina Grande alcançaram índices de esgotamento sanitário superiores a 90% em 2019.

Em relação à prestação do serviço de coleta de resíduos sólidos houve uma oscilação ao longo dos anos. As variações desses índices ocorreram por diversos fatores, um deles

ocorre quando a população aumenta e a cobertura dos serviços não acompanha na mesma proporção, ocasionando uma reduçãono índice de atendimento.

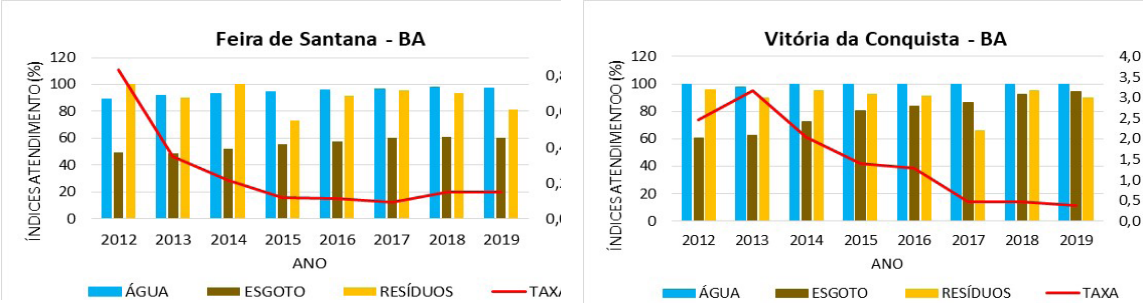


Fig. 2. Saneamento Básico e casos de doenças nos municípios de Feira de Santana e Vitória da Conquista - BA.

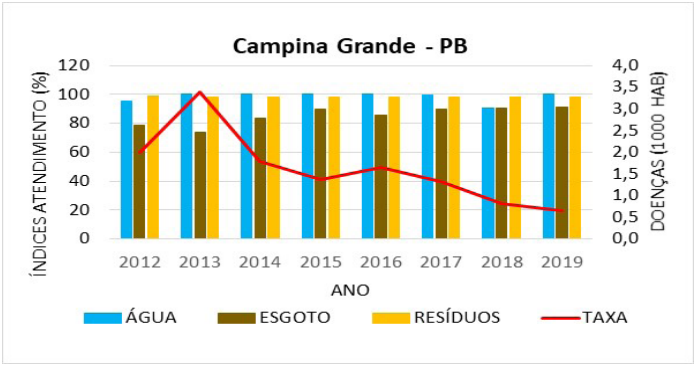


Fig. 3. Saneamento Básico e casos de doenças nos municípios de Campina Grande- PB.

A cobertura dos serviços de saneamento básico no Brasil é desigual não só entre diferentes municípios, mas também quando comparada a área urbana e rural e regiões com diferentes condições socioeconômicas. Este fato foi observado no estudo desenvolvido por Zerbo, Delgado e González (2021). Além da desigualdade, o referido autor constatou que 7,75% do total de mortes por diarreia são atribuídas a condições inseguras de serviços de água e esgoto, com fator de risco atribuído de 95,93%, representando uma alta correlação.

A competência da prestação dos serviços de saneamento básico definida pela legislação brasileira é dos municípios, entretanto não ocorre de maneira igual para todos os componentes do saneamento básico. Os serviços de água e esgoto são prestados por uma empresa concessionária público/privada ou Autarquia Municipal a partir de contratos com longos períodos e com previsão de melhorias em um horizonte de planejamento. Já os serviços de resíduos sólidos, na maioria dos municípios brasileiros, acontecem diretamente pela Prefeitura ou por empresa terceirizada. Dessa forma, são comuns oscilações dos índices de atendimento ao longo de cada gestão municipal, em decorrência da qualidade da logística empregada por cada equipe.

A partir dos resultados obtidos, observa-se que taxa de doenças relacionadas com saneamento básico (amebíase, diarreia, outras doenças de infecção intestinal e

esquistossomose), decaiu entre os anos de 2012 e 2019 em todos os municípios estudados. Observa-se também que Feira de Santana apresentou a menor taxa de doenças quando comparada com os outros municípios.

Temporalmente, observou-se que a taxa de doenças diminuiu com o aumento dos índices de atendimento dos serviços de saneamento básico em todos os municípios estudados. Paiva e Souza (2018) observou em seu estudo, uma relação inversa com significância estatística entre as internações por doenças de veiculação hídrica e o esgotamento sanitário por rede geral. Comparando um município com o outro não houve a mesma relação uma vez que o município que apresentou menores taxas de doenças também apresentou piores índices de atendimento.

O estudo realizado por Silva, Lima e Spinola (2020), concluiu que além das questões de infraestrutura, serviços públicos de saneamento básico e saúde e questões culturais contribuíram para o aumento do risco de aquisição de doenças de veiculação hídrica pela comunidade. Ferreira et.al. (2021) concluiu em sua pesquisa que investimentos em infraestrutura de água e esgoto, mesmo que pequenos, porém eficientes, produziriam impacto enorme nas hospitalizações por doenças de veiculação hídrica. Logo, seria possível evitar essas internações, caso a população tivesse acesso aos serviços essenciais, sobretudo água e esgoto.

4. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos foi possível verificar a interferência direta dos serviços de saneamento básico com a ocorrência de doenças em todos os municípios. A medida que aumentam os índices de prestação de serviços, os números de casos de doenças caem. O município de Feira de Santana, quando comparado aos outros municípios desse estudo, teve menor taxa de doenças, embora os índices dos seus serviços de saneamento tenham sido menores. Sugere-se como trabalhos futuros, a utilização de análises estatísticas de correlação com os dados apresentados e com outras variáveis que interfiram na ocorrência de doenças de veiculação hídrica.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Disponível em: http://www2.planalto.gov.br/. Acesso em: 14 de agosto 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 3ª edição. Brasília, 2007

BRITTO, A. L.; REZENDE, S. C.. A política pública para os serviços urbanos de abastecimento de água eesgotamento sanitário no Brasil: financeirização, mercantilização e perspectivas de resistência. Cad. Metrop. São Paulo , v. 19, n. 39, p. 557-581, 2017.

CALLEGARI-JACQUES, S. M.. Bioestatística: princípios e aplicações. Dados eletrônicos. Editora Artmed, Porto Alegre 2007.

CARNEIRO, A. C. L. L. *et al*. Educação para a promoção da saúde no contexto da atenção primária. Revista Panamericana de Salud Pública, Washington, v. 31, n. 2, fev. 2012.

FERREIRA, D. C.; GRAZIELE, I.; MARQUES, R. C.; GONÇALVES, J.. Investment in drinking water and sanitation infrastructure and its impact on waterborne diseases dissemination: the Brazilian case. Science of the Total Environment, [S.L.], v. 779, p. 1-16, jul. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146279.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C. A.Tratamento de Esgotos Domésticos. 6ª edição. Rio de Janeiro, 2011.

PAIVA, R. F.da P. de S.; SOUZA, M. F. da P. de. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. Cadernos de Saúde Pública, [S.L.], v. 34, n. 1, p. 1-11, 5 fev. 2018. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/0102-311x00017316.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2010. Disponível em: http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=95. Acesso em 05 mai 2018.

SILVA, A. de S.; LIMA, B. L.; SPINOLA, C. de A.. Saneamento básico e doenças de veiculação hídrica: um estudo da comunidade quilombola de remanso, Lençóis - BA. Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 7987, 24 set. 2020. Pontificia Universidade Católica de Goias -PUC Goias. http://dx.doi.org/10.18224/baru.v6i1.7987.

ZERBO, A.; DELGADO, R. Castro; GONZÁLEZ, Pedro Arcos. Water sanitation and hygiene in Sub-Saharan Africa: coverage, risks of diarrheal diseases, and urbanization. Journal of Biosafety and Biosecurity, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 41-45, jun. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jobb.2021.03.004.

AGRICULTURA URBANA: UMA ANÁLISE DA GOVENANÇA DA ÁGUA NA COMUNIDADE AGRÍCOLA NOVA ESPERANÇA EM MANAUS-AM

Samara Aquino Maia[1], Nara Natiere Rocha Fernando[2], Flavio Wachholz[3]

[1] Universidade do Estado do Amazonas, Manaus-Am, e-mail: sam.mgr21@uea.edu.br;

[2] Universidade do Estado do Amazonas, Manaus-Am, e-mail: nnrf.mgr21@uea.edu.br;

[3] Universidade do Estado do Amazonas, Manaus-Am, e-mail: fwachholz@uea.edu.br.

RESUMO

A pauta governança das águas é de nível internacional, no Brasil, esse tema é sensível, devido a diversidade ambiental no território brasileiro, principalmente na região amazônica que possui quantidade exorbitante de água e poquissíma gestão dos recursos hídricos. Em virtude disso, é necessário que cada estado faça a governança das águas, conseguinte irá compor a nível nacional, estadual e local a gestão dos recursos hídricos. Nesse sentido, o objetivo nesse trabalho é evidenciar os usos e conflitos da água na comunidade agrícola Nova Esperança por meio do mapeamento do uso e ocupação do solo para a governança integrada e local dos recursos hídricos. Os principais resultados apontam que as águas retiradas do igarapé Nova Esperança são utilizadas para a manutenção das culturas (Petroselinum crispum, Allium schoenoprasum, Lactuca sativa, Brassica oleracea) através da irrigação. O processo de lixiviação do solo aumenta devido a irrigação e natualmente pela precipitação, consequentemente, são carreados para o canal os agrotóxicos utilizados nas plantações, alterando os parâmetros físicos e químicos da água, além do aumento do assoreamento devido a deposição de bancos de areia no canal principal. Portanto, a temática abordada suscitará questões relevantes para o reconhecimento dos conflitos de usos das águas e ordenamento territorial da bacia hidrográfica que deve ser discutida em âmbito integrado com as políticas públicas para a governança das águas, nesse caso o plano diretor de Manaus que visa contribuir com o ordenamento urbano da cidade, além das zonas de expansão urbana e rural. Assegurando aos agricultores o seu meio de sobrevivência de forma desenvolvida e sustentável, uma vez que, essa atividade no meio urbano pode trazer benefícios sociais, ambientais e econômicos para a sociedade Manauara, com o intuito de promover um modelo de agricultura urbana que utiliza os recursos naturais de modo integrado com os planos de recursos hídricos municipais.

Palavras-Chave: recursos hídricos 1; bacia hidrográfica 2; ordenamento territorial 3.

1. INTRODUÇÃO

Sabe-se que a água é um bem essencial à vida, entretanto, cuidar desse bem é um grande desafio para gestores do recurso hídrico. No Brasil, a água deve ser gerida no âmbito da Lei das águas (9.433/97), na qual possui quatro objetivos: I – assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; II – a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; III – a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais; IV – incentivar e promover a captação, a prevenção e o aproveitamento de águas pluviais. Cabe destacar, que essa lei definiu as bases de uma governança multinível, integrada e localizada (OECD, 2015).

Devido o termo integrado e localizada será abordado no desenvolvimento do artigo uma base conceitual que irá discorrer sobre os conceitos de agricultura urbana; a importância do ordenamento territorial para bacias hidrográficas através do plano diretor de Manaus como meio de governança dos recursos hídricos. Para isso, o objetivo geral será evidenciar os usos e conflitos da água na comunidade agrícola nova Esperança através do mapeamento do uso e ocupação do solo para a governança integrada e local dos recursos hídricos.

A agricultura urbana apresenta-se de duas formas na cidade, a primeira como agricultura urbana profissional (AUP), a qual pode ser caracterizada por possuir um grupo de agricultores que trabalham somente com essa especialidade, dependem desse recurso para a sobrevivência, participam de cooperativas que abastecem o mercado consumidor. A segunda é a agricultura familiar (AUF), a qual passa a ser uma atividade que seja para complementar a renda familiar, ou relaxamento, onde os agentes produtores possuem mais de uma renda, ou os cultivos podem ser somente para consumo próprio. AUF são atividades agrícolas extraprofissionais. Estas são praticadas pelas famílias e indivíduos em jardins individuais ou coletivos, pomares, hortas, estufas, porões, entre outros. Procuram muitas vezes ajustar suas atividades de lazer, saúde, física e psicológica, educação, hábitos de trabalhar e tratar a natureza. (BOUKHARAEVA; CHIANCA; MARLOIE, 2007, p.3). No entanto, quando essa prática existe sem planejamento é necessário identificar quais os conflitos existentes nas sub-bacias hidrográficas onde as comunidades agrícolas estão situadas, como por exemplo: ocupação antrópica sem planejamento nas bordas das sub-bacias que terá como consequências maiores ocorrências de lixiviação do solo exposto, falta de saneamento básico, desmatamento, despejo de efluentes entre outros.

As comunidades agrícolas utilizam tanto de águas superficiais, quanto de água subterrânea para a irrigação das plantações. E de acordo com a resolução CONAMA 357/2005 na seção I artigo 4º classifica “as águas doces para à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rente ao solo” (BRASIL, 2005). A mesma resolução diz que deve ser considerado a criação de instrumentos para avaliar as condições de qualidade da água, em consonância às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas de qualidade (BRASIL, 2005). De acordo

com Maia (2018) “o fortalecimento da instalação dos agricultores foi dado principalmente pela presença do igarapé Fonte da Esperança, que está situada no fundo de vale, ou seja, a forte relação que a agricultura possui com os corpos d’água é intrínseca.” No entanto, a qualidade da água está comprometida, porém a gestão dos recursos hídricos pensar as estratégias, medidas e execução do ordenamento territorial, dispondo a contabilização na esfera municipal, estadual e nacional, para o desenvolvimento econômico, social com a valorização dos recursos ambientais.

2. CARACTERIZAÇÃODA ÁREA

A comunidade agrícola (figura 1) A área de estudo compreende 388.336,50m² e tem como coordenadas geográficas limites: 3° 1' 5.315" S; 59° 3° 1' 8.106") Leste; (55' 1.898" W;59° 55' 32.82" W) Oeste; (; 59° 55'

24.17" W 59° 55' 30.88" W) Norte; (3° 1' 12.73" S; 3° 0' 35.25" S) Sul. está inserida à montante da bacia hidrográfica do Mindu, microbacia Nova Esperança, localizada no bairro Jorge Teixeira, próxima a reserva florestal Adolpho Ducke. A comunidade Nova Esperança possui características rurais, devido ao uso da terra para cultivo agrícola, entretanto está inserida no âmbito urbano da cidade de Manaus.

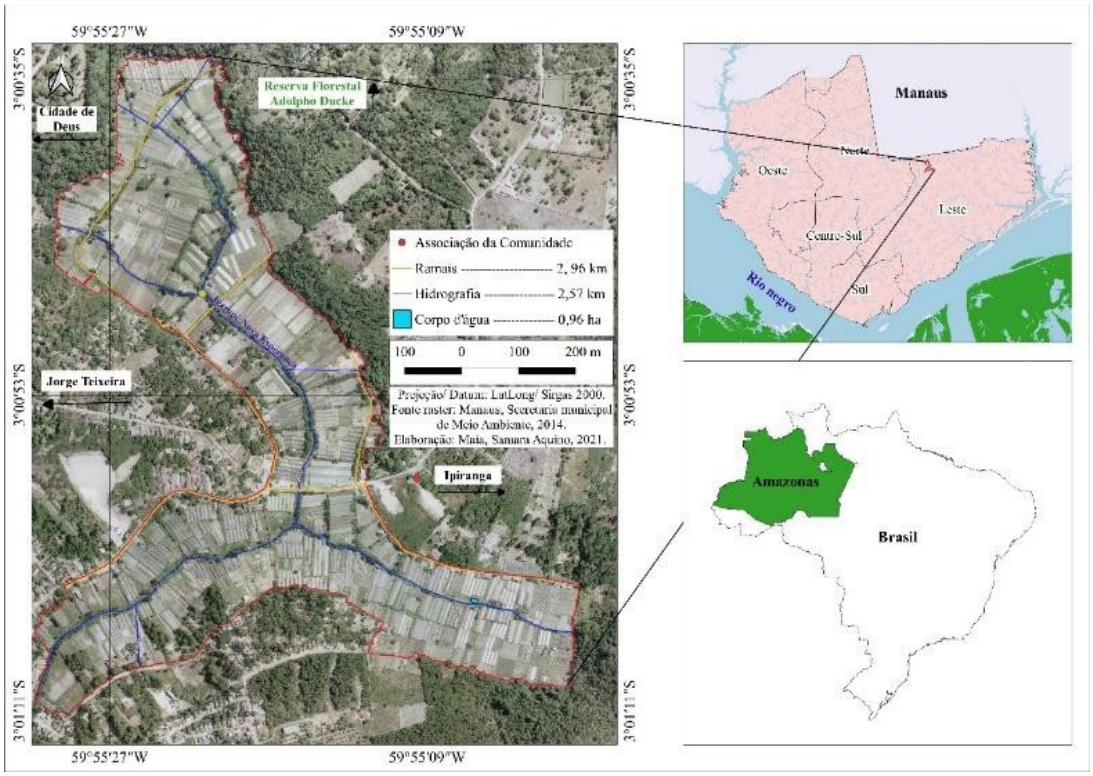


Fig. 1. Localização da área de estudo.

3. METODOLOGIA

O mapa de uso e ocupação da terra foi elaborado a partir das imagens aéreas cor verdadeira disponibilizadas pela SEMMAS, de alta resolução espacial (pixel 30 cm) do ano de 2014. De acordo com Rosa (2009) “considerando o fato de que as fotografias são obtidas na região visível do espectro eletromagnético e infravermelho próximo, o seu conteúdo é de fácil interpretação”, ou seja, as imagens que foram obtidas para a realização do mapeamento foram de fácil interpretação e classificação, uma vez que a área estuda é pequena isso possibilita um mapeamento detalhado. Foram utilizados dados do banco de dados que foram vetorizados manualmente pelo software Qgis, classificadas pelo maual de uso da terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) do ano de (2006) nas imagens disponibilizadas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente do ano de (2014). Desse modo foi possivel obter os usos da terra da Comunidade Agrícola Nova Esperança e idenficar os possíveis conflitos com o uso do recurso hídrico.

4. RESULTADOS



Fig. 2. Mapa de uso da terra da comunidade Agrícola Nova Esperança

A distribuição espacial dos usos da comunidade agrícola (fig 2) indicam que são (10,8) hecrates utlizados por estufas; (15,9) ha por solo exposto; (0,65) ha por residências; (1,62) por bananeiras; (4,27) ha por vegetação árborea; (5,53) ha de vegetação rasteira. A rede de drenagem equivale a (2,96) km que comporta a montande até a foz da distribuição de água para as áreas agrícolas. Os métodos utilizados para retirada de água são através de bombas de água a disel/ gasolina ou elétrica e irrigadas de duas formas: a primeira

por mangueira e a segunda por aspersão (fig. 2 a/b). Os conflitos de uso da água pelos agricultores suscitam a partir da utilização das águas para a irrigaração das plantações Sendo assim a Comunidade Nova Esperança serve para usos econômicos, cultiváveis e moradias. Econômicos, pois, usa da terra para fins lucrativos, uma vez que pratica a atividade agrícola como meio de sobrevivência; cultiváveis, já que utiliza a terra para plantações de hortaliças no fundo de vale; e moradias, localizando-se nas proximidades da encosta, permitem o acompanhamento mais efetivo dos cultivos.

Fazem parte das entidades governamentais para apoio ao agricultor: a prefeitura, que responde ao planejamento territorial da cidade de Manaus, Instituto de Desenvolvimento Agropecuário do Estado do Amazonas, que dar o apoio técnico ao agricultor no Estado do Amazonas, e a Secretaria de Estado da Produção Rural – SEPROR. Desse modo, são eles responsáveis pela "importância do ordenamento legal, dentro de princípios que respeitem a cultura da população, para que a problemática ambiental possa inter-relacionar-se com os aspectos sociais, econômicos, políticos, culturais, ecológicos e étnicos" (BRASIL, 2000, p. 13).

O ordenamento territorial da comunidade agrícola Nova Esperança (fig. 2 C) se faz necessário em virtude da expansão urbana da cidade de Manaus nas zonas periféricas. Para que ocorra a compatibilização entre a disponibilidade hídrica, demanda e quantidade de uso que é necessário para cada cultura (alface, coentro, cebolinha, pimenta, couve), evitando conflitos e promovendo ações para os agricultores e moradores que estão situados nessa bacia hidrográfica, a fim de conscientizá-los dos usos dos recursos hídricos e a importância desse bem para a sociedade presente e gerações futuras.

5. CONCLUSÕES

Nesse contexto a comunidade agrícola urbanas de manaus se encontra com déficit de conhecimento técnico científico, pois, o estado não proporciona capacitação para que os agricultores possam se adequar as novas realidades urbanas, mesmo que conste em documentos legislativos. Entretanto, o que se busca nessa pesquisa é promover aos comunitários meios de conhecer os direitos que lhes são garantidos por lei, a fim de que estes possam gozar de técnicas que contribuam com a manutenção dos recursos hídricos. Além, da promoção de um ordenamento territorial que lhes garantam a valorização do cultivo agrícola urbano e equilíbrio entre essa atividade e os recursos ambientais, assim como os usos diversos de uma bacia hidrográfica ordenada.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. À Universidade do Estado do Amazonas – UEA

por oportunizar aos discentes crescimeto acadêmico, profissional e pessoal. À Fundação de Âmparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, por conceder bolsas de estudos para produção de minha pesquisa.

REFERÊNCIASBIBLIOGRÁFICAS

BOUKHARAEVA, Louiza; CHIANCA, Gustavo; MARLOIE, Marcel. Agricultura urbana como fenômeno universal. Carvalho, Sonia e Knauss, Paulo (org.) Agricultura urbana: dimensões e experiências do Brasil atual. Rio de Janeiro: Enda Brasil. 2007.

MAIA, Samara Aquino. Mapeamento da agricultura urbana e o desenvolvimento da comunidade Nova Esperança (Manaus-AM). Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade do Estado do Amazonas para obtenção do título de Licenciada em Geografia. Manaus, 2017.

ROSA, Roberto. Introdução ao sensoriamento remoto. 7. ed. Uberlândia: Edufu, 2009.

LEGISLAÇÃO

BRASIL. Governança pública e desenvolvimento do território. Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, OECD Publishing, 2015, Paris. http://dx.doi.org/10.1787/9789264238169-pt

BRASIL. Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos. Org: Arnaldo Augusto Setti *et al*. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. p. 207.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: Acesso em: 1 de setembro. 2021.

41

PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS EM LIXIVIADOS DO CENTRO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE GOMECELLO E O SEU TRATAMENTO

Brayan RIASCOS[1]

[1] *Universidade de Salamanca, Plaza de la Merced s/n 37008 Salamanca-Espanha, brayanriascos@usal.es*

RESUMO

O tratamento do lixiviado de resíduos sólidos é essencial para reduzir o risco de contaminação da água ou do solo. O lixiviado gerado no Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Gomecello, em Salamanca-Espanha, provém de processos de compostagem que lhe proporcionam uma alta carga orgânica, contendo substâncias húmicas que dificultam seu tratamento. Para avaliar a redução do teor de substâncias húmicas no lixiviado do CTR, foram realizados testes de floculação sensíveis ao pH para avaliar o grau de redução da DQO e da cor no lixiviado. Foi realizada uma redução controlada do pH, e as mudanças nas cargas elétricas representadas pelo Potencial Z foram medidas em cada uma das amostras. A presença de sólidos totais, voláteis e 17 metais também foi determinada como caracterização físico-química. O lixiviado apresentava altos valores de carga orgânica (42000 mg O_2/L±2516) e um comprimento de onda dominante de 474 nm (cor azul escura). Foi obtida uma redução de 86% de COD a pH 2 com valores de potencial Z neutro (0,002 mV) e uma redução de 90% de cor a pH 2,5. Concluiu-se que as reduções na COD e na cor foram devidas à protonação dos ácidos carboxílicos e fenóis presentes nos ácidos húmicos e à desestabilização das forças de repulsão das partículas, levando à agregação intermolecular e à precipitação dos ácidos húmicos no lixiviado. A gestão de resíduos líquidos como os lixiviados é uma estratégia importante para a utilização de substâncias húmicas em outras atividades, tais como agricultura, remediação e medicina.

Palavras-Chave: lixiviado; ácidos húmicos; pH; Z-potencial; gestão de residuos.

1. INTRODUÇÃO

Os lixiviados são líquidos gerados após a decomposição dos resíduos sólidos orgânicos. As suas características físico-químicas tornam-se difíceis de tratar, especialmente devido à sua elevada carga de matéria orgânica dissolvida e em suspensão e à elevada presença de sais. As substâncias húmicas nos lixiviados representam a fracção de compostos orgânicos maiores que se formam a partir dos processos de biodegradação da matéria orgânica quer em aterros sanitários quer em centros de tratamento de resíduos (produção de composto). Estas moléculas estão contidas no lixiviado e dificultam o tratamento, uma

vez que uma parte da procura química de oxigénio (COD) permanece intacta (Domínguez, Costa, Autrán, & Márquez , 2019). O Centro de Tratamento Gomecello é o local onde são recebidos, separados, classificados e tratados os resíduos sólidos provenientes dos municípios da província de Salamanca.

Neste trabalho, foi avaliado o processo de floculação sensível ao pH de uma amostra de lixiviado do CTR do Gomecello. Foram efectuados testes de floculação para avaliar as alterações na concentração da fracção húmica da COD e a redução da cor do lixiviado. Foi efectuada uma determinação do potencial Z de cada uma das amostras resultantes. Foi determinado o conteúdo de sólidos totais, sólidos voláteis e 17 metais no lixiviado.

2. METODOLOGIA

A análise COD foi realizada de acordo com o procedimento 5220-D,refluxo fechado-método colorimétrico e para a determinação da cor, os parâmetros estabelecidos no método espectrofotométrico 2120C (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, 2017). Para determinar a concentração de sólidos na amostra de lixiviado, a determinação dos sólidos totais e dos sólidos voláteis foi realizada seguindo a metodologia 2540B e 2540E, respectivamente (APHA, AWWA and WPCF, 2017).

2.1 Processo de floculação sensível ao pH

Neste processo, foram utilizados 500 mL de amostra de lixiviado e foram realizados testes de floculação a 12 valores de pH: 7,5 - 7,0 - 6,5 - 6,5 - 6,0 - 5,5 - 5,0 - 4,5 - 4,0 - 3,5 - 3,0 - 2,5 e 2,0. O pH foi reduzido através da aplicação de gotas de ácido sulfúrico 9M utilizando um agitador magnético a 200 rpm. Como os níveis de pH acima foram ajustados, foram recolhidas 12 amostras para análise subsequente da cor, COD e Potencial-Z.

2.2 Determinação do Potencial Z

O Malvern Zetasizer 3000 foi utilizado para medir o Potencial Z. O potencial Z foi medido para cada uma das 12 amostras de lixiviado associadas a um valor de pH. As amostras foram analisadas em triplicado e o seu desvio padrão foi determinado.

2.3 Determinação dos metais

Foram determinados os seguintes metais: Alumínio (Al), Cálcio (Ca), Ferro (Fe), Potássio (K), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Fósforo (P), Manganês (Mn), Crómio (Cr), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Arsénio (As), Cádmio (Cd), Mercúrio (Hg), Chumbo (Pb) e Selénio (Se). A metodologia foi realizada por espectrofotometria de massa (ICP modelo MS Agilent 7800), digestão ácida com ácido nítrico (HNO3) para uma diluição final da amostra de 50 mL.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A amostra de lixiviado do Centro de Tratamento de Resíduos de Gomecello tinha uma COD inicial média de 42000 mg/L. Para a cor inicial, foi estabelecido um comprimento de onda dominante de 474 nanómetros e uma pureza de 50% para a amostra de lixiviado. A cor do lixiviado, de acordo com o comprimento de onda dominante, foi azul escuro. A concentração de sólidos totais era de 16410 mg/L e de sólidos voláteis 10076 mg/L no lixiviado.

3.1 COD do lixiviado após a floculação

Os valores de pH em que foi obtida a maior redução de COD do lixiviado foram 2,5 (85%) e 2 (86%). Contudo, foram observados níveis muito semelhantes de redução de COD a pH 4,5, 4,0 e 3, com 82,1%, 82,1% e 82,2% de eficiência, respectivamente.

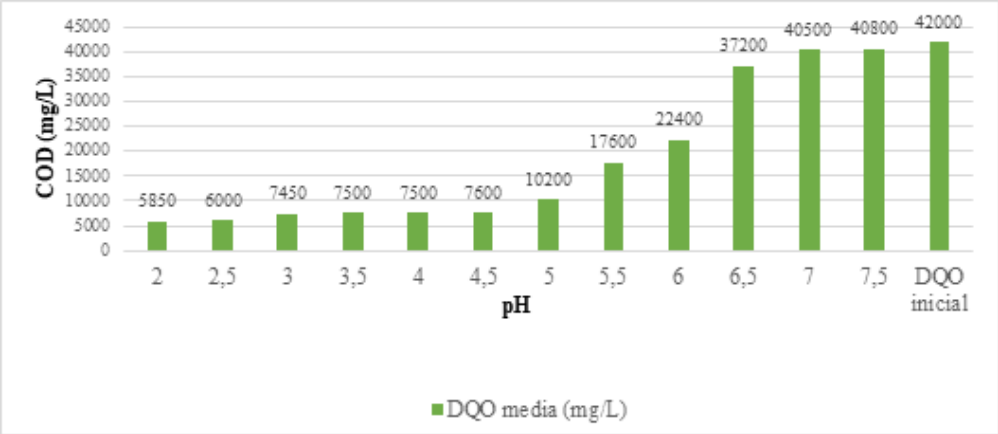


Fig 1. COD final do lixiviado em função do pH.

3.2 Redução da cor do lixiviado após a floculação

A maior redução de cor do lixiviado (87% e 90%) foi encontrada a valores de pH de 3,5 a 2,5; onde foi obtida uma mudança de cor de castanho escuro para castanho claro. Resultados semelhantes foram observados em Aziz, Alias, Adlan, & Zahari (2007), onde as maiores reduções de cor ocorreram a valores de pH entre 3 e 2 com uma redução de 60%. Por outro lado, valores mais de acordo com os obtidos neste trabalho podem ser observados em Wang *et al* (2002), onde a pH 3 foi registada uma redução de 80% da cor dos lixiviados dos aterros.

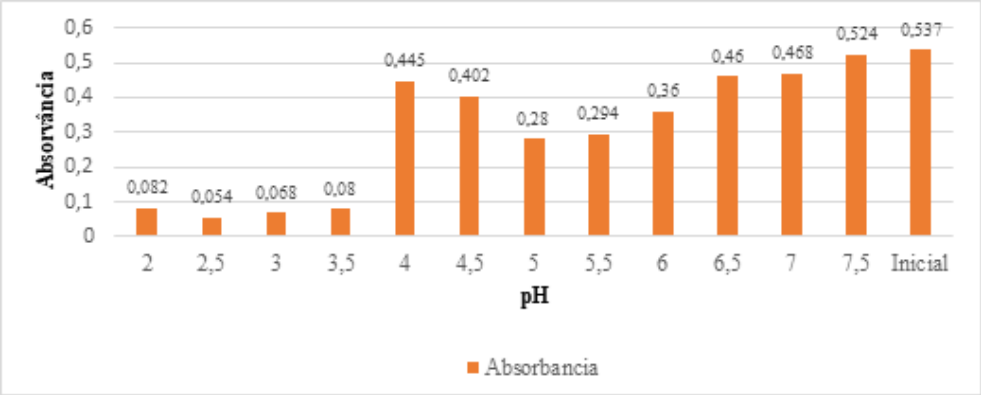


Fig 2. Absorvância para cada amostra de lixiviado a pH diferente.

3.3 Potencial Z em função do pH

A figura 3 mostra as variações do potencial Z em relação ao pH das amostras, com uma tendência para a neutralização da carga quanto mais baixo for o valor do pH. A pH 3,5 ou inferior, foi observada uma tendência para a neutralidade da carga eléctrica, indicando que os processos de atracção de partículas e, portanto, a floculação de partículas é promovida.

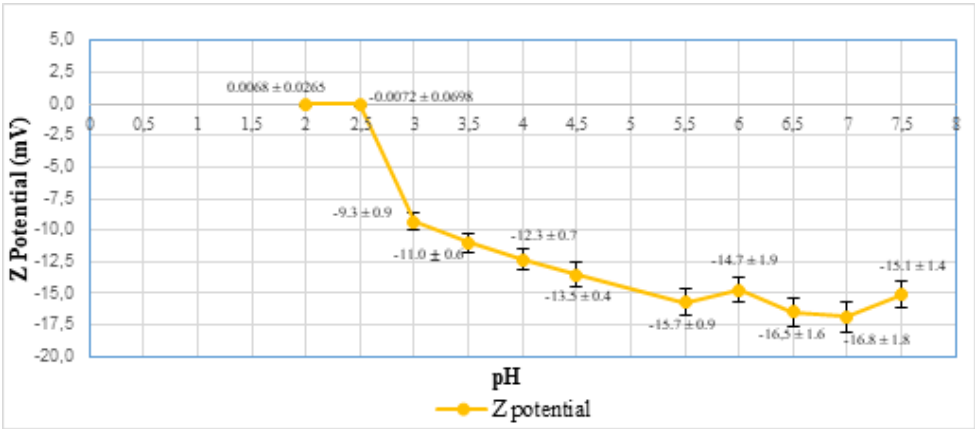


Fig 3. Potencial Z em função do pH.

A floculação sensível ao pH do lixiviado analisado é condicionada por dois factores principais: o potencial Z e o pH (**ver Figura 4**). Propõe-se que a fracção orgânica representada pelos ácidos húmicos no COD do lixiviado precipita ao atingir valores neutros de potencial Z a pH inferior a 3,5. Resultados concordantes foram observados em Prado, Pertusatti, & Nunes (2011), onde a pH 2 foi alcançada uma maior condensação da molécula de ácido húmico, enquanto que em Rivas, Beltrán , Carvalho, Acedo, & Gimeno (2004), foi observado que a acidificação do lixiviado abaixo do pH 3 conseguiu reduzir a COD em 25%, associando-a à precipitação de ácidos húmicos.

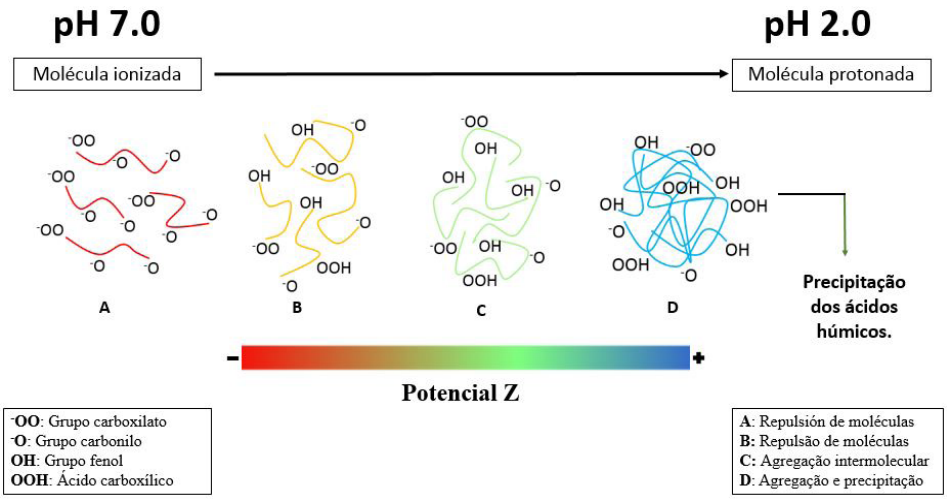


Fig 4. Agregação dos ácidos húmicos.

4. CONCLUSÕES

A floculação da fracção orgânica do lixiviado representada pelos ácidos húmicos é condicionada por variações no pH e no potencial Z. A valores baixos de pH (4,5 a 2) os ácidos carboxílicos e fenóis presentes nas moléculas de ácido húmico protonato e formam ligações de hidrogénio que induzem a sua agregação e subsequente precipitação. Além disso, os valores de potencial Z próximos da neutralidade promovem a desestabilização das partículas através de uma alteração das cargas eléctricas, permitindo assim uma aglomeração e precipitação das moléculas de ácido húmico presentes no lixiviado. Isto resulta numa redução significativa da cor e da matéria orgânica difícil de degradar, que é principalmente representada pelas substâncias húmicas presentes no lixiviado com elevada carga orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. (2017). *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.* Madrid: Ediciones Díaz de Santos S.A.

Aziz, A. H., Alias, S., Adlan, N., & Zahari, S. (2007). Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource technology, 98*, 218-220. doi:10.1016/j. biortech.2005.11.013

Domínguez, J., Costa, C., Autrán, B., & Márquez , M. C. (2019). Characterization and biological stabilization of leachates from solid waste in north-centre Spain for agricultural application. *Waste Biomass Valor, 10*, 167-168.

Prado, A., Pertusatti, J., & Nunes, A. (2011). Aspects of protonation and deprotonation of humic acid surface on molecular conformation. *Journal of Brazilian Chemical Society, 22*(8), 1478-1483. doi:10.1590/S0103-50532011000800011

Rivas, J., Beltrán , F., Carvalho, F., Acedo, B., & Gimeno, O. (2004). Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials, 116*, 95-102. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.07.022

Wang, Z.-P., Zhang, Z., Lin, Y.-j., Deng, N.-S., Tao, T., & Zhuo, K. (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials., 95*, 153-159.

Yu, M.-D., Xi, B.-D., Zhu, Z.-Q., Zhang, L., Yang, C., Geng, C.-M., & He, X.-S. (2020). Fate and removal o faromatic organic matter upon a combined leachate treatment process. *Chemical Engineering Journal, 401*, 126-157. doi:doi.org/10.1016/j.cej.2020.126157

43

PLANO MUNICIPAL DE CONTINGÊNCIA PARA PERÍODOS DE SECA DO MUNICÍPIO DE LOULÉ

Horácio CARVALHO[1], Sérgio COSTA[2], Lídia TERRA[3]

[1] *Engenheiro do Ambiente, Técnico Superior na Divisão de Ação Climática e Economia Circular da Câmara Municipal de Loulé, hcarvalho@cm-loule.pt*

[2] *Mestre em Engenharia do Ambiente, Diretor Executivo da Simbiente – Engenharia e Gestão Ambiental, Lda., sergio.costa@simbiente.com*

[3] *Geógrafa, Chefe da Divisão de Ação Climática e Economia Circular da Câmara Municipal de Loulé, lidia.terra@cm-loule.pt*

RESUMO

A elaboração do Plano Municipal de Contingência para Períodos de Seca de Loulé (PMCPS de Loulé) pretendeu dotar o município de Loulé de mecanismos que lhe permitissem lidar de forma eficaz e adequada com períodos de seca, promovendo a diminuição dos seus efeitos e danos.

Em termos da sua metodologia, o PMCPS identifica e considera como a sua unidade de gestão os vários subsistemas de distribuição de água existentes no município. Prevê uma monitorização do fenómeno da seca pelo acompanhamento da informação matricial mensal obtida por interpolação a partir dos valores calculados na rede de estações meteorológicas do IPMA, I.P., para a região do Algarve, dos índices *Standardized Precipitation Index* (SPI) a 6 e a 12 meses e *Palmer Drought Severity Index* (PDSI) e o desencadear de um conjunto de medidas de natureza contingente e progressiva à medida que determinados limiares vão sendo atingidos.

Este plano, em conjunto com outras políticas internas para uma gestão eficiente da água, deverá apoiar e dinamizar a atualização do cadastro de infraestruturas hidráulicas, a georreferenciação e a renovação do parque de contadores, a revisão da estrutura tarifária, a criação de zonas de medição e controlo e, em momentos de especial severidade do fenómeno, a imposição de condicionamentos ao consumo de água dos maiores consumidores e/ou a suspensão temporária de equipamentos públicos.

Palavras-Chave: adaptação; água; alterações climáticas; recursos hídricos; seca.

1. O FENÓMENO DAS SECAS

As secas são fenómenos que ocorrem com frequência em diversas zonas do planeta, originando graves consequências económicas, sociais e ambientais. Perante um cenário de alterações climáticas bem visíveis, as secas, como fenómenos extremos que são, têm

merecido uma particular atenção em todo o planeta e têm gerado enormes preocupações e impactes, afetando diretamente a vida das pessoas.

Devido a estas preocupações, têm surgido diversas iniciativas promovendo um maior planeamento de situações de seca e procurando a criação de políticas de gestão da seca baseadas em ações que tenham como objetivo melhorar a previsão ou alerta precoce de situações de seca e mitigar os seus impactes (Mendes *et al*., 2008).

Sendo Portugal um país sistematicamente fustigado por períodos de seca e resultando estes, em alguns casos, em escassez de água, tem sido aprimorado o quadro institucional nesta matéria.

No caso de um plano de minimização de riscos da seca, a questão dos seus destinatários é extremamente importante. Ou seja, será necessário definir ou prever quais serão as instituições, as organizações, os indivíduos, os bens materiais e imateriais ou os interesses comuns que serão afetados de forma direta ou indiretamente pelas medidas adotadas no plano. A resposta a esta questão pode ser bastante complexa e suscitar muita controvérsia, mas encaixa-se essencialmente em três vertentes: a ambiental, a económica e a social (Mendes, 2008).

2. AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NO MUNICÍPIO DE LOULÉ

A ação climática é assumidamente uma das prioridades da atual gestão municipal, devidamente orientada pela **Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas de Loulé** (EMAAC de Loulé), aprovada a 8 de junho de 2016, e atualizada pelo **Plano Municipal de Ação Climática de Loulé** (PMAC de Loulé), aprovado a 12 de maio de 2021.

No decurso da elaboração da sua EMAAC, o município identificou como uma das suas opções de adaptação prioritárias a elaboração e implementação de um **Plano Municipal de Contingência para Períodos de Seca de Loulé** (PMCPS de Loulé), estando agora em fase de validação final e assumido como ação prioritária no PMAC de Loulé enquanto ‘Implementação do Plano Municipal de Contingência para Períodos de Seca’.

2.1 Objetivos do PMCPS de Loulé

A elaboração de um instrumento com as características do PMCPS pretende dotar o município de mecanismos que garantam uma resposta adequada e eficaz a períodos de seca, atenuando os efeitos e os danos causados por estes fenómenos sobre a totalidade do território municipal, a sua população e os diferentes sectores económicos que nele desenvolvem a sua atividade.

De uma forma sistemática, são objetivos específicos do PMCPS de Loulé:

- A identificação das partes do território e da população mais críticos e vulneráveis;
- O robustecimento do conhecimento dos sistemas de distribuição de água existentes,

tanto no município como na região, sejam estes de utilização regular ou passíveis de ativação em momentos de grave carência de água;

- A definição dos princípios orientadores para os procedimentos a serem adotados em caso de ameaça de seca e em situação de seca efetiva, através da determinação de limiares a monitorizar e das respostas a desencadear à medida que esses limiares vão sendo atingidos;
- A identificação e a catalogação dos meios e dos recursos a serem mobilizados para garantir o abastecimento de água a partir de origens alternativas;
- A priorização dos consumos de água;
- A definição dos mecanismos de informação, alerta e comunicação com os cidadãos e os restantes agentes socioeconómicos.

3. METODOLOGIA DO PMCPS

Importa desde logo distinguir entre os conceitos de **escassez de água** enquanto "*a carência de recursos hídricos disponíveis face ao que seriam os suficientes para atender às necessidades de uso da água numa região*", resulte esta de mecanismos físicos ou económicos, e de **seca** enquanto "*uma redução temporária da disponibilidade de água, devida a precipitação insuficiente, sendo uma catástrofe natural com propriedades bastante específicas. De uma maneira geral é entendida como uma condição física transitória, associada a períodos mais ou menos longos de reduzida precipitação, com repercussões negativas nos ecossistemas e nas atividades socioeconómicas*" (APA, 2019). Desta clarificação dos dois conceitos resulta que podem verificar-se períodos de seca sem que se observem situações de escassez de água, tal como se podem verificar situações de escassez de água sem que a estas estejam associados períodos de seca (devido, por exemplo, a ineficiências infraestruturais).

O conceito de seca pode ainda ser desdobrado segundo as distinções entre **seca meteorológica**, caracterizada pela "*não ocorrência de precipitação*" e definida "*como a medida do desvio da precipitação em relação ao valor normal*"; **seca agrícola**, "*associada à falta de água causada pelo desequilíbrio entre a água disponível no solo, a necessidade das culturas e a transpiração das plantas*"; **seca hidrológica**, "*associada ao estado de armazenamento das albufeiras, lagoas, aquíferos e das linhas de água em geral*"; e **seca socioeconómica**, que "*ocorre quando o decréscimo de disponibilidade de água é de tal ordem acentuado que tem consequências negativas nas pessoas e nas atividades económicas*" (APA, 2019).

Estas diferentes tipologias de seca ocorrem normalmente de uma forma sequencial no tempo, começando por fazer-se sentir uma alteração nos padrões de precipitação (seca meteorológica), passando progressivamente a refletir-se numa escassez de água no solo e no stress hídrico das plantas (seca agrícola) e, por fim, quando o período de seca se prolonga por tempo suficiente, a notar-se uma redução nas disponibilidades das massas de água superficiais e/ou subterrâneas (seca hidrológica).

Para efeitos de planeamento, e em concordância com as orientações da Comissão Permanente de Prevenção, Monitorização e Acompanhamento dos Efeitos da Seca, as primeiras duas tipologias de seca referidas são consideradas em conjunto – designando-se por **seca agrometeorológica** – uma vez que a sua relação causa-efeito está intrinsecamente estabelecida e, em termos da sua gestão, os procedimentos devem ser diferenciados dos para uma situação de seca hidrológica.

O **âmbito territorial** do PMCPS de Loulé coincide com os limites territoriais do município de Loulé e inclui as massas de água superficiais e subterrâneas neste contidas, sendo consideradas as áreas de jurisdição das diferentes entidades com responsabilidades na gestão dos sistemas de abastecimento de água neste território.

O **período temporal de referência** do PMCPS de Loulé corresponde ao período compreendido entre os anos de 2004 e de 2017, sendo com base em dados para este período que foram analisados aspetos como as disponibilidades e as necessidades hídricas do município, a sazonalidade dos seus padrões de consumo, entre outros. Nos casos em que se procurou fazer uma caracterização o mais atual possível – a dos sistemas de distribuição de água existentes no município, por exemplo –, foi tido por referência apenas o ano de 2017, o mais recente ano completo aquando do início dos trabalhos.

As **unidades de gestão** consideradas no PMCPS de Loulé são os vários subsistemas de distribuição de água existentes no município.

Em termos quotidianos e operacionais, a rede de infraestruturas que assegura o abastecimento de água à população de Loulé é complexa e nem sempre entendida de uma forma discreta e individualizada. Se algumas unidades podem mais imediatamente ser individualizadas por terem uma gestão que não a da Câmara Municipal de Loulé, por apresentarem uma independência física dos demais componentes da rede de infraestruturas ou por recorrem a água que não a fornecida pela Águas do Algarve, S.A., outras unidades tiveram de ser encontradas por análise do território e dos aglomerados populacionais que servem ou das infraestruturas de que dependem.

Desta análise, resultou terem sido considerados 24 subsistemas de distribuição de água no município de Loulé geridos, considerando a ‘alta’ e a ‘baixa’ por sete entidades gestoras diferentes.

A determinação das **necessidades de água de referência** teve por base uma análise dos dados de faturação de água ao consumidor final disponíveis nos serviços camarários.

A estrutura destes dados permitiu fazer a sua desagregação segundo freguesias e tarifas. Houve então a necessidade de distribuir os volumes de água faturados pelos vários subsistemas de distribuição e de lhes atribuir valores de população servida, algo possível com recurso à informação constante na Base Geográfica de Referenciação de Informação (BGRI) construída e disponibilizada pelo Instituto Nacional de Estatística (INE, 2011). A distribuição desses volumes de água faturados pelas tipologias de uso consideradas no PMCPS foi feita por compatibilização destas com as tarifas em vigor.

De modo conservativo, os **consumos de referência** para cada subsistema foram calculados com base na média mensal do período de maior consumo, período esse que é diferente para os vários subsistemas e que foi encontrado por análise dos perfis e da frequência de medição dos consumos registados pelo sistema de faturação.

Foram adotados critérios para a definição daqueles que deveriam ser considerados os **'grandes consumidores'** do sistema (consumo anual de água superior a 5000 m3 em 2016 ou em pelo menos dois dos anos compreendidos no período entre 2014 e 2016), assim como os seus **'consumidores sensíveis'** por razões de vulnerabilidade da população ou de prioridade da atividade.

A **monitorização do fenómeno da seca** reveste-se de uma certa complexidade, sendo que o acompanhamento de dois índices reúne o consenso da comunidade científica e vai ao encontro das recomendações da Organização Meteorológica Mundial. São estes o *Standardized Precipitation Index* (SPI) a 6 e a 12 meses e o *Palmer Drought Severity Index* (PDSI), cuja informação matricial mensal é obtida por interpolação a partir dos valores calculados na rede de estações meteorológicas do Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA). Entendeu-se ainda ser pertinente fazer um acompanhamento dos piezómetros ativos da rede do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), conscientes de que um tal acompanhamento não deve estar associado à resposta de contingência prevista no PMCPS, tal o desfasamento temporal entre a verificação de episódios de seca e a manifestação de efeitos causados por estes nos níveis piezométricos desta rede.

A **resposta de contingência** diferenciada à seca agrometeorológica que o PMCPS de Loulé prevê será ativada à medida que a monitorização dos índices descritos anteriormente mostre terem sido atingidos certos limiares predefinidos associados à seca agrometeorológica, com outros limiares associados à seca hidrológica a serem utilizados como critério de confirmação.

A implementação de uma série de **medidas de contingência** com um carácter progressivo tem por objetivo contrariar uma tendência para a diminuição da capacidade para garantir o normal abastecimento de água às populações e às atividades económicas mais relevantes. Estas medidas, de natureza mais operacional e cuja implementação se espera venha a produzir resultados num curto prazo, incluem:

- Suspensões temporárias do abastecimento;
- Condicionamentos à rega de espaços verdes e à utilização de equipamentos desportivos;
- Ativação de protocolos para uma redução temporária de consumos por parte dos 'grandes consumidores';
- Fornecimento de água aos núcleos mais vulneráveis da população através de métodos alternativos.

Outro conjunto de medidas previstas no PMCPS de Loulé diz respeito a medidas de um carácter preventivo e transversal, que procuram atuar tanto sobre a oferta como sobre a procura de água e que deverão melhor preparar as entidades gestoras e os sistemas de distribuição para futuras situações de contingência. Estas **medidas de prevenção e preparação**, cuja implementação se espera venha a produzir resultados num curto a médio prazo e, em alguns casos, tornar possível uma efetiva implementação de certas medidas de contingência – incluem:

- Reforço do cadastro de infraestruturas hidráulicas que compõem os sistemas de abastecimento de água;
- Reforço da manutenção e do sistema de gestão desses equipamentos e infraestruturas;
- Criação de zonas de medição e controlo;
- Renovação do parque de contadores e reforço da ação inspetiva de fugas e usos excessivos;
- Redução das perdas físicas nos sistemas de abastecimento;
- Revisão do modelo tarifário e modernização do sistema de faturação;
- Estudo de possibilidades de armazenamento estratégico em locais hidrologicamente viáveis;
- Criação de um plano de reservas estratégicas de águas subterrâneas;
- Estudo de soluções para a reutilização de caudais de manutenção em piscinas públicas;
- Elaboração e aprovação de um Regulamento Municipal para Períodos de Seca;
- Constituição de uma Comissão Municipal de Gestão da Seca;
- Celebração de protocolos para uma redução temporária de consumos por parte dos ‘grandes consumidores’.

Um terceiro conjunto de **medidas de adaptação** pretende aumentar a resiliência do território a episódios de seca e de escassez de água através de uma melhor gestão da procura e das necessidades de água.

O PMCPS de Loulé tem dedicado um **plano de comunicação** que inclui iniciativas de sensibilização, formação e educação ambiental dirigidas a públicos-alvo específicos e à população em geral. Estas deverão fomentar o conhecimento das populações acerca do uso eficiente da água e do fenómeno da seca. A ativação do plano de comunicação deverá preparar o terreno para a implementação das medidas de contingência, assegurando que estas são entendidas e aceites pelas populações e potenciando que os seus objetivos sejam atingidos.

O **acompanhamento** da gestão e operacionalização do PMCPS far-se-á através de um conjunto de 45 indicadores, divididos entre de ‘pressão’, ‘estado’ e ‘resposta’, que permitirão simultaneamente avaliar o impacte das medidas implementadas e aumentar o conhecimento sobre o uso da água e a resposta do território a períodos de seca.

4. CONCLUSÕES E DESAFIOS

Todo este processo de referência local, com base num plano único à escala nacional, permitiu ampliar o conhecimento de que dispúnhamos nesta matéria, evidenciar lacunas na informação ao nosso dispor e oportunidades para melhorarmos a compatibilidade entre os diferentes silos em que esta é produzida e se encontra armazenada.

O PMCPS de Loulé foi já instrumento preponderante para o lançamento de novos projetos e estudos e contribuirá para uma tomada de decisão mais consciente, otimizando a gestão e reduzindo os custos associados aos riscos ambientais e económicos da inação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Câmara Municipal de Loulé (2016) Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas

Câmara Municipal de Loulé (2021) Plano Municipal de Ação Climática de Loulé

Câmara Municipal de Loulé (2022) Plano Municipal de Contingência para Períodos de Seca

Grupo de Trabalho da Comissão Permanente de Prevenção, Monitorização e Acompanhamento dos Efeitos da Seca (2017) Plano de Prevenção, Monitorização e Contingência para Situações de Seca

Mendes, J. (2008) Linhas para a Elaboração de um Plano de Minimização dos Riscos de Seca em Zonas com Escassez de Recursos Hídricos – O caso da margem esquerda do Guadiana. In: Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Civil – Especialização em Hidráulica, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Mendes, J., Vivas, E., Maia, R. (2008) Metodologia para a Elaboração de um Plano de Minimização dos Riscos de Seca. Aplicação ao caso da margem esquerda do Guadiana. In: 3.as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 31 Oct. 2008

Portela, M.M., Santos, J.F.F., Naghettini, M., Matos, J.P., Silva, A.T. (2012) Superfícies de Limiares de Precipitação para Identificação de Secas em Portugal Continental: Uma aplicação complementar do índice de precipitação padronizada, SPI. In: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos: Revista Recursos Hídricos, 33 (02), Lisboa, Nov. 2012, 5 – 23

Serra, D.S. (2014) Modelação de secas. Aplicação a casos de estudo. In: Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa, Feb. 2014

Vivas, E.B.F. (2011) Avaliação e Gestão de Situações de Seca e Escassez – Aplicação ao caso do Guadiana. In: Dissertação para Doutoramento em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Feb. 2011

Cho M, Ha K-C, Choi YS, Lachassagne P, Wyns R (2003) Relationship between the permeability of hard-rock aquifers and their weathered cover based on geological and hydrogeological observations in South Korea. In: Krasny J, Hrkal Z & Bruthans J (eds): Proceedings of IAH international conference on groundwater in fractured rocks, Prague, 15-19 Sept. 2003, 41-42

Krasny J (1996) Hydrogeological Environment in Hard Rocks: An Attempt at its Schematizing and Terminological Considerations. In: Proceedings of First Workshop on Hardrock Hydrogeology of the Bohemian Massif, Acta Universitatis Carolinae Geologica, 40, Praha, 115-122

REFERÊNCIAS INTERNET

Agência Portuguesa do Ambiente, Ficha Temática “Seca”. In: Portal do Estado do Ambiente, 2021. Disponível em: <https://rea.apambiente.pt/content/seca> Acesso em 6 de junho de 2022

Instituto Nacional de Estatística, Base Geográfica de Referenciação de Informação, 2011. Disponível em: <http://mapas.ine.pt/download/index2011.phtml> Acesso em 6 de junho de 2022

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

DESENVOLVIMENTO DE ABORDAGEM DE MODELAÇÃO 1D/2D DE SISTEMAS URBANOS DE DRENAGEM PLUVIAL COM RECURSO AOS MODELOS SWMM E MOHID LAND

João BARREIRO[1], Flávio SANTOS[2], Ramiro NEVES[2], José S. MATOS[1], Filipa FERREIRA[1]

[1] *CERIS, Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal. joao.barreiro@tecnico.uliboa.pt, jose.saldanha.matos@tecnico.ulisboa.pt, filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt*

[2] *MARETEC, Instituição, Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal. flavio.t.santos@tecnico.ulisboa.pt, ramiro.neves@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

A crescente consciencialização dos efeitos das alterações climáticas tem levantado novas preocupações no que respeita à avaliação do desempenho dos sistemas urbanos de drenagem pluvial, atendendo às diferentes solicitações e condições de fronteira: por um lado, o provável agravamento em intensidade e frequência de eventos de precipitação extremos, isto é, eventos de menor duração e maior intensidade; por outro lado, o aumento do nível médio das águas do mar e dos fenómenos de sobrelevação de maré representam um risco acrescido para o desempenho dos sistemas, dado o seu forte condicionamento das condições de descarga neste meio recetor. Neste contexto, revela-se particularmente útil o recurso à avaliação do desempenho dos sistemas urbanos de drenagem através de ferramentas de modelação 1D, como o EPA-SWMM. Contudo, este tipo de modelos apresenta limitações no que respeita à consideração da eficiência dos dispositivos de interceção de caudal (tipicamente sarjetas de passeio e sumidouros de grade), bem como à ocorrência de extravasamentos pelas tampas das câmaras de visita, em resultado da entrada em carga dos coletores, e à propagação dos volumes extravasados à superfície. A disponibilidade de ferramentas de modelação *freeware* que considerem estes processos é ainda escassa. O presente artigo divulga uma nova ferramenta de modelação 1D/2D que permite a consideração simultânea dos processos de escoamento à superfície e nos sistemas de drenagem, bem como as interações entre estes. A abordagem desenvolvida, de modelação sequencial, recorre a dois modelos de código aberto e acesso livre, o modelo EPASWMM (1D), desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, e o modelo MOHID Land (2D), desenvolvido pelo MARETEC. Esta abordagem foi aplicada ao estudo do caso de Albufeira, no Sul de Portugal.

Palavras-Chave: modelação 1D/2D; drenagem urbana; inundações; sistemas de drenagem.

1. INTRODUÇÃO

No contexto urbano, os eventos de precipitação de curta duração e elevada intensidade, também denominados de eventos extremos de precipitação, têm levantado grandes preocupações no que respeita à ocorrência de inundações. Neste tipo de eventos, o escoamento gerado é tipicamente superior aos caudais de dimensionamento, excedendo a capacidade das infraestruturas. Nestas situações, é comum verificarse uma limitação na capacidade de resposta dos sistemas de drenagem pluvial, quer no que respeita à captação do escoamento superficial através de dispositivos intercetores (tipicamente sarjetas de passeio e sumidouros de grade), quer no que diz respeito ao transporte dos caudais captados através dos coletores. A ineficiência dos dispositivos intercetores contribuirá maioritariamente para a prevalência do escoamento à superfície, enquanto a capacidade limitada dos coletores contribuirá para o agravamento das inundações pelo potencial extravasamento de caudais através das câmaras de visita (e dos dispositivos intercetores). Este último fenómeno tornase particularmente preocupante na presença de sistemas unitários, dado o potencial de exposição aos poluentes transportados. Adicionalmente, os atuais cenários de alterações climáticas têm como consequência o provável agravamento em intensidade e frequência destes eventos, bem como o incremento dos níveis de maré, condição de fronteira muito limitante em cidades costeiras.

Como descrito, as inundações urbanas são um fenómeno hidrodinâmico complexo, que compreende um variado conjunto de processos, podendo ser simulados por modelos hidráulicos dinâmicos. A modelação de sistemas de drenagem urbana é tipicamente realizada recorrendo a modelos 1D, que consideram a propagação do escoamento gerado nas subbacias urbanas ao longo de canais abertos e coletores. Contudo, este tipo de modelos não simula os processos de interface entre o escoamento nos sistemas de drenagem e o escoamento superficial, nomeadamente a captação de caudal pelos dispositivos intercetores e a propagação à superfície dos caudais extravasados devido à entrada em carga do sistema, tendo surgido o desenvolvimento de modelos acoplados 1D/1D e 1D/2D, que visam a integração da modelação do escoamento superficial com a modelação do escoamento nos sistemas de drenagem (Henonin *et al*., 2013).

Recentemente, vários *softwares* comerciais têm vindo a ser desenvolvidos com vista à modelação 1D/2D de inundações urbanas, tais como o Mike Urban (DHI, 2012), Infoworks ICM (Innovyze, 2012) ou OpenFlows FLOOD (Bentley, 2019). Naturalmente, a abordagem comercial é de licenciamento de software de código fechado, sendo que a disponibilidade de ferramentas *open-source* e/ou *freeware* com esta finalidade é ainda escassa (Leandro & Martins, 2016). Embora exisitindo na literatura um conjunto de abordagens com diferentes graus de complexidade e de simplificações conceptuais dos processos envolvidos (por exemplo, Martins, 2016; Chen *et al*., 2017; Wu *et al*., 2018; Sañudo *et al*., 2020)the 1D pipe network flows and the complex interactions between the surface and subsurface systems (overland and pipe networks, a maioria destas não resulta na divulgação de ferramentas de acesso livre ou código aberto, tornando a sua aplicacabilidade muito difícil noutros contextos ou estudos de caso.

2. DESENVOLVIMENTO DE ABORDAGEM DE MODELAÇÃO 1D/2D

2.1 Modelos usados

O Storm Water Management Model (SWMM) é um modelo de simulação de precipitaçãoescoamento que pode ser usado para simular quantitativa e qualitativamente o escoamento em áreas urbanas face a eventos pontuais ou de longa duração, i.e., contínuos (Rossman, 2015). Desenvolvido desde 1971 pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), foi um dos primeiros modelos de redes de drenagem de acesso livre. O desenvolvimento do modelo permite, hoje, simular redes de comprimento ilimitado, usar uma grande variedade de formas de secção transversal de condutas e de canais, considerar elementos especiais como unidades de armazenamento e/ou tratamento, bombas, descarregadores e orifícios, bem como aplicar caudais externos e características de qualidade da água, caudais de tempo seco e outros caudais afluentes à rede. A possibilidade de resolução completa das equações de Saint-Venant unidimensionais (onda dinâmica) permite modelar vários regimes de escoamento como águas estagnadas, entradas em carga e contra-escoamentos. (Rossman & Simon, 2022) .

O MOHID Land, desenvolvido pelo grupo de investigação MARETEC do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa, é um modelo integrado com quatro compartimentos (atmosfera, meio poroso, superfície do terreno, e rede de drenagem fluvial). A água move-se através dos meios com base em equações de conservação de massa e momento. A atmosfera não é explicitamente simulada, mas fornece dados necessários para impor condições de fronteira à superfície do modelo (precipitação, radiação solar, vento, etc.) que podem ser variadas no espaço e tempo. O modelo baseia-se em volumes finitos organizados numa grelha estruturada, rectangular no plano horizontal, e tipo cartesiano no plano vertical. A superfície do terreno é descrita por uma grelha horizontal 2D e o meio poroso é um domínio 3D que inclui a mesma grelha horizontal que a superfície complementada por uma grelha vertical com camadas de espessura variável. A rede de drenagem fluvial é um domínio 1D definido a partir do modelo digital de terreno (MDT), com trechos que ligam os centros das células de superfície. Os fluxos são calculados sobre as faces dos volumes finitos e as variáveis de estado são calculadas no centro para assegurar a conservação das propriedades transportadas. O escoamento superficial é resolvido utilizando as equações completas de Saint-Venant (Brito *et al.*, 2015; MARETEC, 2020).

2.2 Racional e estratégia de acoplamento

O racional de acoplamento entre estes modelos teve por base o aproveitamento máximo do potencial de cada um deles, de forma a minimizar as alterações necessárias face à aplicação independente dos mesmos. Foram feitas alterações computacionais, com a adição de um módulo específico na componente MOHID Land. Desta forma, considera-se que o modelo acoplado é formado por duas componentes, cada uma respeitante ao respetivo modelo: a componente MOHID Land, que é resposável pela geração e propagação de escoamento

superficial e pela sua captação pelos dispostivos intercetores; e a componente SWMM, que é responsável pela propagação dos caudais captados ao longo da rede de drenagem pluvial e respetiva descarga no meio recetor. A Figura 1 resume as interações entre ambas as componentes consideradas.

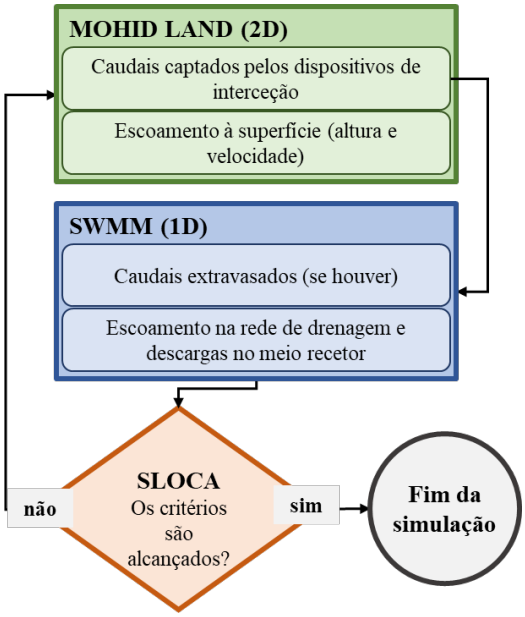


Figura 1. Fluxograma conceptual do modelo acoplado MOHID Land/SWMM.

Os fundamentos do racional de acoplamento são os seguintes:

1. Os dispositivos de interceção capturam uma parte do escoamento superficial, direcionando-a para uma câmara de visita da rede de drenagem urbana. O caudal capturado corresponde a um dado volume de água, que irá resultar numa diminuição da altura de coluna de água na célula corresponde da malha do modelo de superfície 2D. Desta forma, o escoamento superficial será “atraído” para esta célula. Este processo é realizado na componente MOHID Land.
2. O caudal captado é direcionado e transportado pela rede de drenagem urbana e, em condições normais, descarregado no meio recetor. Este processo é realizado na componente SWMM.
3. Em determinadas condições, consideradas anormais, os dispostivios de interceção não apresentam capacidade de captação suficiente, levando ao acumulamento de água em zonas baixas ou depressões. Adicionalmente, quando o caudal transportado pela rede de drenagem ultrapassa a respetiva capacidade de transporte e a linha de energia num dado nó atinge a cota do terreno, parte do caudal será extravasado para a respetiva célula da malha do modelo de superfície 2D, em função da diferença entre a cota do escoamento à superfície e a cota da linha de energia do escoamento na rede de drenagem.

4. A eficiência de captação dos dispostivos de interceção é função da geometria do dispositivo e das condições do escoamento à superfície (altura e velocidade). Quando uma dada câmara de visita se encontra em carga e se verifica extravasamento para a superfície, a capacidade de captação dos dispostivos de interceção a ela conectados é considerada nula.

Os modelos são corridos sequencialmente através um acoplamento *offline*, sendo os caudais trocados entre modelos através de séries temporais: a componente MOHID Land escreve séries temporais de caudais captados a introduzir em cada câmara de visita na componente SWMM e a componente SWMM escreve séries temporais de caudais extravasados para a superfície a introduzir nas respetivas células da malha do modelo de superfície 2D da componente MOHID Land.

Dado o acoplamento sequencial, é necessário definir critérios de convergência dos resultados obtidos por forma a existir um processo de decisão que indique se é necessário voltar a correr os modelos ou se os resultados já apresentam uma convergência satisfatória. Para o efeito, foi desenvolvida uma ferramenta (SLOCA – SWMM/Land Operational Convergence Analyst) que analisa os resultados obtidos nos modelos e realiza esta decisão com base em dois critérios principais: a ocorrência, ou não, de caudais extravasados pelas câmaras de visita e a variabilidade de resultados de altura de coluna de água num conjunto de pontos de amostra.

3. APLICAÇÃO AO ESTUDO DO CASO DE ALBUFEIRA

O acoplamento MOHID Land/SWMM foi aplicado ao estudo do caso de Albufeira, no Sul de Portugal. A zona urbana da cidade de Albufeira encontra-se na secção terminal da bacia hidrográfica da Ribeira de Albufeira, que se encontra encanada nesta zona.

A construção do modelo teve como elementos base um MDT LiDAR de resolução de 1 m e o levantamento cadastral das infraestruturas de drenagem pluvial da Câmara Municipal de Albufeira, em formato vetorial. A malha de superfície 2D é composta por 63905 células de resolução 5x5 m e a rede de drenagem pluvial considerada apresenta 406 câmaras de visita, 12 km de coletores e 1276 dispostivos de interceção (Figura 2). Foram ainda recolhidos elementos complementares em formato vetorial, nomeadamente, áreas impermeabilizadas, áreas verdes e áreas edificadas do município de Albufeira.

Na Figura 3 apresentam-se exemplos de resultados de coluna de água obtidos para um evento de preceipitação real. Verifica-se que a consideração da captação de caudal pelos dispostivos de interceção toma um papel fundamental na modelação de inundações urbanas. Esta aplicação encontra-se em fase de validação, ainda que de forma limitada, dada a escassez de dados de monitorização do escoamento nos coletores.

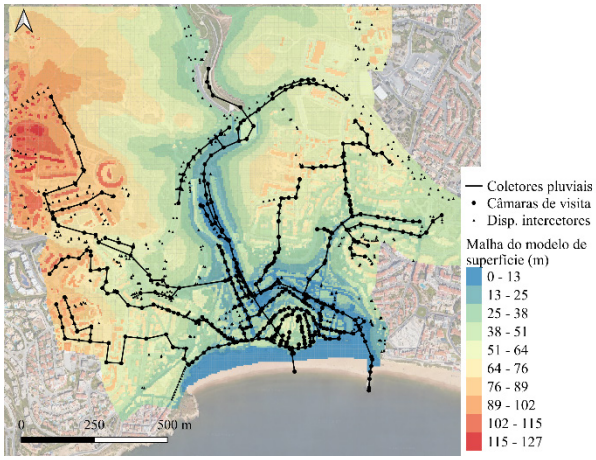


Figura 2. Infraestruturas de drenagem pluvial e malha de superfície consideradas para o acoplamento MOHID Land/ SWMM em Albufeira.

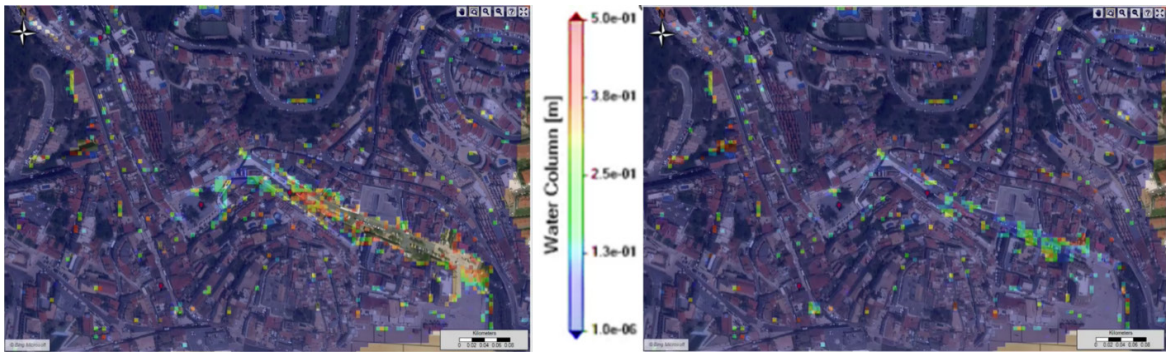


Figura 3. Comparação de resultados de coluna de água obtidos sem considerar os dispostivos de interceção (esquerda) e considerando os dispositivos de interceção existentes (direita).

4. CONCLUSÕES

A metodologia de acoplamento MOHID Land/SWMM apresentada pretende dar resposta à escassez de ferramentas de código aberto e acesso livre para a simulação de inundações urbanas que considerem processos críticos de interação entre o escoamento superficial e o escoamento na rede de coletores, nomeadamente a captação de escoamento pelos dispostivos intercetores e a propagação à superfície de caudais extravados.

A aplicação desta metodologia ao estudo do caso de Albufeira apresenta resultados promissores no que respeita ao estudo de inundações urbanas. Neste sentido, a metodologia permitirá avaliar o desempenho do sistema de drenagem pluvial da cidade de Albufeira face a diversos cenários, contando com o agravamento das solicitações devido às alterações climáticas, e diferentes alternativas de gestão, quer no que respeita à implementação de medidas de adaptação quer a regras de operação das infraestruturas de drenagem.

AGRADECIMENTOS

João Barreiro agradece à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), Portugal, pela Bolsa de Doutoramento SFRH/BD/141880/2018.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bentley. (2019). *OpenFlows FLOOD Modeling Software. Integrated Flood Modeling Software*. https://www.bentley.com/en/products/product-line/hydraulics-and-hydrology-software/openflows-flood

Brito, D., Campuzano, F. J., Sobrinho, J., Fernandes, R., & Neves, R. (2015). Integrating operational watershed and coastal models for the Iberian Coast: Watershed model implementation – A first approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 138–146. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.022

Chen, W., Huang, G., & Zhang, H. (2017). Urban stormwater inundation simulation based on SWMM and diffusive overland-flow model. *Water Science and Technology*, 76(12), 3392–3403. https://doi.org/10.2166/wst.2017.504

DHI. (2012). *MIKE URBAN*. https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-urban

Henonin, J., Russo, B., Mark, O., & Gourbesville, P. (2013). Real-time urban flood forecasting and modelling – a state of the art. *Journal of Hydroinformatics*, 15(3), 717–736. https://doi.org/10.2166/hydro.2013.132

Innovyze. (2012). *Infoworks ICM*. Innovyze Products. https://www.innovyze.com/en-us/products/infoworks-icm

Leandro, J., & Martins, R. (2016). A methodology for linking 2D overland flow models with the sewer network model SWMM 5.1 based on dynamic link libraries. *Water Science and Technology*, 73(12), 3017–3026. https://doi.org/10.2166/wst.2016.171

MARETEC. (2020). *MOHID Land.* MOHID Water Modelling System. http://www.mohid.com/pages/models/mohidland/mohid_land_home.shtml

Martins, R. (2016). *Development of a fully coupled 1D/2D Urban Flood Model* [Tese de Doutoramento em Engenharia Civil, no ramo de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra]. http://hdl.handle.net/10316/29582

Rossman, L. (2015). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1*. US EPA. https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-02/documents/epaswmm5_1_manual_master_8-2-15.pdf

Rossman, L., & Simon, M. (2022). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.2.* U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-04/swmm-users-manual-version-5.2.pdf

Sañudo, E., Cea, L., & Puertas, J. (2020). Modelling Pluvial Flooding in Urban Areas Coupling the Models Iber and SWMM. *Water*, 12(9), 2647. https://doi.org/10.3390/w12092647

Wu, X., Wang, Z., Guo, S., Lai, C., & Chen, X. (2018). A simplified approach for flood modeling in urban environments. *Hydrology Research*, 49(6), 1804–1816. https://doi.org/10.2166/nh.2018.149

50

DESEMPENHO DE COBERTURAS VERDES COMO SOLUÇÃO DE CONTROLO NA ORIGEM EM CLIMA MEDITERRÂNEO

Maria Luíza SANTOS[1], Alexandre MENDONÇA[2], Cristina M. SILVA[1] Filipa FERRREIRA[1]

[1] *CERIS – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, Lisboa, Portugal, marialsantos@tecnico.ulisboa.pt; cristina.matos.silva@tecnico.ulisboa.pt; filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt*

[2] *Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, Lisboa, Portugal, alexandre.mendonca@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

As coberturas verdes são soluções de controlo na origem que têm sido cada vez mais implementadas em coberturas de edifícios, parques subterrâneos e outras construções, que, para além de acrescentarem valor estético e económico, permitem minimizar problemas urbanos recorrentes, como é o caso das inundações e o efeito da ilha de calor. As coberturas verdes surgem como alternativas para uma melhor gestão das águas pluviais no meio urbano, dado que aumentam as superfícies permeáveis e contribuem para a redução do escoamento superficial. Neste estudo, foi analisado o desempenho hidrológico de oito coberturas verdes piloto, em clima Mediterrâneo, instaladas no Intituto Superior Técnico (IST), com variação nas composições dos substratos, nas espécies de plantas utilizadas e com incorporação de resíduos de construção e demolição (RCD) agregados ao substrato técnico. Foi analisado o efeito da variação da intensidade de precipitação no desempenho das coberturas verdes. As coberturas verdes estudadas tiveram um bom desempenho: a retenção média de chuva por evento variou de 37% a 100% e a retenção média de todos os eventos foi de 81%. Além disso, o atraso de pico variou de 15 minutos a 30 minutos. Observouse que a capacidade de absorção do substrato, volume escoado e atraso no pico do escoamento não apresentaram grandes diferenças nos dois tipos de coberturas (com e sem RCD). Relativamente ao desenvolvimento da vegetação, monitorizado durante a campanha experimental, foram observadas elevadas porcentagens de cobertura vegetal, mesmo nos casos em que o substrato contém RCD. Observou-se que as espécies com maior crescimento foram a *Thymus red creeping L.* com 58% na cobertura G3, e o *Sedum album L.* com 44% na cobertura G2.

Palavras-Chave: Adição de RCD em substratos técnicos; Clima Mediterrâneo; Coberturas verdes; Desempenho hidrológico; Soluções de controlo na origem.

1. INTRODUÇÃO

As alterações climáticas representam um grande desafio ao planeamento urbano,

principalmente no que concerne à gestão do sistema de drenagem urbana. As soluções de controle na origem, que reduzem os caudais de ponta afluentes aos coletores, por meio de processos de infiltração e de retenção, podem auxiliar os sistemas urbanos a ter maior flexibilidade e adaptabilidade aos impactos esperados das alterações climáticas (Matos, 2006). Alguns exemplos de técnicas de controlo na origem são as bacias de retenção, os poços absorventes, os pavimentos com estrutura de reservatórios, as valas com coberto vegetal, as trincheiras de infiltração e as coberturas verdes, que foram os objetos de estudo desta investigação (Guerreiro *et al*., 2015).

Os telhados verdes podem ser classificados em intensivos, semi-intensivos e extensivos. Os intensivos têm um substrato mais profundo e permitem uma maior variedade de plantas, enquanto o tipo de telhado verde extensivo tem um substrato raso e plantas menores, por isso requer menor estrutura de reforço por parte da edificação, em comparação com os telhados verdes intensivos. Além disso, é necessária baixa manutenção, geralmente sem irrigação, tornando-a mais adequada para implantação em larga escala. Semi-intensivas são soluções intermediárias, em que normalmente o substrato varia de 15 a 25 cm (Fioretti *et al*., 2010; Manso *et al*., 2021).

O desempenho hidrológico das coberturas verdes depende da capacidade de absorção do substrato e do volume de água retido e descarregado pelo mesmo, mas também da capacidade de atrasar o pico do escoamento, sendo estes parâmetros dependentes da intensidade de precipitação e da humidade inicial no substrato.

2. ENQUADRAMENTO

Na Europa, apesar das soluções de coberturas verdes serem mais comuns em países do norte, já existem algumas estruturas instaladas também em países do sul e de clima Mediterrâneo, como por exemplo, o telhado verde da estação de tratamento de águas residuais de Alcântara e da Fundação Calouste Gulbenkian em Lisboa, Portugal, e a cobertura no edifício da Universidade Politécnica de Milão, na Itália.

Ademais, têm sido desenvolvidos estudos nesses países, como forma de compreender que tipologia de cobertura verde mais se adéqua a clima Mediterrâneo, que vegetações e materiais são os mais indicados, e quais os principais resultados que têm sido alcançados com as coberturas verdes. Muitos dos estudos desenvolvidos em clima Mediterrâneo analisam, tal como feito nesta investigação, a capacidade das coberturas verdes em reter a água da chuva (Brandão *et al*., 2017; Cristiano *et al*., 2020; Fioretti *et al*., 2010; Razzaghmanesh & Beecham, 2014; Schultz *et al*., 2018; Buccola & Spolek, 2011; Piro *et al*., 2018; Doménech *et al*., 2018; Palla *et al*., 2011; Garofalo *et al*. 2016; Schroll *et al*., 2011; Soulis *et al*., 2017a; Soulis *et al*., 2017b). Em geral, os valores de retenção de chuva são bastante variáveis, embora 53% dos estudos que avaliaram a retenção de chuva registaram, em pelo menos um dos casos avaliados, médias de retenção superiores a 50%.

O trabalho de campo foi realizado de março a julho de 2021 em uma área localizada no edifício de engenharia civil (38.736896, -9.140335) do Instituto Superior Técnico (IST), em Lisboa, Portugal. Lisboa apresenta condições climáticas mediterrânicas, sendo classificada como Csa pela classificação de Köppen-Geiger, que se caracteriza por um clima temperado húmido com verões secos ou quentes (Köppen, 1931).

Para este estudo, foram construídas oito coberturas verdes piloto extensivas, denominados de G1 a G8. As coberturas verdes foram construídas conforme descrito em Mendonça (2021), com variações no tipo de substrato, tipo de vegetação e presença ou ausência de resíduos de construção reciclados (RCD) misturados ao substrato (33,3% RCD e 66,6% substrato técnico), conforme apresentado na Tabela 1. As Tabelas 2 e 3 detalham as características de cada tipo de substrato utilizado nas coberturas verdes piloto.

Tabela 1. Característica de cada cobertura verde piloto.

	Substrato				**Vegetação**									
Cobertura verde	**A**	**B**	**A+RCD**	**B+RCD**	Sedum Album	***Sedum coral reef***	***Sedum forsterianum***	***Sedum oreganum e Sedum oreganum a)***	***Sedum sexangular***	***Sedum spurium***	***Sedum spurium tricolor***	***Armeria maritima***	***Thymus red creeping***	***Rosmarinus officinalis***
G1	X													X
G2	X				X	X		X	X	X				
G3	X											X	X	
G4		X			X	X		X	X	X	X			
G5			X											X
G6			X		X		X		X	X	X			
G7			X									X	X	
G8				X	X		X		X	X	X			

Tabela 2. Característica granulométrica de cada substrato técnico.

Granulometria		**Subst. A**	**Subst. B**	**Subst. A + RCD**	**Subst. B + RCD**
Fração fina (%)		26,2	17,8	37,2	34,5
Fração grosseira (%)		73,8	82,2	62,8	65,5
Granulometria (<2mm)	**Areia grossa (g kg^{-1})**	278,2	208,0	208,0	304,7
	Areia fina (g kg^{-1})	172,0	117,3	117,3	162,1
	Limo (g kg^{-1})	343,5	476,1	476,1	333,6
	Argila (g kg^{-1})	206,3	198,7	198,7	199,6

Tabela 3. Características dos substratos técnicos utilizados.

Parâmetros	Subst, A	Subst, B	Subst, A + RCD	Subst, B + RCD
pH (H_2O)	7,1	8,0	7,0	7,7
Azoto nítrico (mg/l)	3,3	5,6	431	7,7
Fósforo extraível (mg/l)	<1,0	9,4	<1,0	2,4
Potássio extraível (mg/l)	35,9	91,3	207	173
Matéria orgânica (%)	20,9	41,4	14,9	34,6
Matéria seca (%)	54,4	59,0	71,8	55,5
Densidade (g/cm³)	0,53	0,47	0,78	0,71
Condutividade hidráulica do solo saturado (cm/h)	124,1	361,6	270,3	249,8

A percentagem de cobertura vegetal foi analisada por meio de registros fotográficos semanais de cada um dos telhados (o período analisado foi de janeiro de 2021 a janeiro de 2022 – ver Figura 1). As imagens foram analisadas utilizando o software de análise de imagens *ImageJ*, conforme descrito por Liberalesso *et al*. (2021) e Pérez *et al*. (2020).

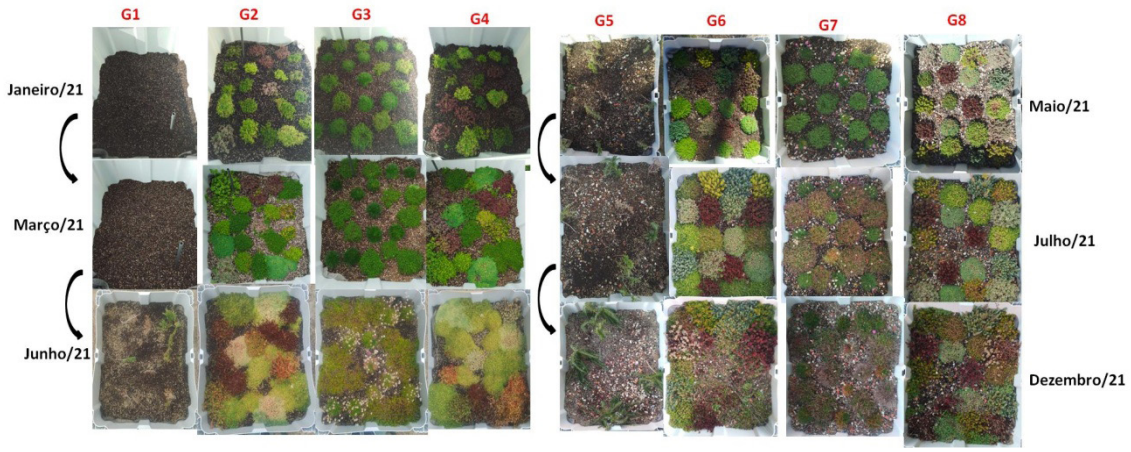


Figura 1. Evolução do crescimento da vegetação nas coberturas verdes G1 a G8.

Neste estudo experimental, a chuva artificial foi produzida à medida que simulações de chuva foram feitas usando um chuveiro de jardim. Através do controle manual da intensidade da água foi possível simular diferentes eventos de intensidade de chuva. No total, nove eventos de precipitação foram simulados.

Com o sensor HS2 HYDROSENSE II, a humidade do substrato foi monitorada antes de cada evento, inserindo-o verticalmente nos substratos dos telhados verdes. Os dados climáticos foram registados por uma estação meteorológica localizada no Instituto Superior Técnico.

Ressalta-se que, durante o período seco de verão, foi realizada rega durante três minutos em cada cobertura verde, uma vez por semana.

3. RESULTADOS

As plantas se desenvolveram bem nos substratos em que foram plantadas. Pelo que foi observado, as plantas das coberturas com substratos com RCD não apresentaram dificuldades adicionais de desenvolvimento, quando comparadas às plantas cultivadas nos substratos sem RCD. Pelo contrário, no G6 (substrato A+RCD e vegetação *sedum*), por exemplo, as plantas tiveram um rápido desenvolvimento. Pouco mais de um mês após a plantação, já apresentava uma cobertura vegetal superior a 90%. No final do verão, todas as coberturas verdes que continham vegetação composta por uma mistura de espécies de *sedum* apresentavam cobertura vegetal acima de 90%.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 4, em alguns eventos (nomeadamente eventos 3, 4, 6 e 7), os telhados verdes foram capazes de absorver toda a precipitação, pelo que não ocorreu nenhum escoamento. Refira-se que os eventos 3, 6 e 7 são classificados como fortes de acordo com as definições do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), e o evento 4 foi classificado como moderado.

No evento 8, simulado apenas nos canteiros de testes com RCD (G5 a G8), é possível observar que os telhados verdes apresentaram retenções de escoamento superficial superiores a 98%. No entanto, no evento do dia seguinte (evento 9), com a mesma intensidade e duração da precipitação, as retenções foram inferiores, dada a humidade do substrato superior em função da simulação realizada no dia anterior. Consequentemente, o substrato atingiu a saturação mais rapidamente e, portanto, reteve menos água.

Relativamente ao atraso do pico, o valor máximo alcançado neste experimento foi de 30 minutos, que ocorreu no evento 8, no G8, enquanto o atraso de pico mínimo observado foi de 15 minutos, nos eventos 1 e 2 (somente no G1). Estes resultados são semelhantes aos apresentados no estudo realizado na mesma cidade (Lisboa), por Brandão *et al*. (2017), que relataram 0,38 horas de atraso médio de pico.

Tabela 4. Resultados de porcentagem de retenção do substrato.

Evento	Intensidade (mm/h)	Percentagem absorvida pelo substrato (%)								Média de retenção por evento (%)
		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
1	12.40	55,44	72,44	84,49	68,86	-	-	-	-	70,31
2	8.39	76,20	45,11	62,20	55,90	-	-	-	-	59,85
3	23.16	100	100	100	100	-	-	-	-	100
4	35.50	100	100	100	100	-	-	-	-	100
5	44.96	100	23,37	64,00	81,40	-	-	-	-	67,19
6	63.59	100	100	100	100	100	100	100	100	100
7	63.59	100	100	100	100	100	100	100	100	100
8	12.40	-	-	-	-	98,09	98,69	100	98,39	98,79
9	8.39	-	-	-	-	38,42	35,48	41,64	32,28	36,96

4. CONCLUSÕES

As espécies *sedum* pareceram se adaptar melhor às condições climáticas mediterrâneas, uma vez que as coberturas verdes com essas espécies apresentaram maior cobertura vegetal no período analisado. A presença de RCD aparentemente não prejudicou o desenvolvimento das plantas. Pelo contrário, em alguns casos as plantas apresentaram melhor desenvolvimento. Essa observação é um resultado positivo, pois indica que materiais reciclados oriundos da construção e demolição podem ser reaproveitados na composição de substratos de telhados verdes.

As coberturas verdes extensivas estudadas tiveram bom desempenho hidrológico no clima Mediterrâneo: a retenção de chuva por evento variou de 37% a 100% e a retenção média de todos os eventos foi de 81%. Além disso, o atraso de pico variou de 15 minutos a 30 minutos.

A humidade prévia dos substratos e o tipo de vegetação e substrato parecem influenciar a capacidade de retenção dos telhados verdes. No entanto, mais estudos são necessários para confirmar os reais impactos desses parâmetros.

Nesta primeira etapa do estudo não foram recolhidas amostras para análise da qualidade da água. Contudo, na próxima etapa da investigação a qualidade da água do escoamento das coberturas verdes será analisada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio do CERIS e do Instituto Superior Técnico. Agradecemos também à FCT pela bolsa (PD/BD/150559/2019) concedida a Maria Luíza da Cunha Oliveira Santos e também pelo apoio da FCT através do projeto de investigação GENESIS (PTDC/GESURB/29444/2017).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brandão, C., Cameira, M. do R., Valente, F., Cruz de Carvalho, R., & Paço, T. A. (2017). Wet season hydrological performance of green roofs using native species under Mediterranean climate. *Ecological Engineering*, *102*, 596–611. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.025

Buccola, N., & Spolek, G. (2011). A pilot-scale evaluation of greenroof runoff retention, detention, and quality. *Water, Air, and Soil Pollution*, *216*(1–4), 83–92. https://doi.org/10.1007/s11270-010-0516-8

Cristiano, E., Urru, S., Farris, S., Ruggiu, D., Deidda, R., & Viola, F. (2020). Analysis of potential benefits on flood mitigation of a CAM green roof in Mediterranean urban areas. Building and Environment, 183, 107179. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107179

Doménech, I., Perales-Momparler, S., Morales-Torres, A., & Escuder-Bueno, I. (2018). Hydrological Performance of Green Roofs at Building and City Scales under Mediterranean Conditions. *Sustainability 2018, Vol. 10, Page 3105*, *10*(9), 3105. https://doi.org/10.3390/SU10093105

Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L. G., & Principi, P. (2010). Green roof energy and water related performance in the Mediterranean climate. Building and Environment, 45(8), 1890–1904. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.03.001

Garofalo, G., Palermo, S., Principato, F., Theodosiou, T., & Piro, P. (2016). The Influence of Hydrologic Parameters on the Hydraulic Efficiency of an Extensive Green Roof in Mediterranean Area. Water, 8(2), 44. https://doi.org/10.3390/w8020044

Guerreiro, A., Monteiro, A., Ferreira, F., Braunschweig, F., Simões, J., Guimarães, J., … Fernandes, Z. (2015). Plano Geral de Drenagem Urbana de Lisboa 2016-2030. Lisboa.

Köppen, W. (1931). Grundriß der Klimakunde. https://doi.org/https://doi.org/10.1515/9783111667751

Liberalesso, T., Tassi, R., Ceconi, D. E., Allasia, D. G., & Arboit, N. K. S. (2021). Effect of rice husk addition on the physicochemical and hydrological properties on green roof substrates under subtropical climate conditions. Journal of Cleaner Production, 315, 128133. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.128133

Manso, M., Teotónio, I., Silva, C. M., & Cruz, C. O. (2021). Green roof and green wall benefits and costs: A review of the quantitative evidence. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 135, 110111. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110111

Matos, J. S. (2006). Ambiente e Saneamento. Sistemas de Drenagem Urbana. Lisboa: IST Press. Mendonça, A. O. (2021). Análise do desempenho de coberturas verdes em clima Mediterrânico. Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa.

Mendonça, A. O. (2021). Análise do desempenho de coberturas verdes em clima Mediterrânico. Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa.

Palla, A., Sansalone, J. J., Gnecco, I., & Lanza, L. G. (2011). Storm water infiltration in a monitored green roof for hydrologic restoration. Water Science and Technology, 64(3), 766–773. https://doi.org/10.2166/wst.2011.171

Pérez, G., Chocarro, C., Juárez, A., & Coma, J. (2020). Evaluation of the development of five Sedum species on extensive green roofs in a continental Mediterranean climate. Urban Forestry and Urban Greening, 48, 126566. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126566

Piro, P., Carbone, M., De Simone, M., Maiolo, M., Bevilacqua, P., & Arcuri, N. (2018). Energy and Hydraulic Performance of a Vegetated Roof in Sub-Mediterranean Climate. Sustainability 2018, Vol. 10, Page 3473, 10(10), 3473. https://doi.org/10.3390/SU10103473

Razzaghmanesh, M., & Beecham, S. (2014). The hydrological behaviour of extensive and intensive green roofs in a dry climate. Science of the Total Environment, 499(1), 284–296. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.046

Schroll, E., Lambrinos, J., Righetti, T., & Sandrock, D. (2011). The role of vegetation in regulating stormwater runoff from green roofs in a winter rainfall climate. Ecological Engineering, 37(4), 595–600. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2010.12.020

Schultz, I., Sailor, D. J., & Starry, O. (2018). Effects of substrate depth and precipitation characteristics on stormwater retention by two green roofs in Portland OR. Journal of Hydrology: Regional Studies, 18, 110–118. https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2018.06.008

Soulis, K. X., Ntoulas, N., Nektarios, P. A., & Kargas, G. (2017). Runoff reduction from extensive green roofs having different substrate depth and plant cover. Ecological Engineering, 102, 80–89. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.01.031

Soulis, K. X., Valiantzas, J. D., Ntoulas, N., Kargas, G., & Nektarios, P. A. (2017). Simulation of green roof runoff under different substrate depths and vegetation covers by coupling a simple conceptual and a physically based hydrological model. Journal of Environmental Management, 200, 434–445. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.06.012

61

EFICIÊNCIA HÍDRICA NA ADRA COM PERFORMANCE BASED CONTRACT

Alberto ROQUE[1], Marco COSTA[2], João MACIEL[3], Luís MACHADO[4], Carlos PÓVOA[5]

[1] AdRA, a.roque@adp.pt

[2] AdRA, m.costa@adp.pt

[3] AdRA, joao.maciel@adp.pt

[4] AdRA, luis.machado@adp.pt

[5] AdRA, c.povoa@adp.pt

AdRA-Águas da Região de Aveiro, SA - Travessa Rua da Paz nº4 / 3800-587 Cacia, Aveiro / Portugal

RESUMO

A AdRA - Águas da Região de Aveiro, S.A. é a entidade que gere e explora, em regime de parceria pública, entre os Municípios e o Estado Português, os serviços de água e saneamento em 10 Municípios – Águeda, Albergaria, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Oliveira do Bairro, Ovar, Murtosa, Vagos e Sever do Vouga. Atualmente é a entidade gestora com maior extensão de rede de abastecimento de água em Portugal, gerindo mais de 4.000 km de condutas para servir cerca de 160 mil clientes.

Na sua missão a AdRA tem pugnado pela gestão eficiente dos recursos hídricos, visando para além da otimização do uso do recurso água também a sustentabilidade hídrica e energética, implementando planos e medidas que visam a redução de Água Não Faturada.

Não obstante os resultados satisfatórios, a AdRA admitiu a necessidade de acelerar mais a obtenção de resultados, equacionando um concurso público internacional com prévia qualificação, para a elaboração de um contrato baseado em performance – "performance based contract" ou PBC, no qual se valorizem e premeiem os resultados, enfatizando a partilha de riscos entre as partes.

Os contratos baseados em performance constituem uma forma inovadora de envolvimento de empresas especializadas, externas às entidades gestoras, no apoio à prossecução de objetivos de eficiência. Para a AdRA o trabalho constitui um verdadeiro processo de aquisição de conhecimentos e de melhoria de procedimentos internos.

A comunicação na sua versão completa descreverá os antecedentes e o estado atual deste trabalho pioneiro.

Palavras-Chave: Eficiência Hídrica; Água Não Faturada; Contrato Baseado em Performance.

1. INTRODUÇÃO

A AdRA - Águas da Região de Aveiro, S.A. é a entidade que gere e explora, em regime de parceria pública, entre os Municípios e o Estado Português, os serviços de água e saneamento em 10 Municípios – Águeda, Albergaria, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Oliveira do Bairro, Ovar, Murtosa, Vagos e Sever do Vouga. Em relação ao abastecimento de água a AdRA gere mais de 4.000km de condutas de abastecimento de água, sendo assim a entidade gestora com maior extensão de rede de abastecimento de água em Portugal.

Esta dimensão propicia consideráveis vantagens em termos de organização e gestão, mas tem um efeito de amplificação da Água Não Faturada (ANF). Por essa razão, bem como por imperativos de sustentabilidade, desde o início da sua atividade a AdRA adotou consistentemente programas visando a melhoria da eficiência hídrica.

No que se segue apresenta-se resumidamente: i) o trabalho desenvolvido nos primeiros anos e os correspondentes resultados; ii) as motivações que levaram ao Performance Based Contract e as decisões estratégicas que o formataram; iii) os resultados obtidos e as lições aprendidas.

2. ANTECEDENTES – PERÍODO 2013 A 2016

Após a fase inicial de arranque da atividade da empresa, com todas as vicissitudes inerentes por exemplo à migração de cadastros de várias origens e formatos, implicando um trabalho demorado de uniformização e validação, no ano de 2013 as atividades de redução da ANF foram reforçadas em termos de definição de programas de ação sistemático e objetivo. Nessa ordem de ideias, o primeiro passo foi a instalação de macromedição nos reservatórios para a determinação do nível de ANF por zonas de abastecimento. Foi assim efetuado um importante investimento em todos os reservatórios, com a instalação de caudalímetros com telemetria, de modo a obter os primeiros dados concretos e fidedignos da ANF global e por setor da rede.

Enquanto decorria esse investimento, implementaram-se várias ações e medidas em linha com o programa acima referido:

- Formação de equipas específicas de pesquisa;
- Divisão da rede de abastecimento em Zonas de Medição e Controlo (ZMC) virtuais (isto é, meramente conceptuais);
- Consideração dessas ZMC virtuais como base operacional, alocando as avarias e as intervenções a essas ZMC, portanto criando histórico relevante;
- Início da constituição de ZMC reais (isto é, passar do virtual ao real);
- Implementação de campanhas de redução de perdas físicas, baseadas, por exemplo, em varrimento com geofone, fecho progressivo de válvulas e alteração temporária de polígonos;
- Implementação de ferramentas de apoio à decisão;

- Desenvolvimento de “software” integrativo de dados para melhoria da análise;
- Aplicação de indicadores operacionais relacionados com a gestão da rede e da água não faturada.
- Em termos de ANF, no ano de 2013 foram reportados 39,2% para um volume total de 8.769.848 m3 de água introduzida na rede e em 2016 o ano terminou com uma percentagem de 32,2% para um volume total de 7.030.166m3. Embora os valores relativos ao início da atividade da empresa não tenham o mesmo rigor, estima-se que na altura a ANF estivesse compreendida entre 45% a 50%. Muito embora a evolução tenha sido positiva, o ritmo de progresso a partir de 2015 (ver figura 1) evidenciou a necessidade de reforçar as capacidades e recursos existentes da AdRA.

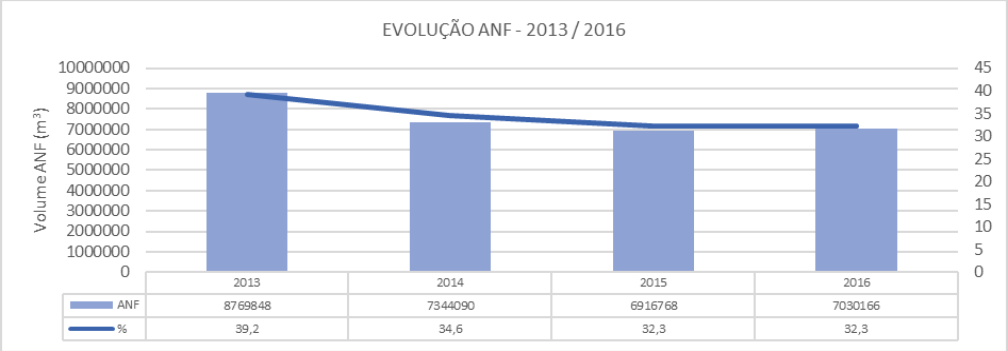


Figura 1 – Evolução ANF na AdRA (período 2013 a 2016) em volume e em percentagem.

3. PERÍODO 2017 A 2021 – PRIMEIRA FASE

O conhecimento acumulado permitiu avançar para uma abordagem mais sistematizada das atividades relacionadas com a eficiência hídrica. Foi assim efetuado um trabalho de planeamento que ficou sintetizado no documento intitulado “Perdas: Diagnóstico & Medidas 2017/2021”. Nesse documento definiram-se os eixos de intervenção, divididos por áreas, bem como responsabilidades de execução, critérios e métricas, com o objetivo de atingir 25% de ANF em 2021. As principais medidas foram as seguintes:

- Continuação dos trabalhos de constituição de ZMC reais;
- Controlo e estabilização de pressões nas redes de distribuição de água;
- Execução de testes de queda e inspeções a reservatórios;
- Renovação de Infraestruturas – rede de abastecimento e reservatórios;
- Deteção ativa de perdas;
- Renovação do parque de contadores;
- Redução dos tempos de intervenção na reparação de roturas.

Nos primeiros anos de execução, as medidas implementadas resultaram no seguinte até 2018:

- Implementação de ZMC reais em 6 municípios e correspondente monitorização;
- Substituição de cerca de 100.000 contadores – cerca de 65% do parque instalado;
- Renovação de 40km de rede;
- Renovação de 2500 ramais;
- Redução dos tempos de reparação de roturas;
- Melhoria nos mecanismos de apoio à decisão – “dashboards” / indicadores.

A evolução da redução da ANF no período compreendido entre 2016 e 2018 acentuou a tendência já antes detetada (ver Figura 1) de atenuação do ritmo do progresso para os níveis desejados de ANF. Foi então decidido lançar uma consulta ao mercado, tendo em vista a adjudicação de trabalhos de redução de ANF em regime de Performance Based Contract.

4. CONCEÇÃO DO PERFORMANCE BASED CONTRACT (PBC)

Uma carcaterística fundamental do PBC é condicionar pagamentos a resultados e não à mera execução de tarefas. Essa característica implica risco para as partes: i) para o adjudicatário que não tem garantida a remuneração; ii) para a entidade adjudicante que terá pesadas multas contratuais caso não responda em tempo oportuno aos pedidos de trabalho do adjudicatário ou caso as informações prestadas (por exemplo cadastros) se revelarem inexatas. Por outro lado, o PBC é uma relevante oportunidade de atingir os níveis desejados de eficiência e simultaneamente de transformar a própria organização através da partilha de conhecimentos propiciada pelo trabalho conjunto. Aliás este aspeto de transformação é essencial para evitar qualquer evolução desfavorável no final do PBC.

Assim, deve ficar claro que o PBC exige um nível elevado de maturidade organizacional, de robustez de processos, de fiabilidade das bases de dados e de conhecimento infarestrutural por parte da entidade adjudicante. Estes requisitos que permitem controlar o risco desta entidade, devem fazê-la ainda refletir sobre como balancear no caderno de encargos o risco do adjudicatário (os preços podem ser influenciados pelo receio dos concorrentes).

No caso em apreço para a componente de redução de ANF (como adiante se verá o contrato incluiu várias componentes), o caderno de encargos fixou a fórmula de cálculo da remuneração em duas componentes, calculadas de acordo com fórmulas em que alguns parâmetros eram fixados pelos concorrentes (dentro de uma gama definida pela AdRA). Havia assim uma remuneração mínima garantida, correspondente a uma gama de resultados sub-ótimos. Caso esses resultados fossem superados aplicar-se-ia outra fórmula, recebendo o adjudicatário o maior dos valores obtidos por aquelas duas vias. No entanto, caso os resultados não atingissem sequer os que permitiam alcançar a remuneração mínima garantida, haveria lugar a penalização aplicada pela AdRA. Além da componente de redução de ANF o caderno de encargos incluía (com remuneração fixa): i) uma fase de diagnóstico e elaboração de projeto incluindo modelação hidráulica da rede para otimização da conceção de ZMC, da telemetria e ainda da gestão das pressões; ii) as obras e fornecimentos decorrentes da fase i) após aprovação pela AdRA.Em termos de

objetivos, os mais relevantes para os cinco anos de prazo contratual eram atingir 20% de ANF e 100% de zonamento da rede de distribuição de água.

5. RESULTADOS DO PERFORMANCE BASED CONTRACT (PBC)

O início do contrato PBC foi estabelecido em 1 de janeiro de 2019 prevendo um horizonte temporal de execução de 5 anos até final de 2023. O ano de 2018 serve como referência antes do início do contrato e está, por isso, numa cor destacada na Figura 2. De observar o impacto imediato do primeiro ano de contrato na redução de ANF com resultados superiores a 1,5 milhões de metros cúbicos, resultando numa descida imediata superior a 6 pontos percentuais. No segundo e terceiro ano a tendência de descida é clara, sustentando os resultados do primeiro ano, conseguindo reduzir ainda cerca de 300.000 m3 nesses dois anos.

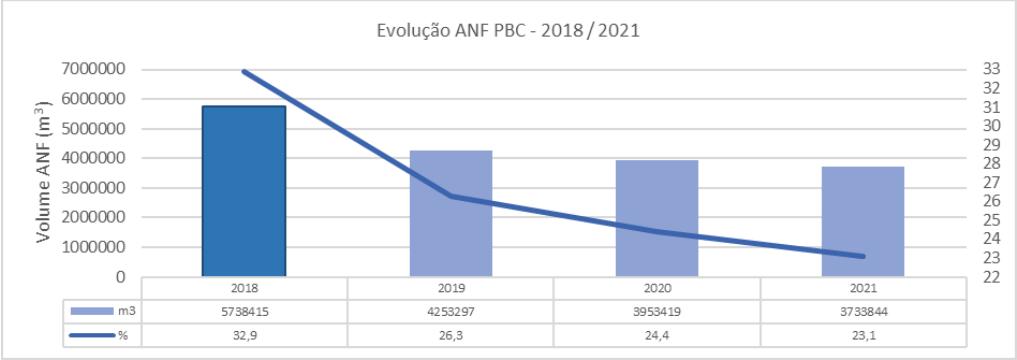


Figura 2 – Evolução ANF na AdRA nos três primeiros anos do PBC.

Para enquadrarmos a importância do projeto dentro da AdRA em termos de resultados, pode-se apresentar a evolução destes três anos de execução do contrato no contexto do progresso conseguido desde 2013.

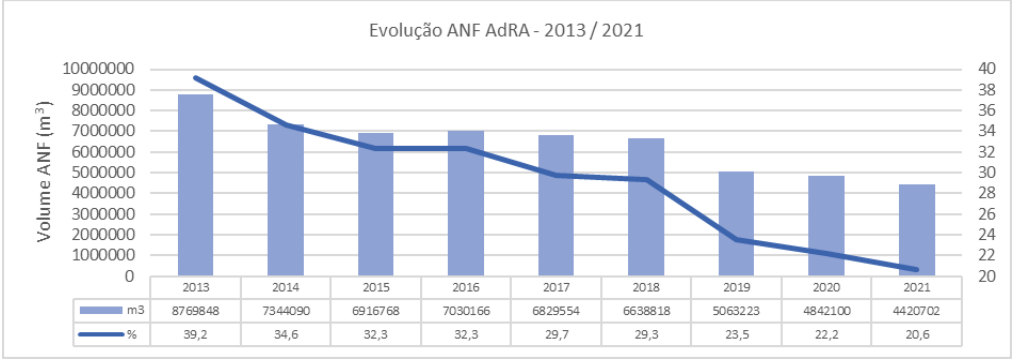


Figura 3 – Evolução ANF na AdRA desde 2013.

Constata-se facilmente que o percurso de 2013-2021 permitiu à AdRA reduzir cerca de 50% do volume total de água não faturada, com especial destaque para a redução de 2018-2021, dentro do período do PBC, com mais de 50% da redução total alcançada. Refira-se que em termos de redução total o projeto já permitiu acumular uma redução total de ANF de mais de 5,9 milhões de metros cúbicos, nos três anos de execução, o que no panorama da AdRA permitiria para abastecer os 10 Municipios durante um período de cerca de 3 meses.

6. CONCLUSÕES

A aplicação dos contratos “performance based” para a redução de água não faturada pode ser uma solução para aumentar a rapidez na obtenção do objetivo sustentável de redução da água não faturada, carecendo, no entanto, de alguma maturidade de organização e conhecimento. Se essas premissas estiverem garantidas, a partilha de ganhos e proveitos, resulta numa otimização das disponibilidades para execução das acções focadas na obtenção dos resultados pretendidos. Além disso, o acompanhamento do contrato tem efeitos de transformação da própria organização. Este tipo de contratação, à semelhança do que ocorre em diversos locais do globo, poderá ser um instrumento útil para o setor convergir mais rapidamente para a eficiência hídrica tão desejada.

63

TRANSFORMAÇÃO DIGITAL NA ADRA

Nuno SOARES[1], Micael HENRIQUES[2], Carlos PÓVOA[3]

[1] AdRA, n.soares@adp.pt

[2] AdRA, micael.henriques@adp.pt

[3] AdRA, c.povoa@adp.pt

AdRA-Águas da Região de Aveiro, SA - Travessa Rua da Paz nº4 / 3800-587 Cacia, Aveiro / Portugal

RESUMO

A AdRA implementa em cada ano um ciclo de projetos inovadores, prosseguindo melhorias de eficiência e eficácia em linha com os objetivos de gestão para o exercício em apreço. Entre esses projetos pode-se destacar o "ARGIS-Augmented Reality for Geographical Information Systems" que recebeu o prémio de inovação do Grupo AdP e foi finalista num prémio de inovação tecnológica da Altice.

Com a pandemia as necessidades de transformação digital aceleraram, sendo que a urgência da adaptação exigiu um planeamento diferente do vigente, baseado em ciclos anuais. Assim desde princípios de 2020 tem havido iniciativas centradas nas principais áreas da cadeia de criação de valor com as seguintes características: i) Orientados para as necessidades identificadas pelos utilizadores (demand driven); ii) Privilegiando a conceção e o desenvolvimento a nível interno (in house solutions). A linha de orientação exposta em 1, além de diminuir o problema das barreiras à digitalização, melhora progressivamente a capacidade de os utilizadores identificarem novas oportunidades de melhoria por via do digital, potenciando o engagement e realização profissional. A linha de orientação exposta em 2, no essencial consiste em otimizar os ativos digitais existentes (hardware, software e dados), procurando satisfazer novas necessidades com esses ativos complementados com soluções internas.

Palavras-Chave: Transformação Digital; Gestão de Clientes; Operação; Manutenção.

1. INTRODUÇÃO

A AdRA implementa em cada ano um ciclo de projetos inovadores, prosseguindo melhorias de eficiência e eficácia em linha com os objetivos de gestão para o exercício em apreço. A metodologia de controlo interno que garante o alinhamento desses projetos inovadores com os objetivos fixados, assenta no Balanced Score Card (definido a nível superior) e no respetivo desdobramento para cada nível da empresa através do Hoshin Kanri e do Kaizen Diário. A figura 1 fornece indicadores sobre tais projetos internos, por setor nos anos de 2018 e 2019 (os anos de 2020 e 2021 foram obviamente atípicos).

A importância crescente da digitalização nos projetos inovadores lançados pela AdRA é patente: quase um em cada cinco projetos respeita ao digital em sentido estrito. Na verdade, tal situação é ainda mais acentuada pelo facto de muitos dos restantes projetos terem componentes digitais.

Importa acrescentar que dois projetos inovadores da AdRA foram distinguidos com outros tantos Prémios de Inovação do Grupo AdP. Um desses projetos é essencialmente digital e o outro é de base comercial com uma componente digital muito importante. Estamo-nos a referir ao "ARGIS-Augmented Reality for Geographical Information Systems" e ao "Recuperar proveitos e clientes - Deteção de erros em tarifários". O projeto ARGIS foi ainda um dos três finalistas na sua categoria no Altice International Innovation Awards de 2020.

Com a pandemia as necessidades de transformação digital aceleraram, sendo que a urgência da adaptação exigiu um planeamento diferente do vigente, baseado em ciclos anuais. Assim desde princípios de 2020 tem havido iniciativas centradas nas principais áreas da cadeia de criação de valor com as seguintes características:

1. Orientados para as necessidades identificadas pelos utilizadores (demand driven)
2. Privilegiando a conceção e o desenvolvimento a nível interno (in house solutions)

Setores	**Projetos inovadores em 2018**	**Projetos inovadores em 2019**
Comercial	10	6
Aprovisionamento/Armazém	3	2
Eficiência Hídrica	2	3
Gestão de Ativos	5	1
Qualidade/Fiabilidade do serviço	9	1
O&M	3	4
Recursos Humanos	2	2
Segurança, Ergonomia, etc.	4	7
Digitalização	5	10
Total	**43**	**36**

Figura 1 – Projetos de inovação operacional nos ciclos de 2018 e de 2019.

A linha de orientação exposta em 1, além de diminuir o problema das barreiras à digitalização, melhora progressivamente a capacidade dos utilizadores identificarem novas oportunidades de melhoria por via do digital. A linha de orientação exposta em 2, no essencial consiste em otimizar os ativos digitais existentes (hardware, software e dados), procurando satisfazer novas necessidades com esses ativos complementados com soluções internas. A figura 2 ilustra a abordagem descrita.

No que se segue far-se-á um resumo dos principais produtos internos, desenvolvidos para as áreas comercial e operacional da AdRA, juntamente com um breve enquadramento do nível da atividade daqueles setores no sentido de realçar a importância das ferramentas digitais como alavancas da produtividade.

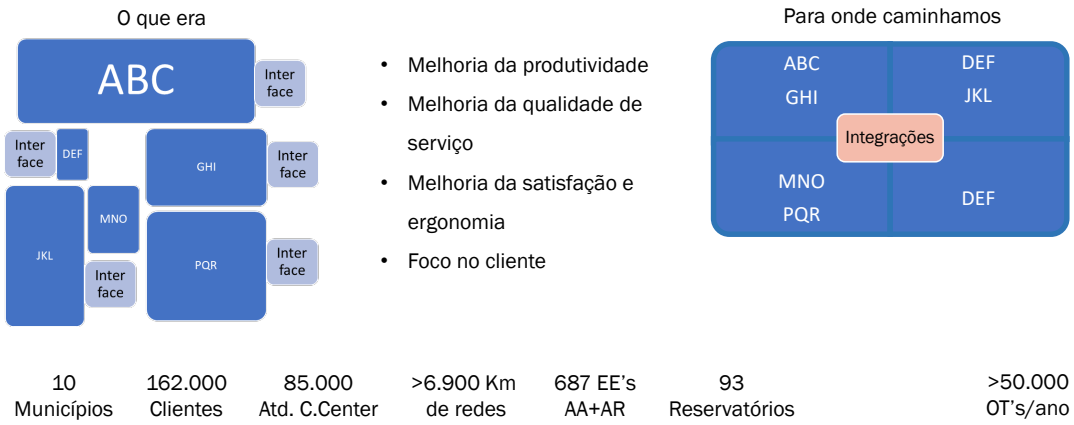


Figura 2 – Esquema representativo das linhas de trabalho interno adotadas para a digitalização.

2. DIRECÇÃO DE CLIENTES (DC)

Alguns números sobre a DC em 2020: 1 milhão de leituras de contadores; 1,89 milhões de faturas; 1,88 milhões de cobranças; 85 mil atendimentos em call center; 32 mil contactos escritos (71% respondidos em 5 dias úteis e 90% em 10 dias úteis).

Nos inquéritos de terreno através de empresa especializada, que a AdRA faz cada 2 anos a uma amostra representativa dos seus 162 mil clientes (350 mil habitantes), verifica-se que os maiores índices de satisfação são registados nas componentes relacionadas com a chamada "customer experience". Este resultado, que melhora a "willingness to pay", é fruto de uma constante pressão para a inovação na gestão de clientes.

Essa "customer experience" levou ao desenvolvimento de produtos internos de que se destacam alguns.

RefMB@IVR2SMS – Geração Automática de Referência Multibanco via IVR CallCenter.

Desafio: Dar resposta ao elevado número de chamadas a solicitar referências de multibanco (pagamento)

Solução: Desenvolvida solução que permite o fornecimento da referência de modo automatizado pelo Callcenter/IVR via webservices com o Aquamatrix.

QRCodeTicket – Sistema de geração de senha de atendimento via QRCode com envio por email ou SMS.

Desafio: Dar a possibilidade ao cliente de retirar a senha de atendimento sem contacto físico e 100% digital.

Solução: Sistema de corporateTV com geração de senhas por QRCode. Permite ao cliente gerar a senha através do seu smartphone. Ao efetuar a leitura do QRcode, o utilizador é encaminhado para um site que permite a escolha do serviço e meio de receção (SMS ou e-mail). A senha gerada é enviada para o meio escolhido, acrescido da sua posição na fila

de espera.



Figura 3 – Como funciona o RefMB@IVR2SMS.

3. DIRECÇÃO DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO (DOP)

A DOP/DMAN gere 6700 km de redes de água e de saneamento, 600 estações elevatórias e 270 mil ramais que garantem a prestação de serviços de águas em baixa em 10 Municípios. No ano de 2020, apesar da pandemia, garantiram-se 50 mil Ordens de Trabalho e 7,6 mil rotas de manutenção preventiva.

Este nível de atividade levou ao desenvolvimento de soluções internas de que se destacam algumas.

TTS@IVR&Web – Sistema de publicação automática de roturas no Callcenter, Intranet e Site

Desafio: Aumentar a qualidade e rapidez na informação ao cliente.

Solução: Publicação automatizada, da informação de roturas e avarias no callcenter.

SCAN&OCR2Aquaman&Aquamatrix – Sistema de digitalizações e OCR de OT's/OS's com integração automática em Aquaman e Aquamatrix

Desafio: Proceder à automação do processo de digitalização, OCR e associação de ficheiros a OTs. e OS's.

Solução: Desenvolvimento com OCR e arquivo no Aquaman e Aquamatrix, através de webservices e repositório arquivo técnico.

ARGIS – Resultado da colaboração entre a AdRA e a Allbesmart, apoiado pela Câmara Municipal de Aveiro no âmbito da iniciativa Aveiro Tech City, com intuito de agilizar o acesso ao cadastro, utilizando tecnologia de realidade aumentada.

Desafio: Consultar os atributos das infraestruturas, gerar ocorrências, efetuar propostas de correções de cadastro e obter apoio para a decisão relativa manobras de válvulas.

Solução: O ARGIS permite a um técnico no terreno visualizar através de um tablet a infraestrutura subterrânea em hologramas 3D, ter acesso eficiente a atributos e desmaterializar um número relevante de tarefas operacionais.

Vídeo do projeto: https://www.youtube.com/watch?v=GDBQBQVt88k

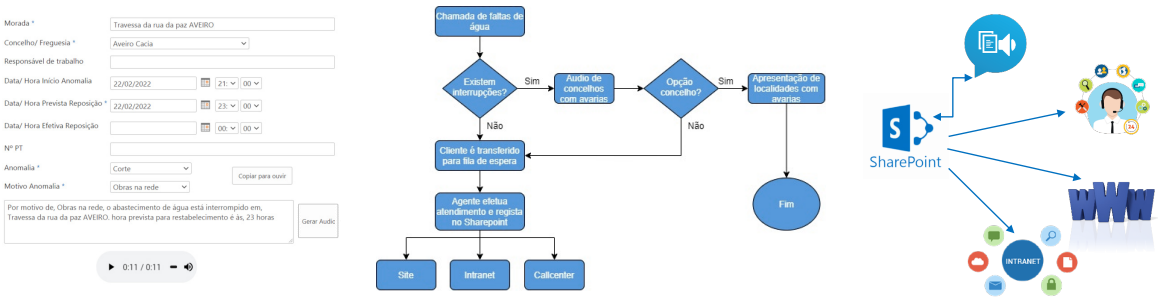


Figura 4 – Como funciona o TTS@IVR&Web.

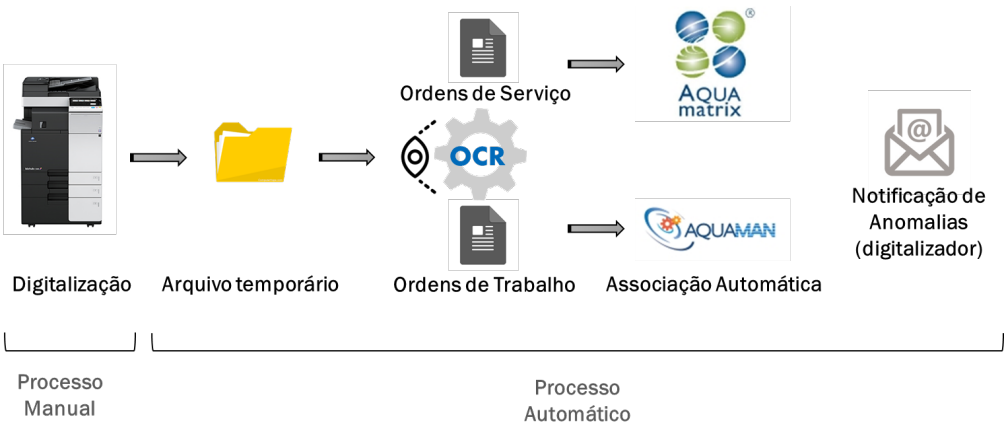


Figura 5 – Como funciona o SCAN&OCR2Aquaman&Aquamatrix.

4. CONCLUSÃO

A digitalização prosseguida pela AdRA tem sido assim um processo incremental, baseado nas necessidades internas e no contexto externo, e tendo em consideração os ativos informáticos pré-existentes. Entendemos que este processo minimiza o risco dos investimentos, acompanha o desenvolvimento da cultura digital dos colaboradores e clientes, minimizando as barreiras à implementação. Além disso, ao melhorar-se de forma progressiva a capacidade de os utilizadores identificarem novas oportunidades de melhoria por via do digital, potencia o engagement e a realização profissional.

64

PLANEJAMENTO URBANO E GESTÃO DO SANEAMENTO BÁSICO: OS DESAFIOS DE SALVADOR, BRASIL

Marcela de ALMEIDA SOUZA MAGALHÃES[1], Luiz Roberto SANTOS MORAES[2]

[1] *MAASA/UFBA, Rua Pacífico Pereira, 381, Garcia, CEP 40100170- Salvador-Bahia-Brasil, masmagalhaes@hotmail.com*

[2] *MAASA/UFBA, Rua Féliz Mendes, 217, ap. 1002, Garcia, CEP 40.100-020-Salvador-Bahia-Brasil, moraes@ufba.br*

RESUMO

O acesso à serviços públicos de qualidade representa uma frente de luta do direito à cidade, de tal modo que a privação de serviços públicos de saneamento básico, deve ser combatida também em termos de gestão e não somente a prestação de serviços em si. Embora muito se tenha avançado no âmbito do saneamento básico, Salvador configura-se como uma cidade desigual em diversos aspectos, inclusive em relação ao acesso aos serviços públicos de saneamento básico. Esse trabalho tem como objetivo analisar a implementação das diretrizes de saneamento básico sob a ótica do planejamento urbano, tendo o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano-PDDU 2016 de Salvador como referência. A pesquisa foi dividida em três etapas, sendo a última um série de entrevistas com gestores. Partiu-se do pressuposto que, a forma como se deu o planejamento urbano da cidade ao longo de décadas, contempla um desafio à implementação das diretrizes de saneamento básico. Foi possível observar pelo presente trabalho que não existe na Prefeitura Municipal de Salvador uma secretaria ou único órgão que coordene as ações e serviços públicos de saneamento básico no Município. Fica nitidamente visível a fragmentação das instituições responsáveis pelo saneamento básico, uma vez que algumas instituições estão envolvidas em cada componente do saneamento básico, sem integração entre elas. Não há consenso também em relação à regulação e fiscalização. Há um esforço a título de teoria em fazer com que o PDDU seja o instrumento de planejamento urbano mais importante do Município, todavia, mesmo em seu texto faltam artifícios que o implemente. É necessário que os dispositivos de participação e controle social para o PDDU sejam vistos pelos gestores como uma ferramenta poderosa para um planejamento mais participativo e não somente uma regra para evitar a judicialização do instrumento.

Palavras-Chave: Planejamento Urbano; PDDU; Diretrizes de Saneamento Básico; Implementação; Salvador.

1. INTRODUÇÃO

A temática do planejamento urbano sempre esteve presente nas diversas políticas específicas, inclusive a de saneamento básico. A relação entre ordenamento do espaço e salubridade é antiga e perpassa questões de ordem política, estando presente

em diversos momentos no processo de urbanização das cidades. Mesmo com a evolução dos instrumentos de planejamento ao longo das décadas, a estrutura social e o modelo econômico das cidades ainda resultam em um desenvolvimento desigual. O recrudescimento da pobreza urbana tornou-se não só uma realidade como também um desafio para o planejamento urbano. Cidades invisíveis, informais e ilegais, onde a população é privada de serviços públicos como moradia, educação e saneamento básico, coexistem com a cidade turística, funcional e bela.

Sendo Salvador uma cidade marcada por desigualdades sociais, que vem reproduzindo os padrões de segregação ao longo do tempo, permitindo que se crie/mantenha um perfil de pessoas historicamente excluídas, recorreu-se ao estudo do Plano Diretor, um dos principais instrumentos de planejamento urbano e ambiental, capaz de propor melhorias na qualidade de vida no Município. Todavia, a situação do Município frente a implementação de políticas públicas e elaboração de instrumentos de planejamento é questionável. O Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU), Lei n. 9.069, de 30 de junho de 2016 (SALVADOR, 2016), teve seu processo de elaboração bastante criticado em relação a participação efetiva da população e dos interesses empresariais velados. O Município ainda não tem um Plano Municipal de Saneamento Básico Integrado (PMSBI), ou seja, que incorpore os quatro componentes do saneamento básico de forma integrada, e apenas em 2020, treze anos após a Lei Nacional de Saneamento Básico, a Prefeitura iniciou o processo de elaboração do PMSBI.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Sobre os dados do saneamento básico em Salvador

De acordo com os dados quantitativos analisados, percebeu-se que em termos de cobertura muito se avançou em Salvador, inclusive nas regiões mais carentes, e os números divulgados pela Prefeitura, órgãos, entidades e empresas que atuam na gestão do saneamento básico, são próximos à universalização no que diz respeito ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos domiciliares. Todavia, há um número razoável de pessoas em situações precárias de habitação e saneamento básico que estão à margem dos números globais e porcentagens. Ao se observar, por exemplo, a tipologia do esgotamento sanitário em áreas carentes, aproximadamente 6.000 pessoas não tinham sanitário ou banheiro e quase 12.000 pessoas não tinham acesso ao abastecimento de água por meio de rede de distribuição e um pouco mais que 47.000 pessoas não tinham seus resíduos sólidos coletados (IBGE, 2010).

Acesso a esgotamento sanitário e a água potável, juntamente com a coleta de resíduos sólidos é o mínimo essencial para uma condição de higiene digna. A falta ou dificuldade de acesso a esses serviços básicos ficou evidente no início do ano 2020, com a pandemia da COVID-19 causada pelo novo coronavírus, o SARS-CoV-2. Até abril de 2020, a Defensoria Pública do Estado da Bahia recebeu mais de 2.500 formulários relatando a falta de água em

Salvador, sendo que houve uma incidência maior no número de relatos em determinados bairros situados na região do Subúrbio Ferroviário e do Miolo de Salvador, onde reside a população de baixa e média renda (CARMO, 2020).

Em 2019, Salvador passou a ser a terceira capital de estado com o maior percentual de domicílios em aglomerados subnormais (41,8%) do total de domicílios ocupados (IBGE, 2020). Segundo o IBGE, em 2010, Salvador contava com 275.327 domicílios particulares distribuídos em 242 aglomerados subnormais (IBGE, 2010). Há uma notável desiguldade no acesso às áreas com infraestrutura e serviços públicos de saneamento básico e muito do que se observa tem respaldo no processo de urbanização e na forma como o planejamento urbano foi pensado e implementado (BORJA; MORAES; BOTEON, 2022). É possível afirmar que Salvador vem sendo estruturada de forma que a exclusão e a desigualdade se perpetuam ao longo dos anos, tendo como base um "sistema econômico que produz políticas públicas que não respondem às demandas sociais, mas sim aos interesses de grupos políticos e corporações" tanto no setor habitacional quanto na área de saneamento básico (BORJA *et al*., 2015, p. 151).

2.2 Sobre as diretrizes de saneamento básico do PDDU 2016

Do PDDU 2016 e dos documentos analisados, notou-se a falta de comprometimento na divulgação de dados, principalmente em relação a atendimento dos serviços públicos de saneamento básico. Julga-se imprescindível a publicação de tais dados não somente para a área de pesquisa, como também para efeito de informação à população. Para o exercício do controle social torna-se necessário que haja transparência e que os dados, informações e chamadas públicas sejam feitos numa linguagem acessível, para que então o entendimento por parte da população acerca do assunto seja efetivo. Percebeu-se esforços na criação e divulgação de programas, principalmente aqueles que tratam de educação ambiental, porém, não foi possível observar uma ação conjunta em tais atividades. Sabe-se que o problema com disposição inadequada de resíduos sólidos existe no Município e que a Limpurb está à frente do serviço, embora ele seja completamente terceirizado, porém, entende-se também que essa problemática afeta diretamente a drenagem de águas pluviais, que fica a cargo dos órgãos Seinfra e Seman. Da mesma forma que se entende que o saneamento básico deva ser tratado e gerido de forma integral e integrada, espera-se que seus dados e informações sejam publicizados e entendidos pela população.

2.3 Sobre as entrevistas

No geral, os representantes entrevistados têm conhecimento sobre o que o órgão, entidade ou secretaria por ele representado, tem como competência diante da gestão do saneamento básico em Salvador. Há um entendimento e reconhecimento acerca das funções que outras entidades exercem, muito pelo trabalho em conjunto, como foi percebido entre a Secretaria Municipal de Infraestrutura e Obras Públicas (SEINFRA) e a Secretaria de Manutenção da Cidade (SEMAN) e que esperava-se observar também entre a Secretaria de Sustentabilidade e Resiliência (SECIS) e a Empresa de Limpeza Urbana

do Salvador (LIMPURB). Em alguns casos, é possível notar também a percepção de limite operacional, legal e técnico das funções por eles exercidas.

Apesar de constar como unidade de registro que a função da Seinfra é coordenar o processo de elaboração do PMSBI, identificou-se por meio de revisão da legislação e do relato da entrevista com o representante da Seman que no âmbito da Seinfra outras funções são também exercidas quanto à drenagem urbana. No caso da Secis, esperava-se que houvesse uma relação mais próxima com a Limpurb, já que as duas entidades dividem os serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Notou-se, porém, um certo desprestígio em relação aos esforços e aos serviços prestados por essa secretaria quando comparado aos outros serviços públicos de saneamento básico, talvez pela incumbência de tratar somente de um aspecto dentro da área de resíduos sólidos, que é o da coleta seletiva e que parece estar desmembrada/descolada do serviço de coleta de resíduos sólidos urbanos.

A percepção de limitação por corpo técnico reduzido, identificada também em outros órgãos, reforça a crítica sobre redução do quadro de pessoal, falta da realização de concurso público e contratação de pessoal e ampliação da terceirização do corpo técnico presente na gestão do saneamento básico em Salvador (BORJA; MORAES; BOTEON, 2022).

Sobre as diretrizes e sua implementação, os entrevistados entendem que Salvador é uma cidade desigual em diversos aspectos, inclusive no atendimento aos serviços públicos de saneamento básico. É trazido inclusive referências sobre a existência de “duas cidades”, uma informal e outra formal (MARICATO, 2000) e a distinção de atendimento por áreas devido ao modo como a urbanização se desenvolveu na cidade ao tratar “Orla” e “Subúrbio” como partes diferentes de Salvador (CARVALHO; PEREIRA, 2008). Em relação a consideração de que o atendimento entre essas áreas não serem semelhantes, já foi mostrado que parte dos domicílios que se encontram em aglomerados subnormais estão na região do Subúrbio Ferroviário e do Miolo de Salvador e são nessas regiões que se encontram a maior parte da população que não tem acesso às redes públicas de distribuição de água e de coleta de esgotos sanitários, bem como à coleta de resíduos sólidos (IBGE, 2010; BORJA; MORAES; BOTEON, 2022). Ressalta-se inclusive, que no período da pandemia, os noticiários divulgaram que diversos bairros, majoritariamente do Miolo e Subúrbio Ferroviário, se encontravam sem abastecimento regular de água, o que também foi apresentado em inúmeros relatos à Defensoria Pública do Estado da Bahia (CARMO, 2020).

Em Salvador há uma clara divisão dos serviços públicos de saneamento básico, onde cada órgão/secretaria/instituição é responsável pela prestação de um ou parte dos serviços, todavia o planejamento poderia e deveria ser feito de forma integrada, seguindo o que está estabelecido no Plansab (BRASIL, 2013). Além desse agravante, é necessário considerar também a disputa de poder que permanece existindo em Salvador quando o assunto é a relação Prefeitura-Governo do Estado, mais precisamente na divisão de

competências em relação a prestação dos serviços públicos de saneamento básico. O que compete a gestão municipal – limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos e drenagem urbana e manejo de águas pluviais – e o que compete a Embasa, empresa delegatária, cujo acionista majoritário é o Governo do Estado da Bahia, como prestadora dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, parece não haver diálogo. Independente das instâncias de governo, é notório e público que esse conflito Prefeitura-Governo do Estado tem rebatimento na regulação e fiscalização dos serviços públicos de saneamento básico, além da prestação desses dois serviços.

3. CONCLUSÕES

Salvador avançou significativamente em termos de cobertura dos serviços públicos de saneamento básico, principalmente no que diz respeito a abastecimento de água e esgotamento sanitário. No primeiro momento com o Programa Bahia Azul (1995-2004), com investimento do Governo do Estado/Embasa, e posteriormente (2007-2014) com o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), durante os mandatos dos presidentes Luís Inácio Lula da Silva e Dilma Rousseff. Apesar desse avanço e, com base nos resultados obtidos, pode-se considerar que as diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico em Salvador foram parcialmente implementadas. Não houve vontade política suficiente para regulamentar o capítulo do PDDU que trata do saneamento básico, assim como não houve esforços significativos, até 2019, visando a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico de Salvador.

É preocupante o modo como a política de saneamento básico no âmbito nacional vem sendo alterada, visando ampliar a participação privada e mesmo a privatização dos serviços. Ressalta-se aqui a Lei n. 14.026/2020, que altera a LNSB e outras seis leis, e induz a privatização dos serviços, principalmente dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Sabe-se que a Embasa atua em diversos municípios baianos, inclusive Salvador e que a abertura do seu capital vem sendo divulgada pelo Governo do Estado e é bem recebida pela Prefeitura Municipal. O risco de uma possível privatização ou mesmo realização de Parcerias Público-Privadas (PPP), envolve aumento de tarifas e queda na qualidade dos serviços, prejudicando a população de baixa renda e que tornaria a universalização ainda mais distante da realidade.

Salvador não conta com uma política municipal de saneamento básico instituída por lei, embora o PDDU estabeleça princípios e estrutura mínima para tal. Não existe um órgão que integre planejamento e gestão da infraestrutura urbana e saneamento básico; não está definido na prática o órgão regulador e fiscalizador desses serviços públicos de saneamento básico; a Câmara Técnica de Saneamento Básico do Conselho Municipal de Salvador não se mobilizou para dar início às reuniões sobre o plano municipal de saneamento básico, que por usa vez só veio a ser licitado em 2019 e iniciada a sua elaboração em 2020 com conclusão prevista para agosto de 2022; e o Fundo Municipal de Saneamento Básico, estabelecido no PDDU e, posteriormente, criado por Lei não foi ainda regulamentado e

implementado. A elaboração do PMSBI é uma possibilidade para o estabelecimento de programas, projetos e ações que visem implementar as diretrizes de saneamento básico e avançar em busca da universalização dos serviços. Espera-se que, com o avanço em termos legais e instrumentais, Salvador prospere em relação à urbanização e ao saneamento básico, o que só será possível com ampla e efetiva participação social e se os programas, as ações e os objetivos estabelecidos forem efetivamente implementados, o que por sua vez, necessita de vontade e decisão política para tal.

Esse trabalho pretende contribuir com a melhoria da qualidade de vida dos moradores do município de Salvador, uma vez que se propõe discutir a questão e sugerir recomendações de forma a contribuir sobre a produção e organização da Cidade em relação ao saneamento básico, fornecendo elementos para a construção coletiva de uma cidade, que rompa com o modelo segregador de se formular e implementar políticas públicas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os representantes de órgãos e entidades que participaram das entrevistas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Borja PC, Frediani DA., Barreto, TB, Moraes, LRS (2015) Serviços públicos de saneamento básico em Salvador - BA: estudo sobre as desigualdades de acesso. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA), 3(2), 140-152.

Borja PC, Moraes LRS., Boteon SC (2022) Águas, resíduos e lugares na cidade de Salvador. In: Santos E. *et al*. (org.). QUALISalvador: qualidade do ambiente urbano na cidade da Bahia. 2.ed. Salvador, Edufba, p. 239-313. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/ ri/handle/ri/34177. Acesso em 17 de março de 2022.

Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. (2013) PLANSAB: Plano Nacional de Saneamento Básico. Brasília.

Carmo I (2020) Coronavírus – Defensoria recebe mais de 2.500 formulários sobre a falta de água e busca solução com a Embasa. Diário Oficial Eletrônico da Defensoria Pública do Estado da Bahia. Salvador, 22 de abril de 2020. Disponível em: https://www.defensoria.ba.def.br /noticias/coronavirus-defensoria-recebe-mais-de-2-500-formularios-sobre-a-falta-de-agua-e-busca-solucao-com-a-embasa/. Acesso em 17 de maio de 2021.

Carvalho IMM, Pereira GC (20080 As “cidades” de Salvador. In: _____. (orgs.). Como anda Salvador e sua região metropolitana [online]. 2. ed. rev. Salvador, Edufba. p. 81-107. Disponível em: http://books.scielo.org. Acesso em 05 de maio de 2020.

Ibge (2011) Censo Demográfico 2010. Características da população e dos domicílios. Resultados do universo. Rio de Janeiro. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf. Acesso em 07 de dezembro de 2018.

Ibge (2020). Aglomerados Subnormais 2019: Classificação preliminar e informações de saúde para o enfrentamento à COVID. Rio de Janeiro, IBGE/Diretoria de Geociências/Coordenação de Geografia e Meio Ambiente.

Lei n. 9.069, de 30 de junho de 2016. Dispõe sobre o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do Município de Salvador – PDDU 2016 e dá outras providências. Diário Oficial do Município, Salvador, 30 de junho de 2016.

Maricato E. (2000) As ideias fora do lugar e o lugar fora das ideias. In: Arantes O, Vainer C & Maricato E. A cidade do pensamento único: desmanchando consensos. Petrópolis, RJ, Vozes, 121-192.

66

CONTRA A CONSPURCAÇÃO: AS PRIMEIRAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS NO RIO AVE (1950-1974)

José Rafael SOARES[1]

[1] *CICS.NOVA.UMinho, Universidade do Minho – Braga, id8543@alunos.uminho.pt*

RESUMO

O combate aos diversos tipos de poluição tem uma história que atesta a riqueza do património tecnológico e ambiental do nosso país. A industrialização portuguesa, servindo-se da água como força geradora de energia de modo a ultrapassar os constrangimentos no abastecimento energético, chegou ao século XX espalhada ao longo de rios e bacias hidrográficas. No entanto, a água foi, igualmente, em múltiplos casos, o ponto de descarga final de modos de produção mais ou menos poluentes. Esta externalidade estava prevista pelas autoridades nacionais aquando dos usos industriais das águas públicas. A fiscalização aquícola, datada já desde finais da Monarquia Constitucional, teve nos Serviços Hidráulicos o desenho de competências de vigilância. Estas foram difíceis de cumprir, resultando, frequentemente, na evacuação dos esgotos e na aplicação das devidas multas. As diversas indústrias, obrigadas a soluções técnicas de contenção da perigosidade dos seus resíduos, geriram as consequências ambientais com base na atenuação de danos e explorando soluções tecnológicas rudimentares. Se até à década de 1950 foi difícil concentrar esforços para que se melhorasse efectivamente a qualidade da água, a partir desta data os Serviços Hidráulicos encetaram uma acção consertada para convidar os industriais a construírem as estações de tratamento das águas residuais das suas firmas. Este processo foi muito complexo, pois nem todas as fábricas cumpriram com as suas obrigações, e a fiscalização via-se limitada para exercer uma melhor prevenção das contaminações. Através do Arquivo Histórico dos Serviços Hidráulicos, tentaremos dar conta de algumas das estratégias utilizadas pelos diferentes protagonistas na bacia hidrográfica do Rio Ave, que foi um espaço de grande concentração industrial e de alto valor piscícola.

Palavras-Chave: História Ambiental; História da Indústria; Água; Poluição.

1. INTRODUÇÃO

O nosso estudo parte da análise qualitativa ao arquivo histórico da Administração da Região Hidrográfica do Norte, pertencente à Agência Portuguesa do Ambiente, e gerido pela Casa de Sarmento, situada em Guimarães. Esse arquivo concentra a actividade fiscalizadora

dos Serviços Hidráulicos (SH). De entre os diversos fundos que o compõem, interessa-nos particularmente aquele que se relaciona com as transgressões relativas à poluição industrial (Cordeiro e Costa, 2015). As transgressões consistiam em infracções, aplicadas a particulares ou a firmas, tendo por base o desrespeito de disposições do regulamento de 19 de Dezembro de 1892, que atendia ao domínio hídrico público. Este regulamento preceituava a fiscalização dos diversos cursos de água do território nacional, e o seu artigo número 6 orientava para a aplicação de multas a quem os contaminasse.

Será de relembrar que nos finais do século XIX, o ímpeto industrializador teve o reconhecimento da preservação da água como um símbolo de compromisso entre os industriais, o território e a comunidade. De entre várias competências, aos SH incumbia assegurar que a evacuação dos esgotos se dava apenas por meio de uma licença, caso contrário seria levantado um processo de transgressão com multas pecuniárias. O edifício fiscalizador consistia na vigilância regular exercida pelos guarda-rios, divididos e organizados em cantões e secções das respectivas circunscrições hidráulicas. A bacia hidrográfica do rio Ave, enquadrada na 2ª secção da 1ª Circunscrição Hidráulica, foi um terreno fértil para a instalação de fábricas modernas devido à utilização da água para produção de energia hidráulica (Cordeiro, 2001). À semelhança de outras regiões industrializadas (Bruggemeier, 1994), os rios foram o meio para despejos residuais, devido à inexistência de estações de tratamento que depurassem e devolvessem o recurso hídrico.

2. ENQUADRAMENTO

A nossa investigação pretende estudar como se processou a poluição industrial nesta região, quais os actores envolvidos, que dificuldades encontraram os diferentes agentes fiscalizadores, e, para o caso presente, como se organizou a etapa da aposta em tecnologias de depuração. No que concerne aos primeiros anos de actividade dos SH, pode dizer-se que os poucos processos de transgressão por poluição industrial não exprimem a realidade histórico-ambiental da região. As circulares internas desse período relatam a fraca fiscalização efectuada, na qual os guarda-rios percorriam grandes distâncias, ausentando-se dos locais do possível derrame. Para além deste obstáculo, estes funcionários muniam-se de percepções sensoriais (os odores, o cheiro, o tingimento) facilmente contestáveis, e aquando da realização do auto deparavam-se muitas vezes com baixa participação testemunhal. Este cenário modificar-se-á consideravelmente com a década de 1950, com a crescente industrialização do país (Lains e Silva, 2005) e uma nova actuação por parte dos SH.

Até meados do século XX, as fontes de poluição mais registadas foram o lançamento de cinzas e carvão (provavelmente descartados após aquecimento de caldeiras para produção de energia) e o lançamento de tintos (confirmando a predominância do têxtil e das suas secções de tinturaria nesta região hidrográfica). A documentação mostra-nos sobretudo soluções tecnológicas rudimentares e baseadas apenas em princípios de diluição e filtração. Daí em diante, os registos históricos catalogam os esgotos industriais de toda a espécie, com a predominância clara de sectores como

o têxtil ou os curtumes, e pede-se à indústria uma maior complexidade construtiva para fazer face às contaminações recorrentes.

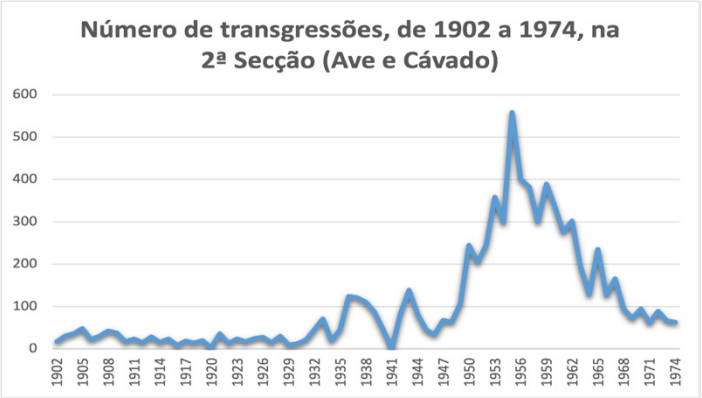


Fig. 1. O número das transgressões, de 1902 a 1974, com base nos catálogos de processos e de transgressões presentes no arquivo histórico da ARH do Norte, e no levantamento exaustivo efectuado por Costa (2007).

2.1 O Estado Novo e a fiscalização dos Serviços Hidráulicos

À semelhança de outros regimes políticos europeus, que procuraram na 'engenharia fluvial' um novo domínio do estado central (Cioc, 2002), é com a instauração do Estado Novo que os SH conhecem uma fase de maior actividade. Até 1941 os registos de despejos industriais são escassos, porém a partir desta data e até 1951 eles serão cada vez mais pronunciados. No primeiro trismetre de 1951, dado o aumento de transgressões deste tipo, as autoridades estudaram a melhor forma de travar a inquinação das correntes, e propuseram um modelo de cadastro, a executar por todos os cantões até 15 de Agosto. As informações a preencher consistiam na localização da fábrica (margem, sítio e concelho), a firma proprietária, e ainda o esclarecimento acerca da legalização dos seus esgotos. Munindo-se das prerrogativas do decreto de 1893, que consagrava a obrigatoriedade da submissão de um projecto e exame de águas residuais por parte de uma comissão — que chegaria à década de 1950 como Conselho Técnico dos Serviços Florestais (CTSF) —, os SH notificaram massivamente as firmas para as instar a apresentarem uma proposta de neutralização de esgotos.

Após a notificação, o industrial deveria apresentar o projecto em trinta dias. Apresentado o projecto, os SH reencaminhariam-no para o CTSF, que deliberaria acerca da sua exequibilidade técnica através das suas estações especializadas. Porém, a insuficiência de dados no que concerne às análises de água levou a que nos inícios da década de 60 se instasse os industriais a colherem amostras, devidamente analisadas por laboratórios competentes, para melhor conhecer o efluente. Novas notificações com base num guião organizado de colheitas irão seguir-se em 1962 e 1964, com a finalidade de as firmas apresentarem as análises e assim completarem devidamente o seu processo de tratamento de esgotos industriais. Para os casos analisados poucos foram aqueles que até 1974 construíram uma estação de tratamento capaz.

2.2 As estações de tratamento: entre projectos e multas

Como defendemos, o início da década de 1950 marca uma nova era na luta contra a poluição no rio Ave. Com a estratégia de notificação avançada pelos SH, os industriais não podiam perder tempo, pois corriam o risco de incorrer em multas por prorrogação indevida do prazo de construção. Após a primeira notificação, o industrial dispunha então de trinta dias para montar um projecto. Caso não o fizesse, seria multado. Caso o concluísse, o processo seguiria para uma avaliação breve por parte do chefe de lanço e do chefe de secção, que apontariam os possíveis melhoramentos a incluir. Seria publicado o edital caso não houvesse conflitos de maior. Depois, o projecto seguiria para o CTSF, que, através da Estação Aquícola do rio Ave, o avaliaria. Se o parecer fosse positivo, era concedido ao industrial o alvará de licença para a descarga de esgotos industriais devidamente tratados; caso fosse negativo, seria necessário a apresentação de modificações concretas no projecto, retomando de novo o procedimento.

Através de uma perspectiva histórica, os pareceres da Estação Aquícola são muito valiosos, pois concentram visões de um engenheiro silvicultor relativamente às opções das empresas. São documentos que atestam a discussão entre as várias opções construtivas e económicas da engenharia sanitária (Soeiro, 1945). Na maioria dos casos, os industriais não estavam a par das novidades deste ramo, e podiam submeter um projecto bastante incompleto do ponto de vista da eficácia da depuração, ou podiam encomendá-lo a firmas especializadas no desenho e projecção destas grandes estruturas. Um dos gabinetes mais solicitados foi o de Maximiano Rebelo, sediado na Rua Alexandre Herculano, no Porto, e que, a julgar pela documentação histórica, terá operado até pelo menos finais da década de 1970. As diferenças na qualidade e no pormenor entre projectos encomendados ou realizados pelas próprias firmas industriais são efectivamente muito grandes: enquanto os primeiros dispunham de várias páginas (podendo chegar às duas dezenas), com descrições bastante desenvolvidas e alçados topográficos em diferentes escalas e dimensões, os segundos podiam ter um par de páginas, e com uma descrição do modo de funcionamento muito breve. Porventura estes dados oferecem-nos uma ideia da falta de conhecimento da engenharia sanitária, por parte das diversas indústrias portuguesas, até meados do século XX.

Na década de 1950, porém, com a necessidade de projectar estações de tratamento, o grau de complexidade aumentará, mas não forçosamente por vontade ou concordância dos industriais. Será para tal decisivo o parecer da Estação Aquícola, que identificaria as alterações necessárias para o melhor funcionamento do projectado. A eficácia do tratamento e a adequação das infra-estruturas ao modo de produção serão dois factores sempre analisados nos seus pareceres. A eficácia do tratamento prendia-se com a melhor relação entre o custo da instalação de uma estação de tratamento, a manutenção das suas operações (mecânicas, químicas e biológicas), e a efectiva depuração. Já a adequação de infra-estruturas prendia-se com o facto de muitos projectos serem desajustados ao nível dos tratamentos e ao nível dos métodos: ao nível dos tratamentos, pois muitas firmas não projectavam a depuração devida, insuficiência registada sobretudo com a abdicação da

depuração biológica e química; ao nível dos métodos, porque não havia a sensibilidade de perceber quais as matérias químicas neutralizantes necessárias ou as capacidades dimensionais das secções a erigir.

É de realçar que todo este procedimento teve falhas inerentes a um esquema legislativo cuja aplicação prática dependia da boa-vontade dos industriais, num período de industrialização. Contudo, outros factores contribuíram para a degradação ecológica dos rios, como diversos usos tradicionais por parte das comunidades ribeirinhas, ou até a evacuação de esgotos municipalizados. Seria nesta dificuldade operativa que os SH intentariam pôr cobro a uma situação mais vasta do que o que fora preceituado em 1892. Por outras palavras, tratava-se de "um complicado processo burocrático de pressões, de trocas de correspondência entre os diversos serviços com competência na matéria, de requerimentos, de multas, de novas insistências nas reclamações, até, finalmente, à ameaça de encerramento da fábrica. Esta raramente se concretiza em face de argumentos tais como avultados prejuízos para a economia nacional e desemprego para numerosos trabalhadores com origem num problema que não é da exclusiva responsabilidade da empresa, mas também de outras fábricas, de explorações agrícolas, de esgotos urbanos não tratados, etc." (Figueiredo, 1973).

3. CONCLUSÕES

Como explanámos, o estudo e a projecção de estações de tratamento de águas residuais evoluiu bastante com a crescente industrialização e a pronta notificação por parte dos Serviços Hidráulicos. Até 1941, foram 24 os casos autuados por poluição industrial, sendo escassos os que tinham uma forma de tratamento. Nesta fase, esse tratamento, consistia em métodos muito rudimentares de diluição e filtração, para os quais se abriam poços revestidos por camadas de brita e areia. A eles deveriam ser canalizados os resíduos das fábricas. Porém, estes poços tinham comunicação com as correntes públicas, pelo que em caso de enchimento, o conteúdo vazaria para a água. Uma das hipóteses que levantámos é que com a progressiva industrialização da região, e com o desenrolar da produção de resíduos, a função desses poços tenha ficado completamente desajustada para as reais necessidades da indústria. A partir da década de 1950, serão mais de 200 as fábricas notificadas para apresentarem e construírem um projecto de depuração. Dos 57 casos já analisados, a vasta maioria relaciona-se com fábricas têxteis, o que atesta a predominância deste sector nesta região hidrográfica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Fundação para a Ciência e Tecnologia, por ter financiado o nosso projecto de doutoramento, intitulado "As águas dos transgressores: estudo da história da poluição num afluente do rio Ave (1892-1974)", com a referência SFRH/BD/146142/2019. Agradecemos igualmente à Agência Portuguesa do Ambiente pela oportunidade de consultar os seus arquivos, e à Casa de Sarmento pela disponibilidade oferecida em toda a nossa investigação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bruggemeier F (1994) A Nature Fit for Industry: The Environmental History of the Ruhr Basin, 1840 - 1990. In: Environmental History Review, n. 1, 18, 35–54.

Cioc M (2002) The Rhine: an eco-biography 1815-2000, Seattle, University of Washington.

Cordeiro J (2001) Indústria e energia na bacia do Ave (1845-1959). In: Cadernos do Noroeste, Série História 1, 15 (1–2), 57–174.

Cordeiro J, Costa F (2015) Uma relação conflituosa: Indústria e ambiente na Bacia do Ave. In: Guimarães P, Cebada J (eds): Conflitos ambientais na indústria mineira e metalúrgica: o passado e o presente, Évora, Centro de Investigação em Ciência Política, 315–30.

Costa F (2007) A gestão das águas públicas: o caso da bacia hidrográfica do rio Ave no período 1902-1973, Gualtar, Universidade do Minho.

Figueiredo, V (1973) Intervenção administrativa no problema da poluição das águas por efluentes industriais e tentativa de avaliação dos custos desta poluição em Portugal, Lisboa, Instituto Nacional de Investigação Industrial.

Lains P, Silva, A (2005) História Económica de Portugal, 1700-2000, Vol. 3, Lisboa, Imprensa de Ciências Sociais.

Soeiro J (1945) Os esgotos industriais e a sua acção fisiológica sobre os peixes. In Publicações, Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Vol. XII, Tomo 1 e 2, 97–192.

LEGISLAÇÃO

Decreto com força de lei nº 8 de 1 de Dezembro de 1892.

Decreto de 19 de Dezembro de 1892.

104

TRAGÉDIA ANUAL DAS ENCHENTES: A CULPA NÃO É DE SÃO PEDRO

Gesner OLIVEIRA, Flávio NACCAHE, Ceci de CAPRIO, Vicente SANTOS

RESUMO

As tragédias associadas às enchentes fazem parte da história brasileira e vários países emergentes. O fenômeno se agravou nas últimas décadas com a urbanização sem planejamento e a maior frequência dos extremos climáticos associada ao aquecimento global. O objetivo do artigo é discutir o caso brasileiro dimensionando a lacuna em termos de drenagem urbana sustentável ainda não instalada e uma alternativa de investimento para superá-la através de parcerias público privadas. O trabalho aborda os seguintes cinco pontos:

i. discussão do conceito de lacuna na área de drenagem urbana no Brasil a partir das estatísticas disponíveis e em perspectiva comparada com a experiência internacional. Neste ponto serão avaliadas algumas definições da literatura e indicada a que nos parece mais adequada do ponto de vista técnico, considerando a sustentabilidade ambiental do serviço;

ii. dimensionamento das necessidades de investimento a partir da noção de lacuna do segmento definida em i). Neste ponto serão comparados alguns cálculos recentes para o caso brasileiro e indicado um intervalo de investimento necessário para fechar a defasagem no setor;

iii. mostrar os desafios para o aumento do investimento público dada a fragilidade da situação das finanças públicas, especialmente dos municípios. Serão utilizados rankings de avaliação da situação fiscal dos municípios elaborados pelo Tesouro Nacional e outras entidades;

iv. discussão sobre as diferentes modalidades de financiamento baseadas em parcerias público privadas e as condições necessárias para o sucesso do aumento de investimento pela iniciativa privada em parceria com o setor público;

v. Recomendações de política pública adequadas para o caso brasileiro e eventualmente aplicáveis em outros países em desenvolvimento com circunstâncias similares às brasileiras.

Palavras-Chave: Saneamento básico; manejo de águas pluviais; investimento, infraestrutura verde e políticas públicas

1. INTRODUÇÃO

Quando se fala em infraestrutura, logo pensamos em planejamento. No Brasil, a ideia de planejamento está diretamente relacionada às tragédias urbanas, mais precisamente a falta de planejamento (Flávio Villaça, 2005). Apesar de todos os instrumentos legais existentes, ainda não há uma política pública suficiente para evitar ou ao menos, minorar os grandes prejuízos que o país sofre com os eventos naturais.

As cidades brasileiras, buscaram se estabelecer em áreas próximas aos corpos hídricos, sem respeito às suas áreas naturais. Factualmente, em todas as regiões do Brasil, há graves problemas com enchentes, inundações, deslizamentos e outros causados pelas águas de chuva.

No decorrer dos anos foi se desenvolvendo novas técnicas, entendimentos e conceitos de como tratar as águas pluviais, chegando-se ao ápice de alterar o nome deste serviço de controle de águas pluviais, de uma visão higienista, para manejo de águas pluviais, visão sustentável. Este conceito expande-se no pensamento de respeito às águas, utilizando-se da drenagem sustentável, conceito surgido nos países escandinavos, onde se introduz elementos de compreensão e respeito à dinâmica natural da água, objetivando um processo mais parecido com o que ocorre ao natural. Estes dois fatores, planejamento e drenagem sustentável, não foram bem utilizados no Brasil, o que tem gerado as catástrofes cada vez maiores com as mudanças climáticas.

A lacuna existente na drenagem urbana, ou a diferença entre a infraestrutura instalada e a necessária para evitar essas tragédias serve para planejar a implantação de novas estruturas complementando a infraestrutura existente, mas também de adequação das estruturas já instaladas a este novo conceito de drenagem sustentável.

Mesmo em locais que possuem um histórico de investimentos em drenagem necessitam rever o tipo de investimento, pois se utilizava de conceitos antiquados onde por exemplo, se canalizava córregos e rios, como se isso fosse possível para limitar seus espaços. Hoje sabemos que não é assim. Há a necessidade de reservar a água, procurando que o máximo possível seja infiltrada e então, aliviada para os corpos hídricos. A partir dos anos 2000, São Paulo começou a utilizar seus recursos de forma diferente, e hoje, apesar das chuvas ainda causarem desconforto pelas inundações, não há mortes devido a esse problema e os prejuízos são muito menores do que no passado.

Neste artigo, procurou-se dados públicos, disponíveis, para calcular essa defasagem entre o que já foi aplicado e o que ainda necessita ser investido, em termos financeiros. Para alguns lugares, como São Paulo, onde há Plano Diretor de Manejo de Águas Pluviais, está computado inclusive as adequações necessárias às instalações já executadas, mas que precisam de reformulação para atender o novo conceito de drenagem sustentável. A partir deste diagnóstico, o *item* Enquadramento a seguir, serão apresentadas as considerações aos dados coletados, o dimensionamento das necessidades de investimento, os desafios para o aumento deste investimento, a discussão sobre as diferentes modalidades de financiamento especificadas na Lei 14.026/20, e como conclusão, as recomendações de política pública para o caso brasileiro.

2. ENQUADRAMENTO

Considerando que os investimentos nos sistemas de drenagem dependem substancialmente das condições de cada região, entende-se que a melhor fonte para se estimar os

investimentos para universalização do serviço sejam os planos municipais de saneamento e planos diretores de drenagem das cidades. Por meio de análise e dimensionamento específicos para cada município, esses planos contêm soluções customizadas e, portanto, com elevado grau de precisão quando comparados a metodologias que utilizam projeções estatísticas e parâmetros gerais, calculados com base em dados de outros municípios.

Ao longo da elaboração do presente trabalho foram coletados planos municipais disponíveis em fontes públicas (sítios das prefeituras, por exemplo), tendo como premissa a disponibilidade dos dados de investimentos. Foram reunidos os dados de algumas das maiores cidades do Brasil, predominantemente das regiões sul e sudeste onde há uma maior urbanização da área e maior número de domicílios sujeitos a risco de inundação segundo dados do SNIS-AP 2020. Essa região abrange 63,25% dos investimentos realizados em 2020, como apresentado na Figura 1.

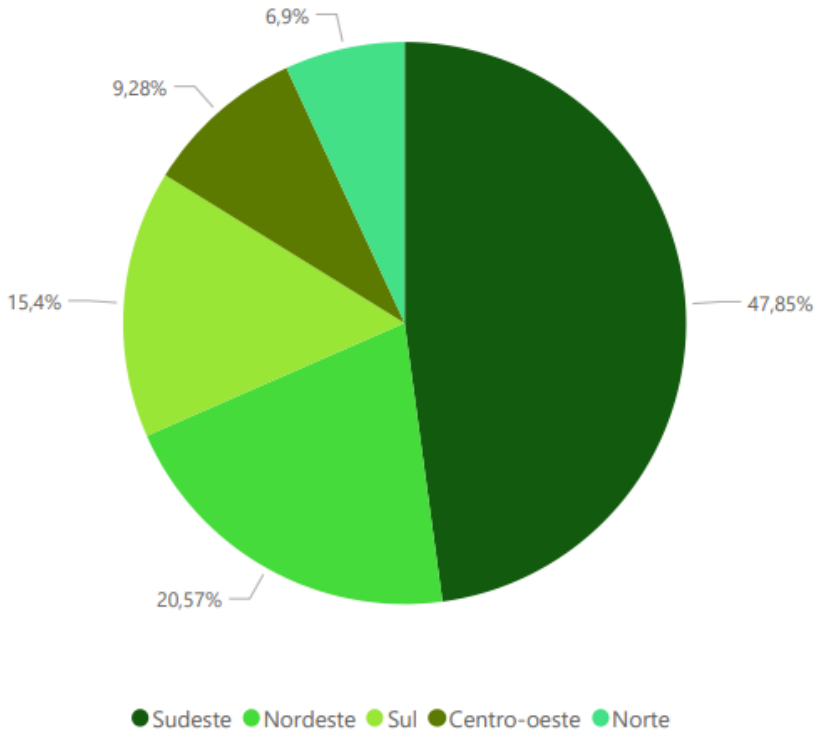


Figura 1. Porcentagem dos investimentos realizados por região em 2020.
Fonte: SNS/MDR (2021).

Contudo esse conceito simples de domicílios em risco de inundação, não é suficiente por vários fatores: o número de municípios respondentes não chega a 10% dos municípios brasileiros, as imprecisões nos dados autodeclarados do SNIS-AP 2020, discrepâncias entre os diagnósticos dos planos municipais e a medida de domicílios sujeitos a inundação, entre outros. Pensar em número de domicílios sujeitos a inundação como o déficit de

drenagem não se mostrou a melhor alternativa, parecendo subestimar sobremaneira a necessidade de investimentos necessários. Buscou-se uma metodologia que atendesse três princípios: automaticidade, escalabilidade e passível de auditoria. Baseado nessas premissas, os investimentos totais foram estimados em quatro parcelas: Investimentos na expansão dos sistemas daqueles municípios com planos de drenagem urbana, calculados por meio dos valores constantes dos próprios planos; investimentos na expansão dos sistemas para municípios sem planos de drenagem urbana, estimados por meio de modelo econométrico; investimentos para manutenção da infraestrutura e reposição de ativos existentes; investimentos para completar os cadastros técnicos da infraestrutura dos municípios brasileiros.

Conforme apresentado ao longo deste estudo, existem diferenças significativas entre os regimes pluviométricos e as características de ocupação urbana das diversas regiões do Brasil. Assim, as soluções para a drenagem pluvial em cada localidade podem variar significativamente, e a forma mais precisa de se estimar o total dos investimentos para o Brasil tende a ser por meio da soma da estimativa de investimentos feita por cada uma das cidades em seus planos municipais e planos diretores de drenagem.

Ocorre que o número de municípios que efetivamente têm uma estimativa financeira para a universalização dos serviços de drenagem e manejo de águas pluviais é pequeno. Assim, foi necessário desenvolver uma metodologia para se estimar os investimentos nos demais municípios.

A metodologia baseia-se na utilização de uma fórmula paramétrica desenvolvida para se medir a necessidade intrínseca do município por sistemas de drenagem urbana. Para cada município utilizou-se informações de pluviometria e densidade urbana para se calcular um coeficiente (Coeficiente PD) que procura capturar a composição de dois efeitos simultaneamente: volume de chuva e nível de impermeabilização do solo

Após o cálculo do Coeficiente PD para cada município, foram selecionados todos os municípios cujos coeficientes estão acima de um determinado nível. Ressalte-se que esse nível ótimo não é conhecido a priori. Utilizando-se um critério mais rígido (ou seja, exigência de um Coeficiente PD mais alto), resulta na seleção daqueles municípios cuja criticidade em termos de necessidade de sistemas de drenagem tende a ser também mais alta. E vice-versa. Esta metodologia permite elaboração de diferentes cenários para que se conheça as estimativas de investimentos com critérios mais rígidos e critérios mais brandos.

O total de investimentos para expansão dos serviços é de R$ 213 bilhões. Já para reposição de ativos o total no período é de R$ 36 bilhões. Somando-se, ainda, R$ 297 milhões em elaboração dos cadastros técnicos dos ativos de drenagem urbana, o total estimado para universalização dos serviços até 2033 é de R$ 250 bilhões.

Entre as quatro frentes do saneamento básico, temos um hiato anual de investimentos no Brasil, que chega a R$35 bilhões. A média dos últimos dez anos de investimento anual foi

de R$13 bilhões, quando é necessário R$ 24 bilhões anuais até 2033 para atingirmos a universalização.

Os municípios, titulares do serviço, tão pouco tem capacidade financeira para tal. O Índice da Firjan, que considera 5.239 municípios e possui cinco indicadores, receita própria, gasto com pessoal, liquidez, investimentos e custo da dívida, em 2020, classificou 1.818 municípios em situação crítica. 1.704 prefeituras não se sustentam: não geram receitas suficientes para financiar sua estrutura administrativa e 2.672 municípios têm baixo nível de investimento, em média, 4,6% da receita. Com estes dados, podemos concluir que necessitamos de outras alternativas para realização esses investimentos.

A legislação brasileira, mais precisamente na Lei 11.445/07, determina que “a prestação de serviços dos serviços públicos de saneamento básico por entidade que não integre a administração do titular depende da celebração de contrato de concessão, mediante prévia licitação, nos termos do art. 175 da Constituição Federal”.

CONCLUSÕES

Este artigo conclui que os desastres ocorridos no Brasil relacionados a enchentes e alagamentos nas últimas décadas é resultado da falta de planejamento de infraestruturas verdes e investimento que estejam em consonância com o meio ambiente, a fim de dirimir a urbanização e impermeabilização do solo.

O Brasil carece de dados e informações sobre o setor de manejo de águas pluviais.

Para o necessário salto de investimento de cerca de R$ 250 bilhões de reais é necessário um aumento nas parcerias públicos privadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA M. B.; NASCIMENTO, N. O. (2002). Aspectos institucionais e de financiamento dos Sistemas de Drenagem Urbana. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.7, n.1, p.29-49;

SILVA RODRIGUES, MIGUEL (2020). Water Sensitive Urban Design para a criação de uma Water Sensitive City. Caso de Estudo: Quarteira. Universidade de Algarve. Instituto superior de Engenharia

JAMBO BRITO, Julia. Uso do conceito WSUD (water sensitive urban design) na transição para cidades “sensíveis” à água um estudo de caso de Teresópolis, RJ. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO 2017.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO. Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB. 2019.

111

ANÁLISE DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO MUNICÍPIO DE CASSERENGUE/PB

Geovanna OLIVEIRA[1], Dayse BARBOSA[2], Barbara TSUYUGUCHI[3], RODRIGUES, Andrea[4]

[1] *Universidade Federal de Campina Grande, Rua Darcy Ferreira Galvão, 62, Campina Grande, Paraiba, Brasil, geooliveira99@gmail.com*

[2] *Universidade Federal de Campina Grande, Rua Maria Aparecida Carneiro, 280, Apt 101, Catolé, Campina Grande, Paraiba, Brasil, dayseluna@yahoo.com.br*

[3] *Universidade Federal de Campina Grande, Rua Álvaro Ferreira Leão, n 45 Bodocongó, Catolé, Campina Grande, Paraiba, Brasil, barbara.tsuyu@gmail.com*

[4] *Universidade Federal de Campina Grande, BR 104; Km 117. Condomínio Atmosphera Green Residence, lote 80. Lagoa Seca, Paraiba, Brasil, andreaufcg@gmail.com*

RESUMO

Alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos é um dos objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU. A Lei Federal do Brasil nº 14.026/2020 define como meta de universalização que 99% da população tenha acesso a água potável até 2033. No Brasil, sobretudo na região Nordeste e região semiárida, aliado a fatores climáticos, físicos e demográficos, deficiências na gestão dos sistemas de saneamento retardam a construção desse cenário. Pequenos municípios enfrentam ainda problemas relacionados à sustentabilidade econômica e fiscalização dos serviços, o que reflete sobre sua eficiência. Este trabalho consistiu em realizar uma caraterização operacional do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) existente no município de Casserengue/PB, localizado no semiárido nordestino brasileiro. Para tal foram utilizados indicadores disponibilizados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o maior sistema de informações sobre o saneamento no Brasil, entre os anos de 2016 a 2019. Posteriormente, elaborou-se um plano de ação usando ferramentas de qualidade: O método 5W1H e a matriz de prioridades GUT foram aplicados, com o auxílio de especialistas em saneamento, detalhando os pontos de atuação necessários para correção das principais falhas encontradas. A análise dos indicadores permitiu detectar as principais deficiências, estando essas relacionadas aos baixos índices de atendimento do sistema e hidrometração, significativo índice de perdas, baixo faturamento pelo prestador de serviços, submedição de consumo e baixa capacidade de reservação. A partir dessas informações, foi elaborado um plano de ação, identificando o local de atuação, os responsáveis e a metodologia a ser cumprida, além de estipulação de prazos para cumprimento das atividades propostas. Os resultados obtidos fornecem subsídio para a gestão dos serviços no município, a fim de mitigar as deficiências encontradas no SAA existente.

.

Palavras-Chave: Sistema de Abastecimento de Água; Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS); Matriz GUT, Método 5W1H, Indicadores.

1. INTRODUÇÃO

O saneamento básico está intrinsecamente relacionado à promoção de saúde, qualidade de vida da população e preservação do meio ambiente. As Leis Federais nº 11.445/2007 e nº 14.026/2020 preveem a universalização do acesso aos serviços de abastecimento de água, definindo como meta que até 2033, 99% da população tenha acesso a água potável. Além disso, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos é um dos objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.

Pequenos municípios enfrentam ainda problemas relacionados à sustentabilidade econômica e fiscalização dos serviços, o que reflete sobre sua eficiência, tendo em vista que o tamanho da população e a taxa de urbanização do município interferem nos recursos e infraestrutura dos sistemas existentes, bem como os investimentos realizados no setor de abastecimento de água e esgotamento sanitário (BARRETO, 2021).

No munícipio de Casserengue, localizado no semiárido nordestino brasileiro, o sistema de abastecimento de água existente apresenta intermitência no serviço, e a população está a mercê do uso de cisternas e reservatórios abastecidos por carros-pipa (PMSB-PB/UFCG, 2021). Tais características corroboram com a classificação de que o sistema está em déficit de acesso no abastecimento de água potável.

Este trabalho consistiu em realizar uma caraterização operacional do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) existente no município de Casserengue, localizado no semiárido nordestino brasileiro, a partir dos indicadores disponibilizados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o maior sistema de informações sobre o saneamento no Brasil, e propor soluções técnicas para mitigação das principais deficiências encontradas no sistema.

2. DESEMPENHO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Foram selecionados indicadores operacionais correlatos aos sistemas de abastecimento de água presentes no rol de indicadores do SNIS. Vale ressaltar que os dados presentes no SNIS (2016-2019) foram coletados a partir da resposta voluntária dos prestadores de serviços de saneamentos aos questionários disponibilizados, podendo, assim, conter inconsistência no repasse das informações. Para efeitos efeitos de comparação, utilizou-se as médias nacionais e estaduais, além de dois municípios demograficamente e geograficamente semelhantes, Caiçara e Tacima, contidos na mesma bacia hidrográfica.

2.1 Análise de indicadores

A seguir estão listados alguns indicadores operacionais utilizados para caracterização do sistema, que apresentaram resultados significativamente baixos, em comparação com as médias nacionais, estaduais e dos dois municípios.

- Atendimento total do sistema

  Ao longo dos anos observados, o município de Casserengue apresentou índices abaixo de 45%, com uma tendência de decréscimo, que representa um subdesenvolvimento do sistema. O desempenho também está abaixo das médias da Paraíba, Brasil e Caiçara.

- Índice de perdas na distribuição

  Observa-se que no ano de 2019, em Casserengue, houve um aumento de 40,03% com relação a 2018. Vale salientar que no ano de 2019, o nível de perdas de Casserengue e Tacima estiveram acima das médias nacionais e estaduais, os três municípios obtiveram índices acima de 30%, evidenciando a necessidade de maiores esforços para a diminuição das perdas.

- Índice de hidrometração

  De acordo com os resultados, verifica-se que no município de Casserengue houve uma pequena evolução ao longo dos anos observados da ordem de 5%. No entanto, essa melhoria se manteve abaixo daquela comparada a Paraíba, Brasil e outros municípios, demonstrando que ainda há muito a evoluir nesse sentido. O uso de hidrômetros, bem como seu pleno funcionamento, está diretamente relacionado ao consumo, contribuindo para preservação do meio ambiente, auxiliando no controle de perdas, além do gerenciamento de custos com o intuito de prover a manutenção e implantação do sistema (ABES, 2015).

- Indice de faturamento de água e submedição de consumo

  Foi constatado um superfaturamento indicado pela presença de percentuais acima de 100%, que está relacionado as diferenças entre os volumes produzidos e faturados medidos para Casserengue e os outros dois os municípios. Dessa forma, pode-se observar uma relação entre o índice de faturamento e o índice de perdas por faturamento. Ao analisar o desempenho de Casserengue, constatou-se que em 2018, ao passo que obteve um índice de faturamento acima de 100%, o índice de perdas por faturamento foi negativo.

  O volume de água faturado no ano de 2018 esteve acima do volume de água produzido. Esse fato pode estar relacionado a estimativa de consumo em locais que não possuem micromedidores, aliados a existência de hidrômetros quebrados e com falhas. Casserengue também apresentou índice de 76,22% de faturamento para o ano de 2019, o menor entre o período analisado, que representou uma queda de 59,76% com relação ao ano anterior, o maior índice do período (135,94%).

- Reservação do sistema

  Para o estudo da reservação do sistema, foi realizada a projeção de demandas futuras. Foi utilizado o consumo médio per capita de 56,47 L/hab./dia, sendo este uma média aritmética dos últimos quatro anos com informação no SNIS (SNIS, 2020). Ao considerar os dados de perdas, foi estudado três cenários: cenário ideal com base na literatura, com perdas de até 25%; cenário em que utiliza-se a média do índice de perdas no município para os últimos quatro anos, 27,32%; e cenário estabelecido pelo PLANSAB (2019) como meta progressiva de expansão e qualidade dos sistemas no Nordeste, de acordo com o qual o sistema deverá ter porcentagem de perdas de até 33%. No município de Casserengue há apenas um reservatório de distribuição de 100 m^3 . A partir da projeção de demandas foi possível verificar que este atende a reservação necessária até o ano de 2030. Sendo necessária a expansão da capacidade de reservação do sistema para os anos posteriores.

2.2 Elaboração do plano de ação

Através de todas as informações coletadas ao longo deste estudo, foi possível identificar os principais problemas verificados para o município com relação a ampliação do serviço e melhorias no sistema. São estes:

i. Déficit no abastecimento da população rural; ii. Baixos índices de hidrometração; iii. Perdas do sistema; iv. Baixo índice de faturamento da água e submedição de consumo em locais que não possuem micromedidores; v. Baixa capacidade de reservação do sistema, déficit a partir de 2030.

No Quadro 1 estão os resultados obtidos com a aplicação do método 5W1H aplicado para o município, com relação aos défcits encontrados.

Para *How* (como?), as ações sugeridas foram propostas segundo a cartilha de Controle e Redução de Perdas nos Sistemas Públicos de Abastecimento de Água, elaborada pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES (2015) e no estudo realizado por Raid (2017). São elas:

- Realização de estudo de soluções técnicas de abastecimento de água adequadas às características ambientais e socioeconômicas de cada comunidade por especialistas contratados;
- Levantamento da rede de abastecimento existente, com diâmetro, extensão, idade, topografia. Definição de setores e zonas de pressão;
- Central de atendimento para reclamação quanto aos vazamentos;
- Disponibilização e capacitação de equipe responsável por executar reparos e correção de vazamentos;
- Realização de levantamento que identificará os locais que não possuem hidrômetros; e priorização da substituição dos hidrômetros com defeitos e os que estão em pleno funcionamento para que seja feito controle;

- Realização de levantamento que identificará os locais que não possuem hidrômetros; e priorização da substituição dos hidrômetros com defeitos e os que estão em pleno funcionamento para que seja feito controle;
- Monitoramento das variações de consumo dos clientes, a fim de verificar potenciais irregularidades; inspeções de campo; programas de conscientização da população quanto às fraudes, para regularização dos problemas encontrados;
- Construção de novo reservatório no sistema de abastecimento.

Para definição da coluna “When” foram utilizados os resultados da matriz GUT. Considerando as ações propostas, segundo o grau de importância, foram atribuídas pontuações que variaram de 1 a 5 por 15 especialistas na área de saneamento ambiental e recursos hídricos.

Quadro 1. Método 5W1H.

Why (Motivo): Problemas verificados	**What (Ação):** Medidas a serem adotadas	**Who (Responsável)**	**Where (Onde)**	**When (Quando)**
i	Estudo de soluções alternativas para o abastecimento de água na zona rural (1)	Prefeitura municipal	Zona rural	Curto prazo (0 – 2 anos)
ii	Elaboração de um cadastro técnico com informações atualizadas sobre a infraestrutura da rede de distribuição (2)	Prestador de serviços: CAGEPA	Todos os componentes do SAA	Médio prazo (2 – 5 anos)
	Programa de controle de vazamentos (3)		Rede de abastecimento	Curto prazo (0 – 2 anos)
iii	Instalação de hidrômetros em todas as edificações. (4)		Todas as edificações	Médio prazo (2 – 5 anos)
	Revisão e acompanhamento dos hidrômetros instalados. (5)			Médio prazo (2 – 5 anos)
iv	Programas de combate a fraudes e ligações clandestinas. (6)		Sede municipal	Médio prazo (2 – 5 anos)
v	Instalação de novo reservatório de distribuição no município (7)			Curto prazo (0 – 2 anos)

Fonte: Os autores (2022).

3. CONCLUSÕES

De acordo com a caraterização do sistema atual a partir da utilização dos índices de atendimento, verifica-se que o abastecimento na zona rural do município necessita de atenção, sendo necessário a realização de estudos que visem a implantação de sistemas que ofertem um serviço satisfatório além de economicamente e tecnicamente viáveis de implantação. A análise dos indicadores operacionais, evidenciou também índices expressivos relacionados as perdas do sistema no ano de 2019.

As limitações encontradas na realização da pesquisa foram principalmente a imprecisão quanto aos dados fornecidos pelo SNIS, tendo em vista que esses dados são disponibilizados

por autodeclaração pelos próprios prestadores, por resposta voluntária aos questionários disponibilizados.

Quanto ao plano de ação sugerido, a utilização do método 5W1H mostrou-se de grande valia por levantar e organizar questionamentos de forma direta e precisa, como é esperado em um plano de ação. Ao listar os principais déficits identificados, foi possível propor ações, identificar o local da intervenção, os responsáveis e a metodologia a ser cumprida, além de estipulação de prazos para cumprimento. Outra limitação encontrada diz respeito a subjetividade das respostas aos formulários da matriz GUT e necessidade de um conhecimento amplo e profundo na área de estudo.

Ressalta-se a importância de análises mais detalhadas do sistema e realização de visitas a campo, obtendo informações mais precisas como, por exemplo, o parque de hidrômetros existente e suas condições atuais; estrutura física do reservatório existente; estudo dos mananciais utilizados quanto as vazões ofertadas atualmente, verificando se irão atender a demanda futura. Tal detalhamento possibilita a elaboração de um plano de ação mais detalhado e eficiente em seus resultados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Controle e redução de perdas nos sistemas públicos de abastecimento de água. ABES, 2015.

Barreto, J. B.; Feitosa, P. H. C.; Anjos, K. L.; Velez, W. M. Analysis of sanitation regionalization: Water scenarios and economic-financial (in)sustainability of the water and sewage microregions of Paraíba. Research, Society and Development, v. 10, n. 10, e117101018513, 2021. DOI: http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i10.18513.

PMSB. Plano Municipal de Saneamento Básico. Diagnóstico Técnico-Participativo do município de Casserengue. Campina Grande: FUNASA/UFCG, 2021.

Raid, M. A. M. Soluções técnicas de abastecimento de água e modelos de gestão: um estudo em quinze localidades rurais brasileiras. Dissertação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

LEGISLAÇÃO

Lei Federal nº 11.445/2007 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Brasília, 2007.

Lei Federal nº 14.026/2020, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, e dá outras providências. Brasília, 2020.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

GESTÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS NUM CONTEXTO DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – A EXPERIÊNCIA DE VILA NOVA DE GAIA, PORTUGAL

Fernando FERREIRA[1]

[1] *Águas de Gaia, EMSA, Águas de Gaia, EM, SA - Sede Rua 14 de Outubro, 287 Apartado 35 4431-954 Vila Nova de Gaia, Portugal, ferreira@aguasgaia.pt*

RESUMO

Estudos apontam para que os padrões climáticos que orientaram os nossos modelos de desenvolvimento se encontrem em alteração, com episódios de precipitação extrema mais frequentes e períodos de seca mais longos. Esta nova realidade, combinada com a crescente impermeabilização do solo em meio urbano, traduz-se em aumentos súbitos dos caudais, que não têm correspondência na capacidade de transporte das infraestruturas existentes, nem na rede hidrográfica, traduzindo-se em cheias, erosão e prejuízos às atividades económicas. Neste contexto, a gestão das águas pluviais assumirá uma importância primordial e deverá fazer parte da estratégia de desenvolvimento do espaço urbano, integrada nos instrumentos de ordenamento do território e exigindo um trabalho multidisciplinar e colaborativo que responsabiliza todos: decisores políticos, técnicos, agentes económicos e a população em geral.

Para responder a este desafio, Vila Nova de Gaia, terceiro maior município de Portugal em número de habitantes, desenvolveu um conjunto de soluções, articuladas entre si, que integra a monitorização inteligente de caudais de cursos de água urbanos; a generalização da captura e utilização de águas residuais para usos não potáveis e soluções do tipo infraestruura verde, que incluem a reabilitação das margens de cursos de água, rearborização, coberturas verdes e pavimentos permeáveis.

Palavras-Chave: alterações climáticas; águas pluviais; urbano; Gaia; Portugal

1. INTRODUÇÃO

A impermeabilização do meio urbano associada às alterações nos padrões climáticos, com excesso de chuva num dado momento e escassez em períodos prolongados, provoca aumentos súbitos dos caudais das águas superficiais e sobrecarga dos sistemas de águas pluviais e residuais, provocando, ainda, erosão, perda de solo, cheias, transbordos e prejuízos de vária ordem. Paradoxalmente, reduz-se a disponibilidade de água armazenada no solo, deixando esta de ficar disponível para a vegetação, nos períodos mais secos, e para recarregar os lençóis freáticos.

O meio urbano, onde se agrega mais de metade da população mundial, e cujo funcionamento assenta num conjunto de infraestruturas, processos e mecânicas idealizados e desenvolvidos para dar resposta a situações que estão em rápida mutação, é um cenário onde este desafio se fará sentir de maneira particularmente intensa.

Águas de Gaia, entidade gestora dos ciclos hídricos no Município de Vila Nova de Gaia, Portugal, encara as águas pluviais como um desafio ambiental, financeiro e económico, mas, também, como uma oportunidade, considerando as águas pluviais um recurso fundamental para o funcionamento dos ecossistemas.

Esta visão permite-nos desenvolver uma série de projetos ambientais enquadrados na gestão das nossas linhas de água e orla marítima, que nos ajudam a responder ao desafio e, simultaneamente, manter a qualidade dos cursos de água e um pleno de bandeiras azuis nas praias de Gaia

2. ENQUADRAMENTO

Vila Nova de Gaia situa-se no Noroeste de Portugal, junto à foz do Rio Douro, uma das zonas mais chuvosas do país, que conta com uma pluviosidade média de 1285 mm por ano.

O município, fortemente urbanizado, possui uma rede de cursos de água superior a 300 km que recebe as águas pluviais que não conseguem infiltrar-se no solo impermeabilizado. A degradação dos padrões climáticos, com maior frequência de episódios de precipitação extrema, traduz-se em subidas bruscas dos caudais dos cursos de água urbanos, cheias, transbordos, erosão de margens, perda de solo e prejuízos patrimoniais e nas actividades humanas.

Para dar resposta a este enorme desafio, Águas de Gaia desenvolve um conjunto de soluções que tem por objectivo monitorizar em tempo real os caudais das linhas de água urbanas bem como parâmetros representativos da qualidade das suas águas. Complementarmente, tem implementado estratégias que visam o reaproveitamento de águas pluviais para fins não potáveis assim como a criação de infrestruturas verdes como forma de mitigar os efeitos da pluviosidade.

2.1 Assistente Vigilante Ambiental

A Assistente Vigilante Ambiental é um sistema que recolhe e processa dados relativos ao estado ambiental de cursos de água, recorrendo a novas tecnologias de informação com algoritmos de inteligência artificial que interpretam os dados recolhidos e tornam o processo de análise imediato. Pontos de monitorização recolhem dados de Pluviosidade, Caudal, Níveis de água, Temperatura, Condutivdade, pH e Turbação, entre outros parâmetros. O sistema emite alertas em tempo real relativos a alterações na qualidade e/ou nível da água através de email ou sms.

Esta solução tecnológica resultou de uma parceria entre a Associação Acredita Portugal,

promotora do maior Concurso de Empreendedorismo e Inovação em Portugal, a startup SCEMAI, que venceu o Prémio para a Inovação da Águas de Gaia na categoria H2O e com isso ganhou apoio técnico e incubação na Águas de Gaia para o desenvolvimento da solução e do modelo de negócio.

A Assistente Virtual do Sistema Vigilante Ambiental permite prevenir cheias, detectar descargas ilegais e alterações à qualidade da água e alertar as entidades competentes em tempo real.



Fig. 1. Imagem da Plataforma de Análise e Monitorização de Dados tendo como referência a Ribeira de Atiães.



Fig. 2. Pontos de amostragem já implementados e previstos.

2.2 SAAP (Sistema de Aproveitamento de Águas Pluviais)

O SAAP é uma solução low-tech, desenvolvida internamente com o apoio financeiro do Fundo Ambiental, que se destina a demonstrar o potencial da recolha e utilização da água da chuva para usos não potáveis, como solução para reduzir o impacto de fenómenos de precipitação extrema nos caudais dos cursos de água urbanos. Equipamentos de demonstração e ensaio foram instalados no Centro de Educação Ambiental das Ribeiras de Gaia e em alguns estabelecimentos escolares do município.

Nesta solução, a água da chuva, captada pelo telhado, é canalizada para um reservatório de 1000L e segue por gravidade, para servir os sanitários e para um ponto de água de onde pode ser usada na rega de hortas, jardins, lavagem de pavimentos e veículos.

Cada depósito de 1000L tem capacidade para efectuar 111 descargas de autoclismo ou 1000 descargas de urinol, mas pode ser escalado para capacidades de armazenamento maiores.

No futuro pretende-se que seja implementada de uma forma sistemática em equipamentos escolares e municipais, minimizando o consumo de água potável, mas também servir programas de educação ambiental, promovendo a consciencialização para o valor dos recursos hídricos.

2.3 Infraestrutura Verde

A infraestrutura verde como estratégia para gestão de águas pluviais recorre, preferencialmente, a processos naturais.

A infraestrutura verde, como conjunto de estratégias e soluções, é altamente flexível e permite a adequação aos casos particulares de cada meio urbano, de cada localização, do orçamento disponível, dos objectivos de planeamento e dos recursos à disposição. Por outro lado, a relativa simplicidade de execução de projectos deste tipo; a sua adaptação a situações já existentes; os menores custos de operação; a manutenção low-tech e menos intensiva (relativamente a projectos de maior envergadura) e os benefícios múltiplos que perdurarão ao longo de décadas, como custos de operação e de manutenção mais baixos e mais espaços naturais na cidade, (floresta, corredores ripícolas, zonas húmidas) são bons argumentos para considerar a implementação de uma rede de infraestrutura verde para preparar as cidades para o desafio colocado pelas alterações climáticas.

Entre as várias soluções adoptadas em Vila Nova de Gaia que se encaixam neste conceito destacamos as que apresentamos de seguida.

2.3.1 Reabilitação das margens dos cursos de água urbanos

A reabilitação das margens dos cursos de água urbanos de Gaia, recorrendo preferencialmente a técnicas de engenharia natural, contou com o plantio de milhares de árvores e arbustos de espécies autóctones. Os ramos e folhagem destas árvores diferem o impacto da chuva que cai sobre as suas copas, que mantém as águas mais

frescas durante os dias de verão, conservam os níveis de oxigénio dissolvido elevados e proporcionam alimento e abrigo, favorecendo a biodiversidade.

2.3.2 Telhados e Coberturas Verdes

Vila Nova de Gaia foi pioneira, em Portugal, na instalação de telhados e coberturas verdes em edifícios públicos, com o primeiro exemplo, o primeiro reservatório de água para abastecimento do Município, localizado no Monte da Virgem, datando de 1957.

Telhados e Coberturas Verdes permitem absorver a água da chuva durante episódios de precipitação extrema, libertando o excesso de água após a passagem do pico de precipitação.

2.3.3 Pavimentos Permeáveis

Pavimentos permeáveis permitem infiltrar parte da água da chuva que cai sobre a sua superfície. São especialmente benéficos quando instalados em arruamentos que atravessam cursos de água.

2.3.4 Reflorestação

Vila Nova de Gaia participa no programa 100.000 árvores, da Área Metroploitana do Porto, e conta, ainda, com o projecto de sequestro de carbono do Parque Biológico de Gaia, que permite que empresas possam compensar o carbono que emitem com o plantio de árvores. Este projecto conta, já, com milhares de árvores plantadas, que ajudam a diferir o impacto de precipitações extremas.

2.3.5 Compostagem Doméstica e Comunitária

Finalmente, mencionamos o incentivo à compostagem doméstica e comunitária, e à prática da horticultura e jardinagem, como forma de facilitar e favorecer a infiltração da água da chuva no solo e diminuir o volume que chega aos cursos de água.

2.4 Bacias de Retenção com criação de zonas húmidas

Em casos onde os problemas com o impacto das águas puviais no meio urbano exigia resposta imediata foram implementadas bacias de retenção com o objetivo de mitigação dos fenómenos de transbordo e inundação. Estas intervenções tiveram a preocupação de criar zonas húmidas que acabam por ser pequenos oásis para anfíbios e outras espécies dependentes destes ecossistemas, no meio urbano, favorecendo a biodiversidade, a qualidade da água e a recarga de aquíferos.



Fig. 3. Bacia de retenção no Rio Horto, Vila Nova de Gaia.

3. CONCLUSÕES

A necessidade de gerir o problema colocado pela crescente impermeabilização, conjugada com episódios de precipitação extrema, é um dos grandes desafios para os municípios no Século XXI.

É urgente adaptar o meio urbano a estas novas condições e desafios, com medidas de vária ordem, umas reactivas, como resposta às consequências atrás mencionadas, outras proactivas, antevendo e prevenindo o agravamento dos problemas num futuro não muito distante.

Neste contexto, a Gestão de Águas Pluviais deverá procurar oportunidades para a valorização económica e ambiental que poderão passar pela reutilização sempre que possível das águas pluviais, nomeadamente através de sistemas tipo SAAP (sistemas de armazenamento de águas pluviais), coberturas verdes e espaços ajardinados desenhados para máxima infiltração no solo da água pluvial. Incentivos financeiros poderão ser considerados para acelerar o processo de adopção destas soluções em construções privadas. Outras medidas passam pela adaptação da rede pública de infraestruturas existentes – com especial relevância para as redes de águas pluviais e as vias de comunicação através de criação de infraestrutura verde, que poderá contemplar a criação de swales, canteiros e trincheiras de drenagem nas margens dos arruamentos, fomentando a infiltração da água no solo no local, bem como a rearborização do espaço urbano e a generalização da prática da jardinagem e horticultura, com adição de composto.

A gestão das águas pluviais poderá ser articulada, de forma inovadora, com soluções para outros problemas, como sejam o aquecimento do habitat urbano, a perda de biodiversidade, a gestão de espaços verdes urbanos, a reabilitação de cursos de água (e outros ecossistemas) e a requalificação de infraestruturas e do próprio parque habitacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cho M, Ha K-C, Choi YS, Lachassagne P, Wyns R (2003) Relationship between the permeability of hard-rock aquifers and their weathered cover based on geological and hydrogeological observations in South Korea. In: Krasny J, Hrkal Z & Bruthans J (eds): Proceedings of IAH international conference on groundwater in fractured rocks, Prague, 15-19 Sept. 2003, 41-42

Krasny J (1996) Hydrogeological Environment in Hard Rocks: An Attempt at its Schematizing and Terminological Considerations. In: Proceedings of First Workshop on Hardrock Hydrogeology of the Bohemian Massif, Acta Universitatis Carolinae Geologica, 40, Praha, 115-122

REFERÊNCIAS INTERNET

Clima Vila Nova de Gaia (Portugal). Disponível em: <https://pt.climate-data.org/europa/portugal/vila-nova-de-gaia/vila-nova-de-gaia-718503/> Acesso em 4 de junho de 2022

123

MODELAGEM DE DESEMPENHO DE DISPOSITIVOS IN-SITU PARA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO EM RIOS URBANOS

Ariel MAGALHÃES[1], Rodolfo SCARATI[1], Bárbara DUARTE[1], Lais DE OLIVEIRA[1], Fábio NOGUEIRA[1], Silene BAPTISTELLI[2]

[1] *Departamento de Hidráulica e Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, arielabm@usp.br , scarati@usp.br , barbara.pozzan.duarte@usp.br , laisamorim@usp.br , fabiofnog@alumni.usp.br*

[2] *Departamento de Planejamento Técnico, SABESP, São Paulo, Brasil sbaptistelli@sabesp.com.br*

RESUMO

Em 2019, o Governo do Estado de São Paulo decidiu promover a melhoria da qualidade da água do rio Pinheiros, já que este apresenta situação problemática de qualidade das águas. Além das soluções convencionais, foi proposta a execução de um método alternativo de tratamento: a Unidade Recuperadora da qualidade das águas (UR). Cada UR é projetada para tratar as vazões fluviais que contenham cargas remanescentes de esgoto bruto proveniente de áreas de ocupação irregular, onde é inexequível a implantação da infraestrutura convencional de coleta e transporte de esgotos. O objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação dos impactos da implantação das URs em diversos afluentes ao Rio Pinheiros para a redução da matéria orgânica por meio de modelagem matemática. Utilizando o modelo CAbc, foram analisados três cenários. As URs mostram-se eficientes, uma vez que o cenário que contemplava a sua operação ideal obteve resultados mais positivos do que sem a implantação destas.

Palavras-Chave: Modelagem matemática; poluição difusa; rios urbanos; recuperação; qualidade.

1. INTRODUÇÃO

Em 08 de Março de 2019, o Governo do Estado de São Paulo decidiu promover a melhoria da qualidade da água do rio Pinheiros e a adequação de seu entorno, visto que este rio, inserido dentro da cidade de São Paulo, apresenta situação problemática de qualidade das águas devido ao alto grau de urbanização e lançamento de esgoto doméstico in natura. A SABESP, por ser a responsável pela prestação do serviço de esgotamento sanitário na quase totalidade dos municípios da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), tem desenvolvido projetos de obras estruturantes e ações operacionais para a diminuição da carga de esgoto sanitário dos córregos e rios da região (BAPTISTELLI, 2019).

Além das soluções citadas, a SABESP optou por usar Soluções Não Convencionais (SNC) ou Método Alternativo de Tratamento (MAT) como as Unidade Recuperadora da Qualidade das Águas (URs) que consistem em estruturas projetadas para tratar as vazões fluviais

que contenham cargas remanescentes de esgoto não tratado provenientes de áreas de ocupação irregular, onde é inexequível, no momento, a implantação da infraestrutura convencional de coleta e transporte de esgotos (BAPTISTELLI, 2019).

Dessa forma, a intenção da UR não é substituir as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) convencionais, mas sim oferecer uma alternativa econômica e eficiente a tratar uma parcela da carga poluidora onde executar grandes redes coletoras seria inviável. Dessa forma, as URs podem ser enquadradas como um tipo de Best Management Practices (BMPs) que significam uma prática, ou combinação de práticas, entendidas como um meio eficaz e praticável de prevenir ou reduzir a quantidade de poluição gerada por fontes não pontuais a um nível compatível com as metas de qualidade da água. No entanto, as URs se propõem a tratar mais do que somente a poluição difusa (não pontual), mas toda a carga que escoa superficialmente nos córregos urbanos.

Sendo assim, faz-se importante a análise desses dispositivos em bacias para melhor gestão, planejamento e manejo dos rios urbanos. A representação de sistemas naturais por meio de modelos matemáticos ocorre de forma a retratar os processos físico-químicos e biológicos por meio de equações matemáticas ao longo do tempo e do espaço. Assim, a partir das contribuições afluentes a um corpo d'água e de suas próprias características, é possível prever seu comportamento hidrodinâmico e de sua qualidade com a utilização de ferramentas matemáticas de modelagem. Desta forma, modelos matemáticos são ferramentas importantes na avaliação da qualidade da água, geração de cenários e previsão das respostas do ambiente frente a diferentes forçantes (MARTINS, 2003).

O objetivo deste trabalho é, portanto, realizar uma avaliação dos impactos da implantação de uma BMP em diversos afluentes ao Rio Pinheiros para a redução da matéria orgânica (retratada como Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO) por meio de modelagem matemática. O modelo utilizado foi o CAbc – Software para Simulação Hidrológica de Bacias complexas (FCTH, 2002).

2. ÁREA DE ESTUDO

As URs serão implantadas na bacia do Rio Pinheiros (Figura 1) que apresenta 25 km de extensão, com sua foz no Rio Tietê e sua nascente nas sub-bacias Billings e Guarapiranga. A Bacia Hidrográfica do Rio Pinheiros abrange, aproximadamente, 265 km², com uma população de 3,318 milhões de habitantes (FUNDAÇÃO SEADE, 2019).

Quanto à localização das URs, cada uma delas foi localizada com base no ponto de contribuição dos esgotos advindos de áreas informais, de ocupação irregular. Assim, as URs estão localizadas no ponto mais próximo a jusante dessas áreas que contribuam com carga expressiva de esgotos domésticos não coletados. Dessa forma, à jusante do ponto de localização dessa unidade, o sistema já está consolidado ou existe uma ocupação urbana mais ordenada que permite a implantação de obras convencionais de rede e coletores de esgoto, de forma a conduzir o esgoto coletado nessas áreas para a ETE (BAPTISTELLI, 2019).

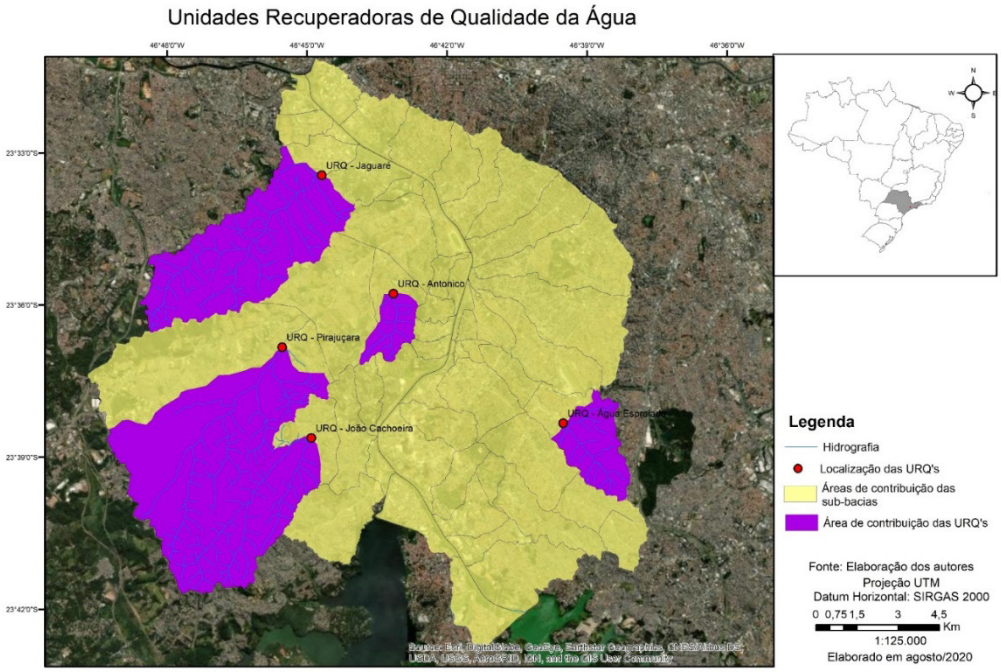


Fig 1. Localização das URs na bacia do Rio Pinheiros.

3. CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO

Os cenários considerados para as simulações foram estabelecidos com o objetivo de avaliar as consequências das intervenções previstas na qualidade da água do Rio Pinheiros, de forma individualizada e combinada. Para tal, determinou-se três cenários base, os quais abrangem as intervenções de redes de coleta e afastamento de esgotos na bacia hidrográfica e as URs. O resumo dos cenários é apresentado na Tabela 1.

Estas diferentes análises possibilitaram a análise de intervenções mais satisfatórias, onde elas são deficientes e como devem ser as exigências e operações propostas no Projeto Novo Rio Pinheiros. Com base nos resultados destes cenários base, pode-se determinar a necessidade de ações complementares para melhoria da qualidade da água no Rio Pinheiros.

Tabela 1. Cenários Base.

Cenário	Ano de Referência	Intervenções consideradas	Vazões Naturais	Vazões de Esgoto	Cargas Utilizadas
Atual	2017	Nenhuma	2017	Informações SABESP Atuais (2018)	População Cenário Atual (2018) e Coeficientes Calibrados
C1	2022	100% das Obras	Ano Modal	Informações SABESP para **2022**	População **2022** e Coeficientes Calibrados
C2	2022	100% das Obras + URs	Ano Modal	Informações SABESP para **2022**	População **2022** e Coeficientes Calibrados
C3	2022	Somente as URs	Ano Modal	Informações SABESP Atuais (2018)	População Cenário Atual (2018) e Coeficientes Calibrados

4. RESULTADOS

Dentre os três cenários simulados, um deles avalia o impacto da implementação conjunta das obras estruturantes e as Unidades de Recuperação de Qualidade planejadas na qualidade da água do Rio Pinheiros (cenário ideal – C2). O Cenário 1 representa a implementação apenas de 100% das obras estruturantes sem considerar a instalação das URs e o Cenário 3 avalia o impacto individual da instalação das Unidades, sem nenhuma obra estruturante.

As URs foram previstas para cinco sub-bacias, em locais em que a alternativa de instalação de redes coletoras de esgoto seria mais custosa e difícil de executar, são elas: Sub-bacia do Córrego Jaguaré, do Córrego Pirajuçara, do Córrego Antonico (dentro da bacia do Córrego Pirajuçara), e na sub-bacia do Córrego Cachoeira (parte da sub-bacia do Córrego Morro do S). Nas simulações, o limite de 30 mgO/L foi utilizado como referência para avaliação de performance das Unidades de Recuperação da Qualidade.

Avaliando o papel das URs individualmente (Cenário 3) nota-se que a sua implantação impacta positivamente as condições de qualidade das águas nos córregos, onde estão localizadas, com uma redução que pode chegar a 50% da carga de DBO lançada nos córregos em períodos mais críticos a depender de sua capacidade e eficiência. Observa-se que a ação individual das URs demonstra impactos positivos na redução de cargas, mas não é suficiente para a redução de carga necessária para atingir a meta de medir no Rio Pinheiros, a DBO menor ou igual a 30 mgO/L na maior parte do ano é alcançada somente pela implantação das obras de redes de coleta e afastamento de esgoto. Estes resultados podem ser avaliados para o córrego Antonico e para o córrego Cachoeira, respectivamente nas Figuras 2 e 3.

O caso da sub-bacia do Córrego Cachoeira difere das demais, uma vez que a jusante do tratamento da UR o córrego permanece durante o ano todo com a DBO maior do que o parâmetro limite. Essa condição se estabelece, uma vez que a vazão de dimensionamento da unidade não é suficiente para tratar 100% da vazão afluente. Desta forma, fica demonstrado que o percentual tratado não é suficiente para reduzir as concentrações de DBO para o parâmetro limite de 30 mgO/L em nenhuma época do ano.

5. CONCLUSÕES

De posse do modelo calibrado e validado da Bacia do Rio Pinheiros (incluindo seus principais afluentes), foram feitas as simulações de prognóstico para os três cenários citados considerando as intervenções previstas pela SABESP, de implantação de rede coletora e das URs. Os resultados apresentaram redução significativa da DBO principalmente em função das obras das redes coletoras, mas também pelas URs, que impactam de maneira mais pontual nos trechos próximos à foz de suas bacias.

Uma conclusão importante desta análise foi a situação da sub-bacia do Córrego Cachoeira, que demonstrou resultados acima do limite de referência em diversos eventos do ano. Em

busca dessa meta, uma análise expedita de algumas alternativas foi realizada a fim de avaliar a sensibilidade da região às estruturas de coleta e tratamento de esgoto. A solução mais viável adotada pela concessionária foi a de aumentar a rede de coleta, inserindo um Coletor Tronco (CT) novo, o CT Moenda Velha, que passará a atender 25 mil novas economias, que representam aproximadamente 60% da população contribuinte para a UR.

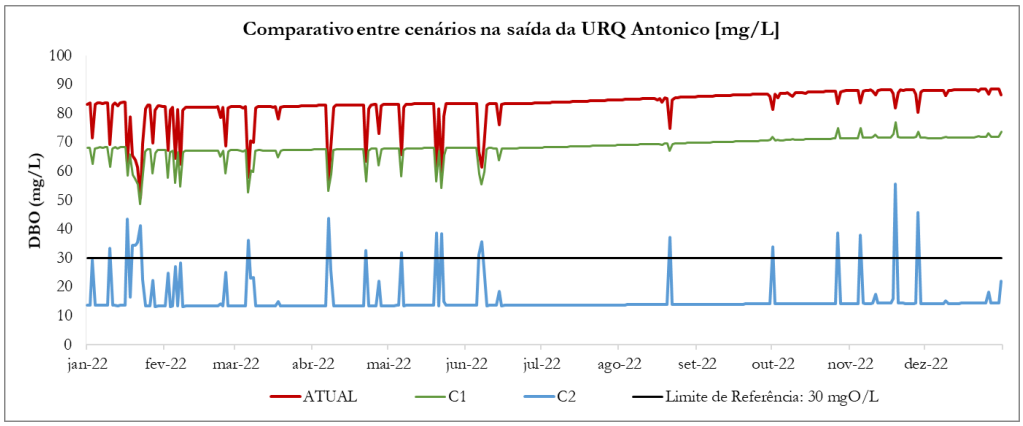


Fig 2. Comparativo entre cenários na seção de saída da UR Antonico (Cenário Atual, C1 e C2).

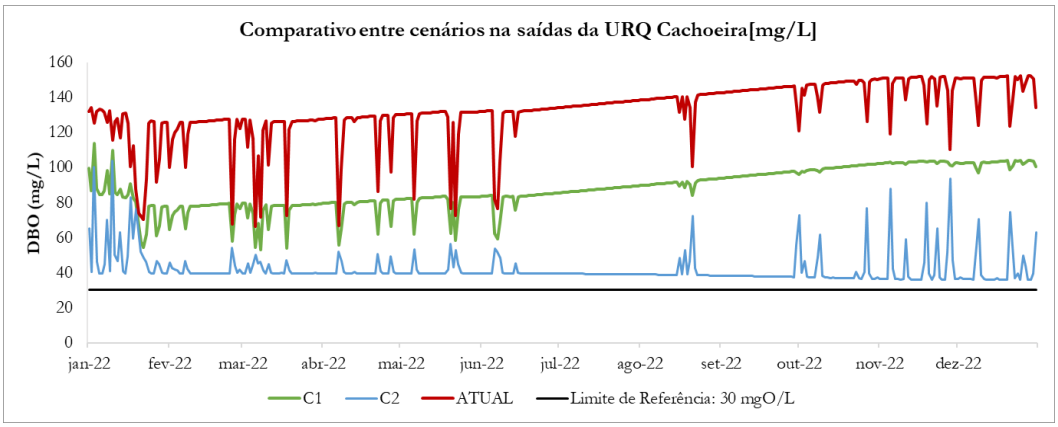


Fig 3. Comparativo entre cenários na seção de saída da UR Cachoeira (Cenário Atual, C1 e C2).

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o financiamento da Companhia SABESP, durante a elaboração do Projeto de Modelagem de Qualidade das Águas do Novo Rio Pinheiros por meio da Fundação Centro Tecnológica em Hidráulica (FCTH). Os autores também agradecem o apoio do Sistema de Alerta à Inundações do Estado de São Paulo (SAISP) e da Universidade de São Paulo (USP) na obtenção de dados de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTELLI, S. C. O Planejamento das Unidades Recuperadoras da Qualidade das Águas em Áreas Informais (URQs) para Integrar o Projeto Novo Rio Pinheiros. *In*: Encontro Técnico AESABESP, 2019, São Paulo.

FCTH. **Manual do Programa CAbc**. São Paulo (SP): 2002.

FUNDAÇÃO SEADE, F. S. E. D. A. D. D. https://painel.seade.gov.br/, 2019. Disponível em: https://painel.seade.gov.br/. Acesso em: Março.

MARTINS, J. R. S. **Hidrodinâmica das macro-rugosidades de fundo em canais**. 2003. 10.11606/T.11603.12019.tde-04012019-04090123. Acesso em: 04012019-04012009-04012011. f. (PhD) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo.

140

EFEITO DO USO DE LODOS ATIVADOS COMO INÓCULO NA SEDIMENTABILIDADE DA BIOMASSA DE LAGOAS DE ALTA TAXA

Antonio DOS SANTOS NETO[1], Josivaldo SÁTIRO[1,2], Talita MARINHO[1], Kamila VERA-CRUZ[1], Even Figueiroa[1], António ALBUQUERQUE[2], Lourdinha FLORENCIO[2]

[1] *Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Acadêmico Hélio Ramos s/n – Cidade Universitária, 50670-901, Recife, Pernambuco, Brasil – antoniogustavo.santos@gmail.com, josivaldo.satiro@ubi.pt, talita.amb@gmail.com, kamila.cardoso@ufpe.br, even.santos@ufpe.br, flor@ufpe.br*

[2] *FibEnTech, GeoBioTec e Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001, Covilhã, Portugal – josivaldo.satiro@ubi.pt, antonio.albuquerque@ubi.pt*

RESUMO

As microalgas são uma fonte potencial de geração de produtos de valor agregado e essa produção pode ser mais viável quando aliada ao tratamento de esgotos sanitários. Apesar disso, um grande desafio do processo produtivo de microalgas é a etapa de colheita da biomassa. Uma alternativa de solucionar esse problema é o uso de lodos ativados como inóculo desses sistemas, com a finalidade da formação de agregados de microalgas e bactérias. Nesse trabalho o cultivo de microalgas foi feito em duas lagoas de alta taxa e o substrato utilizado foi o esgoto sanitário doméstico efluente de um reator UASB, as lagoas possuiam profundidade de 0,30m e 8m² de área superficial, uma delas não recebeu inóculo (LAT1) e a outra foi inoculada com lodos ativados (LAT2). O tempo total de operação do sistema foi de 90 dias, a formação dos agregados e a sedimentabilidade da biomassa foi realizada através dos parâmetros granulometria, eficiência de floculação e clorofila-a. As observações microscópicas mostraram formação de agregados nas duas lagoas, no entanto, na LAT1 havia uma maior quantidade de microalgas dispersas. A granulometria mostrou que a LAT1 teve sua maior porção de biomassa menor que 0,25 mm (55%) enquanto na LAT2 a fração de biomassa menor que 0,25mm era de apenas 37,8%. Ao avaliar a eficiência de floculação a média da LAT1 foi de 48% enquanto na LAT2 90%. Para a concentração de clorofila-a os resultados foram similares para as duas lagoas, 0,5 mg/L e 0,7 mg/L, respecitivamente. Isso posto, podemos observar que a inserção de lodos ativados em lagoas de alta taxa, proporcionou a formação de agregados e e proporcionou uma melhor sedimentabilidade. Sendo assim, essa alternativa pode ser promissora para colheita desse tipo de biomassa, melhorando o processo de obtenção de produtos de valor agregado.

Palavras-Chave: Agregado microalga-bacteria; Esgoto Sanitário; Lagoa de alta taxa; Microalgas; Colheita de biomassa.

1. INTRODUÇÃO

Em qualquer processo produtivo é constante a busca por tecnologias sustentáveis. Diante desse cenário, encontra-se o cultivo de microalgas visando a obtenção de produtos de valor agregado, como biocombustíveis, rações, bioplásticos e nanopartículas. No entanto, a aplicação em escala real ainda é um desafio (CHANDRA *et al*., 2019). Como alternativa já foi apontado que a utilização de um meio de cultivo menos oneroso e com altas concentrações de nutrientes, como esgoto doméstico, associados a sistemas de fácil operação, como as lagoas de alta taxa (LATs), pode ser uma alternativa de viabilizar esssa produção (Leong *et al*., 2018).

As LATs são uma adaptação das lagoas de estabilização convencionais, e consiste em uma lagoa aberta e rasa com rotores para movimentação da massa líquida com a dupla finalidade de tratamento de esgoto e crescimento de microalgas (GARCÍA *et al*., 2006).

Uma grande dificuldade no processo de aproveitamento da biomassa de microalgas produzida nesses sistemas é a etapa da colheita, em razão da alta carga negativa e pequenos tamanhos das células de microalgas, com cerca de 30% do custo de produção do biodiesel (NIRMALAKHANDAN *et al*., 2019). Frente a esse problema, a formação de agregados microalga-bactéria em LATs vem chamando atenção de estudiosos, uma vez que essa biomassa granular apresenta excelente capacidade de sedimentação e é menos propensa a desintegração (DOS SANTOS NETO *et al*., 2021).

Diversas são as estratégias para a formação dessas estrututuras nos sistemas de tratamento de esgoto já sendo demonstrado que uso de microalgas concentradas não se é necessário, visto que elas já estão presentes no esgoto sanitário e ainda, que o uso de lodos ativados como inóculo vêm sendo amplamente utilizado (Sun et. al, 2022).

Dessa forma, considerado os sistemas de lagoas de alta taxa convencionais ainda apresentam desafios para porpiciar uma boa sedimentabilidade da biomassa, o presente estudo, visando buscar alternativas para uma melhor colheita, operou duas LATs duarante 90 dias, e, em uma delas utilizou a estratégia de inoculação com lodos ativados buscando a formação de agragados microalgas-bactérias.

2. METODOLOGIA

2.1 Configuração experimental

A pesquisa foi desenvolvida em duas lagoas de alta taxa em escala piloto (Figura 1a e 1b), operadas na estação de tratamento de esgotos (ETE) Mangueira, localizada na cidade de Recife/PE. As dimensões das LATs são: largura 1,4m; comprimento 6,0m e altura útil utilizada será de 0,3m. O afluente utilizado para o estudo será oriundo de um reator UASB, que realiza o tratamento de esgotos origem predominantemente doméstica.



Fig 1. Lagoas de alta taxa na área experimental da ETE Mangueira.

A operação foi realizada inicialmente em duas bateladas sequenciais, para que ocorra o start up das LATs, e posteriormente operadas em regime contínuo com um TDH entre 3,5-4,0 dias. As LATs possuiam uma altura útil de 30 cm e uma lagoa recebeu inóculo com lodos ativados (LAT 1) outra não recebera inóculo (LAT 2). A concentração inicial de SSV das LATs 1 e 2 foram de respectivamente 156 e 675 mg/L (que depois foi reduzido no intuito de diminuir turbidez). O monitoramento das lagoas realizado durante o período contínuo foi feito com uma frequência semanal.

2.2 Avaliação da sedimentabilidade

A formação e sedimentação da biomassa foram estudadas a partir dos seguintes parâmetros: análises visuais de micrcoscópio e fotografias; eficiência de floculação; granulometria e Clorofila-a;

A determinação da Eficiência de floculação foi feita de acordo com (OH *et al*., 2001) e (LEONG, *et al*., 2018), A determinação da %Floc será realizada de acordo com Oh *et al*., 2001 e Leong *et al*., 2018. Foram coletados 40 mL da amostra de cada LAT, completamente homogeneizada e deixada 20 min de repouso, a absorbância é medida antes e após o repouso num comprimento de onda de 650nm e a eficiência de floculação medida conforma a variação desses valores. A clorofila-a foi mensurada de acordo com Ji X *et al*, 2017 e a granulometria de acordo com Bin *et al*, 2011.

3. RESULTADOS

Observando a sedimentabilidade através do parâmetro eficiência de floculação, a lagoa que objetivou a formação de agregados (LAT2), obtive maiores valores médios, 90 ± 7%, frente a 50 ± 28 % na LAT1. A eficiência de floculação ao longo do período operacional pode ser visto na Figura 2.

Lenog, *et al*., 2018 encontraram para cultivos de associação de microalgas e bactérias um valor máximo de eficiência de 42,4±0,3%. Este estudo verificou também que a eficiência de floculação para culturas puras de microalgas foi de 1,23±0,0%, mostrando de forma clara o efeito positivo das bactérias na sedimentação das microalgas.

Com esta estratégia de inoculação, foi possível formar grânulos algal-bacteriano com

características de sedimentabilidade semelhantes a outros trabalhos com regime de fluxo contínuo (ARCILA e BUITRÓN, 2016; ARCILA e BUITRÓN, 2017; SYAFRI; *et al*., 2017). Na Figura 3 pode ser vista a biomassa sedimentada em provetas, na qual é observada uma maior porção de biomassa suspensa na LAT 1.

Com relação a granulometria os resulados obtidos podem ser vistos na Tabela 1, onde é observado que a biomassa da LAT2 obeteve maires diâmetros.

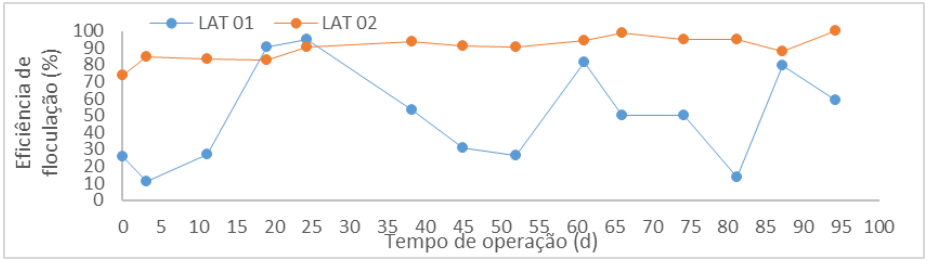


Fig 2. Eficiência de floculação ao longo do período operacional.

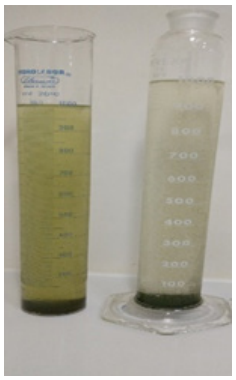


Fig 3. Biomassa das LATs sedimentadas. Da esquerda para a direita: LAT 1 e LAT2.

Tabela 1. Granulometria méida da biomassa das LATS.

	L1		L2	
	Média	**Desvio**	**Média**	**Desvio**
%	**LAT**		**L2 - até o dia 87**	
P<0,25mm	55,0	15,2	37,8	13,6
0,25mm<P<0,5mm	20,9	9,2	33,5	9,8
0,5mm<P<1mm	16,4	11,9	14,7	8,2
P>mm1	7,7	8,1	14,0	18,1

As duas LATs apresentaram produtividades médias de clorofila-a muito próximas, com concentrações de 0,06 g/m².d e 0,07 g/m².d para as LATs 1 e 2, respectivamente, observando esse aspecto é provável que a formação de agregados não influênciou a produtividade algal.

4. CONCLUSÕES

Diante dos dados apresentados foi possível concluir que:

- A estratégia de inoculação com lodos ativados foi eficiente para a formação de agregados microalga-bactéria em lagoas de alta taxa;
- A sedimentabilidade da biomassa da lagoa que foi inoculada, medida em termos de eficiência, resultou em média de 90% enquanto a LAT convencionou apresentou média de 50%;
- O ensaio de granulometria demonstrou que as partículas médias da LAT que recebeu inóculo eram em sua maioria maiores que 0,25mm enquanto a LAT convencional apresentou a maior parte de suas partículas numa média menor que 0,25mm;
- A inoculação com lodos ativados não afetou a proutividade de clorofila-a das LATs.

AGRADECIMENTOS

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto - INCT ETEs Sustentáveis. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG. Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - FACEPE. Companhia Pernambuco de Saneamento - COMPESA. BRK Ambiental. Fibra Técnica - Engenharia e Saneamento. SEAL - Suape Empreendimentos Ambientais Ltda.

REFERÊNCIAS

Arcila, J.S., Buitrón, G., 2016. Microalgae–bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. J. Chem. Technol. Biotechnol. 91, 2862–2870. https://doi.org/10.1002/jctb.4901

Arcila, J.S., Buitrón, G., 2017. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. Algal Res. 27, 190–197. https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.011

Chandra, R., Iqbal, H.M.N., Vishal, G., Lee, H., Nagra, S., 2019. Algal biorefinery: A sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. Bioresour. Technol. 278, 346–359. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.104

DOS SANTOS NETO, A.G.; TRINIDAD, M.B.; FLORÊNCIO, L.; BUITRÓN, G. Strategy for the formation of microalgae-bacteria aggregates in high-rate algal ponds, Environmental Technology. 2021.

GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; *et al*. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. Bioresource Technology, v. 97, n. 14, p. 1709–1715, 2006.

Ji, X., Jiang, M., Zhang, J., Jiang, X., Zheng, Z., 2017. The interactions of algae-bacteria symbiotic system and its effects on nutrients removal from synthetic wastewater. Bioresour. Technol. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.074

Leong, W.-H., Lim, J.-W., Lam, M.-K., Uemura, Y., Ho, Y.-C., 2018. Third generation biofuels: A nutritional perspective in enhancing microbial lipid production. Renew. Sustain. Energy Rev. 91, 950–961. https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.066

NIRMALAKHANDAN, N *et al*. 2019. Algal Wastewater Treatment: Photoautotrophic vs. Mixotrophic Processes. 41(March).

Oh, H., Lee, S.J., Park, M., Kim, H., Kim, H., Yoon, J., Kwon, G., Yoon, B., 2001. Harvesting of Chlorella vulgaris using a bioflocculant from Paenibacillus sp . AM49 1229–1234.

Sun, Y., Chang, H., Zhang, C., Xie, Y., & Ho, S. H. 2022. Emerging biological wastewater treatment using microalgal-bacterial granules: A review. Bioresource Technology, 127089.

Syafri, J., Ahmad, M., Cai, W., Zhao, Z., Zhang, Z., Shimizu, K., Lei, Z., Lee, D., 2017. Bioresource Technology Stability of algal-bacterial granules in continuous- fl ow reactors to treat varying strength domestic wastewater. Bioresour. Technol. 244, 225–233. https://doi.org/10.1016j.biortech.2017.07.134

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS AFLUENTES E DO RIO PINHEIROS FRENTE ÀS OBRAS DO PROJETO NOVO RIO PINHEIROS – MONITORAMENTO E MODELAGEM

Silene Cristina BAPTISTELLI[1], Rodolfo SCARATI[2], Laís AMORIM[3], Ariel MAGALHÃES[2], Bárbara DUARTE[2], Fábio NOGUEIRA[2]

[1] *SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, Rua Costa Carvalho 300 - SP, sbaptistelli@sabesp.com.br*

[2] *Universidade de São Paulo (USP), Avenida Prof. Luciano Gualberto, Travessa do Politécnico – número 270 – São Paulo/SP, arielabm@usp.br, barbara.pozzan.duarte@usp.br, scarati@usp.br, fabiofnog@alumni.usp.br*

[3] *Fundação Centro Tecnológica em Hidráulica (FCTH), Av. Pedroso de Morais, 1619 – Pinheiros, São Paulo/SP, lais.amorim@fcth.br*

RESUMO

Localizado na cidade de São Paulo, o rio Pinheiros é um corpo hídrico inserido na bacia hidrográfica do Alto Tietê, altamente urbanizada, que historicamente foi afetado pelos despejos de esgotos domésticos e industriais, resíduos sólidos e pela poluição difusa. Em, 2019, por meio da Resolução da Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente, o Governo do Estado de São Paulo tomou por decisão promover a melhoria da qualidade das águas do rio Pinheiros até o final de 2022. A SABESP, responsável pelo abastecimento de água e esgotamento sanitário desta bacia programou obras estruturantes (obras convencionais de esgotamento sanitário) e ações operacionais para a diminuição da carga de esgoto sanitário dos afluentes do rio Pinheiros. Além disso, projetou e está implantando soluções não convencionais, as URs (Unidades Recuperadoras da Qualidade das Águas), estruturas projetadas para tratar as vazões fluviais que contém cargas remanescentes de esgoto não tratado proveniente de áreas de ocupação irregular, as áreas informais. Este trabalho apresenta os resultados de monitoramento da qualidade das águas do Rio Pinheiros obtidos antes, durante e após a execução de 100% das obras estruturantes. Mostra também a comparação do previsto por meio de modelagem matemática computacional (modelos hidrodinâmicos e de qualidade das águas HEC-RAS e Delft3D) e os resultados dos monitoramentos. De maneira geral e de acordo com os resultados dos monitoramentos, observa-se considerável melhora da qualidade das águas do rio Pinheiros e seus afluentes, concluindo-se que o objetivo estabelecido no Programa Novo rio Pinheiros está sendo alcançado.

Palavras-Chave: Qualidade das águas; Monitoramento Ambiental; Programa Novo Rio Pinheiros; Esgotamento Sanitário; Saneamento Básico

1. INTRODUÇÃO

Localizado na cidade de São Paulo, o rio Pinheiros é um corpo hídrico inserido na bacia hidrográfica do Alto Tietê, altamente urbanizada, que historicamente foi afetado pelos despejos de esgotos domésticos e industriais, resíduos sólidos e pela poluição difusa. Em decorrência dessa poluição, o rio Pinheiros, em determinadas épocas do ano, particularmente na estiagem, vinha apresentando condições anaeróbias em suas águas, gerando odores desagradáveis. Em, 2019, com a decisão tomada pelo Governo do Estado de São Paulo de promover a melhoria da qualidade das águas do rio Pinheiros e seus afluentes até dezembro de 2022, a SABESP, responsável pelo abastecimento de água e esgotamento sanitário desta bacia hidrográfica, programou e está executando obras estruturantes (obras convencionais de esgotamento sanitário), ações operacionais e soluções não convencionais, as URs (Unidades Recuperadoras da Qualidade das Águas) para a diminuição da carga de esgoto sanitário dos afluentes do rio Pinheiros. Além disso, vem testando alternativas para a promover a elevação do Oxigênio Dissolvido (OD), visto que, mesmo no melhor cenário de execução de obras, o rio poderá apresentar OD inferior a 2 mg/L (limite da classe 4 do CONAMA 357/05) por alguns períodos ao longo do ano, evidenciando a necessidade de intervenções não convencionais no rio Pinheiros, como a oxigenação forçada.

Historicamente, o Canal Pinheiros teve origem na retificação do rio Pinheiros, iniciada no final da década de 30 e concluída em 1957. A antiga Usina Elevatória de Traição, atualmente Usina São Paulo, divide esse canal em dois: o Canal Pinheiros Inferior, com 10.083 m de extensão, trecho compreendido entre a confluência com o Rio Tietê (“Cebolão”) e a Usina Elevatória de Traição, e o Canal Pinheiros Superior, com 15.461 m, trecho compreendido entre as usinas elevatórias de Traição e Pedreira (EMAE, 2020).

O objetivo deste trabalho é apresentar os resultados de monitoramento da qualidade das águas do Rio Pinheiros obtidos antes, durante e após a execução de 100% das obras estruturantes. Também visa apresentar a comparação do previsto por meio de modelagem matemática computacional (modelos hidrodinâmicos e de qualidade das águas HEC-RAS e Delft3D) e os resultados dos monitoramentos.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo, o rio Pinheiros, inserido na bacia do rio é apresentada na Figura 1, que também apresenta um perfil esquemático do rio. Cabe notar que o rio Pinheiros flui desde o Reservatório Billings até o rio Tietê, mas em período de grandes chuvas, para o controle de inundação e cheias, as suas águas são bombeadas no sentido contrário, ou seja, do Tietê para a Billings.

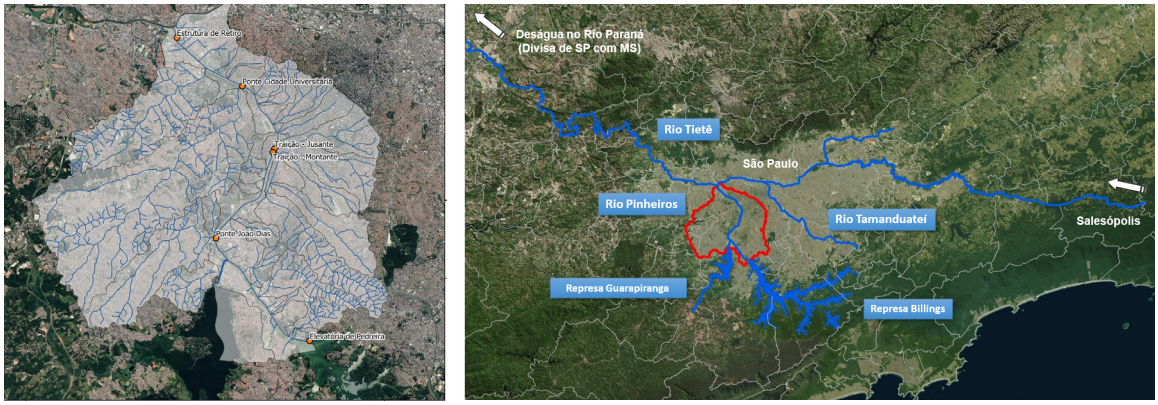


Figura 1. Rio e Bacia do rio Pinheiros em planta e sua localização na bacia do rio Tietê.

3. BACIA DO RIO PINHEIROS

A bacia hidrográfica do rio Pinheiros ocupa uma área de 271 km^2, com uma população em torno de 3,3 milhões de habitantes e contava em 2018 com atendimento de 100% em abastecimento de água e índice de coleta de esgoto de 89%, sendo que 61% dos esgotos gerados na bacia encaminhados para tratamento. Atualmente, os índices de coleta e tratamento dos esgotos tendem a se igualar com o obejtivo de se alcançar 94% até final de 2022. Esta porção da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP apresenta um adensamento populacional intenso e ocupação desordenada, com uma parcela da população vivendo em áreas de ocupação irregular, na chamada “cidade informal”. Estas áreas apresentam-se com crescimento rápido e desordenado, possuem infraestrutura de esgotamento sanitário deficiente, principalmente devida à dificuldade na instalação de redes de esgoto e coletores nos fundos de vale. De acordo com o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), a densidade demográfica do Brasil, em 2010 era de 22,42 habitantes/km^2, do estado de São Paulo de 166,23 habitantes/km^2, da cidade de São Paulo 7.398,26 habitantes/km^2. Se compararmos estes números com a bacia do rio Pinheiros, que tem densidade demográfica de 12.177 habitantes/km^2, pode-se perceber o quão intensa é a densidade populacional desta bacia. Além disso, há o problema da coleta de resíduos sólidos e da varrição das ruas que se apresentam deficitárias devidas às condições inadequadas destas residências irregulares, que são na maioria das vezes “favelas”. Soma-se a isso, o sistema de drenagem urbana, praticamente inexistente nestas regiões de moradias subnormais. Assim, pode-se notar que a poluição do rio Pinheiros deve-se a uma série de problemas que vão desde a falta de saneamento básico até o crescente número de aglomerados subnormais (principalmente favelas) da região, e ainda perpassa pelo fato de ser um rio retificado e canalizado com uma hidrodinâmica lenta e pouca capacidade de autodepuração.

3.1 Dados históricos e Modelagem Matemática Computacional Diagnóstica

Para realização de diagnóstico (cenário 2019) e prognóstico (cenário 2022) confiáveis,

foram feitas modelagens computacionais utilizando modelos matemáticos hidrodinâmicos e de qualidade das águas. Para a modelagem foram considerados os dados de quantidade e qualidade característicos das bacias (modelos hidrológicos e de geração de cargas), condições de contorno das forçantes externas (meteorologia, entradas e saídas do curso d'água principal) e as condições hidráulicas e de temperatura na coluna d'água do rio principal (modelo hidrodinâmico). Foram realizadas simulações no modelo hidrodinâmico com intervalo de tempo diário, para um período de um ano hidrológico, utilizando os softwares HEC-RAS e Delft3D para os diversos cenários previamente definidos. Desta forma, foi feita a integração do modelo hidrológico ao de qualidade da água para simulação dos cenários e análise dos constituintes DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e OD (Oxigênio Dissolvido).

Para a realização da calibração do modelo de qualidade das águas do rio Pinheiros, apoiou-se nos dados históricos observados. A Figura 2 apresenta os resultados da simulação para o cenário diagnóstico, para os parâmetros DBO e OD, ano 2019, considerando as médias, máximas e mínimas anuais, cruzados com as informações dos boxplots dos dados históricos de qualidade da água. O modelo demonstra boa aderência em representar as situações mais frequentemente encontradas no rio, de forma que as médias anuais ficam próximas às médias históricas.

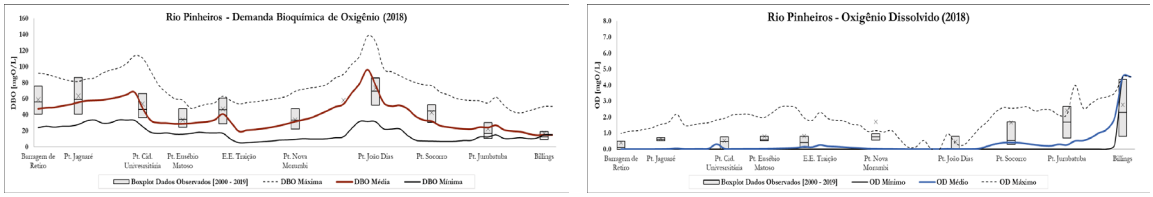


Figura 2. Resultados das simulações para os parâmetros DBO (gráfico à esquerda) e OD (gráfico à direita) - Médias, máximas e mínimas para o ano de 2019. Boxplots dos dados históricos observados de 2000 a 2019.

3.2 Modelagem Prognóstica e Monitoramento

A ferramenta da modelagem matemática foi utilizada para o prognóstico da qualidade das águas do rio Pinheiros, avaliando quais seriam os benefícios da implantação das obras e ações previstas no Projeto Novo Rio Pinheiros.

Na Figura 3 são apresentados os resultados da simulação para o cenário futuro, a época de 2022, para 100% das obras estruturantes realizadas, sem o término das URs. Os resultados da modelagem foram comparados com dados do monitoramento de campo do período 2021 a 2022, de forma a representar o efeito das obras e ações realizadas. Neste resultado fica realçada a acurácia do modelo na representação do cenário prognóstico, apesar das incertezas e aproximações, principalmente quanto ao ano hidrológico utilizado e nas estimativas de redução de carga prevista pelos projetos. Desta forma, e analisando os gráficos da Figura 3, entende-se que as projeções médias anuais foram confirmadas pelo monitoramento de campo.

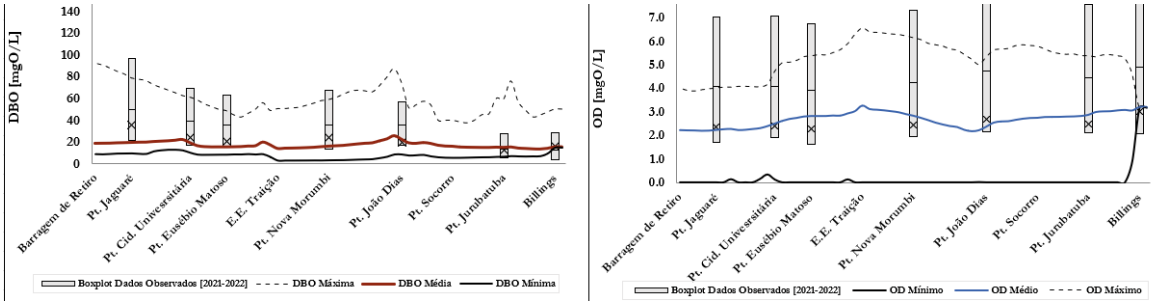


Figura 3. Resultados das simulações para os parâmetros DBO (gráfico à esquerda) e OD (gráfico à direita) - Médias para o ano de 2022. Boxplots dos valores observados de março/2021 a abril/2022.

Ao longo destes anos também foram realizadas diversas campanhas de monitoramento nas quais foi possível observar a evolução da qualidade das águas, tanto do rio Pinheiros, quanto de seus afluentes. A Figura 4 mostra a evolução da qualidade das águas do Pinheiros e de alguns de seus afluentes ao longo deste periodo de monitoramento.

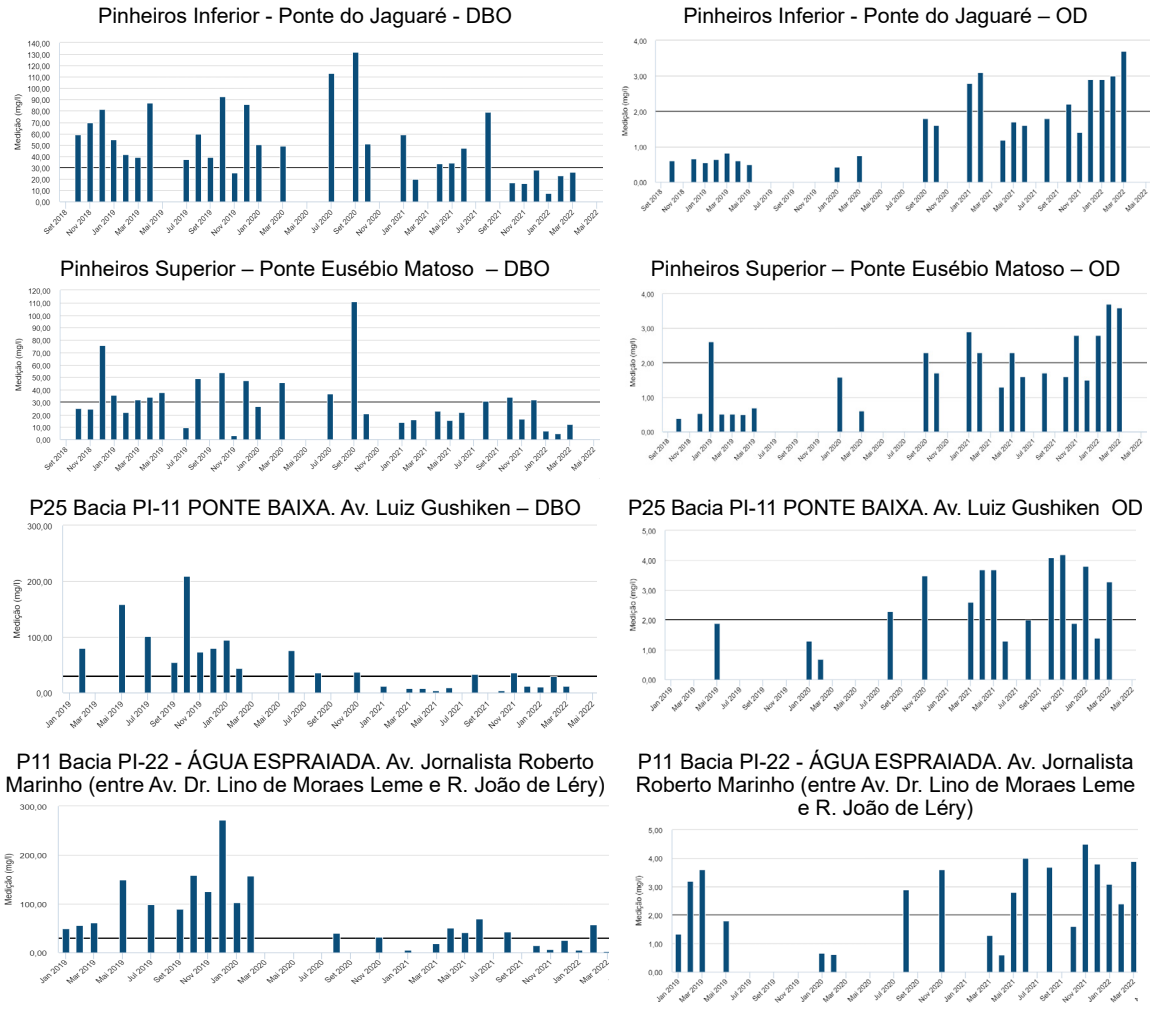


Figura 4. Evolução dos parâmetros DBO e OD do rio Pinheiros e dos afluentes Ponte Baixa e Água Espraiada.

4. CONCLUSÕES

A utilização de modelagem matemática computacional, com a aplicação dos métodos de calibração e simulação demonstraram uma acurada representação do sistema hídrico do rio Pinheiros, refletindo as condições médias diárias do sistema no cenário diagnóstico. Com o modelo calibrado e validado, foram feitas as simulações de prognóstico para os diversos cenários, considerando as obras de intervenções previstas pela SABESP.

Os resultados das simulações foram verificados a partir do cruzamento com as medições do monitoramento estratégico de qualidade da água realizadas em pontos da bacia ao longo de vários anos. Obteve-se assim uma boa aderência dos resultados calculados aos dados observados com relação às concentrações de parâmetros de qualidade das águas (DBO e OD), tanto no diagnóstico quanto no prognóstico da condição do rio, confirmando a importância da utilização dessa ferramenta na gestão de recursos hídricos e qualidade da água.

De acordo com os resultados dos monitoramentos, observa-se considerável melhora da qualidade das águas do Pinheiros, concluindo-se que o objetivo estabelecido no Programa Novo rio Pinheiros está sendo alcançado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

EMAE - Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A. Canal Pinheiros. http://www.emae.sp.gov.br/canais.htm. Acesso em 23/04/2020.

SABESP. MODELAGEM DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO PINHEIROS RELATÓRIO FINAL – R2 – TOMO IV - Modelagem Hidrodinâmica Unidimensional e de Qualidade da Água. Elaborado por Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica - FCTH. São Paulo. 2021.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

145

MITIGAÇÃO DE FENÓMENOS DE CHEIAS ASSOCIADA AO LICENCIAMENTO DE OBRAS PARTICULARES NO CONCELHO DE COIMBRA

Margarida PIEDADE[1], Luís COSTA[2], Cecília RIBEIRO[3], Margarida Seguro[4]

[1] AC - Águas de Coimbra, E. M., Rua da Alegria, n.º 111, 3000-018 Coimbra, margarida.piedade@aguasdecoimbra.pt, luis.costa@aguasdecoimbra.pt, cecilia.ribeiro@aguasdecoimbra.pt, margarida.seguro@aguasdecoimbra.pt

RESUMO

O Município atribuiu à empresa AC, Águas de Coimbra, E.M., em 2007, as competências pelo estudo, gestão e manutenção da rede hidrográfica municipal, para assegurar que sejam tomadas as medidas necessárias para que o escoamento de águas pluviais se faça com a devida segurança para as pessoas e bens.

A expansão urbanística com a consequente impermeabilização e ocupação do solo em determinados locais sensíveis a fenómenos naturais, provocaram no passado, cheias em várias zonas do Concelho. Com a atribuição por parte do Município desta competência, a Águas de Coimbra desenvolve desde essa altura a elaboração de planos gerais de drenagem, para todas as bacias hidrográficas do Concelho. Nestes planos gerais têm vindo a definir-se diâmetros de coletores e locais de construção de sistemas de controlo na origem e de retenção/detenção das águas, tendo em conta os sistemas de drenagem existentes, de forma a minimizar o impacto relativo ao pico de escoamento em zonas problemáticas.

Para além da elaboração dos planos de drenagem por parte da Águas de Coimbra, a obrigatoriedade expressa no regulamento municipal de que todas as operações urbanísticas que aumentem o índice de impermeabilização dos terrenos devem prever dispositivos que atenuem o caudal de águas pluviais, de modo a garantir “impacte zero” no sistema de drenagem pluvial, levou a que todos os projetos particulares, com nova ocupação do solo, projetassem dispositivos de atenuação de caudais.

Na comunicação a desenvolver, pretende-se apresentar exemplos práticos de sistemas de retenção/detenção e todo o esforço desenvolvido junto dos promotores e do Município, para que as operações urbanísticas não aumentassem os caudais de ponta devido à impermeabilização dos solos. Esta iniciativa pressupôs também a introdução de sistemas que possibilitem o aproveitamento das águas pluviais.

O Município de Coimbra estará bem melhor preparado para evitar acidentes e danos pessoais e materiais, decorrentes de elevadas intensidades de precipitação, quanto melhor conseguir planear e traduzir na prática as medidas definidas, minimizando assim algumas consequências associadas às alterações climáticas.

Palavras-Chave: Controlo de cheias; Impacto Nulo; Bacias de Retenção; Reutilização de Água; Licenciamento.

1. INTRODUÇÃO

A Lei 54/2005 de 15 de novembro (que regula a titularidade dos recursos hídricos) e a Lei da Água – Lei 58/2005, de 29 de dezembro, cometeram ao Município responsabilidades acrescidas, neste âmbito, nomeadamente com a responsabilidade pelas medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica, nos aglomerados urbanos, entendida como conjunto de linhas de água naturais existentes nas zonas urbanizadas do Município.

Por protocolo celebrado entre a Câmara Municipal de Coimbra (CMC) e a AC, Águas de Coimbra EM, em 2007, passou esta empresa municipal a ser responsável pelo estudo, gestão e manutenção da rede hidrográfica municipal, em especial, nas áreas urbanas.

Na sequência deste protocolo foram elaborados os planos de drenagem para o concelho, divididos por bacias hidrográficas. Foram ainda definidas necessidades gerais de reabilitação e construção do sistema de drenagem.

Nestes planos gerais têm vindo a definir-se diâmetros de coletores e locais de construção de sistemas de controlo na origem e de retenção/detenção das águas, tendo em conta os sistemas de drenagem existentes, de forma a minimizar o impacto relativo ao pico de escoamento em zonas problemáticas. Nos casos onde não era possível a reformulação de infraestruturas para os diâmetros necessários, e de forma a implementar medidas mitigadoras dos caudais de ponta, previram-se bacias de retenção/detenção, com o pressuposto do caudal a jusante ser inferior à máxima capacidade hidráulica dos sistemas de drenagem existentes.

Na presente comunicação pretende-se apresentar exemplos de sistemas de retenção/ detenção e todo o esforço desenvolvido junto dos promotores e do Município, para que as operações urbanísticas não introduzissem constrangimentos ao escoamento natural das águas pluviais, nem aumentassem os caudais de ponta devido à impermeabilização dos solos. Esta iniciativa pressupôs também a introdução de sistemas que possibilitem o aproveitamento das águas pluviais para, por exemplo, rega e lavagens de pavimentos, ou outros fins que não sejam considerados “consumo humano”.

Serão apresentados casos práticos já implementados, onde existiu uma forte ação da Águas de Coimbra como entidade que contribui para um adequado ordenamento do território do concelho de Coimbra.

2. ELABORAÇÃO DE PLANOS

A análise de cada projeto particular passou a incidir, com especial enfoque, no impacto que cada edificação ou empreendimento teriam na bacia hidrográfica em que se inserem, de modo a salvaguardar a segurança para as pessoas e bens.

Os planos de drenagem foram elaborados nesta empresa municipal, a partir de 2007, e abrangem todo o concelho de Coimbra. Para melhor organização da gestão do sistema de drenagem de águas pluviais, a AC, Águas de Coimbra, E.M. dividiu o concelho em 26

sistemas de águas pluviais (SAP), seguindo a lógica de bacia hidrográfica das linhas de água principais afluentes ao rio Mondego.

3. LEGISLAÇÃO

Para além dos planos de drenagem em elaboração na empresa municipal desde 2007, a obrigatoriedade de serem implementadas medidas na fase de projeto, deveria estar prevista em legislação. Foi importante que a Câmara Municipal de Coimbra, colocasse no regulamento municipal (RMUE de Coimbra), em dezembro de 2009, (publicação n.º 247/2009, Série II de 2009-12-23) a seguinte referência:

(…) Artigo 6.º-A

Recursos hídricos e drenagem de águas pluviais

4 - As edificações com área bruta igual ou superior a 600 m2 devem ser equipadas com dispositivos que atenuem o caudal de águas pluviais de modo a garantir "impacto zero" no sistema de drenagem pluvial.

Atualmente encontra-se em vigor o RMUE - Regulamento n.º 381/2017 (publicação Diário da República, 2.ª série — N.º 140 — 21 de julho de 2017) sendo agora referido:

(…) Artigo 47.º

Estudos hidrológico e hidráulico

3 — Todas as operações urbanísticas que aumentem o índice de impermeabilização dos terrenos devem prever dispositivos que atenuem o caudal de águas pluviais, de modo a garantir "impacte zero" no sistema de drenagem pluvial.

Esta necessidade, expressa no regulamento municipal, levou a que, na apreciação de processos de licenciamento, fosse possível a esta empresa municipal conseguir implementar medidas para atenuação dos caudais.

4. ESPECIFICAÇÃO TÉCNICA

Em 2010 foi elaborada uma especificação técnica, ESPTRA113, onde se definiram critérios de dimensionamento e disposições construtivas para a construção de bacias de Detenção/ Retenção de Águas Pluviais

Definem-se como bacias de detenção as estruturas hidráulicas cujo objetivo principal é reduzir o pico do caudal máximo e "deter" o escoamento (volume) durante um período de tempo especificado (em geral curto). As bacias de detenção são projetadas para que se encontrem completamente vazias (secas) após decorrido um determinado tempo do fim da chuvada de projeto.

As bacias de detenção extensas são utilizadas para reduzir o pico do caudal máximo e reter o escoamento (volume) durante um período de tempo especificado, sendo corrente as 24 horas. O tempo de retenção resulta de um compromisso económico e condições

do meio recetor. Algumas das medidas estruturais de controlo (bacias de detenção húmidas, micro bacias de detenção e charcos pouco profundos) incluem um volume para a afinação da qualidade da água. As bacias de retenção são projetadas para que estejam permanentemente com água, sendo como que lagos e lagoas com uma certa folga para poderem "encaixar" o volume afluente. Podem ainda contribuir também para a afinação da qualidade da água.

5. CASOS PRÁTICOS - EXEMPLOS DE OBRAS PARTICULARES EM QUE FORAM EXECUTADOS SISTEMAS DE ATENUAÇÃO DE CAUDAIS

Com o objetivo de mostrar a forma como a AC, Águas de Coimbra, EM, tem atuado, na aplicação ao licenciamento de obras particulares do estudo e planeamento da gestão das bacias hidrográficas no Concelho de Coimbra, são apresentados alguns exemplos de como foi possível aplicar as medidas previstas nos planos e no regulamento municipal. Para além da análise do impacto, da construção dos projetos particulares, na bacia contribuinte, e de serem referidas as necessidades ao promotor, a AC, Águas de Coimbra, EM introduziu, em todos os pareceres às novas edificações, a necessidade de atenuação do aumento de caudal por impermeabilização do lote, com base no conceito do impacto nulo. Tem havido, igualmente, uma sensibilização dos promotores e requerentes para que as águas pluviais, recolhidas nestes sistemas, sejam reaproveitadas para a rega dos jardins particulares.

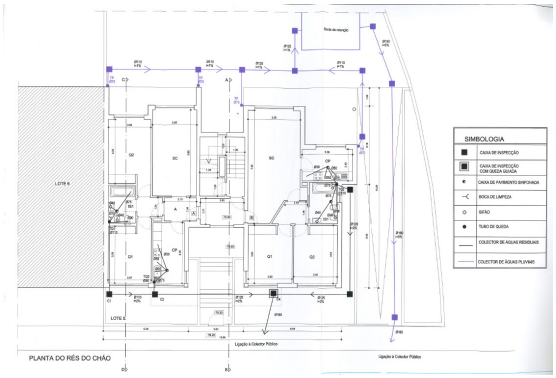
5.1 Bacias para atenuação de caudais implantadas em pequenos edifícios habitacionais - Processo nº 240/2010

O exemplo apresentado refere-se a pequenas bacias de retenção com 2 a 3 m3 de volume, possuindo uma descarga de fundo de tubagem ø50 mm a ø75 mm e uma descarga de superfície de ø125 mm a ø160 mm. Na primeira fotografia a bacia de retenção está ligada a um poço de infiltração. As fotografias seguintes fazem parte do mesmo sistema, possuindo uma ligação, a jusante do poço de infiltração, ao coletor pluvial.

5.2 Bacias para atenuação de caudais, implantadas em urbanizações

O exemplo apresentado refere-se a uma bacia de atenuação de caudais executada em urbanização, à qual se encontra ligado coletor público, cuja manutenção é da responsabilidade da AC, bem como a manutenção da bacia de retenção.

Neste exemplo temos uma bacia com um volume de 200 m3 com uma ligação a montante de um coletor ø600 mm, com uma descarga de fundo de ø200 mm e uma descarga de superfície, ligando à linha de água existente.



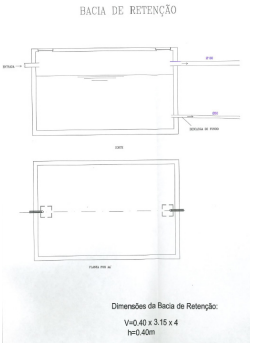






Figura 2 – Bacia de retenção de Ribeira de Eiras.

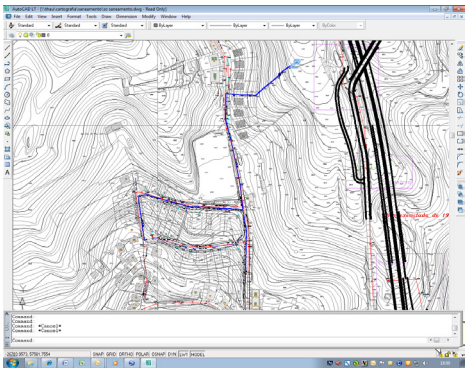








Figura 3 - Bacia de atenuação de caudal em urbanização junto à linha de água.

6. CONCLUSÕES

Conforme é verificado nos exemplos utilizados nesta comunicação, a atuação da AC na gestão e planeamento das bacias hidrográficas existentes no concelho de Coimbra, através da sua aplicação ao licenciamento tem-se traduzido num conjunto de medidas eficazes, que permitem ao Município atenuar problemas que possam vir a ocorrer em períodos de elevada intensidade de precipitação. Os projetos referidos e todos os exemplos apresentados são apenas uma pequena parte de todo o esforço desenvolvido pela AC para conseguir implementar as medidas necessárias para atenuação dos problemas pluviais e acautelar o futuro. A persistência, o rigor e do bom senso têm sido os fatores fundamentais para a concretização dos estudos elaborados por esta empresa. O Município de Coimbra, através da AC, Águas de Coimbra, EM, considera fundamental não se repetirem os erros do passado, principalmente na década de 90 e início do século XXI, de construção massiva sem uma adequada visão planeada da gestão das bacias hidrográficas, que potenciaram os problemas verificados em vários locais do concelho, na década inicial deste século, quando ocorreram situações de elevada intensidade de precipitação. O esforço que AC efetua na apreciação de processos de licenciamento para promoção do meio ambiente e requalificação de sistemas de drenagem, visando sempre a integração da água em meio urbano e o restabelecimento do seu ciclo natural.

LEGISLAÇÃO

Decreto Regulamentar nº 23/95, de 23 de agosto – “Regulamento geral dos sistemas públicos e prediais de distribuição de água e de drenagem de águas residuais”;

LEI Nº 54/2005 DE 15 DE NOVEMBRO – “Estabelece a titularidade dos recursos hídricos”;

LEI Nº 58/2005 DE 29 DE DEZEMBRO – “Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Diretiva nº 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas”

Regulamento Municipal de Urbanização e Edificação - Regulamento n.º 381/2017 (publicação Diário da República, 2.ª série, 21 de julho de 2017)

152

USO EFICIENTE DA ÁGUA E NEUTRALIDADE CARBÓNICA – DA ESCOLA PARA A COMUNIDADE URBANA

Anabela CORDEIRO [1], Manuela MOREIRA da SILVA [2]

[1] *Universidade do Algarve; Instituto Superior de Engenharia, Faro, Portugal. anabela.assuncao@gmail.com*

[2] *Universidade do Algarve, Instituto Superior de Engenharia, Faro, Portugal. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA); Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA). msanti@ualg.pt*

RESUMO

Educar para a gestão sustentável da água é da maior relevância para se melhorar comportamentos, sobretudo em cenários de seca, cada vez mais frequentes e severos. Este trabalho realizou-se em 2021 numa Escola Básica no Algarve e envolveu cerca de 500 pessoas. Pretendeu motivar os jovens para o uso eficiente da água, para a redução do uso de plásticos e para a importância da neutralidade carbónica. Realizaram-se ações pedagógicas expositivas e interativas, recorrendo às TIC e explorando-se o cálculo da Pegada Hídrica (PH) e a necessidade da redução de caudal nos equipamentos escolares para se evitarem desperdícios de água. Realizaram-se atividades sobre a importância do consumo de água da torneira em detrimento de água engarrafada, alertando para as vantagens na redução do uso de plásticos. Estimou-se o balanço de carbono da escola, caracterizando-se os seus consumos energéticos, de gás propano e de água e calculando-se as emissões de carbono associadas. Caracterizou-se a vegetação no espaço exterior do edifício e os respetivos serviços ecossistémicos, e avaliou-se o seu potencial de sequestro de carbono. A PH dos jovens foi de 279 L concluindo-se que, se as medidas de melhoria forem implementadas na escola, podem ser poupados 270 L/min água nas torneiras e 16 L/min nos chuveiros. O balanço de carbono estimado mostrou que para esta escola funcionar emitem-se 24 t CO_2/ano. Verificou-se ser possível manter o seu normal funcionamento consumindo-se menos recursos (nomeadamente água e energia) e reduzindo-se as emissões de carbono. Os jovens revelaram-se motivados e com espítito transformador para passarem estes ensinamentos às suas famílias, e contribuírem para melhorar a eficiência do uso da água na sua comunidade urbana. Também perceberam o papel fundamental que a Natureza tem para melhorar a sua qualidade de vida e contribuir para a neutralidade carbónica.

Palavras-Chave: Educação; Escassez de Água; Proteção Ambiental; Carbono; Natureza na Cidade.

1. INTRODUÇÃO

A Escola Básica 2,3 João da Rosa situa-se na cidade de Olhão e está rodeada por vários

bairros residenciais onde predominam problemas de integração social. Durante a realização deste estudo, no ano letivo 2020/2021, a escola contava com 488 alunos entre os 12 e os 15 anos, 205 no 2º ciclo e 283 no 3º ciclo, com 66 professores, e com 20 assistentes operacionais. O objetivo deste estudo foi contribuir para se educar os jovens, recorrendo às novas tecnologias de comunicação e a ações interativas para promover alteração dos seus comportamentos, no que diz respeito ao uso eficiente da água e à redução das emissões de carbono. Foram explorados quatro temas: a quantificação e redução da Pegada Hídrica (PH), através da promoção do uso eficiente da água nas atividades individuais diárias; diagnóstico inicial e melhoria da Eficiência Hídrica dos equipamentos escolares (torneiras, autoclismos e chuveiros); promoção do Consumo da Água da Torneira em detrimento de água comercializada em garrafas plásticas, para se reduzir este tipo de resíduos; e estimativa do Balanço de Carbono através da quantificação das Emissões de Carbono associadas ao funcionamento do edifício escolar e do cálculo do potencial de Sequestro de Carbono pela biomassa vegetal nos espaços da escola. Pretendeu-se demonstrar que é possível manter todas as atividades escolares sem se perder conforto, reduzindo os recursos necessários, nomeadamente água e energia, bem como diminuindo a produção de resíduos plásticos e as emissões de carbono durante o funcionamento escolar. Para se atingirem estes objetivos assumiu-se a responsabilidade coletiva dos diversos intervenientes, e portanto, o desempenho global da comunidade escolar incluindo alunos e colaboradores, docentes e não docentes. As boas práticas trabalhadas com os jovens em ambiente escolar, foram levadas para casa e disseminadas pelas suas famílias, contribuindo assim para melhorar o desempenho global desta comunidade urbana.

2. ENQUADRAMENTO

A água está no centro do desenvolvimento sustentável e diz respeito à promessa explícita no ODS 6 da Agenda 2030, que defende o acesso universal e equitativo à água potável e ao saneamento. A água é fundamental para o desenvolvimento socioeconómico, para a produção de energia e de alimentos, para a manutenção dos ecossistemas naturais, e para a sobrevivência da própria espécie humana. À escala global, o aumento da população, os atuais padrões de consumo e as alterações climáticas, particularmente severas no Mediterrâneo, são uma enorme ameaça aos habitats naturais e à biodiversidade (UN, 2020). Os episódios de escassez da água são cada vez mais frequentes em muitos locais, como é o caso do Algarve, onde tem havido uma procura crescente para atividades humanas cada vez mais diversas, numa lógica económica fortemente suportada por um turismo muito dependente de atividades aquáticas, e por uma agricultura ainda pouco eficiente no uso da água. É necessária a promoção de usos cada vez mais eficientes, através de medidas comportamentais e tecnológicas, sem pôr em causa o suprimento das diversas necessidades humanas e dos ecossistemas naturais, a qualidade de vida das pessoas e o desenvolvimento socioeconómico. O Algarve está a implementar o Plano Regional de Eficiência Hídrica, apostando em intervir para se otimizarem os principais consumos, nomeadamente em meio urbano, incluindo os relativos aos edifícios escolares.

Assim, educar para a sustentabilidade pode ser uma ferramenta muito poderosa para a criação de comunidades mais inclusivas e resilientes às alterações climáticas.

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 Pegada Hídrica

Para se introduzir o conceito de PH utilizou-se o Dia Mundial da Água, fazendo-se uma apresentação audiovisual (https://www.youtube.com/watch?v=cABhd_nrsSI&t=2s) no final da qual 271 alunos dos 7º, 8º e 9º anos calcularam a sua PH utilizando para o efeito a Calculadora da PH disponibilizada online pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (https://ech2o.aprh.pt/peghidrica/pt/). Desta forma os jovens tomaram consciência dos seus consumos individuais diários de água, diretos e indiretos. No que diz respeito à PH Direta, os resultados obtidos apontam para uma média de 279±182 L), superior ao consumo de água potável *per capita* no Algarve em 2019, que correspondeu a 189 L (ERSAR, 2019). Também é ligeiramente superior à PH obtida anteriormente para uma comunidade experimental multietária, da grande Lisboa, que correspondeu a 255±126 L (Neto et. al., 2020). No entanto, a moda foi de 160 L, o que significa que existem jovens com comportamentos muito distintos relativamente à forma como utilizam a água nas suas rotinas diárias. Quanto à PH Indireta, tal como se esperava, foi muito superior aos consumos diretos de água nas atividades diárias dos jovens. De acordo com estes resultados, a PH Direta corresponde apenas a cerca de 10 % da PH Indireta, reforçando os resultados previamente obtidos para 82 jovens estudantes do ensino secundário de Faro (Venckute *et al*., 2017), em que a PH Direta representava 8,2 % da PH Indireta.

3.2 Eficiência Hídrica no Edifício Escolar

Foram considerados os diversos locais dentro do edifício escolar incluindo casas de banho, refeitório, bar, salas laboratoriais e salas de educação visual, onde existe consumo de água, e em seguida foram medidos os caudais das respetivas torneiras, e caso existissem dos chuveiros (Tabela 1). Não foi possível intervir nos autoclismos, porque se encontrarem embutidos nas paredes. Intervindo-se nesses equipamentos, com substituição de torneiras ou colocação de redutores de caudal, demonstrou-se ser possível melhorar a eficiência do uso da água no interior deste edifício escolar, da seguinte forma: Poupança nos chuveiros: 16 L/min; Poupança nas torneiras = 270 L/min, dos quais 203 L/min são no WC, 3 L/min no bar, 40 L/min no refeitório e 24 L/min em salas de aulas.Portanto com o mesmo nível de conforto no funcionamento escolar, nos WC serão poupados cerca de 219 L/min.

Relativamente aos consumos globais de água na escola, acedeu-se ao registo das leituras mensais do respetivo contador, no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2020. Através de evidências de consumos anómalos, foram detetadas várias perdas de água neste edifício escolar. Se os meses em que essas perdas de água ocorreram, não forem incluídos na análise de dados, e considerando-se as médias mensais de 2017 a 2019, abril corresponde ao mês de menor consumo (a média de 2018 e 2019 é 144 m3), e

janeiro ao mês de maior consumo, seguindo-se novembro (a média de 2017 a 2019 é 291 m3 e de 221 m3, respetivamente). Estes consumos mais elevados estarão provavelmente associados a duches mais longos, que os estudantes tomam nestes meses mais frios. No ano de 2020, entre 13 de março e o início das férias de verão (final junho), as aulas funcionaram em regime de ensino e distância, mas ao contrário do que se esperava, os consumos de água no interior do edifício escolar aumentaram. Nos meses de julho e agosto de 2020, apesar das férias escolares os consumos de água excederam as respetivas médias mensais dos três anos anteriores (2017 a 2019). Os meses de outubro, novembro e dezembro de 2020, foram os que apresentaram consumos mais elevados, correspondendo respetivamente a aumentos de 38,5 %, 40,1 % e 36,3 %, comparativamente às médias mensais dos três aos anteriores. O mês de julho de 2019, correspondeu a um consumo de água exageradamente elevado para um período de férias, representando mais 60 % de consumo, comparativamente à média dos meses de julho de 2017, 2018 e 2020. Não havendo justificação no funcionamento do edifício para este consumo anómalo, significa que é uma perda de 181 m3, ou seja, o que 957 pessoas residentes no Algarve, gastaram por dia em 2019 (PH Direta).

Tabela 1 - Diagnóstico dos caudais (L/min) dos equipamentos escolares e proposta de ações de melhoria.

	Nº Total de Torneiras	***Nº de Torneiras a Substituir***	***Nº de Torneiras a Colocar Redutor***	***Caudal Médio Atual***	***Caudal Médio Pretendido***
WC	29	18	11	11±4	4
Bar	3	1	2	10±1	9
Cozinha	10	9	1	13±3	9
Salas de Aula	24	2	8	9±2	8
Total	66	30	22	10±3	8±2
WC	***Nº Total de Chuveiros***	***Nº de Chuveiros a Substituir***	***Nº de Chuveiros a Colocar Redutor***	***Caudal Médio Atual***	***Caudal Médio Pretendido***
	16	16	0	9±4	8

3.3 Consumo de Água da Torneira e Redução de Embalagens Plásticas

Realizaram-se ações para se promover o consumo de água da torneira, em colaboração com a Águas do Algarve S.A. Grupo Águas de Portugal, apresentando-se materiais audiovisuais, sobre a evolução nos últimos anos do ciclo urbano da água em Portugal, e da garantia de segurança no consumo da água da torneira. Para se motivarem os jovens, distribuíram-se cantis para serem cheios com água da torneira, em detrimento do consumo de água comercializada engarrafada. Foram apresentados diversos tipos de evidências das consequências do uso dos plásticos para os ecossistemas naturais, utilizando o exemplo das garrafas de água plásticas (https://www.youtube.com/watch?v=_6xlNyWPpB8&t=42s). Para se criarem laços entre os jovens e os ecossistemas locais, organizou-se uma atividade de pintura das sarjetas do recinto escolar, em que através da arte, se explorou os impactes

negativos dos resíduos sólidos urbanos, nomeadamente dos plásticos quando atingem a Ria Formosa ou o mar, por não terem sido devidamente recolhidos e encaminhados para reutilização ou reciclagem.

3.4 Recursos Consumidos para o Funcionamento Escolar e Balanço de Carbono

Para se quantificar as Emissões de Carbono associadas ao funcionamento do edifício escolar, recolheram-se dados relativos aos consumos energéticos, de gás propano e de água nos anos de 2017 a 2020. Foram analisadas as faturas correspondentes aos diversos meses deste período temporal. No caso do gás propano, foram contabilizados os consumos a partir das faturas correspondentes aos enchimentos ocorridos do depósito existente. Os consumos energéticos reportados de 2017 a 2020 foram convertidos em emissões de CO_2e utilizando-se os fatores de emissão recomendados (DGEG). Na estimativa das emissões de CO_2e associadas ao consumo de gás propano no mesmo período temporal, considerou-se o fator de emissão (FE) de 63,1 Kg CO_2e/ GJ e o Poder Calorífico Inferior (PCI) de 46,3 MJ/ Kg (DGEG, 2008), de forma a calcular Eficiência (GJ) = Massa de gás consumido x PCI; Emissões (Kg CO_2e) = Eficiência x FE. No cálculo das emissões de carbono associadas aos consumos de água considerou-se que, por cada m^3 de água tratada que chega à torneira dos consumidores Portugueses são gastos 0,88 kWh, e que por cada m^3 de água drenada e tratada em ETAR se consomem 0,81 kWh (ERSAR, 2016). Finalmente, converteram-se esses consumos energéticos associados à água gasta no edifício escolar no período em análise, em emissões de carbono. Para se estimar a capacidade de Sequestro de Carbono pela biomassa vegetal dos espaços verdes da referida escola, caracterizaram-se os espaços exteriores quantificando-se áreas impermeáveis e permeáveis, e nestas as que se encontravam ocupadas por espécies vegetais arbóreas, arbustivas, e cobertas por vegetação herbácea espontânea. Identificaram-se as espécies vegetais presentes no recinto escolar. Utilizaram-se fatores de sequestro de carbono previamente validados, com as mesmas espécies vegetais e em condições edafo-climáticas comparáveis (Chaparro & Terrada, 2009).

Entre 2017 e 2019, esta escola apresentou uma emissão anual média de 31,046 t CO_2e, das quais 68 a 84% se deveram aos consumos energéticos, 13 a 28 % ao consumo de gás propano, e apenas 4 % aos consumos de água. No ano de 2020, provavelmente devido à situação pandémica Covid-19, as emissões quantificadas corresponderam a cerca de 60% da média dos três anos anteriores. Dos 12 852 m^2 correspondentes ao recinto exterior desta escola, apenas 419 m^2 estão vegetados com árvores e 342 m^2 com arbustos, sendo responsáveis respetivamente, pelo sequestro de 2 946 kg CO_2/ano e de 885 kg CO_2/ ano. A espécie arbórea que mais contribuiu para o sequestro foi o pinheiro australiano (*Casuarina cunnighamiana*), que nem sequer é uma espécie autóctone. A vegetação herbácea espontânea no recinto é muito pouco abundante durante a maior parte dos meses do ano, pelo que não foi considerada para o cálculo do carbono sequestrado. No global, a vegetação existente neste recinto apresentou um potencial de sequestro de 3

831 kg CO_2/ano. Assim, o funcionamento desta escola emite cerca de 27 937 kg de CO_2e e a vegetação dos seus espaços exteriores só consegue sequestrar cerca de 3 873 kg CO_2. Portanto, o balanço de carbono, indica que esta escola contribui com a emissão para a atmosfera de 24 t CO_2/ano, havendo um conjunto de medidas relacionadas com o uso eficiente dos recursos, sobretudo de energia, que devem ser implementadas. Deve também ser considerado o aumento da cobertura vegetal do recinto escolar, privilegiando-se espécies autóctones arbóreas que não careçam de ser regadas, e que, para além dos outros serviços ecossistémicos que prestam à comunidade, contribuam para o se sequestro do carbono que não se consegue evitar de emitir.

4. CONCLUSÕES

Muitas outras no país carecem de ser envolvidas em ações pedagógicas que contribuam para uma gestão mais eficiente dos recursos necessários ao seu funcionamento, nomeadamente em termos de água, gás e energia, de forma a formarmos cidadãos conscientes da necessidade da preservação dos ecossistemas naturais e da redução das emissões de carbono. Envolver os jovens na gestão sustentável dos recursos, significa apostar em cidadãos mais participativos, e informados da relevância dos seus comportamentos diários e das ações locais para se atingir a neutralidade carbónica. Em termos imediatos, a partir das escolas, os jovens levam para os seus ambientes familiares as boas práticas de eficiência no uso da água e gradualmente, as diferentes famílias vão disseminando essas práticas por toda a comunidade urbana, contribuindo para a sua resiliência aos períodos de escassez.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Chaparro L., Terradas J. (2009). Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals Universitat Autònoma de Barcelona. Disponível em: https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.364.9799&rep=rep1&type=pdf

Direção Geral de Energia e Geologia (DGEG) (2008). Despacho no17313, 2aSérie - n.122. Diário Da República, 27912–27913.

Entidade Reguladora dos Serviços da Água e dos Resíduos, ERSAR (2016). Estudo de satisfação dos utilizadores dos serviços de águas e resíduos. www.ersar.pt

United Nations (2020). World Water Development Report. Water and Climate Change. Disponível em: https://en.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/2020

Neto, S., Moreira da Silva, M., Muller, L., Weller, K., (2020). Social and Technological Innovation for Water Conservation – The Project ECH2O-ÁGUA. INCREaSE 2019 – Book of Proceedings of the 2nd International Congress on Engineering and Sustainability in the XXI Century (pp. 786-798). Cham, Switzerland: Springer International Publishing. DOI:10.1007/978-3-030-30938-1_62

Venckute, M., Silva, M., & Figueiredo, M. (2017). Education as a tool to reduce the water footprint of young people. Millenium - Journal of Education, Technologies, and Health, 2(04), 101–111. https://doi.org/10.29352/mill0204.09.00144.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA E SUA CIRCULARIDADE NO MUNICÍPIO DE PORTIMÃO

Ana RODEIRA MESQUITA[1], Carla PIMENTEL-RODRIGUES[2], Gonçalo PRATES[3], Manuela MOREIRA DA SILVA[4]

[1] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. a68840@ualg.pt*

[2] *RISCO, Departmento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal; Associação Nacional para a Qualidade nas Instalações Prediais (ANQIP) Pólo Operacional da Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal. anqip@anqip.pt*

[3] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro.Centro de Estudos Geográficos (CEG). gprates@ualg.pt*

[4] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA).msanti@ualg.pt*

RESUMO

O crescimento populacional, a concentração das pessoas nos centros urbanos e os efeitos das alterações climáticas, têm aumentado a pressão sobre os recursos hídricos naturais, sobretudo em algumas regiões costeiras do Mediterrâneo, como é o caso do Algarve. Ajustar o funcionamento dos ciclos urbanos da água, garantindo o suprimento de todas as necessidades sem comprometer os ecossistemas naturais, é um enorme desafio. A prossecução por soluções sustentáveis para os diversos usos urbanos, leva-nos a tentar definir modelos de gestão cada vez mais eficientes, assim como origens alternativas de água, que estando próximas, poderão garantir o suprimento de alguns usos não potáveis, como a a rega dos espaços verdes das cidades, sem grandes consumos energéticos. Nos próximos anos, para garantir a sua adaptação às alterações climáticas e a qualidade de vida das pessoas, as cidades terão que repensar os seus espaços verdes e dispor de água para suprir as necessidades hídricas das espécies vegetais que os integrarem. Considera-se que no atual cenário de seca, a água captada a partir dos recursos hídricos naturais, transportada a longas distâncias, tratada para consumo humano através de processos dispendiosos, armazenada e posteriormente distribuída até aos consumidores, deveria ser utilizada, sobretudo para usos que carececem exclusivamente de água potável.

No presente estudo inventariaram-se e classificaram-se os usos externos de água no Município de Portimão para rega dos seus espaços verdes. Foram identificados os principais pontos de consumo, caracterizados os sitemas de rega e respetivas perdas. Em seguida avaliou-se a viabilidade do recurso a origens alternativas de água na cidade, numa lógica de proximidade ao local do uso e de forma a promover a sua circularidade.

Palavras-Chave: Gestão Sustentável da Água; Usos Urbanos Não Potáveis; Origens Alternativas de Água; Adaptação às Alterações Climáticas.

1. INTRODUÇÃO

As cidades atuais são espaços particularmente vulneráveis às alterações climáticas, por concentrarem mais de metade da população mundial, e em simultâneo edifícios, infraestruturas e serviços. A qualidade de vida das comunidades urbanas, vai cada vez mais depender da biocapacidade das cidades, isto é, da sua aptidão para fornecerem os recursos necessários às pessoas (água, energia, alimento e habitat), e por outro lado, para acomodarem os resíduos/emissões por elas produzidos (Galli *et al*., 2020). A Agenda 2030 no seu ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis, explicíta a necessidade urgente de se desenvolverem políticas de uso eficiente dos recursos naturais e de consumos moderados, de forma a não se ultrapassar a biocapacidade das cidades. Entre os recursos naturais, a água é particularmente crítica, sobretudo em regiões como o Mediterrâneo, onde a seca é cada vez mais severa e prolongada (UNEP, 2022). Na realidade, cada molécula de água circula durante milhões de anos e arrasta consigo diversas substâncias com que vai contactando no seu ciclo hidrológico, que quando é intercetado em ambiente urbano passa a designar-se por ciclo urbano da água (CUA). Este, envolve a captação, tratamento e distribuição de água à população, e após o seu uso, a gestão adequada das águas residuais. No modelo mais tradicional, desenvolvido numa lógica de consumo linear, depois de serem tratadas as águas residuais urbanas são descarregadas no meio ambiente. Nas últimas décadas, têm-se verificado grandes avanços tecnológicos no tratamento das águas residuais urbanas, que permitem olharmos para os efluentes tratados como água para reutilização (ApR) sobretudo para usos que não carecem de água potável, urbanos e não urbanos (Rebelo *et al*., 2020). Trabalhar a circularidade da água em meio urbano, significa utilizar o conhecimento e a tecnologia atual para se manter a circular pelos diveros usos urbanos, o maior período de tempo possível, a água que foi captada dos recursos naturais, sem que com isso se corram riscos ambientais ou de saúde pública (Kakwani & Kalbar, 2022).

Neste estudo pretende-se contribuir para a melhoria da eficiência do uso da água para rega dos principais espaços públicos do Município de Portimão, caracterizando os consumos atuais de água potável entre 2017 e 2020, e analisando a possibilidade de se substituir essa água por origens alternativas, numa lógica de compatibilidade de requisitos a cumprir, de proximidade ao local do consumo e de circularidade.

2. ENQUADRAMENTO

Portimão é um concelho do Algarve junto ao Oceano Atlântico e ladeado pela Ria de Alvor e pelo Rio Arade, que ocupa 182 km^2 da zona do Barlavento e apresenta uma população residente de 55 mil habitantes. A principal atividade económica é o turismo, sendo que nos meses de verão chega a receber 200 mil pessoas, que veêm Portimão sobretudo, como um destino de praia e de golf. No entanto, a cidade dispõe de um conjunto de espaços públicos exteriores emblemáticos, muito apreciados pela comunidade local, nomeadamente a Marina, a Alameda no centro da cidade, o Jardim das Águas Livres,

o Jardim 1º de Dezembro, Jardim Visconde Bivar e a Praça Manuel Teixeira Gomes. Os espaços verdes devidamente geridos, contribuem para se assegurar os serviços ecossistémicos fundamentais à qualidade de vida das pessoas, promovem a resiliência urbana às alterações climáticas e contribuem para se atingirem as metas para a neutralidade carbónica. É assim fundamental, a criação de uma estratégia suportada em dados reais, que assegure a gestão sustentável da água nos espaços urbanos, promovendo o seu uso mais eficiente e o aumento da sua circularidade. É urgente reduzir-se ao mínimo o uso de água tratada para consumo humano, para fins que não careçam de água potável. Desta forma poderá reduzir-se a pressão sobre os ecossistemas aquáticos locais, já sobrexplorados, permitindo a preservação dos habitats e da biodiversidade local. Com o seu clima Mediterrãnico, o Algarve é uma região especialmente afetada pelas alterações climáticas, enfrentando um aumento da temperatura média atmosférica e uma diminuição da precipitação média anual, mais acentuados do que a média Europeia (UNEP, 2022).

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Assim, após avaliados os principais tipos de usos externos de água pelo Município, foi efetuada a pesquisa sobre origens alternativas de água, nomeadamente as piscinas municiais e a ETAR, e encontramo-nos a verificar se de acordo com as características será possível suprir as necessidades, visando uma gestão mais sustentável da água através da melhoria da eficiência dos usos não potáveis.

De acordo com os dados fornecidos, entre 2017 e 2020, o Municipio de Portimão consumiu anualmente em usos externos 302 259 ± 61 984 m^3 de água, incluindo a rega dos seus espaços verdes e água para o funcionamento de nove fontes ornamentais.

Neste estudo classificaram-se os 677 locais de consumo externo em Portimão, excluindo-se aqueles cujos dados apontavam para situações reconhecidamente impossíveis, e selecionado-se apenas os locais em que os consumos fossem todos compatíveis com o uso de água não potável. Assim, foram validados 332 locais correspondentes a jardins públicos e de urbanizações privadas, rotundas, separadores de estradas, e fontes ornamentais. Entre estes locais validados, selecionaram-se os 40 com consumos mais elevados, que em conjunto, representavam 50 % dos consumos externos de água em Portimão. Organizaram-se este 40 locais de consumo por tipologia, nomeadamente: Viveiro Municipal; Cabeço do Mocho (espaço exterior vegetado junto ao Bairro da Cruz da Parteira); espaços verdes junto a urbanizações privadas; rotundas e separadores; jardins públicos; e aeródromo de Alvor e procedeu-se à georreferenciação destes 40 locais de consumo.

No sentido de se encontrarem origens alternativas de água, considerou-se a ETAR da Companheira em Portimão, responsável pelo tratamento das suas águas residuais, que após tratamento secundário por lamas ativadas inclui a desinfeção por UV do efluente. Esta ETAR está dimensionada para tratar um caudal médio de cerca de 32.061 m^3/dia e serve uma população de cerca de 140.000 habitantes-equivalentes dos municípios de

Portimão, Silves e Monchique. Assim sendo, pretende-se analisar a possibilidade de se utilizar o efluente tratado da ETAR da Companheira com ApR, para os usos externos em Portimão.

Foram ainda georreferenciadas as piscinas municipais existentes em Portimão, de forma a poder-se avaliar a possibilidade de reutilização da água que diariamente é descartada dessas piscinas, para se manter a qualidade exigida à segurança dos seus utentes.

Com recurso aos Sistemas de Informação Geográfica, representaram-se os 40 pontos de maior consumo, as origens alternativas anteriormente referidas, sobrepondo-se num modelo digital de elevação, que nos permite compreender se a origem se encontra num ponto mais ou menos elevado relativamente a cada ponto de consumo (Figura 1). Nesta análise é ainda possível percepcionar-se a distância entre cada ponto de consumo e o mar, assumindo que a dessalinização poderá eventualmente constituir uma terceira origem de água para usos externos não potáveis.

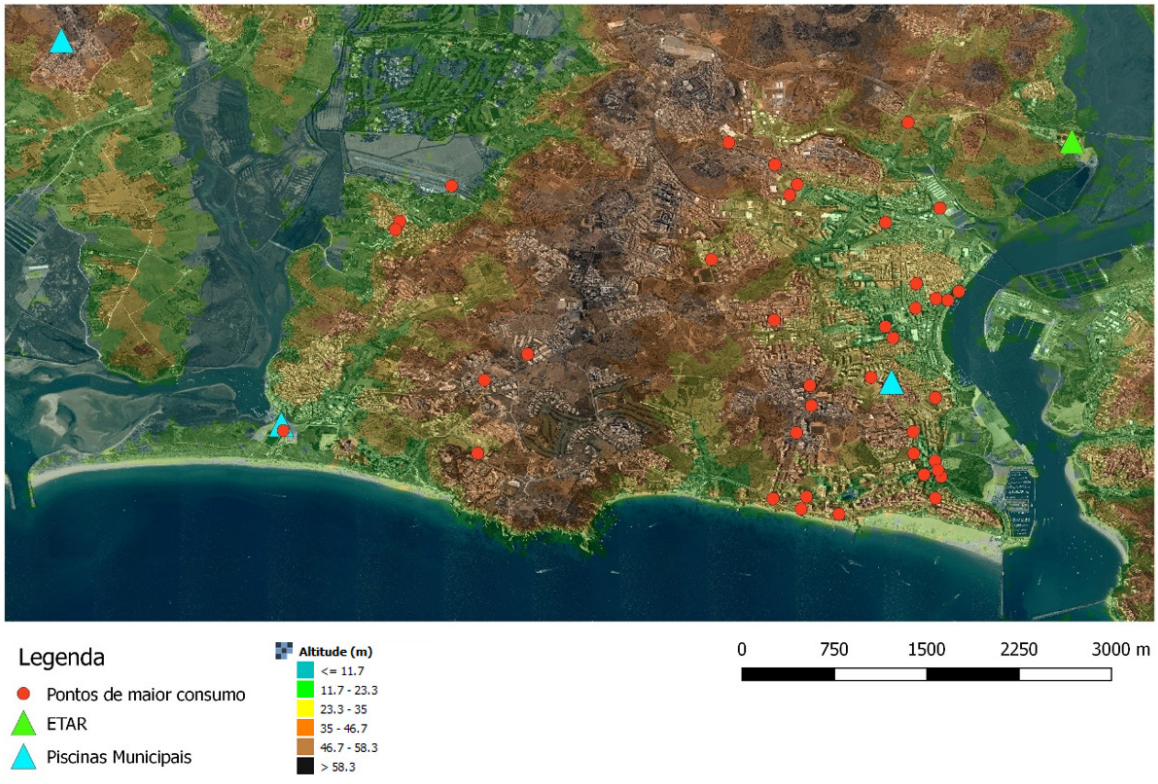


Figura 1. Representação em modelo digital de elevação do terreno dos principais locais de consumos externos não potáveis em Portimão e eventuais origens alternativas de água.

Nesta fase do estudo, está a ser finalizada a análise detalhada sobre a distância de cada ponto às diversas origens alternativas cruzando com a elevação do terreno, de forma a ser possível transportar a água por gravidade e minimizando-se as distâncias. Também se está a inventariar o tipo de sistema de rega instalado em cada espaço verde, de forma a perceber os requisitos que a ApR deve ter para se poder utilizar na rega, utilizando-

se barreiras complementares, caso seja necessário para controlo do risco para a saúde pública.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Num momento em que se deve dar cumprimento ao Pacto Ecológico Europeu, está demonstrado que a qualidade de vida nas cidades do Sul da Europa, que enfrentam períodos de escassez de água cada vez mais prolongados, é fortemente dependente da forma como incluímos a Natureza nos espaços urbanos, e asseguramos os serviços ecossistémicos, indispensáveis à sobrevivência e bem estar da humanidade. Com a pressão crescente sobre os ecossistemas aquáticos para produção de água para consumo humano, urge encontrarmos origens alternativas de água para suprir as necessidades dos espaços verdes nas cidades. Este estudo, ainda em curso no âmbito de uma dissertação do Mestrado em Ciclo Urbano da Água, pretende ser um exemplo demonstrador, na realidade específica da cidade de Portimão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., … Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. Cities, 96, 102442. https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102442

Kalkwani & Kalbar, (2022). Measuring urban water circularity: Development and implementation of a Water Circularity Indicator. Sustainable Production and Consumption. 31, 723-735. https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.03.029

Rebelo, A., Quadrado, M., Franco, A., Lacasta, N., & Machado, P. (2020). Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle, 1, 41–53. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.006

REFERÊNCIAS INTERNET

UNEP (2022). Mediterranean Action Plan. Barcelona Convention Climate change in the Mediterranean. Disponível em: https://www.unep.org/unepmap/resources/factsheets/climate-change

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LODOS CENTRIFUGADOS E PÓS SECAGEM TÉRMICA, PRODUZIDOS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS LOCALIZADAS NO ESTADO DE SÃO PAULO (BRASIL)

Fabiana FIORE[1], Eloisa CHERBAKIAN[2], Iara CHAO[3]

[1] *Unesp, Rod. Presidente Dutra, Km 137,8, fabiana.fiore@unesp.br*

[2] *Sabesp, Rua Costa Carvalho, 300 - Pinheiros, ehcherbakian@sabesp.com.br*

[3] *Sabesp, Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros, ichao@sabesp.com.br*

RESUMO

A geração contínua e crescente de lodos de estação de tratamento de águas (LETAs) e sua disposição inadequada, ainda vigente em muitos territórios brasileiros, são impulsionadores de pesquisas relacionadas ao uso benéfico desses resíduos. Para viabilizar a reintegração desses materiais na cadeia produtiva se faz necessário conhecer sua composição, pois isso condiciona seu uso exclusivo e em misturas com outros materiais e permite a determinação dos riscos ambientais dessas aplicações. Neste estudo avaliou-se as características físico-químicas de lodos produzidos em duas estações de tratamento de águas (ETAs) localizadas no estado de São Paulo, Brasil, em amostras coletadas após os processos de centrifugação e de secagem térmica. As ETAs estudadas realizam a potabilização de águas superficiais captadas em bacias hidrográficas com diferentes usos e ocupação da terra. Durante o período da pesquisa, a ETA 1, que realiza captação em reservatório, utilizou coagulantes de alumínio e a ETA 2, que realiza captação a fio-d'água, utilizou coagulante de cloreto de ferro. Foram avaliadas as concentrações dos seguintes parâmetros para todas as amostras: cádmio, chumbo, mercúrio, alumínio, ferro total, manganês, cromo e cobre em amostras da massa bruta, solubilizadas e lixiviadas. Os resultados obtidos foram equiparados às concentrações estabelecidas pela legislação brasileira quanto aos riscos à saúde humana e ao meio ambiente e discutidos em função dos programas governamentais de incentivos a reintegração desses materiais na cadeia produtiva. Os resultados evidenciam que os LETAs centrifugados e secos são resíduos que contêm em sua composição majoritariamente: alumínio, ferro e manganês. O uso benéfico desses resíduos demanda a realização de ensaios de toxicidade adicionais, coaduna com as legislações vigentes no Brasil e é objeto de pesquisas que evidenciam sua viabilidade técnica.

Palavras-Chave: lodo de ETA; resíduos sólidos; uso benéfico de resíduos; composição de lodo.

1. INTRODUÇÃO

Os lodos de ETAs são resíduos de geração contínua, diretamente relacionada ao crescimento populacional das cidades, à demanda de abastecimento por água potável e aos incrementos de usos da terra nas bacias hidrográficas utilizadas como mananciais de captação das águas a serem potabilizadas (Fiore *et al*. 2020). A composição dos LETAs está diretamente associada a qualidade das águas brutas, aos processos e insumos utilizados para a potabilização das águas (Ahmad *et al*., 2016).

Dentre os materiais orgânicos e inorgânicos que compõem esses resíduos, destacam-se os óxidos de ferro e alumínio (Wolowiec *et al*., 2019), que são elementos presentes nos coagulantes comumente utilizados para a potabilização de águas em todo o mundo e também no Brasil (Fiore *et al*., 2020). No entanto, esses resíduos também possuem metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (CHEN *et al*., 2019) e bactérias resistentes a antibiótico (Ullmann *et al*., 2019).

Os LETAs no Brasil são classificados como resíduos não perigosos (Ibama, 2012), com responsabilidade de manejo atribuída aos agentes geradores que devem, por meio de sistemas de gestão que objetivam a melhoria contínua, manejá-los atendendo ao princípio dos 3 Rs. O gerenciamento desses resíduos deve atender, dentre outros, aos princípios de prevenção à poluição e da ecoeficiência, com planejamento descrito em instrumento que deve conter, dentre outros, a caracterização do volume e composição dos resíduos gerados (Brasil, 2010).

Inexistem normas específicas no país para a caracterização de LETAs. Sendo assim, a regulamentação que orienta a classificação de resíduos sólidos quanto aos riscos ao meio ambiente e a saúde humana é usualmente aplicada para a análise desses resíduos (ABNT, 2004). Para a análise de toxicidade dos elementos essa norma recomenda a solubilização e lixiviação das amostras de resíduos, no entanto, essa regulamentação encontra-se em revisão e os resíduos deverão passar a ser amostrados com o uso do ICP, após digestão. Considerada a carência de informações relativas à composição de LETAs no país e de dados sobre as tranformações na composição desses resíduos após tratamento térmico em operação experimental no estado de São Paulo, esse estudo foi realizado com o objetivo de analisar as características características físico-químicas de lodos centrifugados e pós secagem térmica, produzidos em estações de tratamento de águas localizadas no estado de São Paulo, Brasil.

2. METODOLOGIA

Os lodos de tratamento de água (ETAs) utilizados nesta pesquisa foram obtidos em duas unidades do Estado de São Paulo (Brasil) denominadas aqui ETA 1 e ETA 2. Ambos resultam do processo de potabilização de águas superficiais para atender às especificações brasileira de qualidade (BRASIL , 2021). Nessas unidades, o processo de tratamento das águas é composto pelas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração e

desinfecção, antes e após o tratamento, fluoretação e correção de pH. As ETAs produzem cerca de 20m^3/s de água potável destinada ao abastecimento público.

Durante o estudo, a ETA 1 utilizou coagulantes de alumínio (sulfato de alumínio ou policloreto de alumínio) e a ETA 2 utilizou cloreto férrico. Durante o processo de decantação, as unidades desaguaram os lodos usando centrífugas e, para isso, foi realizada a adição de polímeros. As amostras de lodo das ETAs 1 e 2 foram obtidas após a etapa de centrifugação e após o processo de secagem térmica descrito por Silva *et al*. (2021), em conformidade com o procedimento estabelecido por CETESB, ANA (2011).

Para a determinação das características físico-químicas das amostras de LETA foram realizados ensaios, em laboratórios acreditados pelo Instituto de Metrologia (INMETRO), em duas condições: para o lodo centrifugado foram avaliadas as concentrações em amostras lixiviadas e solubilizadas, conforme estabelecido pela NBR 10.005 e 10.006 (ABNT, 2004) e para o lodo seco termicamente, com o uso do ICP-OES após preparação, para os elementos mostrados no quadro 1.

Quadro 1 – parâmetros físico-químicos avaliados e respectivos métodos.

Parâmetro	Lodo Centrifugado(1)	Lodo pós secagem Térmica(2)
	Método	
Bário	SMEWW 3111 B.C.D 2012	Determination: EPA 6010 D-1: 2018 Preparation: EPA 3051 A: 2007 (ICP-OES)
Cádmio	SMEWW 3111 B.C.D 2012	
Chumbo	SMEWW 3111 B.C.D 2012	
Alumínio	SMEWW 3500-Al B 2012	
Cromo	---	
Cobre	---	
Cloreto	SMEWW 4500-Cl C 2012	
Ferro total	SMEWW 3111 B.C.D 2012	
Manganês	SMEWW 3111 B.C.D 2012	
Teor de sólidos	SMWW (2017) – 2540 G	
Matéria orgânica	---	SMWW (2017) – 2540 G
Mercúrio	---	Determinação: EPA 245.7: 2005 Preparação: EPA 3051 A: 2007

Sendo: (---) amostra não avaliada; (1) amostras avaliadas em 2018; (2) amostras armazenadas e caracterizadas em 2022.

Os resultados obtidos foram equiparados aos padrões brasileiros que determinam a periculosidade dos resíduos sólidos (ABNT, 2004).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características físico-químicas dos lodos, centrifugados e pós secagem térmica, estão mostradas na Tabela 1. Para os lodos centrifugados, à exceção do bário no lodo de ferro, todos os demais elementos amostrados evidenciaram que os lodos possuem características de resíduos não perigosos. Destaca-se que, de acordo com informações prestadas pelos operadores das estações, em toda a série histórica de amostragem dos

LETAs essa foi a única constatação de elevada concentração desse elemento químico. Em caracterização realizada pela equipe do projeto no ano seguinte, o elemento não foi encontrado em concentrações superiores aos limites detectáveis.

Tabela 1 – parâmetros físico-químicos em lodos centrifugados.

Parâmetro	Valor de Referência (ABNT, 2004)	Lodos Centrifugados		Lodos após Secagem Térmica	
		Alumínio	Ferro	Alumínio	Ferro
	Análise em amostras solubilizadas (mg L^{-1})			Análise em resíduo (ICP) (mg/Kg)	
Bário	0.7	0.03	7.59	86.5	80.5
Cádmio	0.005	ND	ND	ND	ND
Chumbo	0.001	ND	ND	4.1	16.1
Alumínio	0.2	0.08	ND	107000.0	18500.0
Ferro total	0.3	1.73	0.53	38900,0	298000.0
Manganês	0.10	10.75	0.94	2020.0	3920.0
Mercúrio				ND	1.4
Análise em lixiviados da amostra (mg L^{-1})				--	--
Bário	70	ND	7.72	0.13	0.,0
Cádmio	0.5	ND	0.02	NA	NA
Chumbo	1.0	ND	0.16	NA	NA
Análise em Amostra Bruta					
Porcentagem de Sólidos	--	15.38	29.82	79.0	77.5
Matéria Orgânica	NA	NA		34.4	15.0

Onde: ND – não detectado; NA – não avaliao e (--) não aplicável.

Em função dos resultados obtidos é possível verificar que o processo de secagem térmica aumenta o teor de sólidos nos lodos de alumínio e ferro em 5,1 e 2,6 vezes, respectivamente e também concentra os elementos químicos presentes nesses LETAs. Esses resultados convergem com aqueles reportados por Silva *et al*. (2021). O único elemento avaliado em amostras lixiviadas dos lodos secos (Ba) evidencia que baixa ou nenhuma concentração do elemento, presente em amostra bruta, foi encontrada no lixiviado. Destaca-se que o processo de lixiviação dos resíduos em meio ácido, conforme previsto em norma regulamentadora vigente, pode ser representativo de cenários de disposição de LETAs em solos em condições reais e severas, portanto, serve para subsidiar estudos sobre os potenciais impactos ambientais dos usos benéficos desse material. Em vista disso, sugere-se que ensaios de lixiviação sejam realizados para a simulação de aplicações diversas de LETAs em solos.

Considerando a presença dos elementos Ba, Pb, Cr e Hg, os lodos avaliados possuem potencial de toxicidade, de acordo com a normativa brasileira de classificação de resíduos

sólidos. Sendo assim, a toxicidade precisa ser aferida considerando-se fatores relacionados à concentração dos elementos, suas características de degradação e potencial de bioacumulação nos ecossistemas (BRASIL, 2004). A despeito disso, a reversão dos LETAs no país se faz necessária para o atendimento da lesgilação e dos planos de resíduos vigentes (Brasil, 2010; Brasil, 2020)

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos evidenciam que os LETAs centrifugados e secos são resíduos que contêm em sua composição majoritariamente: alumínio, ferro e manganês. Também mostram que a secagem térmica, ao concentrar o teor de sólidos também concentra os elementos constituintes dos LETAs. Considerada a presença de elementos químicos com potencial de toxicidade, ensaios adicionais se fazem necessários para a efetivação dos usos benéficos com a incorporação de LETAs em solos e para o devido planejamentos da gestão e manejo desses resíduos no Brasil. Novas pesquisas estão sendo realizadas para assegurar não apenas a viabilidade técnica, mas também a segurança ambiental de diferentes usos benéficos para os LETAs gerados no estado de São Paulo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPESP pela concessão de recursos para a realização da pesquisa (Processo: 2020/12230-4).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmad, T.; Ahmad, K.; Alam, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. Procedia Environmental Sciences, 35, 950- 955. New Delhi, India: ELSEVIER. 2016. doi: 10.1016/j.proenv.2016.07.088

CETESB; ANA Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [*et al*.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

Chen C. F.; Ju, Y. R.; Lim, Y. C.; Hsieh, S. L.; Tsai, M. L.; Sun, P. P.; Katiyar, R.; Chen, C. W.; Dong, C. D. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sludge from Water and Wastewater Treatment Plants by GC-MS. *Int J Environ Res Public Health*. 2019;16(14):2604. Published 2019 Jul 22. doi:10.3390/ijerph16142604. doi: 10.3390/ijerph16142604.

Fiore, F. A.; Rodgher, S.; Ito, C. Y. K.; Bardini, V. S. S.; Klinsky, L. M. G. Quality of surface water and generation of sludge at water treatment plants. Rev. Ambient. Água, vol. 15, n. 5, 2020. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2565

Silva, J. R.; Menezes, A.C.B.; Pinto, F.A.F. (2021). Análise de eficiência da secagem térmica de lodos de estação de tratamento de águas: estudo de caso realizado na região metropolitana de São Paulo. In: 31 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 2021. Anais… Curitiba.

Ullmann, I.F.; Tunsjø, H.S.; Andreassen, M.; Nielsen, K.M.; Lund, V.; Charnock, C. Detection of

aminoglycoside resistant bacteria in sludge samples from Norwegian drinking water treatment plants (2019) Frontiers in Microbiology, 10 (MAR), art. no. 487. doi: 10.3389/fmicb.2019.00487

Wołowiec, M., Komorowska-Kaufman, M., Pruss, A., Rzepa, G., Bajda, T. Removal of heavy metals and metalloids from water using drinking water treatment residuals as adsorbents: A review (2019) Minerals, 9 (8), 487. https://doi.org/10.3390/min9080487

REFERÊNCIAS INTERNET

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 10004: Solid waste - Classification, Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 10005: Procedure for obtention leaching extract of solid wastes. Rio de Janeiro-RJ, 2004.

ABNT. NBR 1006: Procedure for the obtention of solubilized extraction of solid wastes. Rio de Janeiro-RJ, 2004.

Brasil. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 588, de 4 de maio de 2021. Altera a Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial [da] União: seção 1, Brasília, DF, n. 85. p. 127, 07 de mai. de 2021.

Brasil. Lei Federal no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9. 605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

_____. (MMA) Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Consulta Pública. Brasília: [s. n.], 2020.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis 2012. Lista Brasileira de Resíduos Sólidos – Instrução Normativa nº 13, de 18 de dezembro de 2012. Diário Oficial da União, Brasília (DF). 2012 20 dez.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

171

REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA USOS NÃO POTÁVEIS NO CONCELHO DE ÉVORA

Marília MARQUES [1] Anabela REBELO[2] & Manuela MOREIRA DA SILVA[3]

[1] Agência Portuguesa do Ambiente - ARHAlentejo. Av Vasco da Gama, 7 7800-397 Beja. marilia.marques@apambiente.pt

[2] Agência Portuguesa do Ambiente. Rua da Murgueira, 9 Zambujal, Alfragide. 2610-124. Amadora. anabela.rebelo@apambiente.pt

[3] Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. msanti@ualg.pt

Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA); Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA).

RESUMO

A vulnerabilidade que Portugal enfrenta na gestão da água, evidencia a necessidade de se encontrarem origens alternativas sobretudo para usos não potáveis. A produção de água para reutilização (ApR) surge como uma alternativa viável, se for implementada acautelando-se a proteção ambiental e a saúde pública. Neste estudo avaliou-se a viabilidade da utilização da água residual tratada pela ETAR de Évora, como origem de água alternativa para possíveis usos não potáveis, numa lógica de proximidade. Foi analisada a socioeconomia local, caracterizou-se a ETAR e o seu efluente tratado (quantidade e qualidade), e os usos do solo num raio de 2,5 km. Efetuou-se a avaliação dos possíveis usos da ApR, cruzando-se a qualidade do efluente tratado com as condicionantes legais aplicáveis a cada tipo de uso, descritas no Decreto-Lei 119/2019. Em termos qualitativos, constatou-se que o parâmetro coliformes fecais pode ser um fator limitante para alguns usos. Com a utilização de multibarreiras (barreiras-equivalentes), para minimização do risco, foram definidas algumas sinergias, verificando-se a possibilidade da utilização desta ApR em rega agrícola, usos urbanos e industriais. A adoção de um mínimo de três barreiras, poderá mesmo permitir a rega de hortofrutícolas para consumo em crú. Em termos quantitativos, a ETAR de Évora produz por ano cerca de 4 milhões de m^3, sem oscilações sazonais significativas, o que, é suficiente para suprir as atuais necessidades para rega de vinha, forrageiras e olival. O uso da ApR permite ainda diminuir o uso de fertilizantes de síntese nas culturas e a rejeição para o meio recetor de azoto e fósforo. Este estudo aponta para uma redução anual nos fertilizantes de síntese de 49840 kg de azoto e de 2799 kg de fósforo, contribuindo-se para os princípios da circularidade e para a redução das emissões de carbono.

Palavras-Chave: Água para Reutilização; Usos não potáveis; Multibarreiras; Circularidade; Évora

1. INTRODUÇÃO

O consumo crescente de água para múltiplos fins, tais como o abastecimento público, a produção agrícola e pecuária, a indústria, os usos recreativos, tem vindo a impor uma pressão gradualmente crescente sobre os recursos hídricos (Rebelo *et al*., 2020). Esta pressão pode ser variável ao longo do ano, em função da variação sazonal da procura de água, e pode ser potencialmente agravada perante cenários de alterações climáticas, onde as situações de seca prolongada poderão ser mais frequentes. No Sul da europa, são cada vez mais frequentes, casos de elevadas necessidades, conjugados com elevadas temperaturas atmosféricas, baixa pluviosidade ou mesmo ausente e elevada evapotranspiração, gerando situações de escassez de água prolongada. Têm sido apresentados cenários para o período 2070-2100, que projetam uma diminuição da precipitação total acumulada anual para o Alentejo de cerca de 20 %, ou seja, de 630 mm para 519 mm, e em particular para o Baixo Alentejo, de 500 mm para 400 mm. Estas circunstâncias terão certamente efeitos no balanço hidrológico da bacia hidrográfica, e mesmo eventualmente alterações nas condições de fornecimento de água para consumo humano (Vizinho *et al*., 2021; Santos & Portela, 2007). Para além disso o Alentejo apresenta um clima temperado com Verão quente e seco, com irregularidade pluviométrica e uma precipitação média anual inferior a 600 mm (PORDATA, 2021), e portanto,

torna-se cada vez mais premente a necessidade de se viabilizarem origens alternativas de água. A reutilização da água é uma opção que se tem vindo a revelar eficaz, com muitos exemplos de sucesso a nível mundial. Permite reduzir o consumo de água tratada para consumo humano, aliviar a pressão sobre os recursos hídricos, minimizando impactes ambientais e consumos energéticos, bem como os encargos financeiros envolvidos na gestão da água (Takeuchi & Tanaka, 2020). A produção agrícola necessária nas próximas décadas, atendendo à procura crescente de alimentos, está cada vez mais dependente de origens de água alternativas (Wada *et al*., 2014). Tratar as águas residuais com um nível de eficiência ajustado à rega das diversas culturas agrícolas (ou pelo menos de algumas) será uma solução poderosa para a atual escassez de água no setor. No entanto, deve ter-se presente que utilizar água residual tratada na rega agrícola, pode representar riscos que dependerão do tipo de culturas e do eventual contacto alimento-ApR, portanto, as características físico-químicas e microbiológicas da ApR são da maior relevância e dependem dos tratamentos (e da sua eficiência) a que foi sujeita na ETAR, podendo o contacto alimento-ApR ser minimizado através da adoção de barreiras.

2. ENQUADRAMENTO

O concelho de Évora integra uma área urbana de 1643 ha, incluindo 19 freguesias, das quais 7 são consideradas urbanas (3 localizam-se no Centro Histórico) e 12 são consideradas rurais. Durante a última década, tem-se verificado uma diversificação progressiva da sua base económica, com uma tendência bastante significativa para a terciarização, incluindo comércio e serviços, onde o alojamento e restauração, e os

serviços públicos (administração pública, defesa, segurança social, educação, saúde e ação social) prevalecem, a par de um crescimento do setor da indústria transformadora. Apesar destas transformações dos últimos anos, a agricultura continua a ser uma atividade de relevo, assumindo uma importância significativa sobretudo nos concelhos limítrofes e ocupando uma faixa importante da sua população ativa. As explorações agrícolas apresentam grandes dimensões em relação à média do país, e a paisagem tem evoluído da cultura de cereais em regime extensivo, zonas de pastagens e manchas de floresta de sobro e azinho, para culturas de regadio como olivais, amendoais e vinhas. Os principais cursos de água na área envolvente à cidade de Évora são o Rio Xarrama, e as Ribeiras de Degebe, de Peramanca, de Valverde e da Viscossa, caracterizadas por apresentarem caudais irregulares devido à fraca precipitação e à baixa permeabilidade das suas rochas dominantes. As águas residuais produzidas no concelho de Évora, são tratadas em dezoito ETAR existentes no concelho sendo o seu volume total de 5,5 hm^3. A ETAR de Évora é responsável por tratar 91,18 % da totalidade das águas residuais, incluindo as produzidas pela malha urbana da própria cidade. Foi intervencionada em 2012 para ampliação e remodelação, para melhorar as condições do seu funcionamento genérico e dotá-la de tratamento terciário para remoção de azoto, adicionalmente à remoção de fósforo e carbono já implementada. Estes requisitos eram necessários, uma vez que o meio recetor do efluente tratado da ETAR de Évora é o rio Xarrama afluente à Albufeira do Vale do Gaio, classificada como zona sensível à eutrofização (área de influência da zona sensível: albufeira de Vale do Gaio). Este aspeto foi determinante para a implementação na ETAR de um tratamento mais avançado do que o secundário, incluindo a remoção de nutrientes (P e N), de acordo com o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho, na sua redação atual, que transpôs para direito nacional a Diretiva 91/271/CEE.

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Num raio de 2,5 km da ETAR de Évora encontraram-se 17 usos do solo (Figura 1), incluindo várias herdades agrícolas, dois parques fotovoltaicos e um Parque de Indústria Aeronáutica. A ETAR produz anualmente cerca de 4 milhões de m^3de efuente tratado, com pequenas variações sazonais (Figura 2), o que é suficiente para se responder durante mais de um ano aos diversos usos existentes na envolvente. As pequenas variações sazonais do volume de efluente tratado, serão ajustáveis às eventuais oscilações da procura de água na envolvente.

Fez-se uma análise prévia dos requisitos a cumprir de acordo com o Decreto-Lei nº 119/2019, de 21 de agosto. A avaliação da compatibilidade da qualidade da água residual tratada na ETAR de Évora indica que, esta pode constituir uma origem alternativa de água para rega e mesmo para outros usos, como por exemplo, a lavagem de arruamentos, da pista do aeródromo e de painéis fotovoltaicos. Por outro lado, a adoção de uma ou mais barreiras-equivalentes, ou seja, multibarreiras, permitirá ultrapassar algumas limitações e ampliar as possibilidades da sua reutilização. A adoção de um número mínimo de

três barreiras, poderia permitir inclusivamente a rega de culturas de alimentos que se consomem crús. Numa lógica de circularidade, o uso de ApR na rega agrícola permite minimizar o consumo e aplicação de fertilizantes sintéticos, e por outro lado diminuir a rejeição de azoto e fósforo no meio ambiente. Assim, o uso da ApR produzida anualmente pela ETAR de Évora poderá reduzir a aplicação de 49840 kg de azoto e de 2799 kg de fósforo por ano, contribuindo para diminuir os custos associados à produção agrícola, evitar fenómenos de eutrofização, diminuir a pressão sobre os ecossistemas aquáticos (superficiais e/ou subterrâneos), e reduzir as emissões de carbono relacionadas com o transporte de água e com a produção de alimentos agrícolas.



Figura 1 - Fonte: SILiAmbGeo, set, 2021 (adaptado pela autora).

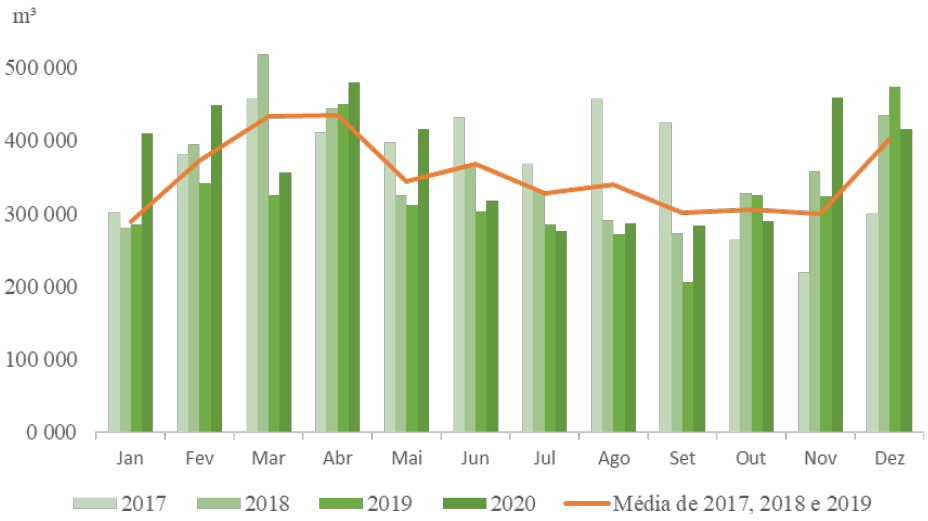


Figura 2- - Evolução mensal do Efluente Tratado no período em estudo, excluindo-se o ano de 2020 da média com os anos anteriores.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho constitui um primeiro estudo da viabilidade do uso de ApR na cidade de Évora e zona envolvente, cuja concretização terá de passar por uma avaliação do risco. Porém, a apreciação da conjugação da qualidade com multibarreiras, permite desde já inferir sobre a viabilidade de adoção de medidas de controlo e gestão do risco. No atual momento, em que enfrentamos períodos cada vez mais longos de seca, a gestão sustentável da água passa pela identificação de origens alternativas como as ApR, sobretudo para usos não potáveis. Este estudo permitiu demonstrar que, numa região como o Alentejo, onde a agricultura é uma atividade económica de maior importância, o recurso às ApR para a rega, não só alivia a pressão sobre os ecossistemas aquáticos naturais, como permite diminuir o impacte ambiental da produção de alimentos e reduzir as despesas de produção com os fertilizantes de síntese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Rebelo, A., Quadrado, M., Franco, A., Lacasta, N., & Machado, P. (2020). Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle, 1(May), 41–53. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.006

Santos, J. F., & Portela, M. M. (2007). Tendências em séries de precipitação mensal em Portugal continental: aplicação do teste de Mann-Kendall. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. http://hdl.handle.net/10400.26/1303

Takeuchi, H., & Tanaka, H. (2020). Water reuse and recycling in Japan — History, current situation, and future perspectives. Water Cycle, 1, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.001

Vizinho, A., Avelar, D., Branquinho, C., Lourenço, T. C., Carvalho, S., Nunes, A., Sucena-paiva, L., Oliveira, H., Ana, L., Santos, F. D., Jos, M., & Penha-lopes, G. (2021). Framework for Climate Change Adaptation of Agriculture and Forestry in Mediterranean Climate Regions. Land, 10(161), 1–33. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/land10020161

Wada, Y., Wisser, D., Bierkens, M. F. P. (2014). Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. Earth System Dynamics, 5(1), 15–40. https://doi.org/10.5194/esd-5-15-2014

REFERÊNCIAS INTERNET

PORDATA – Estatísticas sobre Portugal e Europa. FFMS 2021. Disponível em www.pordata.pt. Acesso em 16 de setembro de 2021

LEGISLAÇÃO

Diário da República. (1997). Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho. Diário Da República, I-Série A, 4775–4780. https://dre.pt/application/conteudo/365343

Diário da República. (2019). Decreto-Lei n.o 119/2019, de 21 de agosto. Diário Da República n.o 159/2019, 21–44. https://dre.pt/home/-/dre/124097549/details/maximized

EU, P. E. (1991). Diretiva n.o 91/271/CEE: relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. Jornal Oficial Das Comunidades Europeias, L 135/40, 13. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/34860b42-95cc-4a57-b998-2e445d5befa9

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

REMOÇÃO NATURAL DE COLIFORMES EM ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE LODOS ATIVADOS – UM ESTUDO DE CASO

Arlindo SOARES RÄDER[1], Luciana PAULO GOMES[2], Ester SOUZA LOPES[1], Aline BAUER LACERDA[1]

[1] *COMUSA – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo, Av. Coronel Travassos, 287, bairro Rondônia, Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, Brasil, arader@comusa.rs.gov.br, elopes@comusa.rs.gov.br, alacerda@comusa.rs.gov.br*

[2] *Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), Av. UNISINOS, 950, bairro Cristo Rei, Campus São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil, lugomes@unisinos.br*

RESUMO

A Resolução CONSEMA n.º 355/2017 dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul – Brasil. Quanto maior a vazão de lançamento de efluente nas águas superficiais, mais restritivo é o padrão de coliformes a ser cumprido. O presente trabalho mostra que é possível atingir remoções de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*), em esgoto doméstico, previstas na legislação ambiental brasileira, sem uso de desinfecção química ou ultravioleta, por meio do processo de tratamento lodos ativados. Para tanto, são apresentadas as eficiências de remoção de CT e *E. coli*, monitorados entre 2020 e 2021, na Estação de Tratamento de Esgotos Mundo Novo, município de Novo Hamburgo, pertencente a COMUSA – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo. A amostragem e exames foram realizados com frequência quinzenal durante o período monitorado. O tratamento ocorreu em dois reatores quadrados (17x17x2 metros), vazão da ordem de 300m^3/dia, aproximadamente 5.000 habitantes. As unidades exercem as funções de reator biológico aerado e decantador secundário. Cada reator apresenta um aerador mecânico superficial para completa mistura e aeração. O afluente alimenta o tanque em fase de aeração (aerador ligado) e deixa o sistema, na condição de esgoto tratado, quando este mesmo se encontra em fase de decantação (aerador desligado). O ciclo total de operação apresenta quatro horas, dividida em períodos iguais de aeração e decantação. Com a estação adequadamente dimensionada e operada, obteve-se remoção acima de 89% para CT e acima de 92% para *E. coli*, o que resultou em média em um esgoto tratado com 1,70E+06NMP/100mL para CT (mínimo 1,13E+05NMP/100mL, máximo 7,33E+06NMP/100mL) e 4,69E+05NMP/100mL para *E. coli* (mínimo 3,9E+04NMP/100mL, máximo 1,02E+06NMP/100mL), sendo que esses valores atenderam a referida legislação.

Palavras-Chave: Coliformes totais; *Escherichia coli*; Lodos Ativados; Estação de Tratamento de Esgoto, Meio Ambiente.

1. INTRODUÇÃO

A tecnologia de Lodos Ativados (LA) é mundialmente reconhecida e amplamente utilizada para o tratamento de efluentes de origem doméstica ou sanitária (fezes, urina e águas de lavagem em geral) e industrial. Pode-se dizer que LA é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo desenvolvimento de zoogleias (agregado de microrganismos associados à substância mucilaginosa), na presença de oxigênio dissolvido (O_2), e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO e PESSÔA, 2014). A Figura 1 mostra a estrutura típica de um floco de LA. A tecnologia LA necessita de alto grau de mecanização quando comparado a outros sistemas de tratamento, implicando em uma operação mais sofisticada e, consequentemente, exige maior consumo de energia elétrica (VON SPERLING, 2014). Conforme NUNES (2012), VON SPERLING (2014) e JORDÃO e PESSÔA (2014), algumas das características dos LA são: exigência de pequeno requisito de área para sua implantação, elevado grau de eficiência de remoção de matéria orgânica, flexibilidade operacional, necessidade de análises físico-químicas e microbiológicas frequentes para controle do processo, operadores qualificados para a operação e custos operacionais estão associados ao consumo de energia elétrica, consumo de químicos (quando necessário) e capacitações periódicas dos responsáveis pela operação.

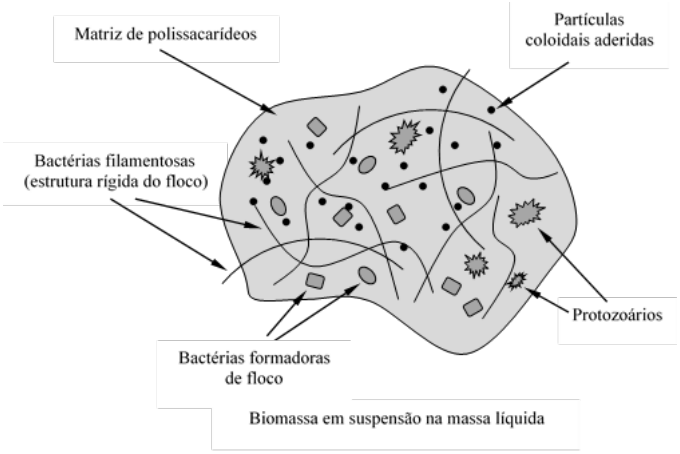


Fig. 1. Estrutura típica de um floco de LA. Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996, 2012), NUNES (2012).

O objetivo do presente trabalho consiste em demonstrar que é possível atingir remoções de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*), em esgoto doméstico, previstas na legislação ambiental brasileira, no presente caso Resolução CONSEMA n.º 355/2017, sem uso de desinfecção química ou radição ultravioleta, por meio do processo de tratamento LA. Para tanto, são apresentadas as eficiências de remoção de CT e *E. coli*, monitorados entre os anos de 2020 e 2021, na Estação de Tratamento de Esgotos denominada Mundo Novo (ETE MN), localizada no município de Novo Hamburgo, pertencente a COMUSA – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo. A ETE MN é responsável por receber e tratar o esgoto doméstico de aproximadamente 5.000 habitantes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A ETE MN usa a tecnologia de LA em nível secundário, remoção 85% DBO, fluxo intermitente (batelada), aeração prolongada, vazão média da ordem de 300m^3.dia^{-1} para o período em estudo, carga orgânica total da ordem de 364kgDBO.dia^{-1}, população máxima 6.740 habitantes. A estação apresenta tratamento preliminar com elevatória contendo gradeamento, duas bombas centrífugas de rotor aberto (principal e reserva), caixa de areia, calha Parshall com sensor ultrassônico de vazão e canaleta bifurcada para conduzir o efluente até aos reatores de LA. O tratamento ocorre em dois reatores quadrados de lado 17 metros e profundidade útil 2 metros (volume total 1.184m^3). Cada reator apresenta um aerador mecânico superficial (flutuante) de eixo vertical, fluxo ascendente, responsável pelo fornecimento de ar necessário ao processo. A potência do motor de cada aerador é 30CV. Os dois aeradores funcionam alternadamente em ciclos de operação específicos e bem definidos. Esses equipamentos aeradores foram projetados para proporcionar completa mistura e aeração à massa líquida no interior dos reatores minimizando-se, dessa forma, a possível presença de zonas mortas (sem aeração e mistura) em cada reator, pois a completa mistura e aeração alcança todo o volume reacional do sistema. A operação da estação é efetuada de tal forma que o afluente alimente o tanque quando exercendo a função de câmara de aeração (aerador flutuante ligado); e deixe o sistema, na condição de esgoto tratado, quando este mesmo tanque esteja exercendo a função de câmara de decantação (aerador flutuante desligado). Assim, o mesmo tanque exerce as funções de reator biológico aerado e decantador secundário como uma sequência no tempo. Ciclo de operação: (a) duas horas de aeração: período em que o efluente bruto é alimentado no reator; nesse caso, esse reator está funcionando na condição de reator biológico aerado; (b) duas horas sem aeração: na primeira uma hora sem aeração, tem-se a condição de câmara de decantação; seguido de uma hora de descarte do efluente tratado, através da regulagem da altura do vertedouro de saída de efluente líquido, permitindo o descarte pela superfície. O ciclo total de operação resulta quatro horas. O efluente líquido tratado é descartado no arroio local denominado Wiesenthal (localizado aos fundos da estação). A Figura 2 ilustra o ciclo operacional típico da ETE MN.

A amostragem e exames foram realizados com frequência quinzenal durante o período monitorado, contemplando alterndamente os dois reatores. A coleta do efluente bruto foi realizada diretamente na canaleta de alimentação a montante da calha Parshall. As metodologias analíticas utilizadas estão de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,* de autoria das instituições *American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA)* e *Water Environment Federation (WEF),* (APHA *et al.*, 2017), e Procedimentos Laboratoriais da COMUSA, a saber, Substrato Enzimático ONPG-MUG, referência 9223 SMEWW 23rd Ed. (2017). O Laboratório de Controle de Qualidade (LCQ) da COMUSA apresenta cadastro na Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul (FEPAM – RS), desde o ano de 2008, como Laboratório de Análises Ambientais (Certificado de Cadastro de

Laboratório de Análises Ambientais atualizado e em vigor CCLAAM n.º 00008/2020 – DL), contemplando parâmetros físico-químicos e microbiológicos de interesse para controle de águas subterrâneas, controle de águas superficiais e controle de efluentes líquidos. Possui Certificado de Reconhecimento pela Rede Metrológica do Estado do Rio Grande do Sul, por estar de acordo com os requisitos da norma técnica ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017, para Ensaios Químicos, Ensaios Biológicos e Amostragem, para os parâmetros monitorados nas amostras de efluentes sanitários e corpos hídricos receptores (Certificados n.º 25801, 25802 e 25803 para Ensaios Químicos, Biológicos e Amostragem, respectivamente). Adicionalmente, o LCQ apresenta Licença Ambiental de Operação (LO n.º 082/2020 – DLA atualizada e em vigor), emitida pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Novo Hamburgo (SEMAM-NH).

A ETE MN apresenta Licença Ambiental de Operação n.º 087/2017 – DLA emitida pela SEMAM-NH.

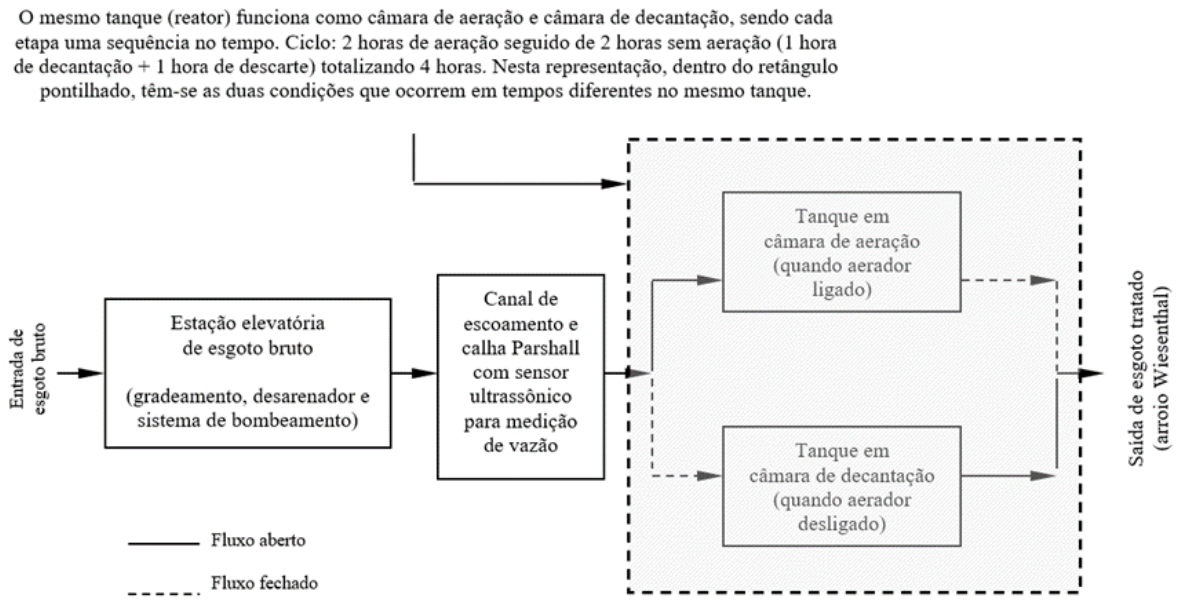


Fig. 2. Ciclo operacional ETE MN. Fonte: autoria própria.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Optou-se por apresentar os resultados sob a forma de gráficos, considerando a média mensal dos ensaios quinzenais para CT e *E. coli*. Nos meses de abril e maio de 2020, devido ao cenário de pandemia COVID-19, efetuou-se coleta apenas no efluente tratado, evitando-se contato com o efluente bruto. O período considerado no presente trabalho inicia em fevereiro de 2020 e finaliza em dezembro de 2021. A Figura 3 ilustra as eficiências de remoção de coliformes na ETE MN.



Fig. 3. Eficiências de remoção de coliformes (CT e *E. coli*) na ETE MN.

Para a faixa de vazão tratada na ETE MN, a Resolução CONSEMA n.º 355/2017 estabelece, em seu artigo 17, inciso II, o valor de 10^6NMP/100mL ou 90% de remoção, para coliformes termotolerantes. No presente caso, esse padrão de descarte de efluente tratado refere-se à *E. coli.* O fator de conversão entre coliformes termotolerantes e *E. coli* é considerado e aceito como sendo unitário pelo órgão ambiental pertinente. Com a estação adequadamente dimensionada e operada, obteve-se remoção acima de 89% para CT e acima de 92% para *E. coli*, o que resultou em média em um esgoto tratado com 1,70E+06NMP/100mL para CT (mínimo 1,13E+05NMP/100mL, máximo 7,33E+06NMP/100mL) e 4,69E+05NMP/100mL para *E. coli* (mínimo 3,9E+04NMP/100mL, máximo 1,02E+06NMP/100mL), sendo que esses valores atenderam a referida legislação.

4. CONCLUSÕES

A tecnologia LA quando adequadamente projetada, operada e monitorada permite a redução de CT e *E. coli* naturalmente, sem exigir unidades adicionais construídas em separado para efetuar a desinfecção por meio de aplicação de produtos químicos ou utilização de lâmpadas de radiação ultravioleta. Para o presente caso, a remoção de coliformes termotolerantes (*E. coli*) atingiu valores superiores a 92% para o período em estudo. Esses resultados evidenciam a robustez da tecnologia denominada LA, fluxo intermitente (batelada), aeração prolongada, a qual consegue atingir bons resultados

técnicos operacionais e de acordo com o estabelecido na licença ambiental de operação da estação e Resolução CONSEMA n.º 355/2017.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à COMUSA – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo (em especial à Equipe Técnica do Laboratório de Controle de Qualidade – LCQ) pela disponibilização dos dados, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd Edition, Washington, DC, 2017.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR ISO/IEC 17025: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

Guimarães, J. R.; Nour, E. A. A. Tratando Nossos Esgotos: Processos que Imitam a Natureza. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola. Edição Especial. Maio. 2001.

Jordão, E. P.; Pessôa, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. Rio de Janeiro. 7ª Edição. 2014.

Nunes, J. A. Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3ª Edição. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade. 2012

Rio Grande do Sul. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução n.º 355, de 13 de julho de 2017, "*Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*."

Von Sperling, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. 1ª Edição. Volume 2. Belo Horizonte. Editora UFMG. 1996.

Von Sperling, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Lodos Ativados. 3ª Edição. Volume 4. Belo Horizonte. Editora UFMG. 2012.

Von Sperling, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 4ª Edição. Volume 1. Belo Horizonte. Editora UFMG. 2014.

191

REUSO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE EQUIPAMENTOS AUTOMATIZADOS DE ANÁLISES CLÍNICAS

André Conte Canton[1]

[1] *Sabin Medicina Diagnóstica, Brasília-DF,andrecantoneng@gmail.com*

RESUMO

A água é um recurso natural de extrema valia para a sociedade atual e para as gerações futuras. É de grande importância que o uso deste recurso seja feito de forma consciente, evitando desperdícios. O reúso de efluentes não domésticos tratados para fins não potáveis, surge como alternativa para uma gestão sustentável de recursos hídricos, além de ser benéfica para a redução de custos referente ao consumo de água, em empreendimentos.

No contexto de laboratórios de análises clínicas, o processo de análise de amostras em equipamentos só é possível com a utlização de água e reagentes. Ao final do processo, são gerados efluentes, que de acordo com legislações locais, precisam ser tratados antes do lançamento na rede coletora da concessionária de água e esgoto.

O caso consistiu na implantação de uma estação de tratamento para os efluentes gerados pelos equipamentos automatizados de um laboratório de análises clínicas, cuja tecnologia adotada permitiu o reúso deste efluente tratado nas descargas sanitárias e na irrigação das áreas verdes do edifício sede, localizado em Brasília- DF.

A tecnologia escolhida foi a de Bioreator de Membrana (MBR), seguida de osmose reversa.

Os resultados demonstraram um efluente tratado com eficiência superior a 90% na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Com o reúso desta água tratada, obteve-se redução de 30% no consumo médio de água do edifício, além da redução média de 35% no indicador de consumo de água/ exame realizado, além da redução média de 31% no custo do consumo de água do empreendimento, no período de estudo.

Palavras-Chave: reúso; efluentes; membrana; bioreator ;osmose.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem finito e sua importância no cotidiano da humanidade é indiscutível. A necessidade de consumo deste bem é essencial para manutenção da vida neste planeta, como também para as atividades econômicas.

Sua escassez pode trazer consequências para todas as populações. A segurança hídrica

é de extrema importância para que se garanta a quantidade e qualidade de água para todos.

O crescimento desordenado dos centros urbanos e o uso indiscriminado deste recurso trazem como consequências crises de abastecimento de água.

Além de políticas públicas, cobrança pelo uso de água, uma alternativa que surge para auxiliar a combater a escassez é o reuso de água.

De acordo com RODRIGUES (2005) o reúso de água surge com atuação em dois aspectos: Instrumento para redução do consumo de água e recurso hídrico complementar.

O reuso de efluentes tratados pode auxiliar na economia de água, em usos para que ele é permitido, tais como uso em descargas sanitárias e/ou irrigação paisagística, por exemplo.

No contexto da atividade de laboratório de análises clínicas, a água é um recurso indispensável para a atividade, sendo necessária, para alimentação dos equipamentos que realizam as análises de exames.

Após o uso nos equipamentos, juntamente com reagentes e soluções de limpeza, é gerado um efluente de características não-domésticas, que necessita ser tratado antes de seu descarte nas redes coletoras, segundo legislações locais.

Este trabalho tem como objetivo demonstrar os resultados da implantação de uma estação de tratamento de efluentes no edifício sede de uma laboratório de análises clínicas, localizado em Brasília, Distrito Federal, no Brasil, que permitiu o reuso desta água tratada nas descargas sanitárias e na irrigação das áreas verdes do empreendimento.

2. DESENVOLVIMENTO

Os equipamentos automatizados utilizados no processo de análise de amostras biológicas geram efluentes com características não-domésticas, que necessitam ser tratados antes do descarte final.

Este trabalho se trata da análise dos resultados da implantação de uma estação de tratamento de efluentes e reuso de água provenientes da área técnica de um laboratório de análises clínicas.

A tecnologia escolhida para o tratamento foi a de Biorreator de Membrana (MBR), que permitiu o reuso desta água tratada nas descargas sanitárias do edifício e na irrigação das áreas verdes do mesmo.

A utilização de membranas tem por objetivo principal a separação de substâncias de diferentes propriedades e características (LAPOLLI, 1998).

De acordo com VIANA (2004), as principais vantagens dos processos de separação por membranas são:

- Alta seletividade: permeado possui características bastante específicas;

- Dispensado, geralmente, o controle de temperatura para promoção de separação de fases;
- Baixo consumo de energia: comparado a processos convencionais de tratamento, o consumo de energia requerido é menor, consequência da menor utilização de equipamentos e volumes das unidades.
- Dentre as principais desvantagens, destacam-se:
- Custo elevado, comparado a sistemas convencionais, principalmente referente à aquisição das membranas. Esses custos estão diminuindo com o passar dos anos;
- Troca periódica dos módulos: Periodicamente, é necessária a substituição dos módulos das membranas, que possuem um custo considerável. No entanto, com avanços tecnológicos, a frequência desta troca está diminuindo.

Entre os processos de separação que utilizam membranas, para tratamento de esgotos, uma tecnologia em específico está sendo amplamente utilizada. São os Biorreatores à Membrana (*Membrane Bioreactor - MBR*).

O Biorreator à Membrana realiza de forma contínua duas funções dissociadas fisicamente: a de tratamento biológico no biorreator e a de separação física na membrana (LAPOLLI, 1998). A função do biorreator é transformar a matéria orgânica em biomassa, enquanto a membrana realiza a separação das fases líquida e sólida.

Quando se acopla o processo de membranas ao tanque de aeração, elimina-se a necessidade do decantador secundário para separação sólido-líquido, como também implanta-se uma fase de tratamento avançado, atuando na remoção de bactérias coliformes e sólidos suspensos (YOON, *et al*., 2004).

O sistema de tratamento implantado no laboratório de análises clínicas objeto de estudo possui o seguinte esquema:

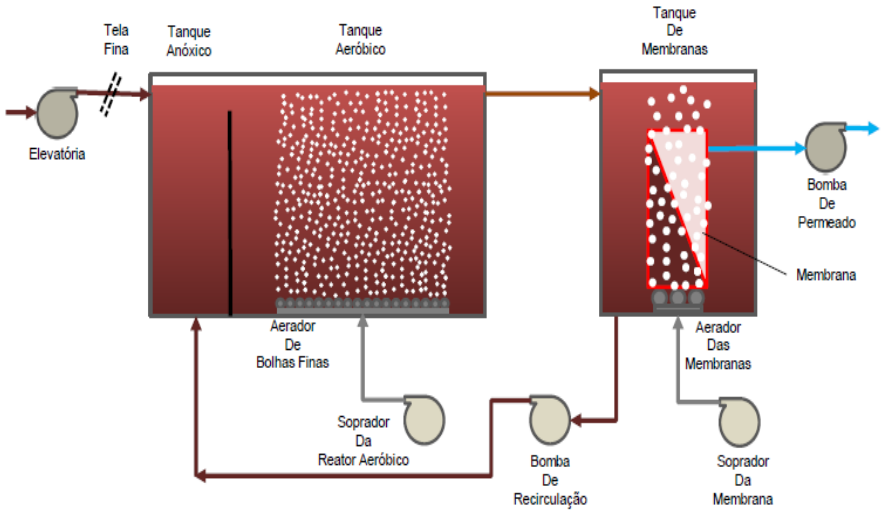


Figura 01 – Desenho esquemático do tratamento adotado. (MARQUES FILHO, 2021).

A capacidade de tratamento do sistema implantado é de 2 m³/h.

3. RESULTADOS

A implantação do sistema de tratamento se deu no final outubro de 2021. O sistema imediatamente inciou o tratamento de todo o efluente gerado na área técnica do edifício sede.

A seguir, listam-se os principais dados referente à operação do sistema, comparados ao mesmo período do ano anterior:

Tabela 01- Consumo de água bruto.

Consumo água (m³) do edifício sede			
Nov/2020	Dez/2020	Jan/2021	Fev/2021
1.309,00	1.576,00	1.247,00	1.167,00
Nov/2021	Dez/2021	Jan/2022	Fev/2022
1.017,00	966,00	764,00	943,00
Redução média de 30%			

Tabela 02- Consumo de água/exame realizados.

Consumo de água/exame realizado (litros/exame)			
Nov/2020	Dez/2020	Jan/2021	Fev/2021
0,47	0,65	0,45	0,44
Nov/2021	Dez/2021	Jan/2022	Fev/2022
0,35	0,40	0,24	0,31
Redução média de 35%			

Tabela 03 – Valor da conta de água do empreendimento.

Valor da conta de água (R$)			
Nov/2020	Dez/2020	Jan/2021	Fev/2021
57.402,53	62.317,78	55.629,14	48,713,31
Nov/2021	Dez/2021	Jan/2022	Fev/2022
43.863,55	40,078.81	33.184,22	36.443,77
Redução média de 31%			

4. CONCLUSÕES

Através dos resultados, pode-se chegar à conclusão que a implantação do sistema de tratamento de efluentes e reúso de água acarretou na redução de consumo de água, além de reduzir o valor da conta paga à concessionária local de água.

A implantação de sistemas de tratamento de efluentes não domésticos, que permitam o

reuso de água, contribui para a utilização sustentável dos recursos hídricos, reservando a disponibilidade de água nobre, para usos que realmente se façam indispensáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MARQUES FILHO, Joaquim. MBR: CURSO PRESENCIAL. Vinhedo, 2021.

LAPOLLI, F. R. Biofiltração e Microfiltração Tangencial para Tratamento de Esgotos. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1998.

RODRIGUES, R.S.As Dimensões Legais e Institucionais de Reúso de Água no Brasil: Proposta de Regulamentação do Reúso no Brasil, 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

VIANA, P.Z. Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos sanitários: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação externa. Tese do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2004.

YOON, T.I.; LEE, H.S.; KIM, C.G. Comparision of pilot scale performances between membrane bioreactor and hybrid convencional wastewater treatment systems. Journal of Membrane Science, n.242, 5-12 p., 2004.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

193

PREVISÃO DE RISCO DE ROTURAS – ABORDAGEM ORIENTADA A DADOS

Vítor SOUSA[1], Ana Paula BARROS[2]

[1] *Águas de Gondomar, Rua 5 de Outubro, 112, 4420-086, Gondomar, vitorsousa@aguasdegondomar.pt*

[2] *Águas de Gondomar, Rua 5 de Outubro, 112, 4420-086, Gondomar, anapaulabarros@aguasdegondomar.pt*

RESUMO

A Gestão Patrimonial de Infraestruturas (GPI) é uma atividade determinante para garantir um bom desempenho e eficiência do sistema de abastecimento de água, devendo a mesma dar particular ênfase à avaliação da infraestrutura suportada no diagnóstico e seleção das alternativas mais adequadas, considerando as vertentes de desempenho-risco-custo. A avaliação dos ativos horizontais e determinação das zonas mais críticas do sistema no contexto da GPI exige uma atividade permanente de recolha e tratamento de dados de múltiplas fontes, o que torna esta avaliação complexa, demorada e suscetível de análise subjetiva. Nesse sentido, pretende-se aplicar uma solução que permita classificar as tubagens na rede de abastecimento de água com um grau de probabilidade de rotura recorrendo a metodologias orientadas a dados, explorando métodos estatísticos e de aprendizagem de máquina para atingir esse objetivo. Para além dos objetivos enunciados que deverão suportar o planeamento de investimento, a definição de zonas críticas com maior probabilidade de ocorrência de roturas permitirá atuar de forma imediata e a curto prazo na redução de perdas de água, através de uma pesquisa ativa de fugas mais incisiva, gestão da rede de distribuição e das pressões de serviço com ajuste diferencial associado ao perfil de consumo e grau de criticidade das tubagens e ainda garantir um nível elevado da qualidade do serviço prestado ao cliente, reduzindo de forma sistemática as interrupções no abastecimento e a sua duração.

Palavras-Chave: gestão de ativos, decisão orientada a dados, previsão de roturas

1. INTRODUÇÃO

A rede de distribuição de água é um dos ativos mais valiosos para as entidades gestoras (EG) sendo a definição de estratégias, ativas e reativas, para manter esses ativos em bom estado de funcionamento pelo máximo período de tempo e com o menor número de interrupções no serviço tem reconhecidas vantagens para a EG e clientes.

A Águas de Gondomar S.A. (AdG) iniciou a implementação da GPI em 2012, desenvolvendo um Plano Estratégico, que compreende uma estratégia e visão a longo prazo, um plano tático, com um horizonte mais curto (5 anos) com os quais se alinham os planos

operacionais de muito curto prazo. Todo o planeamento é monitorizado, atualizado e revisto periodicamente assegurando o suporte à decisão na gestão dos ativos da empresa (Barros A, Sousa V, 2020).

Na análise de condutas, que se exemplifica na Fig.1, encontra-se estabelecida uma Matriz de desempenho-risco-curso que contempla fatores de análise como idade, material, histórico de roturas e o valor do IVI, cuja combinação permite estabelecer um nível de prioridade. Considera-se ainda como um Fator Externo relevante a interferência da intervenção de outras entidades que operam nas vias públicas, em particular o Município, uma vez que as obras de beneficiação de pavimentos limitam intervenções futuras nas infraestruturas operadas pela AdG. São ainda calculados indicadores económicos para cada obra, ponderando com destaque o *payback* para decisão final.

Localização	Matriz Multicritério					Fatores Externos		Investimento
	Fatores Fiscos			Custo				Payback
Id	Idade	Material	Histórico Roturas	IVI	Nível Prioridade	Coord com Outras Entidades	Plano Obras CMG	Anos
24608327	5	1	3	5	Média		Sim	>20
24616999	1	1	1	1	Baixa	Sim		>20
24608817	3	1	1	3	Média Baixa			0,9
24603044	3	1	5	1	Média		Sim	>20
24622279	5	5	5	3	Alta			13,7

Fig. 1. Matriz de desempenho-risco-custo.

O resultado final traduz-se na priorização da intervenção em tubagens, na definição dos planos de substituição das mesmas e na orientação para a pesquisa ativa de fugas, contudo considera-se necessário evoluir numa análise mais objetiva no que respeita à probabilidade de roturas em condutas cujo estudo a seguir se apresenta.

2. ENQUADRAMENTO PREVISÃO DE ROTURAS

Num trabalho desenvolvido por Barton *et al*. (2019) foram identificados diversos fatores que podem estar na origem de roturas em tubagens. Esses fatores são de natureza operacional, ambiental ou intrínseca da própria tubagem e variam em função do material. A idade da tubagem é também identificada como um fator que está relacionado com o surgimento de roturas, contudo é uma relação complexa em que as taxas de ocorrência são mais elevadas nos meses imediatamente após instalação, reduzindo posteriormente durante vários anos e voltando a aumentar com a idade (Barton *et al*., 2019). O histórico de roturas é ainda referido como um fator determinante com efeito de cascata após a primeira rotura. Folkman (2018) identifica que o facto da reparação perturbar o ambiente circundante, através da lavagem e erosão, enfraquece as camadas do solo e potencia o surgimento de novas roturas, por vezes em locais muito próximos da rotura anterior.



Fig. 2. Alguns exemplos de roturas típicas na rede de abastecimento de água (fotos do autor).

A recolha de dados, particularmente das variáveis que mais influenciam o surgimento de roturas, é um fator determinante e a base para se obter bons resultados na previsão, particularmente as enunciadas anteriormente.

Na literatura encontramos diversos trabalhos sobre metodologias aplicada na previsão de roturas, artigos elaborados por Shanshan *et al*. (2015), Al-Zahranri *et al*. (2015) são exemplos de abordagem descritiva, enquanto os trabalhos realizados por Kutyłowska (2018), Winkler *et al*. (2018), Sattar *et al*. (2019), Robles-Velasco *et al*., (2020), Rahbaralam *et al*. (2020), apresentam métodos baseados em modelos preditivos. Os métodos preditivos são cada vez mais utilizados devido à sua rápida implementação e capacidade para extrair informação da interação entre as diferentes variáveis que estão na origem do surgimento de roturas, e foi este um dos principais motivos que levou à escolha deste tipo de modelo para previsão de roturas no âmbito deste trabalho.

3. CASO DE ESTUDO

A AdG é a concessionária dos serviços municipais de abastecimento de água e de saneamento do município de Gondomar para o período de 2001 a 2031. O sistema de abastecimento de água abrange a totalidade do concelho, com uma extensão de rede de 878 km, assegurando o fornecimento a 77.786 clientes e população de 168.027 habitantes.

3.1 Conjunto de Dados

Os dados foram obtidos a partir das diversas fontes de informação existentes na AdG, tendo sido posteriormente tratados e compilados. O resultado final do conjunto de dados compreende todas as variáveis apresentadas na Tabela 1, sendo 2019 o ano base para a seleção das variáveis das tubagens.

3.2 Modelo de Previsão

Foram testados diferentes algoritmos para a construção do modelo de previsão sendo a escolha final, que será aplicada neste trabalho, uma Árvore de Decisão (AD), pela facilidade de interpretação e visualização das variáveis que mais contribuem para o modelo de previsão. Entre as AD, o algoritmo XGBoost é bastante popular, escalável, eficaz e aplicado em vários problemas de classificação, aplicando a técnica de aumento do gradiente (*gradient boosting)* (Chen T, Guestrin C, 2016).

Tabela 1. Variáveis utilizadas para a previsão de roturas.

	Variável	*Descrição*
Físicos	Idade	Idade da tubagem em anos
	Comprimento	Comprimento do troço em m
	Material	Material da secção da tubagem
	Diâmetro	Diâmetro da secção da tubagem em mm
	Ramais	Número de ramais no troço
Hidráulicos	Pressão Média	A pressão média no troço
	Variação de Pressão	A diferença de pressão (diferença período de maior e menor consumo)
Histórico	Roturas	Número de roturas registadas por troço

3.3 Análise dos Resultados

Na análise de resultados é avaliado o desempenho do modelo de previsão, a métrica de avaliação a qual consiste em ordenar as tubagens pelo grau de probabilidade e validar a percentagem de roturas identificadas em função da extensão de rede analisada, conforme se observa na Fig. 3. O modelo é depois comparado com outras medidas de ordenação das tubagens para definição de prioridades de reabilitação, como a idade das tubagens e o histórico de roturas. No caso do modelo desenvolvido, a percentagem de roturas em função da percentagem de rede é mais elevada que as restantes medidas, permitindo assim uma melhor seleção da rede a remodelar ou de outras ações a desenvolver.

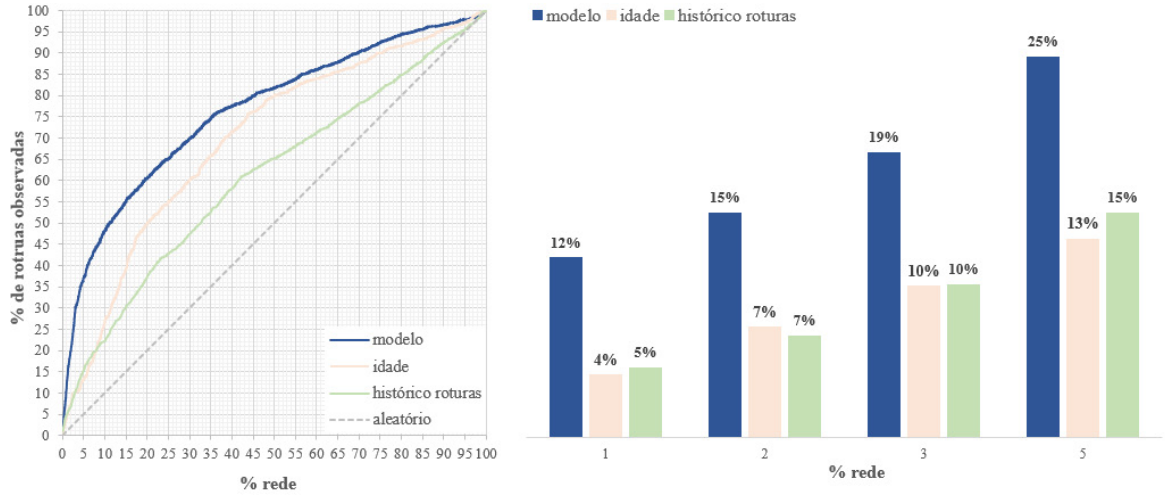


Fig. 3. Curva de validação da previsão (esquerda) e resultados até 5% de extensão de rede (direita).

RESULTADO FINAL

De forma a ilustrar os resultados do modelo, os mesmos foram mapeados em software de informação geográfica, conforme Fig. 4, que irá suportar os seguintes objetivos:

- Remodelação de rede de água, com base na análise de desempenho-risco-custo em zonas mais prioritárias e com necessidade de coordenação com entidades externas;
- Apoio na definição das zonas prioritárias para a pesquisa ativa de fugas;
- Otimização operacional da rede (setorização, gestão de pressões e operações de manutenção).

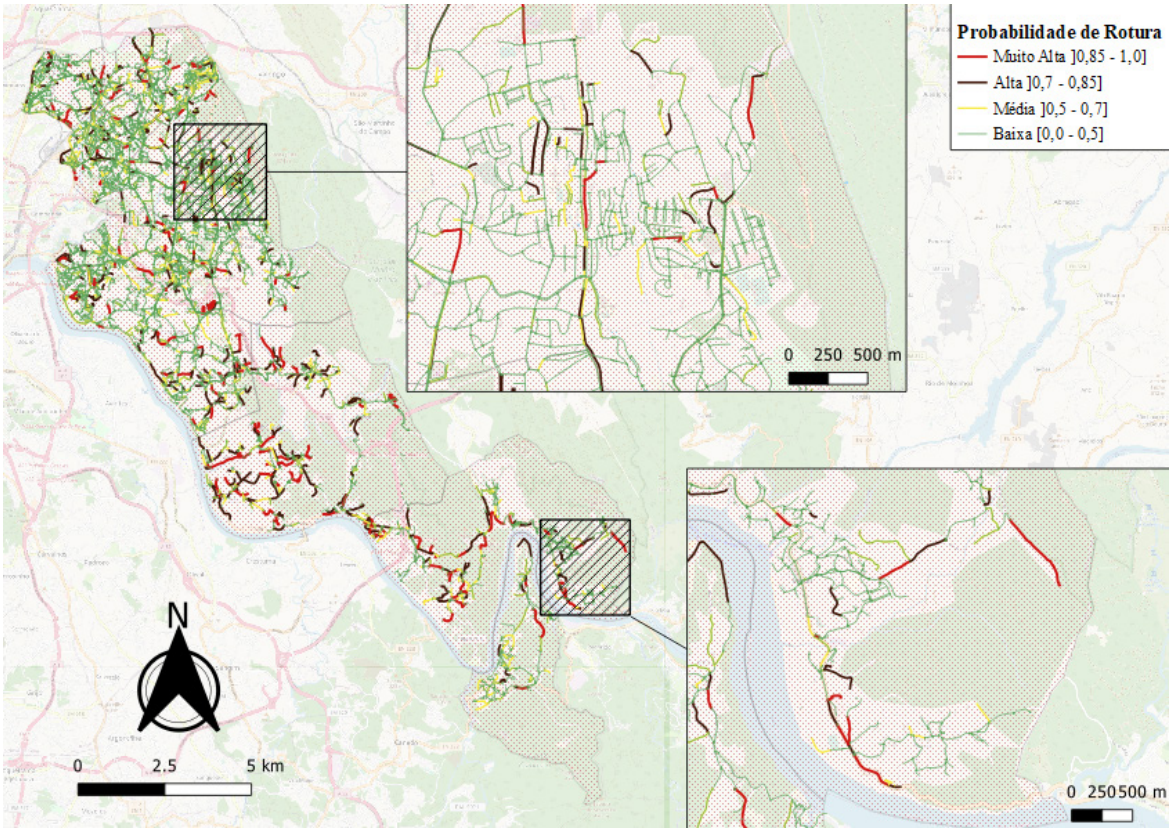


Fig. 4. Representação das Tubagens classificadas em função da probabilidade do risco de rotura.

4. CONCLUSÕES

No presente trabalho foi aplicada uma metodologia para classificar a probabilidade de roturas em tubagens na rede de abastecimento de água. O desempenho do modelo demonstra que o mesmo pode ser uma alternativa aos métodos convencionais de seleção das tubagens a intervencionar, e nesse sentido, o critério Probabilidade de Risco de Rotura foi adicionado na matriz de desempenho-risco-custo que integra a análise GPI dos planos operacionais e táticos.

Localização	Matriz Multicritério						Fatores Externos		Investimento
	Fatores Fiscos				Custo				Payback
Id	Idade	Material	Histórico Roturas	Previsão Risco Roturas	IVI	Nível Prioridade	Coord com Outras Entidades	Plano Obras CMG	Anos
24608327	5	1	3	5	5	Alta		Sim	>20
24616999	1	1	1	1	1	Baixa	Sim		>20
24608817	3	1	1	1	3	Média Baixa			0,9
24603044	3	1	5	1	1	Média Alta		Sim	>20
24622279	5	5	5	5	3	Alta			13,7

Fig. 5. Matriz de desempenho-risco-custo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Al-Zahrani, M & Abo-Monasar, A & Sadiq, R. (2015) Risk-based prioritization of water main failure using fuzzy synthetic evaluation technique. Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua. 65. jws2015051. 10.2166/aqua.2015.051.

Barros A, Sousa V (2020) - Plano tático de gestão patrimonial de infraestruturas 2020-2024, Porto: Águas de Gondomar, S.A, 2020.

Barton N, Farewell T, Hallett S, Acland T (2019) Improving pipe failure predictions: factors affecting pipe failure in drinking water networks, water research, volume 164.

Chen T, Guestrin C (2016) XGBoost: a scalable tree boosting system. In *proceedings of the 22nd acm sigkdd international conference on knowledge discovery and data mining*, pp. 785–794.

Folkman S (2018) Water main break rates in the usa and canada: a comprehensive study. Utah State University.

Kutyłowska M (2018) Forecasting failure rate of water pipes. Water supply,19(1):264–73.

Rahbaralam M, Modesto D, Cardús J, Abdollahi A, Cucchietti F (2020) Predictive analytics for water asset management: machine learning and survival analysis.

Robles-Velasco A, Cortés P, Muñuzuri J, Onieva L (2020) Prediction of pipe failures in water supply networks using logistic regression and support vector classification, reliability engineering & system safety, volume 196.

Sattar, A, Ertuğrul O, Gharabaghi F; Mcbean E, Cao J (2019) Extreme learning machine model for water network management. Neural computing and applications, 31(1):157–69.

Shanshan L, Ronghe Wang, Wenyan Wu, Jilong Sun, Yanlong Jing (2015) Non-hydraulic Factors Analysis of Pipe Burst in Water Distribution Systems. Procedia Engineering, Volume 119, Pages 53-62.

Winkler D, Haltmeier M, Kleidorfer M, Wolfgang Rauch W; Tscheikner-Gratl F (2018) Pipe failure modelling for water distribution networks using boosted decision trees. Structure and infrastructure engineering, 14:10, 1402-1411.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

200

AVALIAÇÃO QUALITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO À SAÚDE HUMANA PARA REÚSO DE ÁGUA NA AGRICULTURA

Ana SANTOS[1], José VIEIRA[2]

[1] *Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rua São Francisco Xavier 524, 5029-F. Maracanã - Rio de Janeiro/ Brasil - Cep: 20550-900, ana.pereira@uerj.eng.br,*

[2] *Universidade do Minho, jvieira@civil.uminho.pt*

RESUMO

Introdução: Apesar das vantagens da reutilização de água na agricultura, uma grande desvantagem está relacionada ao risco associado à saúde humana, em função da presença de organismos patogênicos. Os riscos de contaminação estão relacionados aos diferentes tipos de receptores, ao tipo de cultura e sua respectiva forma de consumo, e aos diferentes métodos/sistemas de irrigação. O objetivo do trabalho foi desenvolver uma metodologia simplificada de avaliação de risco microbiológico, baseada no conceito *fit-for-purpose*, denominada Julgamento de Valor Qualitativo de Risco (JVQR). **Métodos:** As etapas da metodologia foram interrelacionadas, considerando-se o parâmetro "Indicadores de Contaminação Fecal" como principal *perigo* (Etapa 1). Como *receptores* (Etapa 2), foram adotados os trabalhadores e vizinhança (envolvidos com a irrigação por via direta) e os consumidores (envolvidos indiretamente com o consumo da cultura). Os *cenários* (Etapa 3) foram estabelecidos em função das *rotas de exposição* que levam em consideração combinações entre método/sistema de irrigação e tipos de cultura. As culturas foram cosnideradas comestíveis ou não; desenvolvimento rente ou distante do solo; consumo cru (com ou sem casca) ou após cozimento/processamento. A estimativa do *risco* (Etapa 4) foi baseada no JVQR, como sendo elevado, médio ou baixo, para cada cenário. **Resultados:** Não há diferença de risco global (RG) entre as culturas de crescimento rente ou distante do solo, exceto para os casos de irrigação por sistema de gotejamento; o risco para o agricultor é elevado em todos os outros métodos/sistemas de irrigação; o RG é baixo somente em casos de gotejamento, independentemente da forma de consumo da cultura. **Conclusão:** Nesta metodologia, simples, prática e eficaz, o método/sistema de irrigação é mais valorizado para o julgamento do risco, do que a forma de consumo e/ou de crescimento da cultura, facilitando a definição de padrões para reúso de água na agricultra e as tomadas de decisão.

Palavras-Chave: perigo; receptores; tipo de cultura; método/sistema de irrigação; gotejamento.

1. INTRODUÇÃO

Mais recentemente, em função das alterações climáticas, do crescimento populacional e da poluição generalizada dos corpos hídricos em ambientes urbanos, o reúso de água para diversos fins vem sendo adotado em várias regiões do mundo (Angelakis *et al*., 2018; Shoushtarian&Negahban-Azar, 2020; Santos *et al*., 2022). No entanto, outros países, principalmente com características de baixo desenvolvimento econômico, que sofrem com os problemas de escassez hídrica, não apresentam avanços significativos em utilização de fontes de água de origem alternativa. Segundo Angelakis *et al*. (2018) e Santos *et al*. (2022), a falta de um quadro regulatório bem definido e estruturado é um dos principais desafios para a implantação sistematizada do reúso de água.

Apesar das inúmeras vantagens apresentadas pela prática de reutilização de água, uma desvantagem que merece destaque está relacionada ao risco associado à saúde humana (Rebelo *et al*., 2020; Zhiteneva *et al*., 2020), em função de presença elevada de organismos patogênicos. Neste aspecto, a qualidade do efluente é associada a diferentes modalidades de usos, que por sua vez, são associadas a maiores ou menores riscos de contaminação microbiológica.

Em geral, os documentos legais que regulam o reúso de água, determinam padrões para diferentes parâmetros de qualidade de água, entre eles, organismos indicadores de contaminação fecal, com o objetivo de reduzir o risco de contaminação microbiológica aos envolvidos no projeto (Shoushtarian&Negahban-Azar, 2020; Lima *et al*., 2022).

Para a irrigação agrícola com água reciclada, os riscos de contaminação estão relacionados aos diferentes tipos de receptores (trabalhador, consumidor, vizinhança), ao tipo de cultura e a sua respectiva forma de consumo (comestível ou não, consumida crua com ou sem remoção de casca ou após cozimento/processamento) com o tipo de desenvolimento da planta (rente ou distante do solo, com contato direto ou não com a água de irrigação), e aos diferentes métodos/sistemas de irrigação (ISO, 2020; WHO 2006; Rebelo *et al*., 2020).

Os riscos podem ser observados e até mensurados de maneira quase intuitiva. No entanto, sua estimativa envolve procedimentos por vezes complexos, em metodologias que adotam métodos quantitativo, semiquantitativo ou qualitativo (ISO, 2020). De maneira geral, os documentos que regulam o reúso de água na agricultura adotam padrões absolutos, muitas vezes dissociados da realidade específica de cada projeto; alguns demandam a apresentação de estudos de avaliação de risco, baseados em metodologias complexas e subjetivas.

Assim, o presente trabalho tem o objetivo de apresentar uma metodologia simplificada de avaliação de risco microbiológico, baseada no conceito *fit-for-purpose*, especificamente para regiões em desenvolvimento que apresentam inúmeras dificuldades de aplicação de metodologias mais complexas.

2. METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido com base nas metodologias convencionais de avaliação de risco microbiológico, porém de maneira simplificada e com o objetivo de retratar a realidade de cada projeto. Em qualaquer um dos casos, o processo envolve quatro etapas (Rebelo *et al*., 2020; Vieia, 2018): 1) Definição do perigo; 2) definição de receptores e vias de contaminação; 3) Definição de cenários e rotas de exposição; 4) Estimativa do risco.

No presente trablaho, as etapas foram interrelacionadas, onde sugere-se o parâmetro “Indicadores de Contaminação Fecal” como principal perigo (Etapa 1) relacionado ao reúso de água na agricultura. Como receptores (Etapa 2), foram adotados os trabalhadores e vizinhança (potencialmente envolvidos com a prática de irrigação por via direta) e os consumidores (envolvidos com o consumo da cultura, por via indireta). Os cenários (Etapa 3) foram estabelecidos em função das seguintes rotas de exposição: método/ sistma de irrigação x tipos de cultura. As culturas foram consideradas comestíveis ou não; desenvolvimento rente ou distante do solo; consumo preferencialmente cru (com casca ou sem casca) ou após cozimento/processamento. Por fim, a estimativa do risco (Etapa 4) envolveu o Julgamento de Valor Qualitativo de Risco (JVQR), como sendo elevado, médio ou baixo, para cada cenário, tanto para os receptores, individualmente, como coletivo. No caso da estimativa coletiva, adotou-se o Risco Global (RG) para cada cenário, definido a partir do nível mais alto de risco entre os receptores.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta, para irrigação de cultura comestível, o JVQR para cada receptor envolvido e para os diferentes cenários; cada cenário é a combinação entre métodos/ sistemas de irrigação x tipos de culturas.

De maneira geral, observa-se uma considerável variação entre os riscos indicados para os diferentes receptores em cada cenário. No entanto, o RG apresenta menor discrepância entre os cenários.

Para cada cenário, é possível inferir que, conceitualmente, não há diferença de risco entre as culturas de crescimento rente ou distante do solo, exceto para os casos de irrigação por sistema de gotejamento. O risco para o receptor agricultor é elevado em todos os outros métodos/sistemas de irrigação. Lima *et al*. 2022, Lima *et al*, 2021 e Sampaio *et al*., 2021, também indicaram maior risco para o agrilcultor. Assim, este deve ser o foco da definição de critérios para redução do risco. Ainda, o uso de equipamentos de proteção pelo trabalhador, constitue-se como barreira física, reduzindo significativamente o risco (Lima *et al*., 2022).

Ao se considerar o sistema de irrigação por gotejamento, para culturas de crescimento distante do solo, o risco pode ser considerado baixo, independentemente da forma de consumo da cultura; para cultura de crescimento rente ao solo o risco pode ser elevado, médio ou baixo, a depender da forma de consumo.

De maneira análoga à Tabela 1, a Tabela 2 apresenta o JVQR para cada receptor envolvido e para os diferentes cenários, porém para irrigação de cultura não comestível.

Como neste caso a cultura não é comestível, os tipos de cultura envolvem somente o crescimento rente ou distante do solo. Dessa forma, o receptor consumidor foi suprimido do julgamento. Isso reflete, diretamente, em uma variação menor, em se tratando de risco indicado para diferentes receptores em cada cenário.

Para cada método/sistema de irrigação, não há diferença de RG entre crescimento rente ou distante do solo. Ainda, todos os métodos/sistemas de irrigação conduzem ao RG elevado, exceto para os sistemas de gotejamento; neste caso, o RG é baixo. Sampaio *et al*. (2021) também observou risco mais baixo para irrigação de campo de golfe, em casos de uso de irrigação por gotejamento, considerando o método semiquantitativo de avaliação de risco.

Tabela 1. Julgamento de valor qualitativo para cenários (método/sistema de irrigação x tipo de cultura) e receptores (agricultor, vizinhança e consumidor) envolvendo culturas comestíveis.

Método/Sistema de irrigação		Receptor	Crescimento rente ao solo			Crescimento distante do solo		
			Cru		processado	Cru		processado
			c/ casca	s/ casca	Cozido	c/ casca	s/ casca	Cozido
Superficial	Inundação	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Superficial	Sulco	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Medio	Baixo	Elevado	Medio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Subterrâneo	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Consumidor	Médio	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Risco Global	Médio	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
Adsorção	Pivô Central	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Microaspersão	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio	Médio
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Médio	Baixo	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Convencional	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Adsorção	Carretel	Agricultor	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Elevado	Médio	Baixo
		Risco Global	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado	Elevado
Localizado	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Consumidor	Elevado	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
		Risco Global	Elevado	Médio	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo

Tabela 2. Julgamento de valor qualitativo para cenários (método/sistema de irrigação x tipo de cultura) e receptores (agricultor e vizinhança) envolvendo culturas não comestíveis.

Método/Sistema de irrigação		Receptor	Crescimento rente ao solo	Crescimento distante do solo
Superficial	Inundação	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Superficial	Sulco	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Subterrâneo	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo
		Risco Global	Baixo	Baixo
Adsorção	Pivô Central	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Microaspersão	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Médio	Médio
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Convencional	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Adsorção	Carretel	Agricultor	Elevado	Elevado
		Vizinhança	Elevado	Elevado
		Risco Global	Elevado	Elevado
Localizado	Gotejamento	Agricultor	Baixo	Baixo
		Vizinhança	Baixo	Baixo
		Risco Global	Baixo	Baixo

4. CONCLUSÕES

Pelo fato de o receptor agricultor ter sido considerado determinante na definição do RG para a aplicação do reúso de água em cada cenário (método/sistema de irrigação x tipo de cultura), o método/sistema de irrigação é mais valorizado para o julgamento do risco, do que a forma de consumo e/ou de crescimento da cultura, diferentemente das demais metodologias de avaliação de risco. Isso facilita sobremaneira a definição de padrões para reúso de água na agricultra, levando em consideração um estudo simples, prático e eficaz de avaliação de risco.

De maneira geral, a prática de reutilização é mais segura em casos de irrigação por gotejamento, onde o Risco Global indicado é majoritariamento baixo, ou médio. Assim, a irigação com água para reúso deve ser priorizada messas situações, em detrimento aos outros sistemas de irrigação. Em casos onde os cenários de RG elevados apresentem um bom potencial físico para irrigação com água para reúso, devem ser definidos novos elementos para a gestão do risco.

Para culturas comestíveis, quando o método/sistema de irrigação for diferente de gotejamento, o risco é sempre elevado e deve prever padrões mais restritivos, independentemente da forma de consumo e/ou de crescimento da cultura. Nos casos de gotejamento, os padrões podem ser mais flexíveis, considerando RG médio ou baixo. Por outro lado, para as culturas não comestíveis, a forma de consumo e/ou crescimento são desprezáveis e os padrões devem ser menos restritivos para irrigação por gotejamento (RG baixo) e mais retritivos para os demais métodos/sistemas de irrigação (RG elevado).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Angelakis, AN, Asano, T, Bahri, A, Jimenez, BE, Tchobanoglous G (2018) Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. Frontiers Environmental Science. v.6, n. 26.

ISO 16075-1 (2020). Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects - Part 1: The basis of a reuse project for irrigation. International Organization for Standardization, Geneva.

Lima, M, Santos, AS, Rebelo, A, Lima, MM., Vieira, JM (2022) Water reuse in Brazilian rice farming: Application of semiquantitative microbiological risk assessment. Water Cycle, v. 3, p. 56-64.

Lima, M, Santos, AS, Vieira, JM (2021). Irrigação com água de reúso no Brasil: Aplicação do modelo semiquantitativo de avaliação de risco microbiológico para saúde humana. GESTA, v. 9, n.2, p. 71–86.

Rebelo, A, Quadrado, M, Franco, A, Lacasta, N, Machado, P (2020) Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle 1, 41-53.

Sampaio, V, Santos, AS, Lima, MM (2021) Aplicação da metodologia semi-quantitativa de avaliação do risco microbiológico para a reutilização de água num campo de golfe. GEST, v. 9, n.2, p. 86–104.

Santos, AS, Pachawo, V, Melo, M, Vieira, JM (2022) Progress on legal and practical aspects on water reuse with emphasis on drinking water – an overview. Water Supply, 22(3): 3000-3014.

Shoushtarian, F, Negahban-Azar, M (2020) Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. Water 12, 1-58.

Vieira, J M (2018) Água e Saúde Pública. Edições Sílabo, Lisboa.

WHO 2006 Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. World Health Organization, Geneva.

Zhiteneva, V, Hübner, U, Medema, GJ, Drewes, JE (2020) Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: a review. Microbial Risk Analysis. 16, 100-132.

209

PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND FOR URBAN WASTEWATER TREATMENT

Pablo Heleno SEZERINO[1], Bárbara Beatriz Barbosa SILVA[2], Arieleen Reis da SILVA[3], Leandro BASSANI[4], Catiane PELISSARI[5]

[1] *Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) / Unversidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus João Reitor David Ferreira Lima, s/n – Trindade, Florianópolis – SC. CEP: 88040-900, email: pablo.sezerino@ufsc.br*

[2] *Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) / Unversidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus João Reitor David Ferreira Lima, s/n – Trindade, Florianópolis – SC. CEP: 88040-900, email: barbara.beatriz@outlook.com.br*

[3] *Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) / Unversidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus João Reitor David Ferreira Lima, s/n – Trindade, Florianópolis – SC. CEP: 88040-900, email: arieleen18@hotmail.com*

[4] *Unversidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Rodovia SC 484 – Km 02, Fronteira Sul, Chapecó – SC. CEP: 89815-899, email: bassani2609@gmail.com*

[5] *Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC), Rua Paese, 198, Universitário, Videira – SC. CEP: 89566-252, email: catianebti@gmail.com*

RESUMO

Constructed wetlands (CW) are an ecotechnology widely used worldwide. The partially saturated vertical flow CW (SVF) present oxidative and reducing environments inside the same unit. This operational strategy provides greater efficiency in the total nitrogen removal due to nitrification and denitrification process, greater adaptation of the macrophytes and less final effluent volume due to the high evapotranspiration capacity.

This study was conducted in southern Brazil under subtropical climate. The urban wastewater treatment system was composed by a septic tank, responsible for primary treatment, followed by a SVF wetland (Fig. 1).

Palavras-Chave: constructed wetlands; saturated bottom layer; treatment performance.

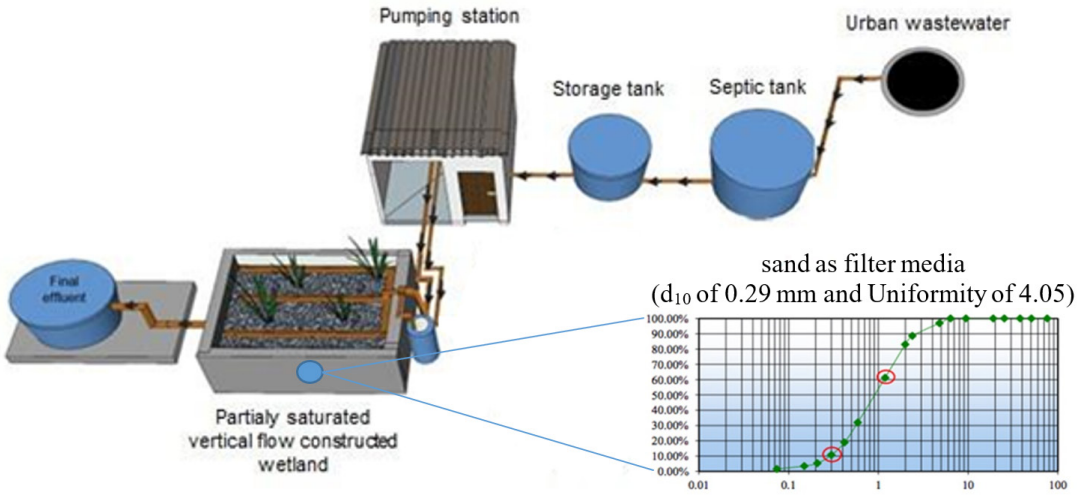


Fig. 1. Diagram of wastewater treatment pilot plant.

The SVF wetland had a 7.5 m² of surface area and was planted with *Thypha domingensis* macrophyte (4 plants per m²). The total depth of the treatment unit was 0.75 cm and the last 0.40 cm (53% of total depth) were kept saturated with the effluent (Fig. 2).



Fig. 2. Photographic picture and cross section profile of partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF wetland).

The SVF wetland was operated with hydraulic regime with cycles of feed and rest periods of 3.5 d. Each feeding day the average flow applied was 560 L d^{-1} (referring to a population equivalent of 4 PE) by means of 3 and 4 pulses throughout the day. The average hydraulic load rate (HLR) applied was of 85 mm d^{-1} and the average organic load rate (OLR) was of 40 g COD m^{-2} d^{-1}.

Based on treatment performance identified over three years of operation (Table 1), the SVF wetland presented higher performance than conventional vertical flow constructed wetland (see Bassani *et al*, 2021) and configure itself as a technological alternative with great potential for promotion of urban wastewater treatment in the context of decentralization.

Table 1 – Average values of concentrations and loads (standard deviation) of wastewater quality parameters at the influent (after septic tank) and effluent of the partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF wetland) for three years evaluation period (number of valid samples = 45).

Parameter	Influent	SVF effluent
pH	7.2 (0.4)	6.1 (0.4)
TSS (mg L^{-1})	**82 (52)**	**1 (2)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	8 (5)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		7 (4)
RE (%)		99
COD (mg L^{-1})	**403 (96)**	**25 (8)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	40 (10)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		38 (9)
RE (%)		94
BOD_5 (mg L^{-1})	**270 (98)**	**25 (7)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	30 (5)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		27 (5)
RE (%)		91
TN (mg L^{-1})	**78 (24)**	**47 (20)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	8 (2)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		3 (1)
RE (%)		44
NH_4^+-N (mg L^{-1})	**66 (15)**	**19 (10)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	6 (2)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		5 (1)
RE (%)		71
PO_4^{3-}-P (mg L^{-1})	**37 (8)**	**7 (2)**
ALR (g m^{-2} d^{-1})	4 (1)	
LRR (g m^{-2} d^{-1})		3 (1)
RE (%)		81

Note: Applied Load Rate (ALR); Load Rate Removal (LRR); Removal Efficiency (RE).

REFERENCIAS

BASSANI, L.; PELISSARI, C.; REIS, A.; SEZERINO, P. H. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 754 (2021) 142400.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

PROPOSTA PARA MELHORAR A EFICIÊNCIA HÍDRICA NUM PAVILHÃO DA INDÚSTRIA AUTOMÓVEL

Flora SILVA[1 5 6], Mariana SCHULZE[2], Mariane KEMPKA[2], Ana Maria ANTÃO-GERALDES[3 5], António ALBUQUERQUE[4 5 6]

[1] *ESTiG - Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal, flora@ipb.pt*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Avenida Professora Laura Pacheco Bastos, 800 - Bairro Industrial, CEP 85053-525 Guarapuava - PR, Brasil, marianaschulze.95@gmail.com, marianekempka@utfpr.edu.br*

[3] *Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal, geraldes@ipb.pt*

[4] *Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001 Covilhã, Portugal, antonio.albuquerque@ubi.pt*

[5] *FibEnTech, Universidade da Beira Interior, Rua Marquês D´Avila e Bolama, 6201-001 Covilhã, Portugal*

[6] *GeoBioTec-UBI, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001 Covilhã, Portugal*

RESUMO

O presente estudo surge pela necessidade de melhorar a gestão do consumo de água num pavilhão industrial localizado em Terras de Trás-os-Montes, Portugal. Para isso, são propostas soluções para redução do consumo de água potável no pavilhão, com área de cobertura de cerca de 4638 m^2, e no qual são produzidos componentes para a indústria automóvel. A solução com maior potencial de redução hídrica é a que propõe o aproveitamento da água da chuva em usos como a lavagem do pavimento do pavilhão e incorporação nas máquinas industriais. Estima-se para esta solução, que um reservatório com capacidade de 60 m^3 permita obter uma poupança de água potável de 62,12%, e consequentemente uma redução dos impactos ambientais da atividade industrial, e uma diminuição do valor da fatural anual de água. Além disso, estão a ser iniciadas pesquisas para avaliar o potencial de utilização de resíduos agroindustriais na remoção de metais pesados encontrados nas águas residuais geradas por máquinas desta indústria.

Palavras-Chave: eficiência hídrica; aproveitamento de águas pluviais; indústria automóvel; metais pesados; resíduos agroindustriais.

1. INTRODUÇÃO

Face às recorrentes secas e escassez de recursos hídricos, a preocupação aumenta em relação às aplicações da água para consumo humano. Urge então implementar medidas para o uso sustentável da água. Tais medidas incluem a promoção da redução do consumo, redução de desperdícios e perdas, reutilização e reciclagem de água, e o uso de fontes alternativas de água (Silva *et al.*, 2021; Rodrigues *et al.*, 2017). A captação de água da chuva é uma das fontes alternativas de água mais promissoras, uma vez que pode ser

facilmente captada e utilizada com ou sem tratamento adequado para fins não potáveis (Matos Silva *et al*., 2015). Na indústria automóvel, a água é usada em muitos processos de fabrico e em todos os pontos do ciclo de vida do veículo (Mueller *et al*, 2015). No entanto, as águas residuais dessa indústria contêm uma variedade de metais pesados e outros compostos orgânicos e inorgânicos (Zini *et al*., 2020), que não podem ser lançados diretamente no meio ambiente (Khazaie *et al*., 2021) através dos convencionais sistemas de drenagem.

Desta forma, o objetivo deste estudo foi o de analisar o potencial de eficiência hídrica num pavilhão da indústria automóvel, tendo em vista a redução do consumo de água potável. Estão ainda a ser realizados ensaios laboratoriais com vista à remoção de metais pesados (e.g. Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) encontrados nas águas residuais geradas por algumas máquinas industriais, utilizando cascas de amêndoa, noz e castanha, que são resíduos agroindustriais muito abundantes na região transmontana, uma vez que estas culturas têm um peso muito elevado na atividade agrícola da região.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Consumo de água no pavilhão

O pavilhão localiza-se na Zona Industrial de Mós, Bragança, com atividade iniciada no ano de 2015, contando com 65 trabalhadores (Schulze, 2020). A cobertura do edifício é em chapa metálica, com uma **área** de cerca de 4638 m^2. A partir da análise das faturas de água dos anos de 2018 e 2019 e de um questionário aplicado aos funcionários do pavilhão, estima-se que o consumo médio anual de água seja de cerca de 1.704 m^3, distribuído como mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Estimativa da distribuição do consumo de água no pavilhão.

Dispositivo	Consumo		%
	(m^3/ano)	(m^3/mês)	
Autoclismos de bacias de retrete	262,08	21,84	15
Fluxómetros de mictórios	33,84	2,82	2
Torneiras de lavatório	104,00	8,67	6
Torneira de cozinha	115,20	9,60	7
Chuveiros	76,80	6,40	5
Outros usos	1.112,08	92,67	65
Total	1.704,00	142,00	100

Neste sentido, para redução do consumo de água potável no pavilhão, é proposta a solução de aproveitamento de águas pluviais, com quatro cenários. O cenário 1, refere-se à substituição da água da rede pública de abastecimento por águas pluviais, na recarga de autoclismos. O cenário 2, envolve o cenário 1 e acrescenta a recarga de fluxómetros de mictórios, também com águas pluviais. O cenário 3, para além de incluir as medidas do cenário 2, estende-se à utilização das águas pluviais em “outros usos”, ou seja, na

lavagem do pavimento do pavilhão e nas máquinas industriais. No cenário 4, propõe-se o aproveitamento de águas pluviais nos "outros usos". A fim de comparação, o volume do reservatório para armazenamento de águas pluviais foi dimensionado seguindo a Norma Brasileira NBR 15527 (ABNT NBR 15527:2007, 2019), a qual apresenta no seu anexo seis métodos: Rippl, Simulação, Azevedo Neto, Prático Alemão, Prático Inglês e Prático Australiano, e seguindo as disposições técnicas da Especificação Técnica ANQIP ETA 0701 (ANQIP ETA 0701:2015) e o mapa auxiliar de dimensionamento do sistema (Silva-Afonso & Pimentel-Rodrigues, 2017). Assim, de acordo com a ETA 0701 o volume de água da chuva a aproveitar num determinado período foi determinado pela Eq. 1:

$$V_a = C \cdot P \cdot A \cdot n_f \qquad \text{[Eq. 1]}$$

onde: V_a é o volume anual de água da chuva aproveitável (litros); C é o coeficiente de escoamento (relação entre o volume captado e o volume total de precipitação num determinado período de tempo, tendo em atenção as retenções, absorções e desvios das primeiras águas) (para coberturas impermeáveis correntes, pode usar-se o valor de 0,8); P é a altura de precipitação acumulada no período considerado (mm); A é a área de captação (m^2); n_f é a eficiência hidráulica da filtragem (pode usar-se o valor de 0,9). A precipitação média mensal em Bragança para o período 2010-2019 foi obtida recorrendo ao Instituto Português do Mar e Atmosfera (IPMA, s.d.). De referir que para o cálculo da redução do valor da fatura anual de água consultou-se o tarifário em vigor no concelho de Bragança (CMB, 2018). A determinação da concentração de metais pesados presentes na água residual foi determinada por espectroscopia de absorção atómica, de acordo com a norma ISO 15586:2003.

2.2 Aproveitamento de águas pluviais no pavilhão

Foram analisados os vários cenários propostos, apresentando-se os resultados obtidos para o cenário 4 (aproveitamento de águas pluviais na lavagem do pavimento do pavilhão e nas máquinas industriais). Neste cenário, estima-se um consumo anual e mensal de água de 1.112,08 m^3 e 92,67 m^3, respetivamente. Para os métodos de dimensionamento propostos na NBR 15527, os resultados obtidos para o volume do reservatório foram: RIPPL (105 m^3), Simulação (90 m^3), Azevedo Neto (65 m^3), Prático Alemão (67 m^3), Prático Inglês (16 m^3) e Prático Australiano (90 m^3). Para o dimensionamento simplificado presente na ETA 0701 obteve-se o valor de 100 m^3 e utilizando o mapa auxiliar de dimensionamento (Tabela 2) adotou-se o volume de 60 m^3.

É possível verificar que há divergências entre os volumes calculados pelos diferentes métodos, de forma que a escolha do volume do reservatório pode ser feita com base em aspetos económicos e disponibilidade espacial para suportar o sistema de aproveitamento de águas pluviais. Um reservatório de 60 m^3 seria uma escolha adequada tendo em consideração a análise feita através de todos os métodos, e estimando-se que garanta um aproveitamento de água pluvial total de 1.058,58 m^3 (95,19%), sendo necessária a

utilização de água da rede pública de abastecimento apenas no mês de agosto. A área de captação do pavilhão também se mostra suficiente para suprir as necessidades. Considerando o consumo anual de água dos "outros usos" de 1.112,08 m^3, depois de aplicadas as medidas espera-se uma poupança de água potável de 62,12% (redução na fatura anual de água de 3.674,42 € em relação ao valor anual inicial de 5.810,76 €). Uma análise da viabilidade técnico-económica seria um trabalho futuro importante a considerar para a determinação do tempo de retorno do investimento da solução proposta para uma possível implementação no local, tal como realizado em estudos que envolvem redução de consumos de água em edifícios (Silva *et al*., 2021; Abrantes *et al*., 2018).

De referir ainda, que a categoria "outros usos", nomeadamente algumas máquinas industriais, gera uma grande quantidade de poluentes, entre os quais se destacam os metais pesados (0,60 mg L^{-1} de Cu, 0,45 mg L^{-1} de Cr, 1.39 mg L^{-1} de Ni, 0.21 mg L^{-1} de Pb e 3,30 mg L^{-1} de Zn). Como esperado, a maioria das concentrações estão acima do limite recomendado (Dec.-Lei n 236/98 de 1 de agosto). A equipa está a realizar pesquisas para avaliar o uso de resíduos agroindustriais (cascas de amêndoa, noz e castanha) para remoção de metais pesados das águas residuais geradas e possível tratamento no próprio local. Segundo Madeła & Skuza (2021), a biossorção parece ser uma potencial alternativa às tecnologias convencionais para remoção ou recuperação de metais pesados de água ou efluentes.

Tabela 2. Dimensionamento do volume do reservatório.

Mês	Precipitação média mensal (mm)	Consumo mensal (m^3)	Volume aproveitável de chuva (m^3)	Disponibilida de Consumo (m^3)	Volume adotado para o reservatório (m^3)	Volume de água no fim do mês (m^3)	Suprimento (m^3)
outubro	93,33	92,67	311,66	218,99	60,00	60,00	0,00
novembro	102,23	92,67	341,38	248,71		60,00	0,00
dezembro	104,11	92,67	347,66	254,99		60,00	0,00
janeiro	101,10	92,67	337,61	244,94		60,00	0,00
fevereiro	91,45	92,67	305,38	212,71		60,00	0,00
março	77,95	92,67	260,30	167,63		60,00	0,00
abril	81,24	92,67	271,29	178,62		60,00	0,00
maio	51,72	92,67	172,71	80,04		60,00	0,00
junho	37,52	92,67	125,29	32,62		60,00	0,00
julho	10,17	92,67	33,96	-58,71		1,29	0,00
agosto	11,34	92,67	37,88	-54,79		0,00	53,50
setembro	36,10	92,67	120,55	27,88		27,88	0,00
Total	798,26	1.112,08	2.668,69				53,50

3. CONCLUSÕES

Este estudo demonstra que o uso da água da chuva deve ser promovido. As medidas propostas, se implementadas, poderão permitir a redução do consumo de água potável nesta indústria e consequentemente dos impactos ambientais da atividade industrial. Também contribuem para minimizar os picos de cheias em períodos de precipitação e os riscos de escassez de água na região.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi financiado com recurso a fundos nacionais FCT/MCTES ao CIMO (UIDB/00690/2020), ao FibEnTech (UIDB/00195/2020) e ao GeoBioTech-UBI (UIDB/04035/2020).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 15527 (2007) Água de chuva - Aproveitamento de coberturas para fins não potáveis - Requisitos.

ABNT NBR 15527 (2019) Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis - Requisitos.

Abrantes S, Silva F, Albuquerque A (2018) Recycling of rainwater in a social and cultural center. Proceedings, 2 (20), 1276, https://doi.org/10.3390/proceedings2201276

ANQIP ETA 0701 (2015) Sistemas de aproveitamento de águas pluviais em edifícios (SAAP). Versão 9.

CMB (2018) Tarifário de abastecimento de água: Município de Bragança (Edital n.º 63/2018). Disponível em: <https://www.apfn.com.pt/estudoagua/2018/ficha59.pdf> Acesso em 6 de abril de 2022.

Dec.-Lei n 236/98 de 1 de agosto. Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.

IPMA. Disponível em: <https://www.ipma.pt/pt/publicacoes/boletins.jsp?cmbDep=cli&cmbTema=pcl&idDep=cli&idTema=pcl&curAno=-1 > Acesso em 6 de abril de 2022.

ISO 15586 (2003) Water quality. Determination of trace elements using atomic absorption spectrometry with graphite furnace. International Organization for Standardization, Technical Specification, Suíça.

Khazaie F, Shokrollahzadeh S, Bide Y, Sheshmani S, Shahvelayati A S (2021) High-Flux sodium alginate sulfate draw solution for water recovery from saline waters and wastewaters via forward osmosis. Chemical Engineering Journal, 417, 129250, https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129250

Madeła M, Skuza M (2021) Towards a circular economy: Analysis of the use of biowaste as biosorbent for the removal of heavy metals. Energies, 14(17), 5427, https://doi.org/10.3390/en14175427

Matos Silva C, Sousa V, Carvalho N V (2015) Evaluation of rainwater harvesting in Portugal: Application to single-family residences. Resources, Conservation and Recycling 94, 21-34, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.004

Mueller S A, Carlile A, Bras B, Niemann T A, Rokosz S M, McKenzie H L, Kim C J, Wallington T J (2015) Requirements for water assessment tools: An automotive industry perspective. Water Resources and Industry, 9, 30-44, https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.12.001

Rodrigues F, Silva-Afonso A, Pinto A, Macedo J, Santos A S, Pimentel-Rodrigues C (2017) Increasing water and energy efficiency in university buildings: a case study. Environmental Science and Pollution Research, 27, 4571-4581, https://doi.org/10.1007/s11356-019-04990-w

Schulze M (2020) Avaliação do potencial de eficiência hídrica num pavilhão industrial: Soluções de dimensionamento de reservatório para aproveitamento de águas pluviais (Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança). Disponível em: http://hdl.handle.net/10198/22532

Silva F, Antão-Geraldes A M, Zavattieri C, Afonso M J, Freire F, Albuquerque A (2021) Improving Water Efficiency in a Municipal Indoor Swimming-Pool Complex: A Case Study. Applied Sciences, 11 (22), 10530, https://doi.org/10.3390/app112210530

Silva-Afonso A, Pimentel-Rodrigues C (2017) Manual de eficiência hídrica em edifícios. ANQIP: Aveiro.

Zini L P, Longhi M, Jonko E, Giovanela M (2020) Treatment of automotive industry wastewater by electrocoagulation using commercial aluminum electrodes. Process Safety and Environmental Protection, 142, 272-284, https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.06.029

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

APOIO À DECISÃO NO COMBATE ÀS PERDAS DE ÁGUA EM REDES DE DISTRIBUIÇÃO. COMO ARTICULAR A GESTÃO OPERACIONAL, A AQUISIÇÃO DE DADOS E A IA ATRAVÉS DA PLATAFORMA NAVIA

Nélson SILVA[1], Sérgio TATO[2], Artur SILVA[3], Joel LEITÃO[4], Sónia NOGUEIRA[5], Jorge TAVARES[6]

[1] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, nelsonsilva@naviasolutions.com

[2] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, sergiotato@naviasolutions.com

[3] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, artursilva@naviasolutions.com

[4] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, joelleitao@naviasolutions.com

[5] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, sonia.nogueira@naviasolutions.com

[6] A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, jtavares@naviasolutions.com

RESUMO

A água desempenha um papel vital e insubstituível em todo o equilíbrio ecológico, sendo um suporte essencial dos ecossistemas e um recurso natural imprescindível à manutenção da vida. Uma das formas de contribuir para a eficiência do seu aproveitamento passa por reduzir as perdas de água nas infraestruturas de distribuição. Este tema está bastante estudado por vários operadores e pela própria entidade reguladora, não sendo esse o foco desta comunicação nem o core business da A2O/NAVIA. O NAVIA é uma plataforma tecnológica transversal a todas as áreas operacionais de entidades gestoras de infraestruturas do ciclo urbano da água, dotando-as de ferramentas que implementem um modelo de gestão em tempo real, constituindo-se como um potente instrumento de apoio à decisão. A presente comunicação tem em vista apresentar uma metodologia, baseada na utilização do NAVIA, que permite antecipar situações de perdas, sustentando as tomadas de decisão, melhorando o tempo de resposta, conseguindo minimizar/avaliar determinados indicadores/valores, relacionando a componente operacional com a inteligência artificial. Apresentam-se algumas das funcionalidades especificas da plataforma com vista ao controlo e mitigação de perdas:

- Estrutura de ZMC´s - Autonomia para gerir e criar pontos de medição dentro das zonas de medição e controlo;
- Dashboards de caudais - Visualização em tempo real de caudais dos pontos estratégicos da rede;
- Dashboard ZMC´s - Monitorização de ZMC e deteção automática de eventos relacionados com perdas;
- Gestão da operação de redes;

- Análise integrada - estudo dos caudais, pressões, níveis, análise do histórico (IA), verificação dos mínimos diários, períodos homólogos e consumos diários;
- Dashboard de pesquisa ativa de fugas – KPI: Nº anomalias, extensão pesquisada, % rede pesquisada;
- Indicadores de eficiência e desempenho.

Palavras-Chave: Perdas de água; Plataforma tecnológica; Software de apoio à decisão; Inteligência artificial

1. ENQUADRAMENTO

Em Portugal continental, conclui-se que apenas 71,2% da água captada, tratada, transportada, armazenada e distribuída, chega a ser faturada aos utilizadores (RASARP, 2020). Ou seja, em termos médios existem quase 30% de água que não é faturada, mais concretamente 237 206 276 m3/ano que não tem qualquer tipo de retorno financeiro. A questão financeira, aliada à escassez do recurso torna cada vez mais fulcral a tomada de medidas que possam de forma eficiente reduzir esta problemática.

Para além disso, existem algumas entidades gestoras (EG) que não comunicam os seus resultados a entidade reguladora, e é também nesta conjugação de fatores que o NAVIA tem um papel preponderante. Atendendo a que o processamento da gestão operacional e da agregação de dados de uma empresa é realizado em tempo real, as funcionalidades disponibilizadas apresentam uma imagem integrada e fiável da realidade da empresa a cada momento. A plataforma NAVIA está a ser utilizada por várias EG, desde 2002, na digitalização integral da gestão de infraestruturas e sistemas do ciclo urbano da água, possuindo vários módulos que centralizam a informação necessária num só software. Com efeito, para as inúmeras entidades que a adotaram, a mobilidade, a digitalização e a automatização de processos, a agregação de dados e o apoio à decisão, há muito que fazem parte das suas rotinas diárias. Aliando o core do NAVIA com o módulo perdas, permite que as EG centralizem a informação operacional, telemetria, SIG e os próprios indicadores de desempenho numa só plataforma.

Como em qualquer software ou plataforma digital, existem fatores críticos para a obtenção de melhores resultados. Para o módulo de perdas os fatores a ter em conta são: ZMCs definidas e estabelecidas, medidores de caudal, pressão e nível instalados e levantamento cadastral atualizado. São estes fatores, que vão permitir a EG, obter dados de forma mais fidedigna, e monitorizar de forma mais eficiente o seu sistema de abastecimento.

Nesta comunicação serão analisados casos concretos que irão documentar como a disponibilização de uma única plataforma, é uma ajuda poderosa à efetiva mitigação de perdas de água, conjugando a aquisição automática de dados, o seu tratamento, o despoletar automático de eventos “indicadores de perdas”, a sua validação no terreno e a consequente intervenção corretiva.

2. A METODOLOGIA

É do conhecimento geral que é impossível manter e atingir um sistema de abastecimento de água totalmente estanque, e mesmo se a EG estiver próxima do nível económico de perdas vai ser sempre necessário manter os trabalhos de forma a não deixar derrapar o controlo do seu sistema.

Relativamente às perdas reais, a maior problemática são as fugas de água, que podem ocorrer em várias infraestruturas da EG, tais como, ramais, condutas e reservatórios. Parte importante da redução de perdas reais passa por diminuir a duração das fugas através de uma monitorização que reduza substancialmente o tempo de resposta na sua deteção, melhorar a qualidade das reparações e gerir de forma eficiente as pressões do sistema de abastecimento.

A abordagem prática e baseada em conhecimento operacional do NAVIA, aliada às suas funcionalidades do módulo de perdas (monitorização de ZMC, deteção de fugas, tempos de resposta e todo o tipo de indicadores) que disponibilizam, numa única plataforma, todas as ferramentas que a EG necessita para a efetiva mitigação de perdas.

Apresentam-se alguns ecrãs de interfaces disponibilizadas pela plataforma:

2.1 Estrutura de ZMC's

Esta interface é o motor de todo o módulo de perdas e é nela que agregamos toda a informação que queremos ver refletida nas restantes interfaces. As ZMC´s/SubZMC´s que pertencem ao sistema de abastecimento de água da Entidade Gestora podem ser importadas diretamente de SIG ou criadas de forma manual.

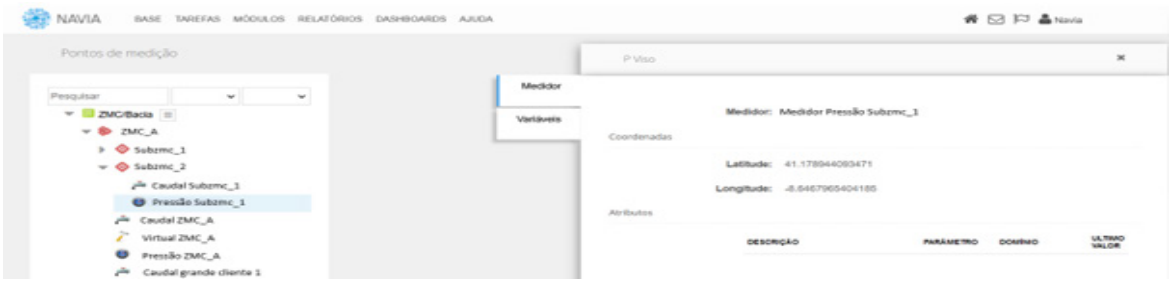


Fig. 1. Parametrização de pontos de medição

2.2 Dashboards de caudais

Esta interface é alimentada automaticamente pela interface de parametrização de perdas, podendo ser definidos diferentes "Grupos de Caudal". Por exemplo, podem ser agregados todos os medidores associados aos grandes clientes num separador próprio, permitindo desta forma uma leitura mais fácil dos pontos de medição em análise.



Fig. 2 e 3. Acesso a interface Dashboards » Caudais e Dashboards » Caudais - Detalhes

Entrando nos detalhes de cada gráfico, é possível analisar individualmente mais informação, como mínimos diários ou picos noturnos.

2.3 Dashboards de ZMC

Esta interface permite localizar geograficamente os medidores instalados no sistema da EG e é de extrema utilidade, uma vez que para além da localização geográfica dos medidores, permite analisar os vários estados dos medidores do sistema. Atualmente, este Dashboard apresenta 4 estados que podem estar associados aos medidores: Funcional, Alarme, Alarme justificado e Sem Ligação. Todos estes estão diretamente relacionados com a transmissão de dados e com os alarmes (máximos e mínimos) que podem ser parametrizados.



Fig. 4. Dashboards » ZMC – Vista Geral

2.4 Gestão da operação de redes

O processo de redução de perdas, independentemente da metodologia escolhida, envolve obrigatoriamente uma grande carga de trabalho operacional. Mesmo após a formação das ZMC, durante a monitorização do sistema há a necessidade de intervir de forma a

melhorar ou manter o nível de desempenho/eficiência desejado.

Todas as atividades são definidas e preparadas na plataforma, bem como todos os registos que lhe estão associados. A aplicação implementa um workflow que permite controlar todos os passos do processo operacional: quem planeou, quem executou (quando e onde), quem avaliou, etc. O planeamento do trabalho é realizado pelas chefias através de funcionalidades que agilizam e automatizam este processo. Cada operador no seu turno tem acesso a toda a informação das tarefas a realizar – medição de pressões, deteção de fugas, reparação de roturas, recolha de amostras, etc.

O operador recebe a listagem dos trabalhos e efetua o seu registo no terreno, incluindo a inserção de fotografias, a consulta de dados do local (inclusivamente o cadastro) e a captura das coordenadas GPS do local das atividades.

É com base nestes registos que é possível apurar alguns indicadores requeridos pela ERSAR, como por exemplo “AA09 – Reabilitação de condutas (%/ano) “, “AA10 – Ocorrência de avarias em condutas [n.º/(100 km.ano)” e “Condutas reabilitadas nos últimos cinco anos (km)”.

2.5 Análise integrada

Disponibiliza um maior número de ferramentas para uma análise mais técnica dos pontos de medição associadas a cada uma das ZMC/Sub-ZMC. Esta tem a particularidade de permitir ao utilizador criar uma consulta livre. Ou seja, para além das consultas geradas automaticamente pela associação à arvore de ZMC, a interface permite criar e juntar na mesma consulta pontos de medição de diferentes zonas, permitindo relacionar, por exemplo, níveis de reservatórios de diferentes ZMC.

A interface oferece ferramentas de consulta das variáveis caudal, pressão e nível, permitindo a análise do histórico, os mínimos diários, períodos homólogos e consumos diários, e ter a opção para comparar os caudais mínimos de referência para cada período parametrizado pelo utilizador. Para além disso, exibe uma série de indicadores operacionais que possibilitam por parte do utilizador uma melhor compreensão dos dados a analisar.



Fig. 5. Análise Integrada – Vista geral

Além dos indicadores operacionais referidos, é possível ao utilizador: adicionar anotações ao gráfico, justificando p. ex.: o aumento do caudal mínimo noturno; criar trabalhos associados aos valores de caudal apresentados e que estejam associados à reparação/ deteção de roturas; parametrizar alarmes específicos por ZMC, definindo uma percentagem aceitável do desvio dos valores.

2.6 Dashboard de pesquisa ativa de fugas

Permite a visualização geográfica de roturas detetadas na rede de abastecimento de água, de condutas sondadas e kms percorridos por pesquisador. Fornece uma série de indicadores relacionados com o trabalho de pesquisa ativa de fugas: nº total de anomalias, extensão de rede pesquisada, extensão de rede total e % de rede pesquisada.

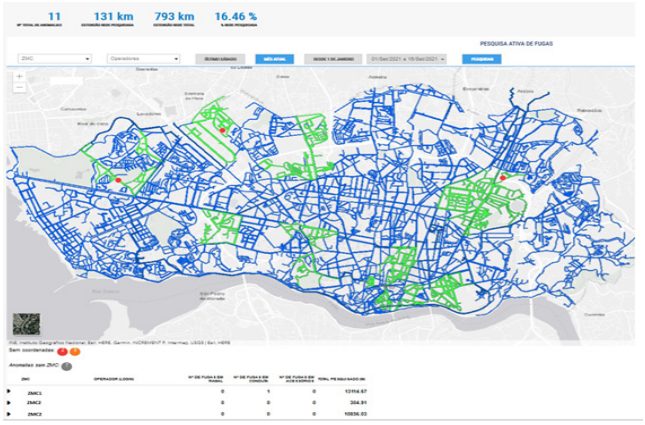


Fig. 6. Dashboard de pesquisa ativa de fugas

2.7 Dashboard de água não faturada

Vocacionado para o gestor de topo, apresenta dados macro do sistema de abastecimento. Este conhecimento do sistema é disponibilizado através de um conjunto de indicadores, de um gráfico com os valores de água entrada no sistema, água faturada e água não faturada e outro com um ranking das 5 melhores e piores ZMCs. Os indicadores disponibilizados nesta interface, são os indicadores reportados à ERSAR e disponibilizados no SIIPA.

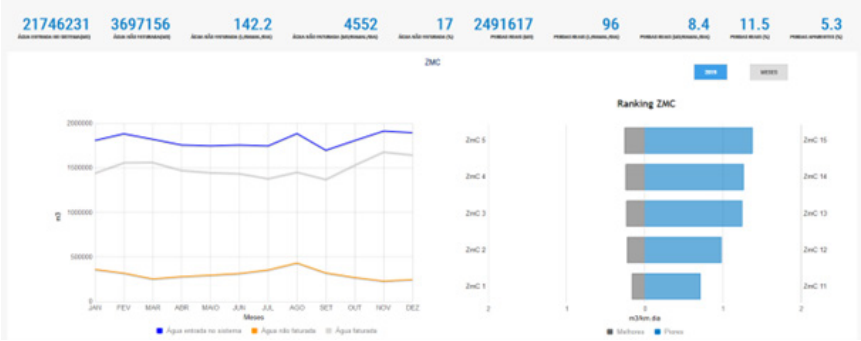


Fig. 7. Dashboard de Água Não Faturada

CONCLUSÃO

Esta ferramenta já se encontra implementada em várias entidades gestoras sendo neste momento comprovada a grande importância no processo de redução de perdas. De forma a descrever o impacto do módulo de perdas, na Águas e Energia do Porto, o Eng.º Flávio Oliveira, coordenador da unidade orgânica de Abastecimento de Água, afirma o seguinte: "A empresa tem incrementado a sua aposta estratégica na sensorização da rede de abastecimento de água, e o grande aumento que tem havido aliado a uma multiplicação de dados, equipamentos e modelos tecnológicos necessitou de uma aglomeração, tratamento técnico inteligente e uniformização da visualização numa só plataforma de gestão – o Módulo de Perdas desenvolvido pela NAVIA para a plataforma H2Porto. Acima de tudo, este módulo permite uma análise integrada e global de cada ZMC, dos volumes, pressões, níveis, etc., independentemente da tipologia, do modelo, da marca e do número de sensores existentes no terreno, aglomerando tudo num só gráfico interativo. Este módulo permite ainda a disponibilização de variada informação associada, de alarmística programada, a análise de tendências, confirmações de anomalias e valores díspares. Estas são as grandes vantagens. As equipas de CAP (Controlo Ativo de Perdas) são constituídas por técnicos e operadores especializados, que dependem da análise ágil deste módulo. Diariamente, de uma forma online, os dados são organizados, disponibilizados e interpretados pelos técnicos que, por sua vez, passam a informação às equipas no terreno para que a máquina do CAP seja célere e eficaz. Os "dados" dos sensores na rede por si só não representam resultados. Os resultados são, sim, o proveito do trabalho conjunto de interpretação dos dados e da atuação no terreno. Dados triados, organizados, aglomerados e disponibilizados num módulo interativo e afável são o ingrediente essencial para o trabalho diário dos especialistas de controlo de perdas de água."

Comprova-se com este depoimento a importância da "digitalização" na mitigação das perdas. Salienta-se a redução de tempo de resposta a eventos, assim como as ferramentas de analise que o software disponibiliza, permitindo de modo célere e ágil a resposta a qualquer tipo de anomalia do sistema de abastecimento de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APDA (2021), As perdas de água em Portugal. https://www.apda.pt/pt/noticia/3283/versao-atualizada-do-siipa-ja-disponivel/, acedido a 20 de setembro de 2021.

ERSAR. (2020). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal 2020 (RASARP)

Martins, J. P. (2014). Management of Change in Water Companies. In Search of Sustainability and Excellence. Londres: IWA Publishing.

Oliveira, F. (2013). Redução de Perdas Reais em Sistemas de Abastecimento de Água. Otimização das pressões numa grande rede de distribuição de água - aplicação ao caso do Porto. Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Sardinha, J., Serranito, F., Donnelly, A., V., M., P, S., Dias, N., Rocha, V. (2015). Controlo Ativo de Perdas de Água. Lisboa: EPAL Technical Editional

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

DIGITALIZAÇÃO DOS PROCESSOS DE INVENTARIAÇÃO E INSPEÇÃO DE ATIVOS DO CICLO URBANO DA ÁGUA

Gonçalo Nuno MENDES[1], José GASCÃO[2], Miguel ROLDÃO[3], Sara ANTUNES[4]

[1] AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra, 3, 1700-421 Lisboa, goncalo.mendes@adp.pt

[2] 1. AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra, 3, 1700-421 Lisboa, j.nunes@adp.pt

[3] 1. AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra, 3, 1700-421 Lisboa, m.roldao@adp.pt

[4] 1. AdP VALOR, Rua Visconde de Seabra, 3, 1700-421 Lisboa, s.antunes@adp.pt

RESUMO

No pressuposto de que o *Inventário Operacional* pode e deverá configurar o referencial preferencial para a gestão dos dados produzidos em torno de um *Parque Operacional*, contribuindo de forma direta na versatilidade e grau de pormenor da informação produzida e, consequentemente, da qualidade dos output's gerados e da robustez das decisões sobre eles tomadas, a AdP VALOR desenvolveu uma ferramenta aplicacional que visa a criação e gestão desta base fundamental dentro de pressupostos normalizados e previamente definidos, devidamente calibrada para uma Gestão de Ativos adequada das infraestruturas abrangidas pelo ciclo urbano da água.

Palavras-Chave: ASSET.ID; Inventário; Inspeções; Ativo; Digitalização

1. INTRODUÇÃO

Numa época em que o esforço da *Digitalização* atinge patamares nunca antes observados e em que se tornou tecnicamente viável a recolha de um muito vasto universo de dados, a parametrização adequada da(s) respetiva(s) estrutura(s) de armazenamento e gestão comporta benefícios fundamentais para a versatilidade do respetivo processamento e da informação que dos mesmos venha a ser produzida, a qual permitirá uma tomada de decisão mais sustentada e a otimização da exploração de sistemas no cumprimento do serviço a prestar.

O equilíbrio entre as vertentes de Custo, Risco e Desempenho, em torno do qual se rege a gestão otimizada da exploração de um parque operacional, requer o processamento de dados de áreas tão diversas como sendo a financeira, geográfica, técnica, entre outras, sendo a respetiva integração apenas possível quando as bases de dados de diferentes origens estejam devidamente compatibilizadas.

Acresce que, de um modo geral, estes dados estão associados aos Ativos Operacionais em si ou às Localizações Operacionais que os mesmos ocupam podendo, por conseguinte,

ser referenciados ao *Inventário Operacional* de uma entidade gestora, colocando esta base como um referencial de eleição para a sua gestão.

Importa, portanto, assegurar que o Inventário Operacional é baseado numa estrutura normalizada, assente em critérios e classificações previamente ponderados no sentido de ir ao encontro da otimização dos output's que se queiram obter para conferir uma base robusta para a tomada de decisão.



Figura 1 – Logotipo do ASSET.ID.

Conceber uma ferramenta aplicacional para assegurar este fim, devidamente calibrada com o que são as características e necessidades das empresas do setor da água, foi o principal pressuposto de desenvolvimento do ASSET.ID pela AdP VALOR.

2. CARACTERIZAÇÃO DA APLICAÇÃO ASSET.ID

2.1 Enquadramento

No essencial, a aplicação ASSET.ID é uma ferramenta de suporte que visa a criação e gestão do Inventário Operacional de uma entidade gestora.

Trata-se de uma aplicação que na sua versão atual é constituída por dois módulos, um de *Inventariação de Ativos* e outro de *Inspeção de Ativos*, assente em parâmetros de normalização previamente definidos pela entidade gestora que irão assegurar que diferentes utilizadores e/ou diferentes infraestruturas terão processamentos assentes em critérios semelhantes a vários níveis.

2.2 Módulo de Inventariação de Ativos

O primeiro módulo desta aplicação disponibiliza uma ferramenta de inventariação de infraestruturas num formato normalizado assente numa estruturação hierárquica, na qual a cada nível corresponderá um tipo de codificação e designação próprios conforme parâmetros previamente definidos e carregados na aplicação.

O utilizador, prévia e devidamente credenciado, terá como opção de configurar a estruturação de raiz de uma infraestrutura ou, em alternativa, poderá carregar uma estrutura já existente que seja, por exemplo, proveniente do seu sistema de gestão de cadastro quando se trate de uma infraestrutura já inventariada no passado onde pretenda complementar ou validar o inventário atual.

A aplicação permite que a *Estrutura de Localização* tenha tantos níveis quantos os que a entidade gestora considere ser os mais adequados, assegurando de forma automatizada uma codificação própria agregada, podendo cada nível da estrutura ser caracterizado com recurso a atributos parametrizáveis.



Figura 2 - Exemplo de painel de consulta de Estrutura de Localização.

O utilizador poderá assim gerir a *Estrutura de Localização*, criando ou extinguindo localizações a diferentes níveis, nos quais consequentemente carrega ou atualiza dados dos Ativos nelas carregados.

Com base numa *Tabela de Classificação* integrada na aplicação, o utilizador dispõe da possibilidade de caracterizar individualmente cada Ativo dispondo de um conjunto de atributos pré-definido por cada Classe e Subclasse de Ativo que consta dessa tabela.

Tratando-se os registos fotográficos de elementos documentais complementares importantes de caracterização dos Ativos, a aplicação permite a associação de registos fotográficos ou, caso a base seja um inventário anterior, pode o utilizador consultar registos fotográficos que tenham sido associados a um determinado Ativo que provenham do respetivo sistema de cadastro.

Uma vez que um processo de inventariação pode envolver mais do que uma equipa, a concecão da aplicação previu o uso de vários equipamentos em simultâneo. Assim, todos os equipamentos que estejam em uso estão *on-line* com uma base de dados intermédia centralizada, a qual recebe os contributos e trabalho desenvolvido por cada equipa no terreno, assegurando a sua permanente compatibilidade e atualização.

No caso de inexistência de rede de dados móveis ou desta possuir capacidade insuficiente, aquando da ligação seguinte do equipamento em uso à base de dados intermédia é

assegurada a compatibilização dos dados produzidos de forma semelhante o que permite uma versatilidade adicional no uso desta aplicação.

Uma vez centralizados todos os dados recolhidos no terreno na base de dados intermédia, a aplicação disponibiliza ao utilizador um conjunto predefinido de relatórios para *download* que visam eventuais verificações externas ou partilha de dados, assim como permite a gravação dos registos fotográficos obtidos, de forma estruturada, para um equipamento externo.

Por fim, e após validação por parte de utilizador devidamente credenciado para o efeito, o ASSET.ID possui a capacidade de efetuar o *upload* do Inventário Operacional atualizado, incluindo os registos fotográficos que o integram, para o sistema central de gestão de cadastro da empresa.

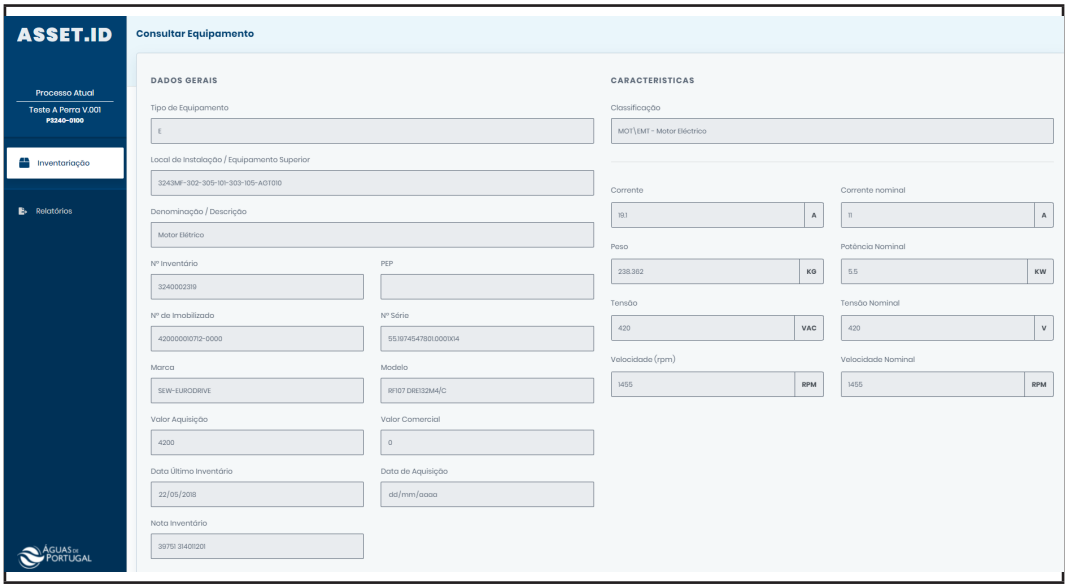


Figura 3 - Exemplo de painel de consulta de Ativo Operacional.

2.3 Módulo de Inspeção de Ativos

O segundo módulo desta aplicação baseia-se no *Inventário Operacional* que a entidade gestora disponha de uma ou mais infraestruturas e visa o registo das conclusões de uma ação de inspeção dos Ativos Operacionais que o integram.

Para o efeito, o utilizador cria um processo por via do *download* para a plataforma intermédia do inventário das infraestruturas abrangidas por uma determinada ação de inspeção sobre o qual a(s) equipa(s) irá(ão) trabalhar.

A relação do equipamento em uso por cada uma das equipas de inspeção para com a base de dados intermédia é em tudo semelhante ao módulo de inventariação assegurando-se deste modo a atualização e compatibilidade dos dados carregados quando estejam envolvidas várias equipas a trabalhar em simultâneo.

Para cada Ativo a aplicação prevê que o mesmo possa ser avaliado nas vertentes de construção civil, equipamento eletromecânico, instalações elétricas e instrumentação/ automação cabendo ao utilizador registar a sua avaliação. Juntamente com cada resgisto de avaliação, o utilizador pode complementar com fotografias e também com a caracterização de uma ação de melhoria que considere pertinente por via da seleção de campos pré-definidos de “Componente”, “Anomalia” e “Ação”.

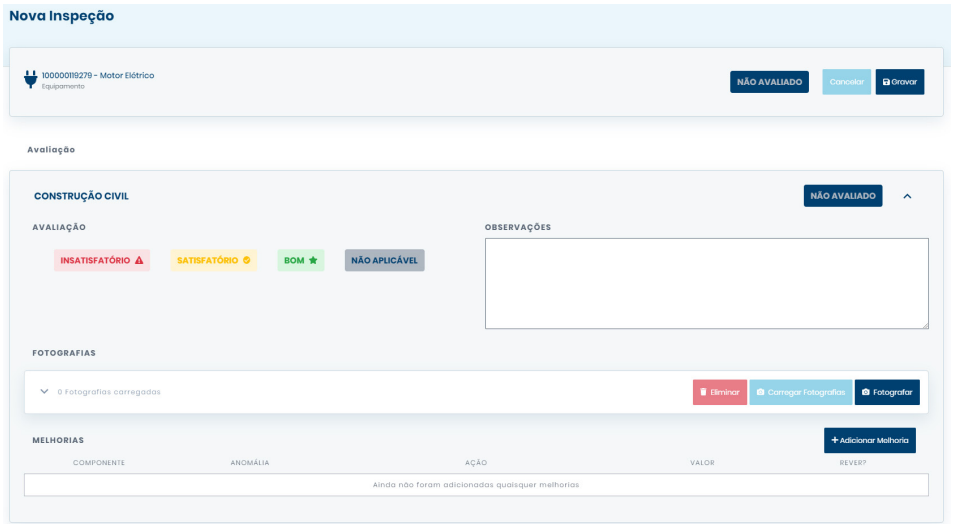


Figura 4 - Exemplo de painel de registo de conclusões de ação de inspeção.

Uma vez concluídas as ações de inspeção por parte das equipas, e assegurada a ligação dos equipamentos utilizados à base de dados intermédia, a aplicação possui a valência de fazer a ligação direta ao sistema central de cadastro da entidade gestora para que os dados recolhidos possam então ser carregados na mesma e disponibilizados para os diferentes fins que careçam desta informação como sendo, a título de exemplo, processos de avaliação de risco.

3. CONCLUSÕES

Uma Gestão de Ativos eficaz e otimizada assenta no processamento de um conjunto muito abrangente de dados os quais, na sua grande maioria, estão associados ao conteúdo do *Inventário Operacional* de uma entidade gestora.

Importa assim assegurar critérios de parametrização e de registo universais que visem, por um lado, a uniformização de regras de classificação e, por outro lado, assegurar os requisitos mínimos necessários de versatilidade de processamento com vista à produção de informação de base à tomada de decisão.

O ASSET.ID foi especialmente concebido como uma ferramenta informática que visa este propósito servindo de suporte a ações de terreno, tanto de criação e gestão do *Inventário Operacional* como de inspeção dos *Ativos Operacionais* que o integram, tendo sido

concebida com base nos requisitos da gestão de ativos do ciclo urbano da água.

AGRADECIMENTOS

A toda a equipa envolvida na conceção, desenvolvimento e testes desta aplicação uma palavra de profundo agradecimento pois a qualidade final do trabalho não seria possível sem o empenho, dedicação e espírito crítico empregue em todo o processo por parte de todos os envolvidos.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

ESTIMATIVA DE CUSTOS DE INVESTIMENTO DE INVESTIMENTOS NO SETOR DA ÁGUA, UMA SOLUÇÃO DE ATUALIZAÇÃO CONTÍNUA DOS DADOS DE SUPORTE

Luis MAMOUROS[1], José GASCÃO[2], Sara ANTUNES[3], Fernando FONSECA[4]

[1] AdP VALOR Serviços Ambientais, S.A., Rua Visconde de Seabra 3, 1700-421 Lisboa, l.mamouros@adp.pt

[2] AdP VALOR Serviços Ambientais, S.A., Rua Visconde de Seabra 3, 1700-421 Lisboa, j.nunes@adp.pt

[3] AdP VALOR Serviços Ambientais, S.A., Rua Visconde de Seabra 3, 1700-421 Lisboa, s.antunes@adp.pt

[4] AFTER YOU, Interactive Solutions, Lda., Rua Cândido Oliveira, lote 21 R/C A - 1800-047 Lisboa, fernando.fonseca@afteryou.pt

RESUMO

A AdP VALOR, no âmbito da estratégia de digitalização do Grupo AdP e na prossecução do serviço público, desenvolveu uma aplicação *web-based* para estimar o valor de investimento de construção de infraestruturas, no contexto de seis tipos de aplicação no setor da água: Abastecimento de água, Saneamento de águas residuais, Reutilização de água residual tratada, Tratamento de lamas, Produção de energia e Rega.

As estimativas baseiam-se em funções de custo associadas às tipologias de componentes e parâmetros característicos e às metodologias convencionadas no Guia Técnico n.º 23 - Custos de Construção de Infraestruturas Associadas ao Ciclo Urbano da Água, publicado pela ERSAR, em consonância com o trabalho estruturado e validado pelos stackholders do sector em Portugal.

Adicionalmente, o desafio deste projeto procurou garantir a atualização permanente das amostras de dados, que suportam as funções de custo para as diferentes tipologias de componente, num âmbito territorial alargado e diversificado, com origem nas diferentes entidades gestoras, que num processo colaborativo disponibilizem a informação resultante das listas de preços unitários (LPU).

No âmbito deste projeto há necessidade de automatizar o processo de importação e análise das LPU pelo que se prevê:

- Tipificação da estrutura das LPU, a utilizar pelos intervenientes no ciclo do projeto, desde a Medição do Projeto de Execução e elaboração dos respetivos Mapa de Quantidades de trabalhos e LPU;
- Criação de Tabela de Importação das Amostras da Base de Dados associada às LPU da empreitada, com identificação de todas as infraestruturas previstas na empreitada, identificada pela tipologia de componente, parâmetros característicos e rúbricas de custo;
- Criação de *webservices* para importação das LPU carregadas no ERP do Grupo AdP para análise e validação;

- Equipa de suporte para tratamento das LPU e análise estatística das amostras de dados obtidas com origem no Grupo AdP e/ou entidades externas;
- Equipa de suporte à atualização e manutenção da aplicação *web-based*.

A aplicação possui versatilidade para acomodar novas tipologias de infraestruturas e tipos intervenção no estabelecimento das respetivas funções de custo.

Palavras-Chave: digitalização; funções de custo; investimentos; infraestruturas, sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

A aplicação *web-based* (daqui em diante designada por aplicação) pretende ser uma ferramenta *online*, desenvolvida pela AdP VALOR, Serviços Ambientais, S.A., reservada a utilizadores credenciados, sejam eles, técnicos das entidades gestoras das infraestruturas do ciclo urbano da água e da entidade reguladora, intervenientes no processo de planeamento, de conceção e de gestão dos sistemas, e.g., gestores, políticos, entidades financiadoras, projetistas, ou, mesmo membros da academia, destinada à estimativa do valor de investimento em infraestruturas novas, no contexto de seis tipos de aplicação: Abastecimento de água, Saneamento de águas residuais, Reutilização de água residual tratada, Tratamento de lamas e Produção de energia e Rega.

Disponível em multi-idioma, português e inglês, a aplicação oferece uma interface de consulta que disponibiliza ao utilizador os valores de investimento apurados mediante alguns critérios de análise, dependentes das tipologias de infraestrutura a considerar.

As estimativas efetuadas para os tipos de aplicação: Abastecimento de água e Saneamento de águas residuais, são suportadas por funções de custo que têm por base a tipologia de componente e os respetivos parâmetros característicos e metodologias estipulada no Guia Técnico n.º 23 - Custos de Construção de Infraestruturas Associadas ao Ciclo Urbano da Água, publicado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, I. P. (ERSAR) [7], mantendo-se assim uma coerência com um trabalho estruturado e validado pelos diferentes *stackholders* do sector da água em Portugal, acrescido da necessária atualização permanente que esta ferramenta permitirá.

Ao realizar uma qualquer estimativa de valor de investimento, o utilizador pode balizar o cálculo nos âmbitos geográfico e temporal, sendo possível restringir a região em Portugal à qual se aplica ou o período de dados a considerar para efeitos de cálculo. O cálculo incorpora um fator de correção de custos, para que a percentagem de variação dos resultados das estimativas apuradas se encontre atualizado ao ano em que está disponibilizado o último índice de correção.

Cada estimativa apurada disponibiliza ao utilizador informação estatística relativa ao universo da amostra e incorpora a função matemática que permite suportar a tradução num gráfico da função de custo referente à tipologia de componente analisada, com a

representação das respetivas curvas de regressão e de predição, discriminados em custos de construção civil e custos de equipamento eletromecânico e instalações elétricas.

2. ALGUMA HISTÓRIA

A AdP, através da Direção de Engenharia e Operação da AdP VALOR, Serviços Ambientais, S.A., não sendo pioneira em Portugal no desenvolvimento de funções de custo de investimento para infraestruturas do setor urbano da água tem tratado este tema desde o início dos anos 2000. Recorde-se a publicação pioneira do LNEC sobre este tema, desenvolvida sobre a coordenação do Prof. Armando Lencastre em 1995 [4].

Os primeiros exercícios realizado no Grupo AdP foram desenvolvidos no âmbito de dois projetos específicos PITAR [1] e PUSMAS [2], e no decurso da elaboração dos planos diretores para os sistemas de baixa [3]. Durante a década de 2010, a AdP em estabeleceu uma parceria com o Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa (Técnico Lisboa) que teve como resultado um conjunto de teses de mestrado e doutoramento sobre esta temática.

A disponibilização estruturada das muitas Listas de Preços Unitários relativas às empreitadas contratadas no Grupo AdP permitiu a criação de uma base de dados e das amostras para o estabelecimento das funções de custo para as diferentes tipologia de componente. Resultado do reconhecimento de mérito desse trabalho, o Técnico Lisboa e a AdP foram convidados a colaborar com o POSEUR, quando esta entidade entendeu aplicar as metodologias testadas, para o desenvolvimento de uma ferramenta e de uma publicação de funções de custo de investimento para o setor urbano da água, resíduos sólidos e requalificação da orla marítima, cabendo a coordenação científica do trabalho ao Técnico Lisboa.



Figura 1 - Publicações de referência para a estimativa de custos de construção de infraestruturas.

Posteriormente, em 2018, a ERSAR, procurando criar um instrumento que permitisse apoiar as entidades gestoras nos seus processos de orçamentação em fases preliminares dos seus projetos, publicou o já referido Guia Técnico n.º 23 – Custos de Construção de

Infraestruturas Associadas ao Ciclo Urbano da Água, no qual o Grupo AdP colaborou, disponibilizando novas Listas de Preços Unitárias que permitiu mais uma vez a atualização da base de dados e das respetivas amostras.

Obviamente que os resultados dos exercícios anteriores, nomeadamente do Guia Técnico n.º 23, estão datados no tempo e moldados pelas caraterísticas do mercado até à data dos seus desenvolvimentos.

É procurando contrariar esse estatismo que o projeto associado à aplicação se revela como necessário.

3. APLICAÇÃO

O desafio desta aplicação é garantir uma atualização permanente das amostras de dados que permitem o estabelecimento das funções de custo para as diferentes tipologia de componente, querendo-se que as mesmas tenham um âmbito territorial alargado e diversificado[1], com origem em diferentes entidades gestoras nacionais, que num processo colaborativo disponibilizem listas de preços unitários das suas empreitadas contratadas para construção de infraestruturas que integrem o ciclo urbano da água, alargado às novas áreas, reutilização de água residual tratada, tratamento de lamas, produção de energia e rega.

No âmbito deste projeto e com o objetivo final de automatizar o processo de importação e análise das listas de preços unitários, tipificou-se uma estrutura de Lista de Preços Unitários (adiante LPU Tipo), que deverá ser disponibilizada e utilizada pelos diversos intervenientes no processo da sua elaboração, nomeadamente na fase de medição do projeto de execução e na elaboração dos respetivos mapas de quantidades de trabalhos e listas de preços unitários. O objetivo desta estruturação é de facilitar as diversas tarefas associadas ao processo de criação e atualização das funções de custos, e que passam pela receção, importação e análise das listas de preços unitários, pela necessária validação e integração na base de dados e nas respetivas amostras, dos custos obtidos associados às tipologias de componente identificadas neste processo e respetivos parâmetros caraterísticos.

Neste âmbito, o Grupo AdP encontra-se neste momento a adaptar os seus os seus cadernos de encargos de forma a garantir a incorporação destas exigências que irá permitir garantir a autonomia da aplicação na leitura e carregamentos dos dados das LPU com vista à atualização das funções de custos que se encontram na base do presente projeto.

A estrutura da LPU Tipo procura garantir que os trabalhos das diversas infraestruturas nela constantes estejam estruturadas de acordo com as rubricas de custo identificadas nos quadros 2.2 e 2.3, relativos a instalações verticais e (estações elevatórias, ETA, ETAR,

1 Recorde-se que o Grupo AdP contribuiu com mais de 75% das listas de preços unitários das empreitadas consideradas para estabelecimento das amostras que deram origem às funções de custo patentes no Guia Técnico n.º 23.

etc.) e a instalações horizontais (condutas adutoras, condutas de distribuição, coletores, etc.) respetivamente, do já referido guia [7] e que se apresentam seguidamente.

Tabela 1 - Adaptado do Guia n.º 23 da ERSAR [7]. Quadros 2.2 e 2.3 relativos às rúbricas de custo.

Instalações Horizontais	Rúbricas
Verticais	Estaleiro
	Construção Civil
	Equipamento eletromecânico
	Instalações elétricas
	Arranjos exteriores
	Trabalhos especiais
Horizontais	Estaleiro
	Pavimentação
	Movimento de terras
	Tubagem
	Órgãos e acessórios
	Construção civil e diversos
	Ramais de ligação
	Trabalhos especiais

A plataforma está estruturada com base numa arquitetura REST (representational state transfer) que permite uma solução distribuída e escalável, disponibilizando uma API *RESTful* para interação em JSON entre componentes internos ou externos caso existam necessidades futuras.

Do lado do servidor, a aplicação *web-based* utiliza uma base de dados MySQL para armazenamento dos dados, utilizando PHP para implementação dos *endpoints* da API. Existe ainda a necessidade de ter instalado no servidor o Software R disponibilizado gratuitamente pela “The R Foundation for Statistical Computing” [8], que dispõe de um conjunto integrado de ferramentas estatísticas computacionais para análise de dados e para apoio ao cálculo estatístico.

Do lado do cliente, de quem irá consultar a ferramenta, a solução disponibiliza dois interfaces distintos, um para administração do sistema, construído em VueJS e um segundo de acesso semipúblico construído em PHP que disponibiliza uma interface responsiva para consultar dados e realizar estimativas.

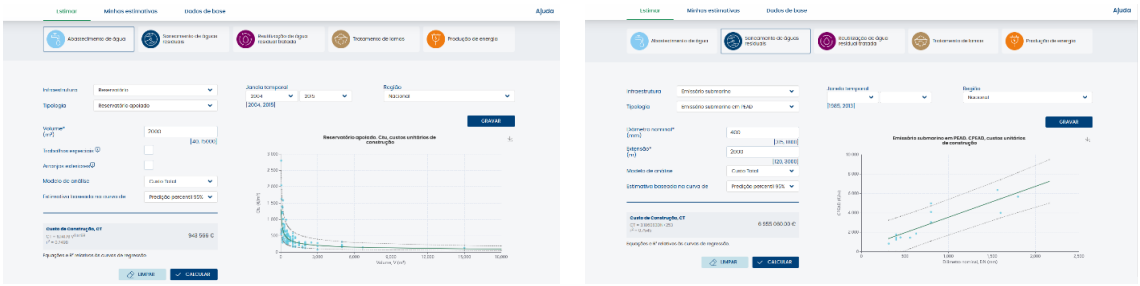


Figura 2 – Extratos da aplicação.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à AFTER YOU, Interactive Solutions, Lda. pelo trabalho desenvolvido na implementação da aplicação, bem como à Chimp – Comunicação Especializada, Unipessoal Lda. pelo apoio no suporte ao seu desenvolvimento. À Direção de Sistemas de Informação da AdP SGPS pelo apoio na interligação entre sistemas e pela infraestrutura disponibilizada, às empresas operacionais do Grupo AdP pela disponibilização de LPU para análise e tratamento. À Dr.ª Marta Cabral pela enorme disponibilidade nos ensinamentos prestados durante o desenvolvimento da aplicação.

BIBLIOGRAFIA

[1] AdP Serviços, S.A. – Direção de Engenharia (2004). "Análise de Custos de investimento de Pequenas Instalações de Tratamento de Águas Residuais - PITAR".

[2] AdP Serviços, S.A. – Direção de Engenharia (2005). "Análise de Preços Unitários em Sistemas Multimunicipais de Abastecimento de Água e de Saneamento - PUSMAS".

[3] AdP Serviços, S.A. – Direção de Engenharia (2007). "Planos Directores para a Criação dos Sistemas Multimunicipais de Baixa de Abastecimento de Água e de Saneamento do Norte, Centro e Sul. Análise de Preços Unitários em Sistemas Multimunicipais de Abastecimento de Água e de Saneamento (Regional)".

[4] Lencastre, A., Carvalho, J., Gonçalves, J. e Piedade, M. (1995). Gestão de Sistemas de Saneamento Básico. Volume 9. "Custos de Construção e Exploração". Direção Geral do Ambiente do Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa.

[5] Covas, D., Monteiro, A. J., Teixeira, A. T., Cabeças, A., Barros, C., Figueiredo, D., Pena, J., Mamouros, L., Amado, M. C., Cabral, M., Brôco, N., Lopes, N., Antunes, S. e Marchionni, V. (2015a). "Custos de referência de infraestruturas do ciclo urbano da água, de valorização de resíduos urbanos sólidos e de proteção da orla costeira". Relatório Final – Volume I, Instituto Superior Técnico (IST), Financiado pelo Programa Operacional para a Sustentabilidade e Eficiência no Uso de Recursos (POSEUR).

[6] Covas, D., Monteiro, A. J., Teixeira, A. T., Cabeças, A., Barros, C., Figueiredo, D., Pena, J., Mamouros, L., Amado, M. C., Cabral, M., Brôco, N., Lopes, N., Antunes, S. e Marchionni, V. (2015b). "Custos de referência de infraestruturas do ciclo urbano da água, de valorização de resíduos urbanos sólidos e de proteção da orla costeira". Relatório Final – Volume II, Instituto Superior Técnico (IST), Financiado pelo Programa Operacional para a Sustentabilidade e Eficiência no Uso de Recursos (POSEUR).

[7] Covas, D., Cabral, M., Pinheiro, A., Marchionni, V., Antunes, S., Lopes, N., Mamouros, L. e Brôco, N. (2018). "Guia Técnico n.º 23 – Custos de Construção de infraestruturas associadas ao ciclo urbano da água". Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

[8] http://www.r-project.org. The R Project for Statistical Computing

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

224

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR NASCENTES URBANAS. ESTUDO DE CASO REALIZADO NO MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DOS CAMPOS

Brunna BALIZA[1], Fabiana FIORE[2]

[1] *Unesp, Rod. Presidente Dutra, Km 137,8, b.baliza@unesp.br*

[2] *Unesp Rod. Presidente Dutra, Km 137,8, fabiana.fiore@unesp.br*

RESUMO

A urbanização não planejada gera efeitos ambientais negativos nos territórios e evidencia a insuficiência do uso de ferramentas de comando e controle para garantir a qualidade ambiental. No município de São José dos Campos (SP) foi iniciado, em 2006, o Programa Revitalização de Nascentes (PRN) que possui como objetivo a identificação e recuperação de nascentes urbanas e cursos d'água degradados. Nesse contexto, este projeto teve como objetivo o reconhecimento dos serviços ecossistêmicos (SEs) prestados por microbacias de nascentes urbanas neste município, por meio de estudo de caso em quatro nascentes abarcadas pelo PRN, localizadas em diferentes macrorregiões. Realizou-se primeiramente uma revisão sistêmica por meio do uso do Método de Pesquisa em Arquivo. As transformações das áreas foram representadas por meiode fotointerpretação de uma linha temporal composta por fotografias do ano do plantio e de 2022. O mapeamento das nascentes ocorreu de forma colaborativa, dividido em três passos, o primeiro teve como resultante o mapa de uso e ocupação que possibilitou a identificação do surgimento de novas áreas verdes após plantio das mudas, já nas fases dois e três foram identificados respectivamente os SEs e sua oferta/demanda. Por fim, realizou-se o *survey* com atores sociais das áreas, com o intuito de complementar as informações levantadas nas demais etapas do projeto e análisar a percepção ambiental dos mesmos. Os dados obtidos com o formulário mostram que a população das quatro nascentes identifica o serviço de suporte como o mais presente nas áreas, o que é confirmado pelos adquiridos no estudo.

Palavras-Chave:serviços ecossistêmicos, nascentes urbanas, ecossistemas.

1. INTRODUÇÃO

O mundo moderno tem enfrentado diversas consequências negativas relacionadas ao crescimento acelerado e muitas vezes desordenado das cidades (Cabral e Cândido, 2019). Destaca-se o desequilíbrio ecológico extremo, que tem como agravante a supressão da vegetação e principalmente a gestão inadequada das áreas verdes urbanas remanescentes. Considera a importância dessas áreas, fazem-senecessários estudos

que abordem a problemática de maneira a promover sua melhor gestão (Bressaneet al., 2016).

O tema está sendo frequentemente discutido nas agendas políticas, nos planejamentos setoriais e nas pesquisas científicas em todo o mundo (Potschin; Haines-Young, 2017). No geral estes estudos estão associados às grandes áreas de cobertura vegetal, mas Ferreira (2018)constatou na sua pesquisa que a cobertura vegetal de microbacia predominantemente urbanizada, apesar da escala reduzida, proporciona grandes mudanças na disponibilidade de bens e serviços ecossistêmicos em função do uso e ocupação da terra.

Em São José dos Campos existem 36 nascentes urbanas que foram identificadas e tiveram suas áreas de preservação permanentes recuperadas por meio de ações de uma política pública iniciada em 2006 e denominada Programa Municipal de Revitalização de Nascentes Urbanas (PRN) (São José dos Campos, 2018). Destaca-se que para além da restauração florestal o PRN aborda a educação ambiental dos munícipes para o cuidado com as águas urbanas (Sundfeldet al., 2021). No entanto, ainda não foram estudados os serviços ecossistêmicos prestados por essas áreas para toda população municipal.

A identificação e avaliação dos serviços ecossistêmicos prestados por áreas de nascentes urbanas fornecem uma visão ampla das principais funções e produtos atribuídos aos ecossistemas. Além de contribuir para reforçar a importância da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas, também desempenha o papel de auxiliar na alocação devida e eficiente dos recursos naturais (Silvaet al., 2021). É nesse contexto que a pesquisa ora apresentada foi realizada com o objetivo reconhecer os serviços ecossistêmicos prestados por áreas de nascentes urbanas no município de São José dos Campos.

2. METODOLOGIA

Este é um estudo de caso que foi realizado em quatro nascentes urbanas pertencentes ao PRN, localizadas em diferentes macrorregiões de São José dos Campos, sendo elas: Altos de Santana (região norte), Jardim Satélite (A) (região sul), Vista Verde (região leste) e Portal da Serra (região oeste). Foi realizada a análise de dados quanti-qualitativos, para a identificação e interpretação de fenômenos, buscando descrevê-los, classificá-los e interpretá-los, sem que fossem manipulados para alterar a realidade (Gil, 2002).

Realizou-se revisão sistêmica com o emprego do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA) (Searcy&Mentzer, 2003), nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science*, sendoaplicados os seguintes filtros: uso de palavras-chaves em inglês, limitação do período de publicação dos trabalhos a partir de 2015, ordenamento por significância e uso dos 100 primeiros documentos da literatura acadêmica.

As transformações ocorridas nas localidades das nascentes foram identificadas conforme adaptação da metodologia de (Dalmaset al., 2015). Dessa forma, foi elaborada uma linha temporal com fotografias do ano do plantio (Sundfieldet al., 2021) e de 2022 que decorreram do trabalho de campo realizado nessas áreas no mês de junho do referido ano.

Para garantir a equiparação visual as fotografias foram capturadas na mesma posição e ângulo do primeiro registro.

As áreas foram mapeadas de forma colaborativa, baseado no método empregado em TEEB(2018), foi dividido em três passos. No primeiro, o mapa de uso e ocupação foi elaborado com base nos dados disponíveis na plataforma do projeto MapBiomas referente aos anos 2000, 2007, 2008, 2009 e 2020, com o auxílio do software ArcGis, onde delimitou-se as microbacias de cada nascente de acordo com modelo digital de elevação (Veroneze e Pereira, 2014), assim, as áreas de interesse foram identificadas e associadas aos dados relacionados ao uso e ocupação do solo. Nas fases dois e três identificaram-se respectivamente os serviços ecossistêmicos e sua oferta/demanda com a colaboração dos atores-chave.

Com o objetivo de complementar os dados levantados nas demais etapas do projeto, realizou-se um *survey* com os atores-chave das nascentes por meio de formulário *online* executado a partir da plataforma Google, composto por perguntas relativas ao conhecimento de cada tipo de serviço ecossistêmico. No questionário,os serviços reportados por (MEA, 2005) foram listados para que o respondente pudesse ponderar a existência de cada um deles para a nascente presente no entorno de sua residência. Para a ponderação dos SEs foi utilizada uma escala de 0 a 5, onde 0 representava inexistência do serviço e 5 a presença muito alta. Também foi oportunizado o reconhecimento de outros SEs pelos respondentes.

3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1. Uso e Ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação (Figura 1) permitiu a identificação de mudanças ocorridas nas áreas ao longo de 20 anos, principalmente em relação ao crescimento acelerado da área urbana nas localidades das quatro nascentes.

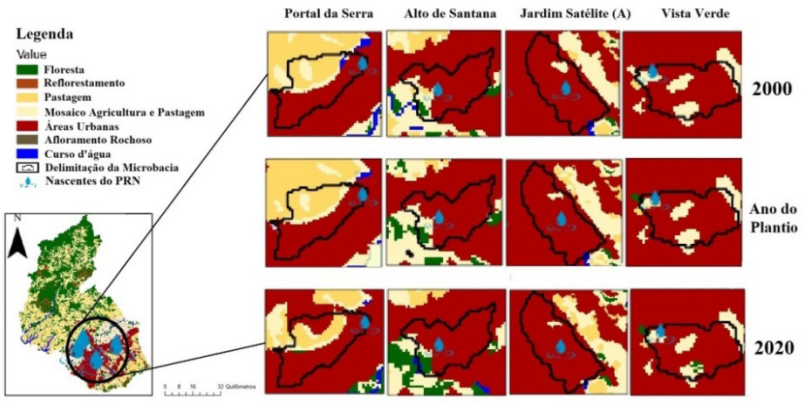


Figura 1. Mapa do uso e ocupação das áreas de estudo.

Para elaboração do mapa da Figura 1, foram utilizadas imagens de satélite com resolução espacial de 30 metros, consequentemente, por se tratar de microbacias de dimensões pequenas, não foi possível obter informações precisas. Ainda assim, é possível analisar o surgimento de áreas de floresta após o ano de plantio nas nascentes Vista Verde, Alto de Santana e Portal da Serra. Logo, há um aumento consideravel da provisão dos SEs, destacando-se o de suporte que está diretamente relacionado ao número de árvores brotadas e ambientes regenerados (Fichino, 2014).



Figura 2. Linha temporal das transformações ocorridas nas áreas das nascentes.

A nacente Jardim Satélite (A) é, dentre as quatro avaliadas nesse estudo, a mais urbanizada, e por isso a restauração da APP não foi evidenciada no mapa de transformações. A intensa urbanização também pode ter influenciado negativamente o densenvolvimento das mudas plantadas. No entanto, ressalta-se que ações como o plantio de mudas feito pelo PRN em São José dos Campos podem amenizar os efeitos adversos causados pelo avanço da urbanização. Cabe novamente destacar que em decorrência da escala do mapa, pequenas transformações podem não estar evidenciadas, mas ainda assim presentes no território local assim como para dados referentes aos cursos d'água, que segundo o MapBiomas (2020), para serem detectados precisam ser maiores que 0,5 hectares, o que não é o caso das nascentes estudadas.

3.2. Fotointerpretação

A linha temporal (Figura 2) composta por imagens registradas em um intervalo médio de 15 anos evidenciou as transformações ocorridas nas áreas com maior precisão.

Por meio das imagens *é possível verificar* a redução do solo exposto e o crescimento acentuado das mudas plantadas nas quatro nascentes, que se transformaram em matas densas justificando a não aparição dos pequenos cursos d'água no mapa de uso e ocupaç*ão* (Figura 1), que são difíceis de serem visualizados até mesmo nas imagens.

3.3. Percepção Ambiental dos Atores-Chave

Obteve-se 30 respostas para o questionário aplicado aos moradores dos bairros localizados no entorno das nascentes, cujos resultados médios estão mostrados na Figura 3.

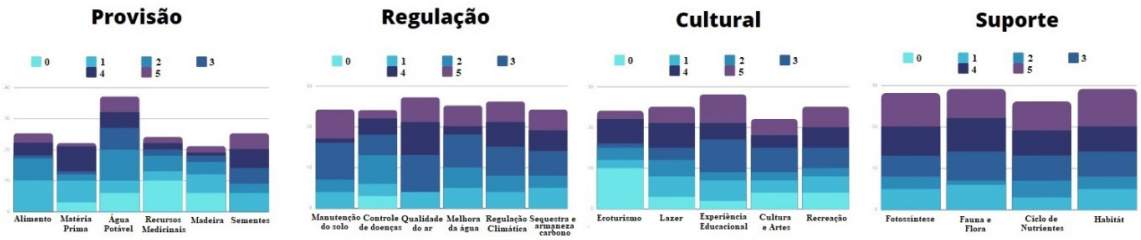


Figura 3. Dados obtidos a partir do formulário.

De acordo com os resultados obtidos (Figura 3), constatou-se que os respondentes reconheceram o serviço de suporte como o mais presente nas áreas das nascentes avaliadas. Em contrapartida, o SE cultural é tido como o menos reconhecido nessas localidades. Segundo relato dos moradores, apesar de acontecer a prática de atividade física nos pavimentos próximos às nascentes e da possibilidade de visuzalização da vegetação,as áreas não podem ser acessadas devido à mata densa. Além disso, os mesmos citam que as áreas poderiam ser mais utilizadas para experiências educacionais. De Sá (2013) afirma que os espaços verdes urbanos apresentam um grande potencial para a promoção de atividades educativas já que esses espaços possibilitam o contato direto com a biodiversidade e o ambiente natural, no entanto, esse incremento de qualidade ainda não foi percebido pela população local nas áreas estudadas, caracterizando a necessidade de políticas públicas complementares assertivas para que essas áreas sejam apropriadas em plenitude. Destca-se que de acordo com Braga (2018), a percepção ambiental permite identificar como o indivíduo percebe o ambiente em que está localizado. Em vista disso, seu uso como subsídio à gestão dos territórios deve ser incentivado.

4. CONCLUSÕES

O plantio das mudas desencadeou resultados positivos e eficazes no que diz respeito ao aumento dos serviços ecossistêmicos, principalmente o de suporte, como identificado pelos dados levantados na pesquisa e confirmado pelos autores-chave no formulário. Porém, as áreas possuem potencial para prover ainda mais serviços. Para isso, é necessária uma gestão integrada entre a população e poder público de forma a promover a conservação, manutenção e fiscalização das localidades onde as nascentes estão inseridas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Braga, W. R. De O.; Moraes, N. R. De; Dias Baptista, R.; Putti, F. F.; Braga Júnior, S. S. 2018.A construção da percepção ambiental de estudantes universitários brasileiros. **Revista Observatório**, v. 4, n. 3, p. 1076-1106.

Bressane, Adrianoet al. Sistema De Apoio À Gestão De Áreas Verdes Na Preservação Permanente De Corpos Hídricos Urbanos. Ciência Florestal. 2016, v. 26, n. 03

Cabral, Laíse Do Nascimento e Cândido, Gesinaldo Ataíde Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. 2019, v. 11.

Dalmas, F. B. *et al*. Reflexos do uso e ocupação do solo na qualidade da água do Rio Embu-Guaçu, região metropolitana de São Paulo. Geociências, v. 34, n. 1, p. 130–144, 2015.

De Sá, J. F. F. (2013). "Espaços verdes em meio urbano: uma abordagem metodológica com base em serviços de ecossistema."

Ferreira, Luciana Marques Rocha. Análise e Valoração da disponibilidade de bens e serviços ecossistêmicos em uma microbacia hidrográfica predominantemente urbanizada, Paraíba, Brasil. 2018.

Fichino, Betânia Santos. Trade-off entre serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação em florestas de Araucária. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, University of São Paulo, São Paulo, 2014.

Gil, Antonio Carlos. Como classificar as pesquisas. Como elaborar projetos de pesquisa, v. 4, p. 44-45, 2002.

Potschin, M.; Haines-Young, R. From nature to society. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Ed.). Mapping ecosystem services. Sofia: Pensoft Publishers, 2017. cap 2.3, p. 36-43.

Searcy & Mentzer. A framework for conducting and evaluating research. 2003.

Silva, Mayara Gomes da *et al*. Avaliação e Mapeamento dos Serviços Ecossistêmicos ofertados pela Reserva Biológica Nascentes Da Serra Do Cachimbo, Pará, Brasil. 2021.

Sundfield, Andrea; Farinha, Elisa; Machado, Luciano; Yukari, Lia; Fiore, Fabiana; Resende, Maiara. *As nascentes e a cidas*. São José dos Campos: Cultural Acadêmica, 2021.

TEEB, Projeto. Mapeamento Participativo De Serviços Ecossistêmicos No Território Do Município de Duque de Caxias. 2018.

Veroneze, Orlando Marcos Santos; Pereira, Joelson Gonçalves. *Delimitação De Microbacias Hidrográficas Com Base Em Modelo Digital De Elevação*, 2014.

REFERÊNCIAS INTERNET

MEA.MilleniumEcosystemAssessment, 2005.Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington. Disponívelem: <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. Acessoem 3 de junho de 2022.

São José dos Campos. Plano Diretor de DesenvolvimentoIntegrado do Município de São José dos Campos. 2018. Disponívelem: <http://planodiretor.sjc.sp.gov.br/home>. Acessoem 3 de junho de 2022.

239

ALTERNATIVAS PARA A COBRANÇA DO SERVIÇO DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

Maria Elisa Leite COSTA[1 2], Ana Cristina Santos Strava CORREA[1], Ruth CORDIDO[3], Pedro Gallotti KNEICKE[4]

[1] *Agência Nacional de Águas e Saneamento, maria.costa@ana.gov.br; astrava@ana.gov.br*

[2] *Universidade de Brasília, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hidricos;mariaelisa.unb@gmail.com*

[3] *Advogada pela FDRP-USP, Especialista em Gestão de Recursos Hídricos pelo Senac e em Conformidade Ambiental com Requisitos Técnicos e Legais pela Cetesb; rmcordido@hotmail.com.*

[4] *Advogado em Direito Público na Dotti Advogados. Bacharel e Mestre em Direito Constitucional pela UFPR. Membro da Comissão de Estudos Constitucionais da OAB/PR; pedro@dotti.adv.br*

RESUMO

Um dos maiores desafios da prestação do serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (SDMAPU) é assegurar a sustentabilidade econômico-financeira para o desenvolvimento do setor. Buscou-se, então, debater a possibilidade da cobrança pelo serviço público de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas por meio da análise do debate sobre o questionamento da constitucionalidade da cobrança tributária. Com isso, também há dificuldades jurídicas para se efetuar a cobrança específica pelo serviço público e, por consequência, possíveis alternativas para além da taxa e tarifa do SDMAPU. Há o entendimento que o serviço de drenagem goza da natureza *uti universi* em razão do beneficiamento amplo e indeterminado da sociedade. Mas, por conta da percepção aferível de que o proprietário de um imóvel gera impacto na drenagem urbana, o que o obriga a demandar um serviço público obrigatório de manejo das águas pluviais, existe outra corrente que defende a manifestação da divisibilidade do serviço a partir da estimativa de repartição dos custos. Há ainda outras alternativas de transferências dos custos dos serviços de drenagem aos geradores de excedentes de águas pluviais que poderiam ser avaliadas por meio da inclusão de exigências específicas nos Planos Diretores ou Código de Obras das cidades.

Palavras-Chave: Taxa de Drenagem; Compensação Financeira; Sustentabilidade Econômico-Financeira.

1. INTRODUÇÃO

A prestação do serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (DMAPU) possui como um dos grandes desafios assegurar a sustentabilidade econômica-financeira (Tasca, 2016). Pois, a construção, operação e manutenção da drenagem urbana envolve altas despesas. No Brasil, a DMAPU é o único componente do saneamento que ainda não possui cobrança individualizada pela prestação dos serviços. Em termos institucionais,

este componente é gerenciado em nível municipal, pelas prefeituras, recaindo sobre elas o ônus financeiro dos custos de implantação e manutenção desses sistemas (Baptista e Nascimento, 2002).

Um dos motivos da não cobrança, refere-se a percepção do usuário. Na DMAPU, o consumidor se identifica como um observador externo, não tendo assim, responsabilidade sobre a demanda, e, portanto, não identifica a necessidade de remunerar o serviço (Larentis, 2017). Isso justifica que de acordo como SNIS (2021) apenas 1% dos municípios brasileiros possuem alguma forma de cobrança.

Este artigo trata do debate sobre constitucionalidade da cobrança tributária. Além disso, também discute as dificuldades jurídicas para se efetuar a cobrança específica pelo serviço público e, por consequência, possíveis alternativas para além da taxa do serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas.

2. MEIOS DE COBRANÇA DO SERVIÇO DE DRENAGEM URBANA: TAXA OU TARIFA?

Com vistas a promover de autonomia financeira e gerencial ao sistema de drenagem urbana, muitos estudos defendem a cobrança pela prestação de serviços (Ribeiro, 2021; Lima, 2020).

A Lei Federal de Saneamento Básico (Lei 11.445/2007) veicula a possibilidade de cobrança do serviço de drenagem e manejo de águas pluviais por meio de “tributos, inclusive taxas, ou tarifas e outros preços públicos. Quando se trata de cobrança direcionada ao próprio usuário do serviço, a cobrança acontece por taxa ou tarifa.

A taxa é a espécie de tributo previsto no art. 145, II da Constituição e tem como natureza ser exigida para custear o “exercício do poder de polícia” e para quando houver “utilização, efetiva ou potencial, de serviços públicos específicos e divisíveis, prestados ao contribuinte ou postos à sua disposição”. Por ser espécie de tributo, o valor da taxa somente pode ser entabulado por lei específica que cumpra o princípio constitucional da anterioridade, isto é, a taxa somente pode ser cobrada no ano seguinte ao da publicação da lei que a criou (Brasil, 1988). Além disso, o Código Tributário Nacional insiste que para regulamentar a constituição de uma taxa é preciso que o serviços públicos em questão seja específico e divisível. No qual, Ribeiro (2021) afirma que o DMAPU se enquadra.

Já a tarifa tem a natureza de preço público quando o valor cobrado pela prestação de serviço público é de titularidade do Estado, especialmente quando a atividade seja prestada por pessoa jurídica de direito privado via concessão, permissão ou autorização (Di Pietro, 2020). A vantagem oferecida pela tarifa é a de que seu valor é fixado de forma administrativa, via contrato de delegação de serviço público, sem necessidade de edição de lei, e sua própria alteração ou reajuste de valores não enseja a edição de qualquer tipo de lei.

3. ALTERNATIVAS DE COBRANÇA PARA O CUSTEIO DO SERVIÇO DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

Cançado *et al.* (2006) sugerem incluir os valores necessários à manutenção e operação do DMAPU na fórmula do IPTU, e apesar do SNIS AP indicar que essa parece ser a forma como a cobrança é realizada nos municipios que afirmam ter cobrança, ainda foi contatado a adição à fórmula de cálculo do imposto.

Muito embora o artigo 16 do CTN defina o imposto como o tributo não vinculado por incidir sobre "(...) uma situação independente de qualquer atividade estatal específica (...)", pode-se utilizar o princípio da extrafiscalidade. Portanto, seria possivel a indução do comportamento de menor impacto à drenagem urbana, por meio dos princípios ambientais do poluidor-pagador e do recebedor-protetor, por meio da incorporação da valoração econômica de bens de alcance social, como as obras de drenagem, sendo assim, adicionar um parâmetro sobre esse tema na base de cálculo do Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU).

Assim, a depender das condições do lote na sistemática da regulação urbana sobre drenagem, o IPTU pode servir tanto como um instrumento para diferenciar proporcionalmente os valores dos imóveis conforme a demanda aos equipamentos de drenagem bem como um instrumento indutor para incentivar que os contribuintes realizem melhorias de drenagem em seus imóveis.

Para o caso de instalação de infraestrutura pública de drenagem que incremente o mercado imobiliário de uma determinada região do Município, é possível se pensar também na tributação via contribuição de melhoria. Isto é, se a obra de infraestrutura de drenagem resulta na capacidade dos equipamentos públicos receberem a água pluvial e evitarem que as propriedades sejam alagadas e danificadas, há evidente valorização do imóvel em comparação com os lotes que não disponham desse serviço.

Outra opção, seria cogitar que a solução passaria pela criação de nova contribuição para manutenção do serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas. Mas essa discussão deve partir dos próprios Municípios e ser realizada de forma democrática e transparente no Congresso Nacional, semelhante a dinâmica ocorrida com a Taxa de Iluminação Pública.

Independentemente do modo de cobrança pelo serviço público de drenagem urbana, pode-se pensar em uma forma da propriedade geradora do excedente de águas pluviais incorporar o custo com seu manejo dentre dos limites do seu imóvel por meio das disposições dos Planos Diretor ou Código de Obras das cidades, a fim de que seja estumulados o uso de Soluções Baseadas na Natureza, que em larga escala, pode transformar as cidades em sistemas mais resilientes às mudanças climáticas.

Ainda se pode pensar em medidas de cobrança negativa, ou de remuneração por serviços ambientais prestados por moradores das áreas urbanas que adotem medidas de retenção do excedente de escoamento superficial em seus terrenos. De Lima Accioly *et al* (2021),

avalia a adoção do IPTU Verde em programas municipais como incentivo fiscal à adoção de soluções sustentáveis de drenagem urbana.

Ainda, apartado do regime tarifário e tributário de arrecadação para garantir a viabilidade econômico-financeira do serviço de drenagem é interessante também notar outros meios de cobrança praticados pelo Poder Público. Existe inclusive a sugestão de Parcerias Públicos Privadas, como o exempo da “Parceria Público-Privada dos Piscinões”, na cidade de São Paulo, que ainda está em discussão.

Outro modo de contornar essa divergência jurídica sobre a cobrança direta da prestação de serviço de drenagem, encontrado por alguns Municípios, diz respeito à criação de fundos específicos, compostos de receitas diversas, como o “Fundo Municipal de Saneamento Ambiental e Infraestrutura (FMSAI) de Santo André, que mira investir “(...) no custeio de obras e serviços (...)”, a exemplo da “drenagem. Outras cidades, como Belo Hozonte, também faz uso dessa alternativa, o que vem permitindo aportes financeiros regulares ao serviço de DMAPU , e com isso a manutenção e alguns investimentos pontuais para melhoria na cidade.

4. CONCLUSÕES

O artigo demonstrou que se trata de uma discussão complexa frente à interpretação tributária sobre especificidade e divisibilidade e à dificuldade em lidar com manejo de águas pluviais, que se combinam de fontes diversas que não apenas do território particular de um lote, e cujo serviço beneficia indistintamente toda a sociedade.

Daí a pertinência em se avaliar a cobrança por meio de outros tributos. A inserção de um fator de drenagem no IPTU pode ser uma medida para incorporar esse custo social na gestão urbana, porém, por tratar-se de tributo não vinculado, não há uma segurança institucional da destinação dos recursos para a prestação do serviço de drenagem. Há possibilidade da cobrança dos investimentos de implantação e manutenção via contribuição de melhoria que se apresenta como tributo para angariar fundos à instalação de uma infraestrutura pública, porém, por tratar-se de uma forma de investimento, constitui uma cobrança temporária. Por fim, sustentou-se a possibilidade da instituição de nova contribuição, tal qual a incluída no texto constitucional para manutenção da iluminação pública, o que poderia representar no futuro a saída para aumentar os investimentos no essencial serviço de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas.

Observam-se, ainda, outros meios criativos de direcionar outros recursos públicos à prestação de serviço de drenagem, o que se mostra uma solução mais casuística do que institucionalizada de uma fonte segura de arrecadação para sustentar permanentemente esse serviço.

No caso do Fundo Municipal de Saneamento Ambiental e Infraestrutura de Santo André, critica-se, porém, o risco de incorrer em um meio menos transparente de gestão pública e de desvirtuamento do objeto do contrato, já que o repasse da Sabesp para esse Fundo

para financiar, dentre outros serviços, a drenagem urbana interfere no valor da tarifa de água e esgoto para os munícipes.

Outras alternativas de transferências dos custos dos serviços de drenagem aos grandes geradores de excedentes de águas pluviais podem ser avaliadas por meio da inclusão de exigências específicas nos Planos Diretores ou Código de Obras das cidades.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Grupo de Estudos em Direito do Saneamento Básico da UnB – GESANE pelo incetivo a esse estudo. A ANA pela encorajamento a capacitação das servidoras. E A FAP – DF pelo apoio a apresentação deste artigo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA, M.B; NASCIMENTO, N.O. “Aspectos institucionais e de financiamento dos sistemas de drenagem urbana”, Revista Brasileira de Recursos Hídricos, volume 7, no. 1, Jan/ Mar 2002, p. 29-49;

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.

BRASIL. Palácio do Planalto. Lei 11445/2007, Política Nacional de Saneamento Bá- sico, 05 janeiro 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007- 2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 07 fevereiro 2019. Política Nacional de Saneamento Básico.

CANÇADO, V.; NASCIMENTO, N.O.; CABRAL, J. R.. Cobrança pela drenagem urbana de águas pluviais: bases conceituais e princípios microeconômicos. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.11, n.2, p.15-25, 2006.

DE LIMA ACCIOLY, S. M. *et al*. Análise Comparativa de Programas Municipais de IPTU Verde. Engenharia Urbana em Debate, v. 2, n. 1, p. 215-229, 2021.

DI PIETRO, Maria Sylvia Zanella. Direito administrativo. 33.ed. Rio de Janeiro: 2020. p. 633

LARENTIS, D. Problemas na drenagem urbana. RHAMA. 8 de maio de 2017. Disponível em: http:// rhama.com.br/blog/index.php/aguas-urbanas/problemas-na-drenagem-urbana/ Acesso em 12 de março de 2019.

LIMA, D.S. (2020). Modelos para gestão financeira da drenagem urbana. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas. 100p.

NASCIMENTO, N. de O., CANÇADO, V., CABRAL, J. R. (2006). Estudo da cobrança pela Drenagem Urbana por meio de uma taxa de drenagem. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.11, n.2, p.135-147;

TASCA, F.A.(2016) Simulação de uma Taxa para Manutenção e Operação de Drenagem Urbana para Município de Pequeno Porte. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis/SC.

RIBEIRO, W. A. Da tarifa do serviço publico de manejo de águas pluviais urbanas (2021). In Desafios da Nova Regulação do Saneamento no Brasil.Editora Quartier Latin do Brasil.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS(2021). Diagnóstico De drenagem e manejo de águas pluviais urbanss –. Brasília: 2021.

246

SEPARAÇÃO DE MICROALGAS CULTIVADAS ANAEROBICAMENTE EM CONDIÇÃO EXTERNA UTILIZANDO *MORINGA OLEIFERA LAM*, TANINO E SULFATO DE ALUMÍNIO

Gabriela CARDOZO[1], Thalita SANTOS[2], Abraham JAMES[3], Abayomi BANKOLE[4], Fabiana FIORE[5], Gustavo SILVA[6]

[1] *Unesp, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, no 14-01, gabriela.cardozo@unesp.br1*

[2] *Unesp, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, no 14-01, thalita.lacerda@unesp.br*

[3] *Unesp, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, no 14-01, abraham.o.james@unesp.br*

[4] *Unesp, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, no 14-01, abayomi.o.bankole@unesp.br*

[5] *Unesp, Av. Eng. Francisco José Longo, 777, fabiana.fiore@unesp.br*

[6] *Unesp, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, no 14-01, gustavo.ribeiro@unesp.br*

RESUMO

Estudos comprovam a eficiência da utilização de microalgas no tratamento de efluentes de diversas origens para a recuperação/remoção de nitrogênio, fósforo e de outros micronutrientes, além da remoção de organismos patogênicos e metais. Em convergência com os princípios da economia circular, as microalgas cultivadas podem ser utilizadas como fertilizante e o efluente tratado pode ser reutilizado em usos não potáveis. Este trabalho teve como principal objetivo avaliar o potencial dos coagulantes *moringa oleífera Lam*, tanino e sulfato de alumínio na separação da biomassa algal crescida em esgoto previamente tratado anaerobiamente. O estudo foi realizado em duas etapas sequenciais e dependentes. Na primeira etapa, o efluente foi coletado na estação de tratamento de esgoto após tratamento por filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAFA) e encaminhado ao fotobioreator (*flat-panel*) de 50 litros para crescimento das microalgas em área externa, sem controle das condições ambientais. Durante o cultivo foi avaliado diariamente a concentração de fósforo, que atingiu remoção de 92% em 4 dias quando foi definido o fim do cultivo, além de redução de $2{,}63.10^6$ UFC/100ml de coliformes totais. Na segunda etapa, o efluente foi utilizado para a realização do pré teste de coagulação, a fim de encontrar a melhor dosagem de cada coagulante [*moringa oleífera Lam* (1000 a 3000 mg/L), tanino (100 a 1100 mg/L), sulfato de aluminio (100 a 500 mg/L)]. A separação foi realizada em triplicatas utilizando um jar-test. O efluente utilizado na separação apresentou valor de pH acima de 10,0 e não foi realizada correção. Por consequência, a moringa não apresentou capacidade de coagulação. O tanino (1010 mg/L) apresentou capacidade de atuação, porém não obteve remoção de cor do efluente. O sulfato de alumínio (320 mg/L) apresentou resultados em todos os parâmetros analisados, a saber: turbidez, cor, pH, DQO, densidade optica, clorofila a, nitrogênio, fósforo, sólidos e coliformes totais e *Escherichia coli*.

Palavras-Chave: Separação de efluente; Coagulação; Economia circular, Reuso.

1. INTRODUÇÃO

A fim de suprir às crescentes demandas de água potável, fornecendo água com menor valor para diversas atividades, é importante desenvolver processos que promovam a sustentabilidade e incluam o conceito de economia circular, como ocorre no uso de microalgas para o tratamento de efluentes de diversas origens (Acién *et al*., 2016). As microalgas podem ser utilizadas no tratamento de efluentes de diversas origens para a recuperação/remoção de nitrogênio, fósforo e de outros micronutrientes (Silva *et al*., 2019) além da remoção de metais pesados e fármacos (Ruan *et al*., 2019; Talaiekhozani and Rezania, 2017). As condições que são geradas dentro dos sistemas utilizando as microalgas permite a remoção considerável de bactérias patogênicas (Coliformes totais, *E. coli, Pseudomonas* e *Enterococcus*), durante o cultivo e tratamento de efluentes (Espinosa *et al*., 2021). A bimassa gerada durante o tratamento de esgoto com microalgas possui alto potencial como fertilizante agrícola para enriquecer solos empobrecidos devido a presença de macro e micro nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo que foram recuperados do esgoto doméstico (Ammar *et al*., 2022; Silva *et al*., 2019). A separação da biomassa microalgal pode representar de 20 a 60% do custo total de produção de microalgas, devido a sua baixa concentração nos sistemas de cultivo, pequeno diâmetro das células e carga superficial negativa (Sukenik and Shelef, 1984). Dentre esses processos, o mais consolidado e aplicado em larga escala é a coagulação/floculação seguida de sedimentação. No processo de separação utilizando a coagulação é importante a adequada seleção do coagulante e sua respectiva dosagem para o melhor custo-benefício da operação (Guven *et al*., 2019). Dentre as opções de coagulantes, o sulfato de alumínio (SA) é o mais utilizado devido à sua eficiência, porém possui desvantagens como a redução no pH após o tratamento, necessidade de ajuste no pH para melhor desempenho e formação volumosa de lodo não biodegradável (Duan and Gregory, 2003). Devido a isso, há o crescente incentivo na utilização de coagulantes naturais pois esses são compostos biodegradáveis, com baixa toxidade, se comparado aos coagulantes químicos, geram uma menor quantidade de lodo, não contaminam a biomassa com metais e garantem o uso seguro do efluente gerado (Leite, 2022). Dentre os coagulantes naturais, os mais utilizados são os catiónicos (Moringa Oleifera) e poliônico (tanino) (Teixeira *et al*., 2022; Vega Andrade *et al*., 2021). Portanto, este estudo teve como foco a avaliação do potencial de coalescência dos coagulantes *moringa oleífera Lam*, tanino e sulfato de alumínio na separação da biomassa algal crescida em esgoto previamente tratado anaerobiamente.

2. METODOLOGIA

2.1 Efluente utilizado

Neste estudo, o efluente foi tratado em um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAFA) seguido de cultivo de microalgas nativas em um fotobiorreator (*flat-panel*). O esgoto foi obtido da Estação de Tratamento de Efluentes Tibiriça (ETE) do Departamento de Esgoto de Bauru (DAE) localizado no distrito de Tibiriça, que pertence à cidade de Bauru-São

Paulo, Brasil. A ETE recebe efluentes de aproximadamente 1200 pessoas, com vazão entre 4 e 6 $L.s^{-1}$. O efluente tratado foi coletado em recipientes e posteriormente encaminhado para a área de cultivo de microalgas no *flat-panel* instalado na Faculdade de Engenharia de Bauru/Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (FEB-UNESP).

2.2 Procedimento experimental

O estudo foi realizado em duas etapas sequenciais e dependentes. Na primeira etapa, o efluente foi coletado na estação de tratamento de esgoto após tratamento pelo FAFA e encaminhado ao fotobioreator de 50 litros para crescimento das microalgas em área externa, sem controle das condições ambientais. Para acompanhar o desenvolvimento do tratamento foi realizada uma caracterização antes e depois do cultivo. Após o cultivo o mesmo efluente foi utilizado para a segunda etapa, quando foi realizado o pré teste de coagulação. Para a separação da biomassa microalgal e do efluente foi utilizado o método de coagulação/floculação seguido de sedimentação, para tal foi utilizado o equipamento *Jar Test* (Poli Control – Floc Contro IV). Cada jarro foi preenchido com 2,0 L do efluente utilizado no cultivo. Os parâmetros aplicados foram: gradiente de mistura rápida (Gr) de 200 s^{-1} por 2 min, mistura lenta (Gl) de 10 s^{-1} por 15 min e 10 min de sedimentação, selecionados de acordo com as condições determinadas por Teixeira *et al*. (2022). Os coagulantesselecionados foram: extrato aquoso da semente de *moringa oleífera Lam* (MO) [1000 a 3000 mg/L], a base de tanino (TA) [100 a 1100 mg/L] e sulfato de aluminio (SA) [100 a 500 mg/L]. Para a separação não houve correção no valor de pH do efluente que apresentava o valor de 10,3 no momento da separação. Amostras do sobrenadante foram retiradas da zona clarificada por uma abertura a 7cm da superfície do líquido após 10 min de sedimentação.

2.3 Parâmetros analisados

Durante o cultivo foi avaliada diariamente a concentração de fósforo, que atingiu remoção de 92% em 4 dias quando foi definido o fim do cultivo. No primeiro e último dia de cultivo foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, cor, turbidez, densidade celular, densidade óptica para nos comprimentos 540 nm, 682 nm e 750 nm, concentração de sólidos em suspensão totais, clorofila-a, nitrogênio total, fósforo total e DQO. Além das análises para determinação de coliformes totais e *E. coli*. Todas as análises realizadas durante o experimento seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização inicial

As características iniciais do efluente utilizado no estudo são apresentadas na Tabela 1, sendo t0 a caracterização antes do cultivo e t4 a caracterização após 4 dias de cultivo. O efluente t4 foi o utilizado para a separação. O efluente apresentou aumento no valor de

pH durante o cultivo resultando em um valor de pH acima de 10,0 ao final do cultivo. Os valores de cor aparente e turbidez aumentaram 80% e 62% respectivamente, durante o cultivo. Em apenes 4 dias houve a remoção de 92% de fósforo total (P_{total}) e 87% de nitrogênio total (N_{total}).

3.2 Teste de separação

O efluente t4 foi o utilizado na separação e apresentou valor de pH de 10,3 que não foi corrigido para a separação, para que pudesse ser observada a atuação dos coagulantes fora da faixa ótima. Na Fig. 1. Pode ser observado o comportamento de cada coagulante, de acordo com as dosagens utilizadas. MO não apresentou capacidade de coagulação em nenhuma das dosagens testadas, não atingindo valores aceitáveis de remoção. Isso pode estar relacionado ao nível elevado de pH da amostra tratada, pois MO demonstrou ter um melhor desempenho na faixa de pH de 7 a 9 no estudo realizado por (Desta and Bote, 2021). No estudo realizado por Vega Andrade *et al*. (2021), 600 mg/L de MO apresentou a mesma eficiência que 200 mg/L de AS e ainda apresentou desempenho entre os valores de pH de 4,0 a 9,0. Dentre as dosagens utilizadas para TA a dosagem de 1100 mg/L apresentou a maior capacidade de atuação, porém vale ressaltar que em nenhuma dosagem utilizada houve remoção de cor acima de 90%, por isso a melhor dosagem ficou definida como aquela que atingiu a remoção esperada nos demais parâmetros analisados. Isso é semelhante aos resultados encontrados por Teixeira *et al*. (2022) sobre o desempenho do TA na separação de biomassa de efluente sanitário previamente tratado, alcançando 90% de remoção de cor juntamente com outros parâmetros analisados como turbidez e densidade óptica, embora em uma concentração de dosagem muito menor de 100 mg/L, mas em valor de pH de 5,0. Consequentemente, a variação na concentração pode estar ligada ao alto valor de pH, o que requer maior quantidade na concentração de tanino para alcançar a estabilização (Ibrahim and Yaser, 2019). O SA apresentou altas eficiências mesmo aplicado fora da faixa ótima, sendo que a melhor dosagem foi 320 mg/L, a menor dosagem entre os coagulantes utilizados.

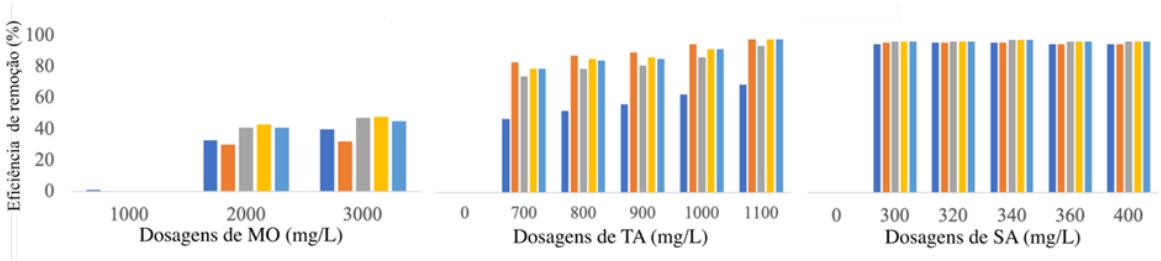


Fig. 1. Eficiencia de remoção por dosagem de coagulante de *moringa oleífera Lam* (MO), a base de tanino (TA) e sulfato de alumínio (SA).

3.3 Efluente final

Na tabela 1 também estão apresentadas as caracterizações do efluente após separação com seus respectivos coagulantes. Para MO, pode ser observado uma leve alteração

dos parâmetros em relação a t4 indiando que a separação não pode ser concluída. Pode ser observado que entre os efluentes de TA e SA há diferença significativa, indicando que a utilização de SA produz um sobrenadante com menor cor, turbidez, Ptotal e Ntotal. Porém, o valor final de pH é de 5,2 ficando abaixo do exigido pela legislação brasileira para reuso não potável. Apesar do efluente final do TA apresentar um valor de cor aparente significativamente maior do que o obtido utilizando SA os demais parâmetros se enquadram para o reuso, incluindo o valor de pH que se encontra entre 6 a 9, conforme exigido pelas legislações.

Tabela 1. Caracterização do efluente inicial (t0), após o cultivo (t4), após separação com tanino (TA), sulfato de alumínio (SA) e *moringa oleifera Lam* (MO).

Parâmetros		t0	t4	MO	**TA**	**SA**
pH		7,8	10,3	9,4	7,6	5,2
Cor (UC)		196	989	314	173	22
Turbidez (UNT)		24,7	64,77	34,3	3,0	1,8
DO	530	0,076	0,225	0,043	0,011	0,225
	680	0,084	0,224	0,026	0,011	0,224
	750	0,064	0,19	0,021	0,009	0,19
DQO (mg,L^{-1})		205,4	142,7	437	128	70
P_{total} (mg,L^{-1})		10,4	0,8	1,7	1,5	0,1
N_{total} (mg,L^{-1})		53	6,5	24,0	17,6	9,5
SST (g,L^{-1})		0,08	0,21	0,285	0,085	0,045

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho, tanto os coagulantes naturais quanto os sintéticos obtiveram eficiência na remoção de turbidez e cor aparente. O uso de MO como coagulante, neste estudo, não apresentou capacidade para separação da biomassa do sobrenadante ou remoção dos parâmetros estudados, dessa forma não pode ser comparado aos demais. Porém, em outros estudos realizados com valores de pH abaixo de 9,0 MO demonstrou potencial como coagulante natural. O TA foi capaz de atuar eficientemente na coagulação da biomassa de algas cultivadas no efluente alcançando remoção de cor, turbidez e OD superiores a 90%. Para atingir eficiência semelhante, foi necessário utilizar 70% (base de massa) a mais de floculante em relação a SA. Embora TA apresente a desvantagem de exigir uma dosagem mais alta na utilização fora da sua faixa ótima de atuação, o coagulante natural não afeta a alcalinidade e, portanto, nenhum produto adicional é necessário para corrigir o pH final. Foi observada diferença significativa entre os sobrenadantes de TA e SA, porém as diferenças não impedem o uso de TA, ainda mais considerando que este produz biomassa e sobrenadante menos poluente (livre de alumínio), com boas propriedades de coagulação e adequadas de cor, turbidez e remoção de DO. O efluente final obtido utilizando SA precisa de correção de pH pois está abaixo dos valores limites das legislações de reuso não potável.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) - Finanças código 001; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) processos 309064/2018-0 e 427936/2018-7, e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e 2018/18367-1 pelo apoio ao desenvolvimento deste estudo. Os autores agradecem à TANAC por fornecer o tanfloc SG. Agradecem também ao Departamento de água e esgoto de Bauru pela infraestrutura cedida para realização do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acién, F.G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M.M., Fernández-Sevilla, J.M., Molina-Grima, E., 2016. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? Appl Microbiol Biotechnol 100, 9013–9022. https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7

Ammar, E.E., Aioub, A.A.A., Elesawy, A.E., Karkour, A.M., Mouhamed, M.S., Amer, A.A., EL-Shershaby, N.A., 2022. Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective: The role of Algae as a Bio-fertilizer in serving of ecosystem. Saudi Journal of Biological Sciences 29, 3083–3096. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.03.020

APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. https://wef.org/resources/publications/books/StandardMethods/

Desta, W.M., Bote, M.E., 2021. Wastewater treatment using a natural coagulant (Moringa oleifera seeds): optimization through response surface methodology. Heliyon 7, e08451. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08451

Duan, J., Gregory, J., 2003. Coagulation by hydrolysing metal salts. Advances in Colloid and Interface Science 100–102, 475–502. https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2

Espinosa, M.F., Verbyla, M.E., Vassalle, L., Rosa-Machado, A.T., Zhao, F., Gaunin, A., Mota, C.R., 2021. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. Science of the Total Environment 760. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144309

Guven, H., Dereli, R.K., Ozgun, H., Ersahin, M.E., Ozturk, I., 2019. Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. Progress in Energy and Combustion Science 70, 145–168. https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.10.002

Ibrahim, A., Yaser, A.Z., 2019. Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. Journal of Environmental Chemical Engineering 7, 103483. https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483

Leite, L.K. de S., 2022. Avaliação da eficiência de coagulantes naturais a base de tanino para o tratamento de água preta do Município de Itacoatiara-AM. (Trabalho de Conclusão de Curso). Brasil.

Ruan, Y., Wu, R., Lam, J.C.W., Zhang, K., Lam, P.K.S., 2019. Seasonal occurrence and fate of chiral pharmaceuticals in different sewage treatment systems in Hong Kong: Mass balance, enantiomeric profiling, and risk assessment. Water Res 149, 607–616. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.010

Silva, G.H.R., Sueitt, A.P.E., Haimes, S., Tripidaki, A., van Zwieten, R., Fernandes, T.V., 2019. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. Algal Research 44, 101715. https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101715

Sukenik, A., Shelef, G., 1984. Algal autoflocculation—verification and proposed mechanism. Biotechnology and Bioengineering 26, 142–147. https://doi.org/10.1002/bit.260260206

Talaiekhozani, A., Rezania, S., 2017. Application of photosynthetic bacteria for removal of heavy metals, macro-pollutants and dye from wastewater: A review. Journal of Water Process Engineering 19, 312–321. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.09.004

Teixeira, M.S., Speranza, L.G., da Silva, I.C., Moruzzi, R.B., Silva, G.H.R., 2022. Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: Efficiency, floc morphology and products characterization. Science of The Total Environment 807, 150776. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150776

Vega Andrade, P., Palanca, C.F., de Oliveira, M.A.C., Ito, C.Y.K., dos Reis, A.G., 2021. Use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant in domestic wastewater tertiary treatment: Physicochemical, cytotoxicity and bacterial load evaluation. Journal of Water Process Engineering 40, 101859. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101859

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

252

DRENAGEM SUSTENTÁVEL DAS RIBEIRAS PARA A PROTEÇÃO DAS PRAIAS DO PORTO

Cláudia COSTA[1], Joana TEIXEIRA[2], Rita CUNHA[3], Catarina TUNA[4]

[1] *Águas e Energia do Porto, EM, Rua Barão Nova Sintra, 285, Porto, claudia.costa@aguasdoporto.pt*

[2] *Águas e Energia do Porto, EM, Rua Barão Nova Sintra, 285, Porto, joana.teixeira@aguasdoporto.pt*

[3] *Águas e Energia do Porto, EM, Rua Barão Nova Sintra, 285, Porto, rita.cunha@aguasdoporto.pt*

[4] *Águas e Energia do Porto, EM, Rua Barão Nova Sintra, 285, Porto, catarina.tuna@aguasdoporto.pt*

RESUMO

A Águas e Energia do Porto, EM adotou, ao longo dos últimos anos, uma política de gestão integrada dos recursos hídricos com vista a proteger e valorizar estes recursos e adaptar o território do Município do Porto aos efeitos das alterações climáticas, contribuindo também para o desenvolvimento sustentável da cidade. A realização de intervenções de desentubamento e reabilitação com recurso a *Nature Based Solutions*, a permanente monitorização dos recursos hídricos, a sua integração na Estrutura Ecológica Municipal e o desenvolvimento do Plano de Valorização e Reabilitação das Linhas de Água (PVRLA) do Municipio do Porto, constituem importantes passos na percurssão deste objetivo.

Para além das ribeiras que se localizam na frente marítima, outros fatores podem afetar a qualidade das águas balneares, como por exemplo, águas provenientes de lavagem de arruamento e passeios. Assim, é importante garantir a existência de uma solução barreira protetora das águas balneares, tendo sido realizado neste âmbito um Estudo de Medidas de Proteção e Conservação de Águas Balneares.

Palavras-Chave: alterações climáticas; sustentabilidade; ribeiras; praias; *Nature Based Solutions*

1. CICLO URBANO DA ÁGUA

O crescimento e evolução das cidades introduziu uma acrescida complexidade ao ciclo da água, deixando de existir apenas o seu ciclo natural, passando a existir um ciclo que reflete a utilização da água pelo Homem desde o momento em que é captada até à sua restituição no meio natural. Este “novo” ciclo, o Ciclo Urbano da Água, caracteriza-se pela existência de condutas para abastecimento de água potável, coletores para drenagem de águas residuais e pluviais, tratamento de águas residuais, ribeiras entubadas, cursos de água superficiais e praias. Dada a interligação entre todos estes componentes, o Município do Porto adotou um modelo de gestão integrada, eficiente e sustentável de todo o ciclo urbano concentrada numa única entidade, tendo constituído para o efeito a empresa Águas e Energia do Porto, EM, em 2006. A proteção dos rios e ribeiras tem

impactes positivos diretos na qualidade das águas balneares e consequentemente no desenvolvimento socioeconómico, proteção da saúde pública e valorização ambiental da frente marítima do Porto. No entanto, fatores externos, como por exemplo afluências indevidas, poderão influenciar a qualidade das águas balneares, comprometendo os exigentes requisitos do programa Bandeira Azul. Face ao exposto, a Águas e Energia do Porto, EM tem apostado cada vez mais em soluções inovadoras e disruptivas que permitam proteger os recursos hídricos da cidade (rios, ribeiras e águas balneares) em detrimento das soluções convencionais de drenagem, tendo, a título de exemplo, utilizado em 2021 infraestruturas desativadas que depois de devidamente recuperadas passaram a desempenhar uma nova função de drenagem.

2. GESTÃO DE RIOS E RIBEIRAS EM CONTEXTO URBANO

A cidade do Porto é atravessada por cerca de 85 km de rede hidrográfica, distribuídos por 4 rios e 12 ribeiras, sendo que 82% destas se encontram entubadas, de acordo com a Figura 1. A estratégia adotada ao nível da gestão destes recursos pretende estabelecer um compromisso entre o carácter fortemente urbano e os recursos hídricos da cidade, assente em três eixos de intervenção: despoluir, desentubar e reabilitar.



Figura 1: Os rios e ribeiras do Municipio do Porto.

A monitorização dos rios e ribeiras é uma das ferramentas mais eficazes para a promoção da melhoria das massas de água que se faz sentir não só ao nível das ribeiras como também nas águas balneares. Esta monitorização corresponde à inspeção visual, quer em troços a céu aberto quer entubados, realizada por trabalhadores especializados conhecidos como “Guarda-Rios”. Este tipo de abordagem tem permitido identificar, de forma mais célere, descargas indevidas prediais, de águas lodosas e com resíduos de obra. Durante estas inspeções é também promovida a remoção de resíduos e obstáculos ao escoamento das águas do leito e das margens. De salientar ainda que a proximidade dos “Guarda-Rios” com a população que habita junto das margens tem funcionado como uma importante via de sensibilização e educação ambiental.



Figura 2: Os Guarda-Rios do Muncipio do Porto.

A implementação de Nature Based Solutions (NBS) no âmbito de ações de desentubamento e reabilitação de leitos e margens foi uma das primeiras medidas adotadas com resultados muito positivos, especialmente em contexto de alterações climáticas, traduzindo-se em benefícios hidráulicos, ambientais e ecológicos, mas também em qualidade de vida na cidade. Ao longo dos anos, vários troços têm vindo a ser intervencionados um pouco por toda a cidade. Uma das intervenções mais recentes a destacar foi a expansão do Parque Oriental, inaugurado em 2019, através do projeto de Construção do Intercetor do Rio Tinto, desenvolvido em parceria pelos Municípios do Porto e Gondomar e Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Este projeto representa um investimento total de cerca de 9 milhões de euros, tendo obtido financiamento comunitário pelo Programa Operacional Sustentabilidade e Eficiência no Uso dos Recursos (POSEUR). Para além da despoluição do rio, pela condução das águas residuais tratadas nas ETAR de Rio Tinto e do Freixo para o Rio Douro, devido ao reduzido caudal do rio Tinto, esta empreitada permitiu a requalificação e estabilização das suas margens.

Inaugurado em março de 2022, o Parque Central da Asprela é um dos maiores projetos estratégicos do Município do Porto no combate às alterações climáticas, sendo a ribeira da Asprela um elemento em grande destaque do Parque. Representa um investimento de 1,7 milhões de euros, financiado pelo Fundo Ambiental do Ministério do Ambiente. Este novo “pulmão verde” com cerca de 60 mil m2 surgiu numa perspetiva de valorização das funções de proteção dos recursos, controlo de cheias e inundações e prevenção de riscos ambientais, que garantam boas condições de escoamento de água e sedimentos da ribeira da Asprela, em situações normais e extremas.

A integração dos rios e ribeiras (a céu aberto e entubados) na Estrutura Ecológica Municipal (EEM), do Plano Diretor Municipal (PDM) constitui um passo importante para um desenho urbano cada vez mais sensível à água, privilegiando a renaturalização das linhas de água

e criação de bacias de retenção naturais, interditando a canalização dos cursos de água atualmente existentes a céu aberto. Também a intervenção ao nível da bacia hidrográfica através da incorporação de soluções de base natural na rede de drenagem de águas pluviais será determinante na adaptação da cidade aos efeitos das alterações climáticas.



Figura 3: Parque Oriental do Porto (à esquerda) e Parque Central da Asprela (à direita).

A elaboração do Plano de Valorização e Reabilitação das Linhas de Água (PVRLA) do Municipio do Porto, financiada pelo Programa "Ambiente, Alterações Climáticas e Economia, de Baixo Carbono" dos EEA Grants 2014-2021 e prevista na Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas do Município do Porto, é de extrema importância para a minimização da vulnerabilidade dos rios e ribeiras e do território às alterações climáticas, tendo um papel fundamental na procura do equilíbrio entre as soluções "verdes" (fornecidas pela natureza) e as "cinza", bem como no envolvimento das partes interessadas na proteção e valorização destes recursos. Tem como objetivos a caracterização detalhada dos rios e ribeiras, envolvimento e participação de todas as partes interessadas, análises de perigos e riscos considerando diferentes cenários climáticos, identificar e priorizar medidas e investimentos e promover a implementação de NBS nos rios e ribeiras e rede de drenagem de águas pluviais.

3. GESTÃO DAS PRAIAS

As praias constituem um recurso essencial para assegurar o desenvolvimento sustentável das cidades, em todas as suas vertentes: económica (devido ao conjunto de atividades e serviços desenvolvidos no âmbito da época balnear), social (resultado do usufruto por parte da população das praias) e ambiental (devido à preservação dos ecossistemas costeiros). Atualmente, a frente marítima do Município do Porto é constituída por dez praias, distribuídas por quatro zonas balneares, a saber: Zona Balnear da Foz (praia das Pastoras, do Carneiro, do Ourigo, dos Ingleses e da Luz), Zona Balnear de Gondarém (praia de Gondarém e do Molhe), Zona Balnear do Homem do Leme (praia do Homem do Leme e do Aquário) e Zona Balnear do Castelo do Queijo (praia do Castelo do Queijo). Os galardões atribuídos às praias do Porto em 2022 encontram-se apresentados na Figura 4.

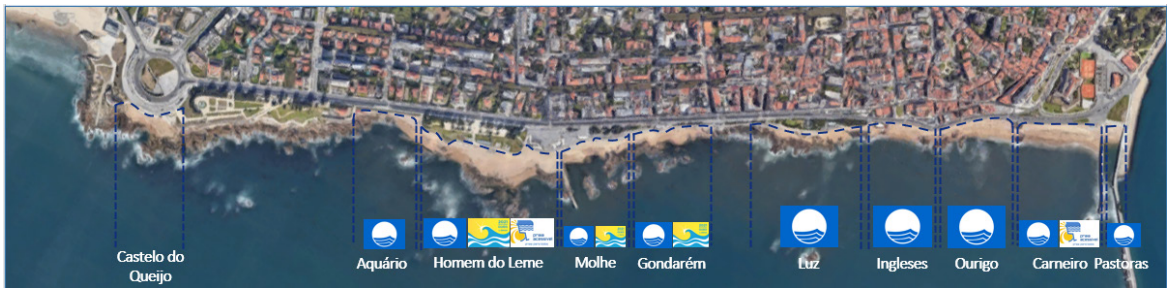


Figura 4: Galardões atribuídos às praias do Porto em 2022.

Apesar de as redes de drenagem da cidade do Porto serem separativas, isto é, a rede de águas pluviais ser independente da rede de águas residuais, verifica-se que as águas provenientes da lavagem de arruamentos e passeios, normalmente poluídas, são recolhidas por sarjetas, sumidouros e ralos, sendo transportadas pela rede de águas pluviais até ao mar. Para além disto, existem três ribeiras urbanas cuja foz se localiza na frente marítima do Porto, nomeadamente: a ribeira de Aldoar, de Nevogilde e da Ervilheira. Pese embora todo o trabalho de despoluição destas ribeiras, pontualmente podem ocorrer descargas ilegais de águas poluídas que comprometem a qualidade das águas balneares. A carga poluente destas águas não justifica, na maioria dos casos, o seu desvio total para ETAR e, por outro lado, soluções de grande porte para condução, armazenamento e descarga de águas pluviais estão em desuso, privilegiando-se soluções descentralizadas com redução de áreas impermeabilizadas e infiltração local, sem prejuízo de ser necessário desenvolver soluções de transição, que tendencialmente deixarão de ser necessárias quando for possível assegurar a total eliminação de descargas poluentes nos sistemas de águas pluviais e que, portanto, devem ser tão contidas quanto possível em termos de investimentos infraestruturais. Face ao exposto, é fundamental garantir a existência de uma solução de barreira protetora, desempenhada pelo intercetor de águas pluviais da frente marítima, que permitiu obter uma melhoria significativa na qualidade das águas balneares ao longo dos últimos anos.

Quinze anos após a construção do intercetor da frente marítima, que era suposto durar apenas cinco a dez anos, verifica-se que o mesmo está no limite de funcionamento, apresentando descontinuidade hidráulica e vulnerabilidade à agitação marítima e aos efeitos das altetações climáticas. Como tal, foi necessário estudar uma solução mais robusta e capaz de assegurar longevidade, segurança e qualidade ambiental na orla marítima. Assim, foi realizado entre final de 2020 e maio de 2021 um “Estudo de Medidas de Proteção e Conservação das Águas Balneares” que passou pelo diagnóstico da situação existente, baseado na análise dos resultados de diversos trabalhos de inspeção e monitorização. Foram definidas as linhas gerais da solução a curto e médio prazo, nomeadamente instalação de uma estação elevatória de águas pluviais, reabilitação de um intercetor de águas residuais fora de serviço, privilegiando soluções de base natural, alinhadas com o novo paradigma da *Water Sensitive Urban Design* e da economia circular.

254

ESTUDO DE RESILIÊNCIA DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DA ÁGUAS DO ALTO MINHO

Joana Pinto Coelho[1], Daniel MENDES[1], Sotero RIBEIRO[1], José GARCEZ[2], António LISBOA[2], Soraia MONTEIRO[2]

[1] *AdP VALOR, Rua Visconde Seabra, 3, Lisboa, j.coelho@adp.pt, daniel.mendes@adp.pt, s.ribeiro@adp.pt*

[2] *Águas do Alto Minho, Rua São Bartolomeu dos Mártires, n.º 156, Viana do Castelo, jose.garcez@adp.pt; antonio.lisboa@adp.pt;, soraia.ribeiro@adp.pt*

RESUMO

Em 2020 verificaram-se falhas em alguns subsistemas de abastecimento de água da Águas do Alto Minho (AdAM) com impacto na qualidade do serviço e na imagem da empresa junto dos seus utilizadores. Neste contexto, a Direção de Engenharia e Operação da AdP VALOR e a AdAM iniciaram a elaboração do Estudo de Resiliência do Sistema de Abastecimento de Água que visa, entre outros objetivos, promover uma abordagem integrada de avaliação e gestão do risco no sistema de abastecimento de água (SAA), através da conceção, desenvolvimento e implementação destes princípios e assim apoiar e aprofundar o conhecimento dos riscos e oportunidades associadas à gestão integrada e o processo de reengenharia, planeando a sua adaptação através de uma abordagem preventiva e adaptativa, contribuindo assim para o aumento da resiliência do SAA e direcionando a estratégia e recursos da empresa para o que é efetivamente crítico.

Palavras-Chave: Avaliação do Risco; Contingência; Reengenharia; Resiliência; Segurança

1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVO

O sector de abastecimento de água tem hoje um conjunto de desafios relacionados com a qualidade e quantidade/continuidade da água fornecida, e consequentemente com a saúde pública, em que a gestão do risco se tornou numa equação composta por inúmeras variáveis e com diferentes ponderações em função da situação geográfica, maturidade dos sistemas, formação dos técnicos, situação política, entre outros.

As novas ameaças de deterioração da qualidade da água para consumo humano e os impactos das alterações climáticos nos recursos hídricos, em particular na sua disponibilidade, justificam um esforço especial na vigilância e na gestão de todo o sistema de abastecimento de água, ampliando as possibilidades de uma entidade gestora poder reagir atempadamente a potenciais ameaças ao serviço prestado e à saúde pública.

No ano de 2020, início da atividade da AdAM, verificaram-se falhas em alguns subsistemas de abastecimento de água da área da parceria com impacto significativo na qualidade do

serviço prestado e na imagem da empresa junto dos seus clientes. Estas falhas poderão estar associadas não só a fragilidades do próprio sistema integrado de abastecimento (incluindo articulação alta-baixa), bem como a efeitos resultantes das alterações climáticas.

No contexto dos graves desafios que o setor enfrenta atualmente relacionados com a gestão da água, as metodologias de avaliação do risco tornaram-se ferramentas emergentes para a gestão do risco e indispensáveis para as entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água, com o objetivo de assegurar, de forma consistente, um abastecimento contínuo e seguro da água para consumo humano e de contribuir para ganhos de eficiência no desempenho das entidades gestoras.

Adicionalmente, o diploma legal que estabelece o regime para a qualidade da água destinada ao consumo humano foi alterado em concordância com o novo Anexo II da Diretiva do Conselho n.º 98/83/CE, de 03 de novembro, dando origem ao Decreto-Lei n.º 152/2017, de 07 de dezembro, que estabelece o regime da qualidade da água para consumo humano, tendo por objetivo proteger a saúde humana e assegurar tendencialmente a disponibilidade de água.

O referido Anexo II "concede um certo grau de flexibilidade na realização do controlo de inspeção e do controlo de rotina, permitindo uma amostragem menos frequente em determinadas circunstâncias", tendo em conta os princípios da avaliação e gestão do risco presentes na abordagem dos planos de segurança da água desenvolvida pela Organização Mundial de Saúde, juntamente com as diretrizes presentes na norma EN 15975-2, relativa à segurança nos sistemas de abastecimento de água destinada ao consumo humano.

No final do ano de 2020 a referida Diretiva foi reformulada, tendo sido integradas as várias alterações ocorridas e publicada a nova Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de dezembro de 2020, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. A presente Diretiva reforça a necessidade da implementação de uma abordagem baseada na gestão do risco para garantir que a água destinada ao consumo humano possa ser consumida com segurança durante toda a vida do consumidor, assegurando assim um elevado nível de proteção da saúde.

Neste contexto, a Direção de Engenharia e Operação da AdP VALOR, em conjunto com a AdAM, iniciou o desenvolvimento e a elaboração do Estudo de Resiliência do Sistema de Abastecimento de Água no âmbito do Plano de Ação para o fortalecimento da Parceria do Alto Minho.

O trabalho a desenvolver visa, entre outros objetivos, promover uma abordagem integrada de avaliação e gestão do risco no sistema de abastecimento de água, através da conceção, desenvolvimento e implementação destes princípios, com o objetivo de apoiar o processo de gestão da quantidade e qualidade da água fornecida e aumentar assim a resiliência do sistema de abastecimento de água gerido pela AdAM.

Com base nos princípios de avaliação e gestão do risco e de reengenharia, serão evidenciados os subsistemas que apresentam maiores fragilidades, o que permitirá

o desenvolvimento de uma análise mais abrangente e integrada a estes subsistemas, focando, entre outros, a evolução da procura; evolução tecnológica; alterações climáticas; disponibilidade na origem/ ponte de entrega em alta; pressão por parte da população servida e as alterações nos requisitos de qualidade.

Esta análise mais transversal, proporcionou uma oportunidade para, não só definir as medidas de contingência de curto prazo a implementar durante o Verão de 2021, mas também estudar a otimização dos sistemas de abastecimento de água existentes, apoiando um Processo de Reengenharia destes sistemas, numa perspetiva de planeamento sustentado do próximo ciclo de investimento e de resposta aos novos desafios que se impõem ao setor. Com este Processo de Reengenharia será realizada uma análise aos subsistemas de abastecimento de água da AdAM com o intuito de avaliar a sua suscetibilidade a pressões internas e externas e otimizar assim o sistema de abastecimento de água, seja pela garantia das necessidades seja pela agilização das operações ou outros que se identifiquem.

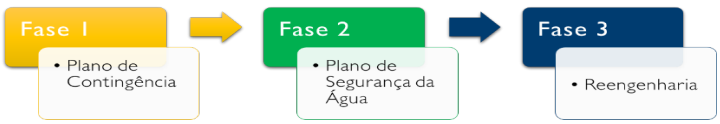
Por outro lado, com a adoção dos princípios da avaliação e gestão do risco potenciar-se-á uma mudança de imagem dos serviços de abastecimento de água da região junto da população em termos da disponibilidade e qualidade da água fornecida, que permitirá o aumento da confiança dos consumidores dos sistemas de abastecimento de água dos municípios abrangidos pela AdAM.

2. METODOLOGIA

Assegurar e aumentar a resiliência do sistema de abastecimento de água, requer uma análise fundamentada para apoiar a tomada de decisão e a incorporação da avaliação e gestão do risco nas práticas e processos empresariais existentes, incluindo na operação dos sistemas, nos ciclos orçamentais e nos processos de monitorização e revisão.

Neste contexto, o Estudo a desenvolver basear-se-á numa análise pragmática dos subsistemas e infraestruturas, apoiada pelo conhecimento histórico das equipas, com base nos princípios de avaliação e gestão do risco e nos critérios considerados nos processos de reengenharia.

O Estudo compreende três Fases articuladas entre si:



Estas três fases desenrolam-se de forma articulada, de modo a aprofundar o conhecimento sobre os riscos e as oportunidades associadas à gestão integrada e ao processo de reengenharia e planear a sua adaptação através de uma abordagem preventiva e adaptativa num contexto de incerteza futura, contribuindo assim para o aumento da resiliência do

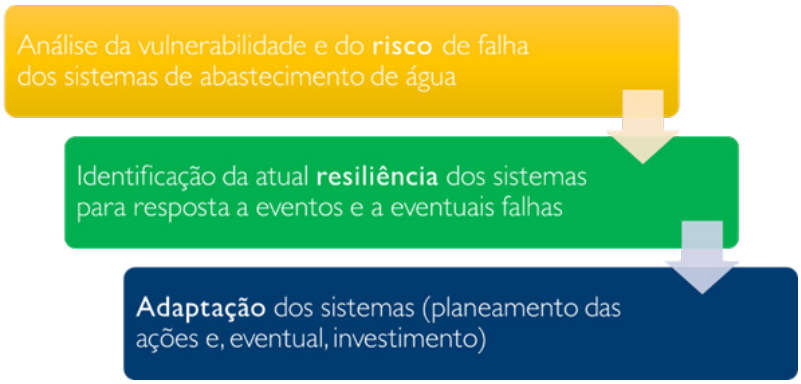
sistema de abastecimento de água da AdAM e direcionando a estratégia e recursos da empresa para o que é efetivamente crítico no curto, médio e longo prazo.

2.1 FASE 1 – Elaboração do Plano de Contingência para o período de verão de 2021

A adaptação aos desafios atuais do setor, nomeadamente às alterações climáticas e à gestão sustentável e integrada dos sistemas de abastecimento de água, deve desenvolver-se em ciclo, na procura da melhoria contínua com vista ao aumento da resiliência dos sistemas para garantir a qualidade, a continuidade e a eficiência do serviço prestado.

Do ponto de vista prático, a elaboração do plano de contingência incluiu a análise dos subsistemas de abastecimento de água existentes para melhor compreender e quantificar os riscos decorrentes da atual operação e dos impactos das alterações climáticas nestes sistemas. Esse entendimento permitiu identificar as soluções de adaptação e mitigação necessárias e integrá-las nos futuros planos de investimento e orçamentos de exploração.

A metodologia adotada para o desenvolvimento do plano de contingência teve em consideração os princípios de avaliação e gestão do risco, que permitiram identificar os subsistemas de abastecimento de água com maior risco de falha e as medidas para a sua mitigação, proporcionando à AdAM uma oportunidade para revisitar a exploração dos sistemas, o planeamento e priorização dos investimentos necessários e rever a relação com outras organizações e partes interessadas, nomeadamente a entidade gestora em alta.



Esta fase permitiu ainda o levantamento de situações que consubstanciam deficiências do sistema, com consequências no aumento da vulnerabilidade dos respetivos subsistemas e da sua operação, que contribuirá igualmente para a Fase 3 do Estudo. O primeiro universo de sistemas a ser abrangido por esta fase incluiu os subsistemas já identificados como críticos com base no histórico reportado pelas equipas operacionais. Porém, o exercício de avaliação e gestão do risco foi alargado a todo o sistema de abastecimento de água no final desta fase e na Fase 2 do Estudo de Resiliência.

2.2 FASE 2 – Elaboração do Plano de Segurança da Água (PSA)

Com a publicação do Decreto-Lei n.º 152/2017 de 07 de setembro, as entidades gestoras devem estabelecer os seus programas de controlo de qualidade da água destinada ao consumo humano baseados numa avaliação do risco, conforme previsto no artigo 14.º-A do presente decreto-lei.

Os PSA constituem uma análise sistemática dos perigos para a saúde pública existentes num determinado sistema de abastecimento de água e os processos de gestão necessários ao seu efetivo controlo e continuidade, fazendo a mudança de abordagem de um processo de monitorização de conformidade de "fim-de-linha" para um processo de gestão integrada e preventiva da segurança e da continuidade do serviço prestado.

Esta abordagem do PSA irá promover uma estratégia de gestão dos riscos que irá influenciar e/ou transformar as práticas de trabalho que uma entidade gestora de abastecimento de água possui para fornecer água segura e de forma contínua. Os PSA são um ponto essencial na gestão eficaz e na segurança do abastecimento de água para consumo humano.

Do ponto de vista metodológico, a elaboração do PSA no sistema de abastecimento de água para consumo humano da AdAM segue as orientações presentes nas Guidelines da Organização Mundial da Saúde, tendo sempre presente os princípios da Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2020 e do Decreto-Lei n.º 125/2017, de 7 de dezembro.

2.3 FASE 3 – Processo de Reengenharia

Visando o melhor desempenho do sistema e, em particular, no que respeita aos eventuais pontos críticos identificados nas fases anteriores, efetuou-se uma análise complementar detalhada do sistema de abastecimento de água, com vista a identificar oportunidades de melhoria e otimização e a executar, nos casos onde se justifique, a reengenharia desses sistemas.

De modo a atingir o objetivo solicitado, dividiu-se esta fase em quatro subfases, nomeadamente:

- **Diagnóstico da situação de referência** – tendo por base o trabalho desenvolvido nas fases anteriormente descritas, foram identificados e analisados os subsistemas que serão identificados nessas fases sendo ainda avaliada uma eventual inclusão de outros subsistemas de abastecimento de água.
- **Definição de ações de melhoria** – após a caracterização inicial, deu-se início ao levantamento das oportunidades de melhoria, sendo definidas ações para tal. Estas ações centram-se nas seguintes possibilidades: ampliações, desativação, remodelação de infraestruturas; interligação entre origens, entre subsistemas, entre redes ou zonas de abastecimento; articulação alta/baixa; e avaliação de eventuais impactos de novas origens

- Posteriormente serão agregadas as ações identificadas por tipologias de necessidades, de modo a definir eixos de atuação. Subsequentemente aplica-se uma metodologia de hierarquização de ações, com base numa análise custo-benefício desenvolvida através de uma estimativa dos investimentos necessários e de uma análise de risco qualitativa, que se apoia entre outros aspetos na avaliação "in-situ" do estado de conservação e funcional das infraestruturas.
- **Plano de ação** – por último, será desenhado um plano de ação tendo por base a hierarquização das ações, permitindo a sua calendarização.
- **Monitorização do Plano** – no final, serão elaboradas fichas de ação e mapeadas as ações em sistemas de informação geográfica, de modo a permitir a monitorização da implementação do plano.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A **Fase 1** foi desenvolvida até julho de 2021, tendo sido priorizados os riscos e a criticidade dos subsistemas e identificado um conjunto de medidas e soluções de adaptação e otimização, com o respetivo planeamento, que serviram de apoio à decisão para a garantia da resiliência do sistema de abastecimento de água no Verão de 2021.

Nesta fase foi de extrema importância considerar não só o desempenho dos sistemas de abastecimento de água num espaço curto de tempo (avaliação da atual capacidade de resposta), mas também tendo em conta o seu potencial para falharem ou tornarem-se ineficazes a médio e longo prazo em função da evolução e das mudanças que ocorram (capacidade adaptativa).

A **Fase 2** encontra-se ainda a decorrer, tendo sido submetida em abril de 2022 a avaliação do risco de acordo com referido diploma legal. Neste momento a AdAM encontra-se a concluir o seu PSA com o objetivo de assegurar sistematicamente a segurança, a continuidade e a aceitabilidade/confiança do abastecimento de água para consumo humano.

Por último, a **Fase 3** também se encontra em desenvolvimento, tendo em conta os resultados dos exercícios de avaliação e gestão do risco das anteriores fases e os critérios base para o processo de reengenharia dos subsistemas de água de forma a garantir a sustentabilidade ambiental e técnico-económica do sistema de abastecimento de água da AdAM a médio e longo prazo.

Todas estas fases constituem um ciclo de melhoria contínua com vista ao aumento da resiliência do sistema de abastecimento de água para garantir a qualidade, a continuidade, a eficiência do serviço prestado e a sua capacidade adaptativa.

A implementação de estratégias de gestão do risco e de adaptação que garantam múltiplos benefícios será integrada no processo de gestão de ativos, para assegurar assim a conformidade, planear a resposta a emergências, desenvolver capacidade interna e reforçar outros processos de tomada de decisão da empresa.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

A DIGITALIZAÇÃO INTEGRAL DE SISTEMAS INTEGRADOS DE SANEAMENTO. BALANÇO DE 20 ANOS DE UTILIZAÇÃO DE UMA PLATAFORMA INTEGRADA DE GESTÃO OPERACIONAL NO SISTEMA DE DESPOLUIÇÃO DO VALE DO AVE

João DELGADO[1], Andreia Vieira[2], Joel LEITÃO[3], Jorge TAVARES[4], Claudio CLAUDIO[5]

[1] *A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, joaodelgado@naviasolutions.com*

[2] *A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, avieira@naviasolutions.com*

[3] *A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, joelleitao@naviasolutions.com*

[4] *A2O – NAVIA, Av. D. Afonso Henriques 1122, sala L, 4450-011 Matosinhos, jtavares@naviasolutions.com*

[5] *TRATAVE, SA – Rua ETAR de Serzedelo, 4765-543 Serzedelo GMR, claudio.costa@tratave.pt*

RESUMO

Desde os anos 80 que o Rio Ave é vítima de uma forte pressão industrial, tendo sido considerado um dos rios mais poluídos da Europa. Com o inicio da atividade da TRATAVE, em 1998, a qualidade do rio Ave foi melhorando progressivamente. Entretanto a capacidade de tratamento da TRATAVE era de 75.600 m3/d tendo evoluído até aos atuais 138.000 m3/d. Ciente desta responsabilidade a TRATAVE sempre prestou grande atenção à sua gestão operacional, pelo que muito cedo sentiu a necessidade de uma ferramenta que ajudasse a sua equipa a garantir níveis elevados de desempenho e de garantia de qualidade. Após procurar soluções integradoras disponíveis no mercado e que respondessem a esta necessidade, a direção da TRATAVE conjuntamente com a empresa lançaram-se na implementação do NAVIA que entrou em serviço nas ETAR da TRATAVE em 2002/2003.

Estamos, pois, a completar 20 anos de um projeto de grande sucesso, bastante acarinhado pela TRATAVE pois, para além proporcionar ganhos evidentes em eficiência, garante qualidade ao serviço prestado e é um claro fator de motivação para a sua equipa técnica. No presente artigo discute-se os resultados práticos deste processo totalmente pioneiro de digitalização, cujo rácio custo/benefício é, em todas as perspetivas, extremamente favorável, permitindo um controlo mais eficiente sob o ponto de vista de qualidade e facilitando a otimização da instalação. Salienta-se o facto da TRATAVE ser uma empresa privada que gere uma infraestrutura pública, pelo que o modelo implementado sai validado para os operadores privados (as acionistas da TRATAVE são dois dos maiores operadores Portugueses) e para as infraestruturas publicas.

Palavras-Chave: Digitalização, Tratamento de Águas Residuais, Otimização de Processos, Apoio à Decisão, Plataforma tecnológica

1. A GESTÃO OPERACIONAL NUM SISTEMA INTEGRADO DE SANEAMENTO

A completar 25 anos de existência e atividade, a TRATAVE, SA, empresa concessionária responsável pela gestão e exploração do Sistema Integrado de Despoluição do Vale do Ave, desde a primeira hora foi pioneira no seu modelo de gestão e na aposta tecnológica, como fatores de melhoria de resultados e de eficiência operacional.

A TRATAVE sempre prestou grande atenção e cuidado à sua gestão operacional, pelo que muito cedo sentiu a necessidade de uma ferramenta que ajudasse a sua equipa a garantir níveis elevados de desempenho e qualidade. Após procurar soluções disponíveis no mercado e que respondessem a esta necessidade, a direção da TRATAVE conjuntamente com a empresa A2O e com a Universidade do Porto, lançaram-se na implementação do NAVIA que entrou em serviço nas ETAR da TRATAVE em 2002/2003.

Estamos a completar 20 anos de um projeto de grande sucesso, que é bastante acarinhado pela TRATAVE pois, para além proporcionar ganhos evidentes em eficiência, garante qualidade ao serviço prestado e é um claro fator de motivação para a sua equipa técnica.

2. A GESTÃO OPERACIONAL NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DA TRATAVE

Atualmente a TRATAVE é responsável pela exploração de cinco ETAR e sistemas intercetores associados, controlando cinco licenças de descargas na bacia do Rio Ave.

O desejo de prestar um serviço mais eficiente baseado num processo de melhoria contínua, levou a que, em 2002, a TRATAVE iniciasse a implementação de um sistema informático de gestão de ETAR o NAVIA.

2.1 Exploração de ETAR

O objetivo de uma ETAR é tratar a água bruta afluente, rejeitando um efluente final para o meio recetor de acordo com os padrões de qualidade fixados na licença de descarga da instalação. Assim, é fundamental uma correta operação das instalações, para garantir que se atinge esse objetivo de uma forma sustentável.

A gestão de uma ETAR requer muitos recursos, tais como reagentes e energia, requer a ligação com diversas operações de suporte, de gestão de pessoal, manutenção, financeiras, Higiene e Segurança no trabalho, compras, laboratório e etc… A atividade de uma ETAR ainda gera resíduos como gradados, areias e lamas. A integração desta informação fundamental para uma gestão eficiente.

Uma ETAR é composta por diversas fases de tratamento, cada uma delas com um objetivo específico que importa controlar, através de diferentes recursos e operações de suporte. É importante definir as varáveis de controlo associada a cada uma das fases, a forma de aquisição, limites de alerta e gamas de trabalho, que permitem em qualquer momento uma avaliação do estado de funcionamento da mesma.

2.2 A operação com o NAVIA

O NAVIA permite gerir as diversas operações associadas à gestão de uma ETAR, acompanhando desde o planeamento, execução das tarefas e registos associados as unidades de tratamento, permitindo também a verificação, avaliação e controlo dos processos. O NAVIA permite ainda a gestão da informação correta, célere e eficaz que "tradicionalmente" é realizada recorrendo a mão de obra intensiva, ou seja, com grande dispêndio de papel, com grande consumo de tempo, com resultados falíveis e com atrasos na atuação. Para a equipa da TRATAVE, o NAVIA passou a ser a "ferramenta" base da sua atividade diária, auxiliando-a e tornando-a mais eficiente. Sem o NAVIA, o acesso e a partilha de dados seriam reduzidos e consumiriam muito tempo.

Passou assim a ser possível corrigir e otimizar a operação em tempo útil garantindo um controlo total. Por outro lado, a análise de históricos permite conhecer os pontos fracos da operação, avaliando-os e otimizando-os, tendo em vista um processo permanente de melhoria contínua.

No dia-a-dia da operação da TRATAVE, o NAVIA automatiza rotinas, controla custos e minimiza riscos, garantindo que toda a informação é gerida e processada através dos seus mecanismos de gestão, nomeadamente:

- Introduzir registos e dados que podem ser utilizados em tarefas variadas;
- Facilidade em selecionar, ordenar, manipular e imprimir os dados de diversas maneiras e diversos fins;
- Executar gráficos para diversas análises;
- Garantir, maior precisão dos dados e verificação das gamas esperadas, e outras técnicas de edição;
- Uma melhor gestão dos reagentes;
- Organizar e guardar históricos de uma forma segura;
- Conhecer o estado de funcionamento de uma instalação com rapidez;
- Comunicar com rapidez e eficácia com colegas e partes interessadas.

O Navia permite ainda compilar e agregar registos de diferentes origens, tais como:

- Registos de diversas tarefas realizadas pelos operadores (folhas de avaria, qualidade da água…);
- Registos realizados pelas chefias (planeamentos, avaliações, tratamento de não conformidades…);
- Registos provenientes do laboratório (resultados laboratoriais);
- Registos do telegestões ou SCADA - (leituras de caudais, pH, pressão, ….);
- Registos do sistema de manutenção.

2.3 Tarefas – Planeamento, Execução e Verificação

O Navia permite o planeamento, registo, controlo da execução e verificação de diversas tarefas, tais como:

- Amostragem - Onde são definidos os locais de amostragem, tipos de amostras (compostas e/ou pontuais), horas de recolha de amostras, parâmetros a analisar em cada uma das amostras, registos associados a recolha, acondicionamento e transporte das amostras até o laboratório;
- Rondas - Onde são definidos os locais a serem verificados, bem como os registos das variáveis associadas a cada local, e horas a serem executadas;
- Recolha de alguns parâmetros, tais como oxigénio, confirmação das dosagens aplicadas – Onde são definidos as horas de recolha, e registos associados à mesma;
- Limpezas – Onde são definidos a periodicidade de execução das limpezas, horas, e registos associados;
- Tarefas de rotina manuais – abertura de válvulas, periodicidade e horas de execução de purgas de unidades de tratamento, etc.…, bem como registos associados a estas tarefas;
- Gestão de Resíduos: gradados, areias e lamas;
- Gestão de reagentes, confirmação de receção de encomendas e gestão de stocks;
- Registo e garantia das diversas atuações de controlo das unidades de tratamento.

Uma das grandes vantagens do NAVIA é a integração de processos. Uma ETAR consiste em muitos processos unitários, cada um com uma função concreta, sendo o funcionamento de uma fase de tratamento é definido de acordo com o caudal e a carga orgânica a tratar. Para otimizar uma ETAR o operador precisa de conhecer e controlar individualmente cada fase do tratamento e ter em atenção o inter-relacionamento existente entre eles.

As ETAR da TRATAVE são de grande dimensão tendo inumeras variáveis que devem ser controladas, pois o seu valor pode por em causa o bom funcionamento de toda instalação. Assim, é fundamental conhecer o funcionamento individualizado de cada equipamento, ou fase de tratamento, mas também é necessário saber como se relacionam entre eles, bem como os recursos necessários para tratar um determinado efluente. A base de uma boa decisão depende da informação disponível num determinado momento. Hoje em dia é obrigatório que as ETAR cumpram os requisitos para o qual foram concebidas 24 horas por dia, pois os ecossistemas não aguentariam descargas não conformes. Assim para uma gestão correta que garanta um funcionamento contínuo e ininterrupto é importante deter a informação necessária em tempo útil.

3. RESULTADOS OBTIDOS

Podemos avaliar os resultados obtidos sobre quatro perspetivas distintas:

3.1 Grandes Números nos primeiros 15 anos de utilização do NAVIA (dados até o fim de Junho de 2017):

A plataforma está a ser utilizada ininterruptamente desde 2002;

A plataforma é utilizada por 50 Utilizadores, em 5 ETARS distintas, nas quais há 1153 pontos de monitorização onde se registam mais de 880 variáveis;

Desde que a plataforma começou a ser utilizada foram processadas e registadas 774 080 tarefas e rotinas operacionais, que resultaram em mais de 8 milhões de registos;

3.2 Resultados quantitativos

Apesar de serem difíceis de mensurar os ganhos quantitativos são evidentes, façamos algumas contas:

- Se nas 774 080 tarefas realizadas houver uma redução de 5 minutos em processamento de dados por tarefa (a nossa experiência é que este rácio é bastante superior), verificamos um ganho equivalente a 64 500 horas, ou 8 000 dias, ou 366 meses, ou 33 anos de trabalho poupado. Se a mão de obra tiver um custo para empresa de 15 000€/ano, o ganho financeiro equivalente alcançado nos últimos 15 anos é superior a 495 000 euros;
- O registo na mobilidade do NAVIA das 774 080 tarefas, evitou que fossem feitas outras tantas fotocópias para o seu registo manual. Estima-se uma poupança de 1548 resmas de papel, de muito “toner” e de muita energia;
- Difícil de quantificar são as deslocações evitadas, sendo certo que serão muitas, uma vez que a TRATAVE gere 5 ETAR bastante distanciadas entre elas e a utilização do NAVIA minimizou significativamente a necessidade de intervenção dos responsáveis técnicos;
- Outro proveito difícil de quantificar é o tempo ganho no processamento automático de relatórios e indicadores que a TRATAVE passou a processar automaticamente no NAVIA.

3.3 Resultados qualitativos

Toda a operação da TRATAVE é suportada, normalizada e gerida num único software;

- A TRATAVE é efetivamente dona de todo o conhecimento (cadastral, de atividade e de qualidade) associado às infraestruturas que gere, tendo-o de uma forma organizada e corporativamente disponível em tempo real;
- A TRATAVE tem a capacidade de detetar e entender em tempo real uma situação anómala e de responder, de forma documentada a questões técnicas de clientes;
- A TRATAVE funciona 24/24 com controlo de qualidade e alarmística que, para além de garantir uma gestão preditiva, garante a monitorização de todo o sistema e a responsabilização da equipa e dos fornecedores;
- A TRATAVE garante a rastreabilidade de todos os registos e análise de causas facilitada, suportando todo o seu sistema de gestão ambiental e pela qualidade numa única plataforma;

3.4 Motivação da equipa operacional

Desde que o NAVIA entrou ao serviço, em 2002, a sua taxa de disponibilidade e de fiabilidade é de 99,99%;

O NAVIA é apreciado unanimemente por toda a equipa da TRATAVE que o considera uma ferramenta fundamental, que melhorou significativamente a produtividade da empresa.

A direção da TRATAVE tem em plena utilização uma ferramenta que controla e responsabiliza uma equipa de 50 colaboradores e, curiosamente, a equipa aprecia este facto!

A equipa da TRATAVE não consegue sequer imaginar a gestão de ETAR sem o NAVIA.

4. CONCLUSÃO

Em síntese a implementação do NAVIA na TRATAVE é um projeto de um enorme sucesso, cujo rácio custo/benefício é, em todas as perspetivas, extremamente favorável, permitindo um controlo mais eficiente e facilitando a otimização dos seus processos. Salienta-se o facto da TRATAVE ser uma empresa privada que gere uma infraestrutura pública, pelo que o modelo implementado sai validado para os operadores privados (as acionistas da TRATAVE são dois dos maiores operadores Portugueses) e para as infraestruturas públicas.

Mais não fosse, a longevidade e a vitalidade da plena utilização do NAVIA na TRATAVE, são fatores de acreditação explícitos e inquestionáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

RAMIREZ, M., VICENTE, A., TORRES, N., TAVARES, J. CÉSAR, S., CASTRO, F. – “Otimização Operacional Integrada na Gestão da Água de Consumo da Costa Brava – Espanha”. XVI SEREA, 2019, Lisboa (Portugal).

TAVARES, J. – “Optimização do desempenho operacional de uma infraestrutura de saneamento. Case study da aplicação da plataforma NAVIA™ num sistema de tratamento de água da Sabesp”, 23º Encontro Técnico AESABESP e FENASAM, Agosto 2012, São Paulo (Brasil).

TAVARES, J., BARROCAS,G.,CESAR,S.,SILVA, G., VIEIRA, J., JORGE, S. – “Otimização de recursos e melhoria de resultados na gestão de uma infraestrutura de coleta e tratamento de efluentes domésticos e industriais. A utilização da plataforma NAVIA™ na SimLis”. 11º Congresso da Água, Fevereiro 2012, Porto

TAVARES, J., CASTRO, F., VIEIRA, A., NOGUEIRA, S. – “A digitalização Integral do ciclo urbano da água – abordagem pragmática à industria 4.0”. 19º ENASB, Outubro 2021, Viseu (Portugal).

VIEIRA, P., COSTA, F., CUNHA, R. – “Transformação digital em entidades gestoras de água. A abordagem da Águas do Porto”. ENEG 2017, Évora (Portugal)

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

TRATAMENTO ALTERNATIVO DE LAMAS COM COAGULANTE ORGÂNICO DE MORINGA OLEIFERA

Gustavo HIGAWA[1], Joseane THEODORO[2], Ramiro MARTINS[3,4]

[1] *ESTiG, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, guhigawa@gmail.com*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, joseanepth@gmail.com*

[3] *ESTiG-DTQB, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, rmartins@ipb.pt*

[4] *LSRE-LCM - Laboratory of Separation and Reaction Engineering – Laboratory of Catalysis and Materials, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal*

RESUMO

As lamas do tratamento de águas residuais têm merecido atenção crescente devido aos riscos que representam para o ambiente e a saúde pública. Uma das etapas no tratamento de lamas é a desidratação, que pode ser melhorada com recurso a coagulantes e floculantes. A *Moringa oleifera* (MO) é uma planta que vem ganhando destaque devido às propriedades coagulantes naturais que possui, representando uma fonte acessível e ecologicalmente correta. O uso do extrato das sementes de MO apresenta propriedades coagulantes, apresentando-se como uma alternativa na desidratação de lamas. Os melhores valores de remoção de sólidos totais foram obtidos para uma altura de lama de 10 cm e dosagem de 50 mL/L de lama da solução coagulante a 10%, a que correspondeu uma lama com 18,6% de sólidos totais. Ao avaliar os resultados para diferentes alturas de lama na coluna, verifica-se que o volume de lama influencia negativamente o processo de espessamento. Para o drenado do processo foram determinadas a CQO e a turvação, com os valores a aumentarem significativamente quanto maior a dosagem de coagulante aplicada. Tal poderá ser explicado pela libertação de compostos orgânicos existentes na solução coagulante para o meio.

Palavras-Chave: coagulante; desidratação; lama ETAR; *Moringa oleifera*

1. INTRODUÇÃO

As lamas de deupração são um sub-produto do processo de tratamento de águas residuias que vem ganhado atenção, uma vez que podem ser fontes de poluição e o seu tratamento pode representar cerca de 60% dos custos de tratamento das águas residuais (Andreoli *et al*., 2007). Uma importante etapa no tratamento das lamas é a desidratação, com reflexo na redução dos custos de tratameto destes resíduos (Andreoli *et al*., 2007; Tat *et al*., 2010). Antes de dar início ao processo de desidratação, é comum o condicionamento da lama usando coagulantes, usualmente sendo os mais usados sais de alumínio e ferro.

No entanto, por conta dos impactos negativos que estes sais causam e tambem pelo custo, muito tem se aumentado a procura por soluções mais acessíveis e ecologicamente corretas (Okuda *et al*., 1999; Ghebremicheal e Hultman, 2004; Andreolli *et al*., 2007; Tat *et al*., 2010). O uso das propriedades coagulantes naturais das sementes da *Moringa oleifera* tem ganho muita atenção por apresentar resultados comparáveis com os coagulantes usados atualmente, sendo uma opção mais acessível, ecologicamente correta, um produto mais seguro para manuseio, evitando problemas de saúde e ambientais (Sutherland *et al*., 1990; Suarez *et al*., 2002; Ghebremicheal *et al*., 2004; Ghebremicheal *et al*., 2005; Tat *et al*., 2010). Assim, o objetivo deste estudo é otimizar a extração do agente coagulante da semente de *Moringa oleifera*, e utilizar o coagulante obtido no espessamento de lamas.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Otimização do processo de extração do agente ativo de coagulação das sementes de *Moringa oleifera*

O coagulante extraído das sementes da *Moringa oleifera (MO)* foi preparado a partir de sementes descascadas, trituradas, sendo o seu conteúdo lipídico removido via sohxleht e etanol, durante 6 horas. As sementes foram de seguida secas a 45 °C durante 24 horas.

Para extração do coagulante, a semente processada anteriormente foi colocada em contato com uma solução salina de NaCl (0,5M; 1,0M; 1,5M), durante 1 hora e agitação constante. Procedeu-se de seguida à filtração da mistura, e o filtrado que contém o agente coagulante foi armazenamento a 4 ºC até à sua utilização.

Foi selecionada a solução de 1,0 M por apresentar melhores resultados de remoção de umidade e produzir um bolo de sólidos de maior qualidade, o que está de acordo com resultados obtidos por Okuda *et al*. (1999) e Bouchareb *et al*. (2021).

Durante todo o estudo, foi usada uma solução de coagulante a 10% (m/v). Os ensaios de desidratação das lamas foram realizados em colunas de acrílico com diâmetro de 30 mm e altura de 600 mm. As colunas foram preenchidas com material filtrante de diâmetro 0,85 - 1,18 mm e uma altura de 10 cm.

2.2 Execução dos ensaios experimentais

As lamas utilizadas foram recolhidas à saída do decantador secundário da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Bragança. Na sua caracterização foram considerados os parâmetros pH, Sólidos Totais (ST), e Carência Química de Oxigénio (CQO).

A preparação das lamas foi feita no equipamento Jar Test, com adição de 0, 5, 10, 25 e 50 mL de coagulante por litro de lama. A mistura rápida foi realizada a 150 rpm durante 3 minutos, seguindo-se um período de agitação lenta, 12 minutos a 20 rpm. Procedeu-se então ao enchimento das colunas de desidratação com alturas de lama de 10, 20 e 40 cm. Durante os ensaios de desidratação foi registado o volume de filtrado recolhido em

tempos pré-definidos de 15, 30, 60, 300 e 1440 minutos. No final de cada experiência foi determinado o teor de ST do bolo de sólidos na coluna, e para o filtrado determinada a turvação e CQO.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Sólidos totais da lama e remoção de água

A Tabela 1 apresenta os resultados para o espessamento da lama, em termos de sólidos totais e percentagem de água removida.

Para os ensaios com altura de lama de 10 cm (Tabela 1), comportamento similar foi registado por Ghebremicheal e Hultman (2004). À medida que se aumenta a dosagem do coagulante, verifica-se um aumento na concentração de sólidos totais, enquanto para as alturas de 20 e 40 cm, o comportamento é oposto. A utilização do enchimento (material inerte), permitiu devido ao simples efeito de filtração obter uma lama com 6,85% de ST quando se partiu de lama com 1,52% ST. A utilização da solução de coagulante de MO a 10% permitiu alcançar uma % de ST de 18,6 para uma dosagem de 50 ml coagulante / litro de lama.

Quanto ao volume de água removida, a altura de lama de 10 cm (200 mL de lama), apresentou os maiores de valores de remoção, 39% a 44%, quando comparados com os ensaios com outras alturas de lama (20 e 40 cm). Pode concluir-se, que o volume de lama inicial condiciona de forma negativa o desempenho do processo de espessamento da lama.

3. CARACTERÍSTICAS DO DRENADO - CQO E TURVAÇÃO

Para os diversos ensaios realizados, os valores da CQO e da turvação do líquido drenado aumentam, com a utilização de dosagens crescentes da solução de coagulante, conforme mostrado na Tabela 2. No espessamento de um volume de 200 mL de lama (CQO de 10,2 g/L), sem adição de solução coagulante foi registada para o drenado uma CQO de 555 mg/L e uma turvação de 50 NTU. A adição de solução de coagulante de MO 10% na desidratação da lama mostrou que ao aumentar a dosagem de 5 para 50 mL/L de lama, a CQO aumentou de 653 mg/L para 3400 mg/L, com idêntico comportamento observado para a turvação (de 41 NTU para 120 NTU).

Diversos autores observaram idêntica correlação, na utilização de MO como coagulante em processos de tratamento de água, o que está associado à libertação de compostos orgânicos para o meio.

Tabela 1. Ensaios de desidratação da lama com solução de coagulante natural a 10%, extraído da semente de Moringa oleífera (extração com NaCl 1,0 M).

Dosagem de coagulante (mL/L lama)	ST inicial (%)	ST final (%)	Incremento ST (%)	Volume filtrado (mL)	Vol. água removido/ Vol. lama tratada (%)
Altura de lama, 10 cm (V=200 mL)					
controlo	1,52	6,85	350	78	39
5		8,97	490	80	40
10		10,7	605	80	40
25		13,0	757	83	42
50		18,6	1125	87	44
Altura de lama, 20 cm (V=400 mL)					
controlo	1,52	2,22	46	85	21
5		2,65	74	114	28
10		1,80	18	99	25
25		1,74	15	102	26
50		1,58	4	97	24
Altura de lama, 40 cm (V=600 mL)					
controlo	1,98	3,50	78	91	15
5		2,50	26	72	12
10		2,18	10	65	11
25		2,20	10	66	11
50		2,07	5	49	8

Tabela 2. Drenado do espessamento da lama, com solução coagulante de MO a 10%.

Dosagem de coagulante (mL/L)	CQO lama (g/L)	Drenado	
		CQO (g/L)	Turvação (NTU)
Altura de lama, 10 cm (V=200 mL)			
controlo	10,2	0,555	50
5		0,653	41
10		1,22	49
25		1,84	58
50		3,40	120

4. CONCLUSÕES

Uma importante etapa no tratamento das lamas de ETAs e ETARs é a desidratação, usualmente auxiliada por coagulantes à base de ferro e alumínio. Uma alternativa mais sustentável passa pela utilização de coagulantes orgânicos, como os obtidos das sementes de *Moringa oleifera*.

Pode concluir-se que a solução coagulante de MO pode representar uma alternativa viável no espessamento de lamas, contudo a configuração da coluna a usar e a altura de lama condiciona a sua eficácia. No presente estudo, para uma coluna com diâmetro de 30 mm, com uma camada de 10 cm de altura com material filtrante inerte de granulometria 0,85-1,18 mm, obteve-se uma lama final com um teor de sólidos totais de 18,6%. Verificou-se

que durante o processo de espessamento, a solução coagulante libertou para o meio compostos orgânicos, o que se traduziu por um aumento significativo da carência química de oxigénio e da turvação do drenado recolhido. Abordagens complementares a nível da extração da fração da MO com propriedades coagulantes deve prosseguir, nomeadamente com recurso a ultrassons.

Tabela 2. Drenado do espessamento da lama, com solução coagulante de MO a 10% (cont.).

Dosagem de coagulante (mL/L)	CQO lama (g/L)	Drenado	
		CQO (g/L)	Turvação (NTU)
Altura de lama, 20 cm (V=400 mL)			
controlo	10,2	1,62	132
5		1,59	330
10		1,83	381
25		2,99	472
50		4,66	482
Altura de lama, 40 cm (V=600 mL)			
controlo	27,4	4,87	581
5		4,93	465
10		5,87	635
25		5,87	703
50		6,25	1037

AGRADECIMENTOS

Agradecimento à Escola Superior de Tecnologia e Gestão - IPB pelo suporte em termos de instalações e equipamentos utilizados neste estudo, e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo fornecimento das sementes de *Moringa oleifera*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andreolli CV, Sperling MV, Fernandes F (2007) Sludge Treatment and Disposal. In: Biological Treatment Series, Londres

Bouchareb R., Derbal, K., Benalia, A. (2021) Optimization of active coagulante agent extraction method from Moringa oleifera seeds for municipal wastewater treatment. Water & Science Technology, 84(2), 393-403

Ghebremicheal, K. A., Hultman, B. (2004) Alum Sludge Dewatering Using *Moringa oleifera* as a Conditioner. Water, Air, and Soil Pollution, 158(1-4), 153-167.

Okuda, T., Baes, A. U., Nishijima, W., Okada, M. (1999) Improvement of Extraction Method of Coagulation Active Components from *Moringa oleifera* Seed. Water Research, 33(15), 3373-3378.

Tat, W. K., Idris, A., Noor, M. J. M. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., Muyibi, A., (2010) Optimization study on sewage sludge conditioning using Moringa oleifera seeds. Desalinization and Water Treatment, 16, 402-410.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

297

CIRCULARIDADE DA ÁGUA

Cristina MATOS[1], Isabel BENTES[2]

[1] *Departamento de Engenharias, ECT, UTAD, CIIMAR, crismato@utad.pt*

[2] *Departamento de Engenharias, ECT, UTAD, C-MADE, ibentes@utad.pt*

RESUMO

A sociedade e as empresas têm, cada vez mais a necessidade de caminhar para uma economia circular; um conceito que surgiu em resposta às desvantagens do modelo de crescimento convencional de "tomar-fazer-consumir e dispor", e á mudança para o desenvolvimento sustentável.

Os potenciais benefícios económicos, sociais e ambientais de avançar para uma economia circular são convincentes: até 2030, a Europa espera ver uma duplicação dos benefícios económicos, um crescimento de 11% nos rendimentos médios disponíveis e uma redução para metade das emissões de dióxido de carbono.

Para o setor da água – todas as instituições e indivíduos responsáveis pela gestão do ciclo da água – a transição para uma economia circular apresenta uma oportunidade para acelerar e ampliar a investigação e avanços tecnológicos que sustentam uma maior eficiência no setor.

Os serviços públicos de água, saneamento e águas residuais podem tornar-se motores da economia circular. As concessionárias de água têm uma oportunidade de começar a ver a água como um recurso valioso e mais, têm um papel importante a desempenhar como gestores de recursos.

Os sistemas de água existentes são muitas vezes ineficientes desde a captação até ao consumidor, e posteriormente de volta à captação. Existem grandes perdas de água a água é desperdiçada e mal utilizada. Tais sistemas continuarão a exacerbar a lacuna entre a oferta e a procura de água doce disponível.

O caminho da água deve ser desenvolvido como um sistema de circuito fechado, com opções de qualidade de água em cascata determinadas e diferenciadas por uso. Neste artigo apresentam-se alguns casos de estudo desenvolvidos, no sentido de contribuir para o avanço do estado da arte na circularidade do recurso água, bem como a sua interligação com o recurso energia.

Palavras-Chave: água; circularidade; reutilização; aproveitamento de águas pluviais.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem indispensável à vida, por isso, a sua escassez em algumas zonas do globo é uma das maiores preocupações do mundo actual. Este problema exige uma política de racionalização da utilização da água, evitando sobretudo o seu desperdício e promovendo mudanças comportamentais nomeadamente no sentido de adaptar a qualidade da água para o fim a que vai ser utilizada.

As Directrizes Europeias adotadas por Portugal evidenciam a necessidade de promoção da economia circular. Se em alguns sectores de atividade, como nos resíduos, tal propósito é evidente, nos recursos hídricos ainda há um longo caminho a percorrer e entraves a ultrapassar. A implementação de medidas que visem a circularidade deste recurso, é uma oportunidade para que o sector da água e saneamento se alinhe com os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas.

Se por um lado, a água é o recurso mais circular que existe, começando pelo seu ciclo natural- ciclo hidrológico- e acabando na intensificação da sua utilização, recorrendo a técnicas de recuperação intensivas que permitem uma rápida reutilização deste recurso, por outro lado, continua a não se adaptar o uso ao grau de tratamento necessário, potabilizando a água para fins que não o justificam. A maioria das estratégias de incremento da circularidade de uso da água assentam neste conceito de “Fit to purpose”.

Segundo a APA, (2022) a estratégia definida para a reutilização da água em Portugal é a seguinte: *Integrar os últimos desenvolvimentos sobre matéria, nomeadamente a nível da Europa;Abranger usos não potáveis (usos urbanos, agrícolas, florestais, industriais, paisagística, entre outros) incluindo o suporte de ecossistemas;Avaliar potenciais produtores e potenciais utilizadores;Definir um regime flexível, mas com mecanismos que garantam a segurança para a saúde e para o ambiente.*

Neste trabalho são apresentados vários casos de estudo, desenvolvidos pelas autoras e que englobam três vertentes fundamentais de incremento de circularidade, baseados na procura e implementação de fontes de água alternativas: Utilização de águas pluviais de escorrência (SAAP); Reutilização de águas cinzentas *in situ* (SPRAC); Reutilização de água residual tratada. Esta última, integra finalmente o Plano de Ação para a Economia Circular no Setor das Águas, introduzindo o regime jurídico que regulamenta a produção de Águas para Reutilização, obtidas a partir de águas residuais tratadas (Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto).

2. ENQUADRAMENTO

A nível internacional diversas organizações, nomeadamente a OMS, têm vindo a desenvolver estratégias com vista à promoção da reutilização de água, com base no desenvolvimento de normas que visam a proteção da saúde pública. Também a Organização Internacional de Normalização (ISO), tem vindo a desenvolver normas que visam a utilização de águas residuais tratadas para rega, usos urbanos, usos industriais e a avaliação do risco para

a saúde (ISO TC 282). No campo de acção da da Diretiva-Quadro da Água, foi adotado um guia para a promoção da reutilização de água, para a utilização na rega agrícola de águas residuais de origem urbana (abrangidas pela Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho). O Regulamento UE 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020, estabelece requisitos mínimos para a qualidade da água e a respetiva monitorização e disposições sobre a gestão dos riscos, para a utilização segura da água para reutilização no contexto da gestão integrada da água. Este regulamento é aplicável sempre que as águas residuais urbanas tratadas forem utilizadas para a rega agrícola e um dos seus objetivos prede-se precisamente com a promoção da economia circular (Fig. 1). O Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto já contempla a maioria das disposições do referido Regulamento.

A Associação Nacional para a qualidade das Instalações Prediais (anqip.pt) tem publicado algumas normas técnicas que ajudam na concepção, dimensionamento de instalação de sistemas de aproveitamento de águas pluviais e sistemas de reutilização de águas cinzentas tratadas, que se listam a seguir:

- Comissão Técnica 0701: Sistemas de aproveitamento de águas pluviais em edifícios.
- Comissão Técnica 0905: Reutilização e reciclagem de águas cinzentas.

As normas publicadas fornecem indicações para se conseguirem aplicar sistemas descentralizadas de aproveitamento de águas cinzentas tratadas (Fig.2).

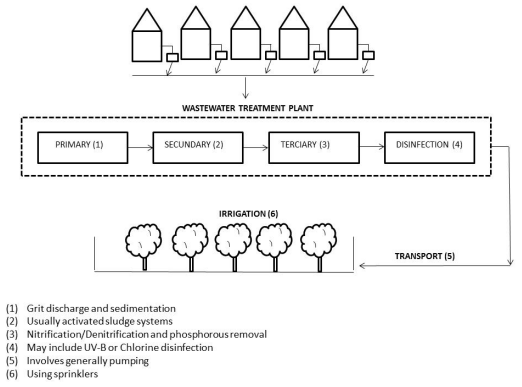


Fig. 1. Sistema regulamentado de reutilização de água tratada; reutilização centralizada (Fonte: Matos *et al*, 2014).

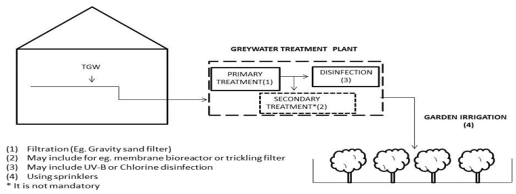


Fig. 2. Sistema descentralizado de reutilização de água cinzenta tratada (Fonte: Matos *et al*, 2014).

3. DESCRIÇÃO DOS CASOS DE ESTUDO

Neste artigo ir-se-ão descrever alguns casos de estudo focados na procura de fontes de água alternativas para usos não potáveis.

3.1 Aproveitamento de águas pluviais de escorrência

Os primeiros casos de estudo que iremos apresentar referem-se a SAAP's desenhados no âmbito de trabalhos de investigação desenvolvidos pelas autoras entre os anos de 2004 e 2016. Apresentam-se três casos distintos que revelaram resultados bastante díspares fazendo evidenciar a importância do dimensionamento destes sistemas no estudo da sua viabilidade económica. O primeiro destes casos refere-se ao dimensionamento de um SAAP para uma cooperativa residencial (Fig. 3), o segundo ao dimensionamento de um SAAP para o campus da UTAD (Fig. 4) e o terceiro ao dimensionamento de um SAAP para o projeto Dolce Vita Braga (Fig.5).



Fig. 3. Urbanização "O Professor" em Vila Real.



Fig. 4. Campus da UTAD.



Fig. 5. Dolce Vita Braga.

Na tabela 1 referem-se alguns elementos importantes sobre estes casos de estudo bem como as suas principais conclusões.

Tabela 1. Elementos importantes sobre os SAAP estudados.

Caso de Estudo	Método de dimensionamento	Fins não potáveis a que se destina o SAAP	Principais conclusões
Urbanização "O Professor"	Método de RIPL Período de regularização de 1 ano	Rega de jardins	Inviável dada a dimensão resultante para o reservatório.
Campus UTAD	Método de RIPL	Rega	Viável desde que o SAAP seja dividido em vários subsistemas dada a topografia.
Dolce Vita Braga	Método de RIPL Período de regularização de 7 meses	Autoclismos, Lavagem de pavimentos, rega de jardins	Retorno do investimento num período extremamente curto (33 meses).

3.2 Reutilização de águas cinzentas tratadas *in situ*

O caso de estudo que se segue refere-se ao estudo de caraterização das águas cinzentas geradas numa habitação unifamiliar (Matos, 2009), bem como ao dimensionamento e aplicação de um SPRAC para utilização em rega de árvores de fruto (Fig. 6). Neste caso de estudo, numa primeira fase foram caraterizadas as águas cinzentas geradas sob o ponto de vista qualitativo e quantitativo e posteriormente procedeu-se ao dimensionamento do

sistema, que integrava um tratamento simplificado, armazenamento de água tratada e utilização em rega.



Fig. 6. Esquema de reutilização de água cinzenta tratada.

4. CONCLUSÕES

Torna-se premente a disseminação de sistemas de abastecimento que usem fontes de água alternativas em fins não potáveis contribuindo assim para os principaios de circularidade da água. As descargas de autoclismos, a lavagem de veículos e pavimentos e a rega de jardins e similares, são usos em que a quantidade de água exigida é elevada e onde a qualidade pode ser inferior à da água potável, constituindo fins potenciais de reutilização numa habitação unifamiliar. A utilização de águas pluviais de escorrência ou de águas cinzentas *in situ*, águas provenientes dos diversos aparelhos sanitários, excluindo as sanitas, pode revelar-se, uma prática a considerar desde que a sua quantidade e qualidade seja suficiente para suprir a procura para os fins acima referidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Matos, C. 2009. “Reutilização da água- Utilização de águas cinzentas *in situ*.” Tese de doutoramento. UTAD

Matos, C., Pereira, S., Amorim, E.V., Bentes, I., Briga-Sá, A.. (2014). Wastewater and Greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems- an integrated approach on water quality, energy consumption and CO2 emissions. Science of the Total Environment, 493: 463-471. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.129

LEGISLAÇÃO

ISO TC 282

Diretiva-Quadro da Água,

Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991,

Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho

Regulamento UE 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020

Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto

REFERÊNCIAS INTERNET

Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: <https://apambiente.pt/agua/agua-para-reutilizacao-apr> Acesso em 3 de junho de 2022

Associação Nacional para a qualidade das instalações prediais. Disponível em: <https://anqip.pt> Acesso em 3 de junho de 2022

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

PROJETO DE LOTEAMENTO SUSTENTÁVEL. APROVEITAMENTO, REUTILIZAÇÃO E HIDROGERAÇÃO

Jorge CARDOSO-GONÇALVES[1], Samuel GONÇALVES[2]

[1] *WSCM – Water Services Consulting and Management Lda, ci3 - Centro de Incubação e Inovação Industrial de Arouca - Urbanização Vila Pavão, 4540-322 Escariz, Arouca, jorge.cardoso.goncalves@wscm.pt*

[2] *Summary Architecture, Rua do Monte Cativo n.º 258, 4050-399 Porto, sg@summary.pt*

RESUMO

Nesta comunicação, propõe-se uma abordagem integrada das infraestruturas e das instalações hidráulicas de um Projeto de Loteamento Sustentável. Este projeto pretende assumir-se como uma referência na sustentabilidade ambiental, encarando a eficiência hídrica e energética como elemento central, designadamente através da implementação de um Sistema de Aproveitamento de Águas Pluviais e Cinzentas e de um Sistema de Hidrogeração. As soluções associadas aos dois sistemas mencionados promovem o conceito de "bairros sustentáveis" com manutenção e monitorização constante da solução global por parte do Município.

O aproveitamento de águas pluviais e cinzentas, através de soluções de tratamento baseadas na natureza, introduz uma perspetiva de circularidade, reutilizando as águas residuais cinzentas produzidas no Loteamento e aproveitando as águas pluviais recolhidas para, após tratamento, abastecerem uma rede de água não potável para irrigação dos espaços verdes tanto privativos como coletivos.

A produção de energia (hidrogeração), para consumo no Loteamento, apresenta-se como uma solução inovadora, que potencia o aproveitamento da energia do escoamento de uma conduta de abastecimento de água instalada na proximidade do loteamento, através da instalação de uma turbina. O sistema propõe-se visível, permitindo a qualquer habitante ou transeunte perceber em tempo real, através de um painel interativo, a quantidade de energia que está a ser produzida, qual o seu destino e qual a poupança económica a esta associada.

A proposta deste sistema de gestão circular de instalações hidráulicas prediais visa o desenvolvimento de uma solução resiliente - economicamente viável, ambientalmente sustentável e tecnologicamente inovadora.

Palavras-Chave: hidrogeração; reutilização; sustentabilidade; circularidade; inovação.

1. INTRODUÇÃO

O desenho de edifícios e infraestruturas resilientes resulta da aplicação de metodologias e técnicas construtivas consolidadas na comunidade científica e de soluções inovadoras, que possibilitem responder às necessidades da sociedade com a menor mobilização de recursos. O projeto de loteamento a que se refere a presente comunicação apresenta-se como uma aposta na sustentabilidade ambiental, encarando a eficiência hídrica e energética como elemento central, designadamente através da implementação de um Sistema de Aproveitamento de Águas Pluviais e Cinzentas (SAAPC) e de um Sistema de Hidrogeração (produção de energia com microturbina associada ao sistema de abastecimento de água) (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

2. APROVEITAMENTO, REUTILIZAÇÃO E HIDROGERAÇÃO

2.1 Utilização Sustentável da Água

A redução do consumo de água potável relaciona-se com a alteração dos hábitos de consumo das populações, com a instalação de equipamentos eficientes e com alternativas ao abastecimento com água potável (p.ex.: aproveitamento de águas pluviais; reutilização de águas cinzentas). A redução de encargos com o consumo de água potável, a redução do custo das infraestruturas de tratamento de água potável e de águas residuais, e a redução, no futuro, da capacidade e dos custos de instalação e manutenção das infraestruturas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais são apontadas como vantagens por Cardoso-Gonçalves e Gonçalves (2020).

2.2 Aproveitamento de Águas Pluviais e Reutilização de Águas Cinzentas

O aproveitamento de águas pluviais aponta-se como uma das propostas para o incremento da eficiência hídrica em edifícios de habitação, comerciais e industriais (Sacadura, 2011). Os sistemas de aproveitamento de águas pluviais caraterizam-se pela captação de água nas áreas impermeabilizadas (p.ex.: coberturas, terraços), pela sua filtração e pela sua descarga num reservatório (p.ex.: elevado, aéreo, enterrado), a partir do qual a água se conduz para a utilização nos diversos equipamentos prediais (Valente-Neves e Silva-Afonso, 2010). Verdade (2008) destaca os seguintes aspetos relativos ao aproveitamento de águas pluviais: elevada variedade de sistemas de captação de água da chuva; facilidade de aplicação e adaptabilidade dos sistemas; poupança de água da rede pública de abastecimento de água; relativa rapidez de amortização do investimento (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

A reutilização de águas cinzentas promove a redução do consumo de água potável (através da alimentação de redes de água não potável por água regenerada) e a diminuição da sobrecarga nos sistemas públicos de recolha e tratamento de águas residuais. Referem-se os principais desafios da sua implementação (Soares, 2012): aceitação por parte dos utilizadores; custos de instalação e exploração, segurança e fiabilidade do sistema;

informação necessária que valide e suporte as soluções a implementar (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

O SAAPC proposto para o Projeto de Loteamento Sustentável, que se aborda conceptualmente nesta comunicação, pretende configurar uma estratégia de redução do consumo de água potável, através do aproveitamento e tratamento (p.ex.: filtro de fitorremediação) das águas pluviais precipitadas nas zonas impermeabilizadas e das águas residuais cinzentas produzidas no edifício. A solução proposta possibilita, também, a diminuição dos caudais afluentes aos sistemas públicos de drenagem de águas pluviais e residuais (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

Relativamente ao funcionamento do SAAPC, o processo de aproveitamento de águas pluviais e cinzentas deverá integrar as seguintes etapas principais: recolha de águas pluviais e cinzentas; condução das águas recolhidas ao sistema de tratamento; tratamento de águas pluviais e cinzentas através de fitorremediação; distribuição de água tratada aos pontos de consumo de água não potável. A figura 1 representa esquematicamente circularidade do sistema proposto (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).



Fig. 1. Representação esquemática da circularidade dos SAAPC (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

2.3 Hidrogeração

Em locais dos sistemas onde se necessite de dissipar energia, para controlo de pressões de serviço, podem instalar-se turbomáquinas para recuperar a energia que, com soluções tradicionais (p.ex.: válvulas redutoras de pressão), seria dissipada (Sousa, 2017). Em sistemas adutores, que asseguram o abastecimento de água "em alta", destaca-se que uma parte significativa das componentes do sistema electroprodutor já existe, necessitando-se

apenas de proceder à sua adaptação, sem comprometer a sua função inicial (Piqueiro e Cardoso-Gonçalves, 2018, citado em Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

A proposta conceptual do Sistema de Hidrogeração aponta no sentido da utilização a energia do escoamento, que é necessária dissipar para controlo de pressões no abastecimento público de água, para produção de energia elétrica. O aproveitamento desta energia poder-se-á efetuar por intermédio de microturbinas, a instalar nas condutas de abastecimento de água. A implementação deste sistema poderia materializar-se pela instalação de um "by-pass" a esta conduta adutora do sistema público de abastecimento de água, fazendo com que o escoamento passasse por uma turbina, que introduziria uma perda de carga no escoamento, compatível as pressões adequadas de operação desta conduta, convertendo a energia dissipada em energia elétrica, de acordo com a representação esquemática da figura 2 (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

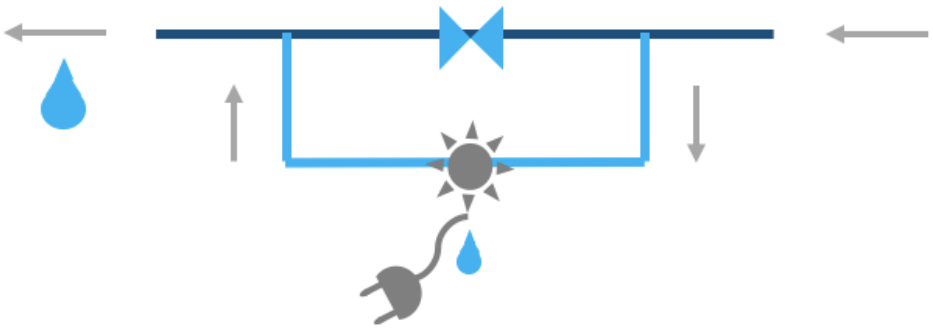


Fig. 2. Representação esquemática do sistema de hidrogeração (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

3. CONCLUSÕES

O aproveitamento de águas pluviais e cinzentas em redes prediais, para abastecer dispositivos de utilização que não necessitam de água potável, poderá ser uma medida relevante do ponto de vista da preservação do recurso "água". O tratamento de águas pluviais (se necessário) e de águas residuais cinzentas pode efetuar-se por meios mecânicos ou através de processos naturais (p.ex.: tratamento biológico através de filtros de fitorremediação) (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

A proposta deste sistema de gestão circular de instalações hidráulicas prediais, aplicada ao caso de estudo do Projeto de Loteamento Sustentável, visa o desenvolvimento de uma solução resiliente (economicamente viável; ambientalmente sustentável; tecnologicamente inovadora). A diminuição dos caudais afluentes aos sistemas públicos de drenagem de águas residuais e pluviais, a diminuição do consumo de água potável e a produção de "energia limpa", referem-se como contributos deste projeto para a sustentabilidade global (Cardoso-Gonçalves e Gonçalves, 2020).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cardoso-Gonçalves, J. e Gonçalves, S. (2020). Reutilização de Águas Residuais e Hidrogeração. Projeto de Loteamento Sustentável, XI Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água da Fundación Nueva Cultura del Agua.

Piqueiro e Cardoso-Gonçalves (2018). Hidrogeração. A produção descentralizada de energia na exploração e controlo de sistemas de abastecimento de água. 14º Congresso da Água, 7, 8 e 9 de Março de 2018, Évora.

Sacadura, F.O.M.O. (2011). Análise de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edifícios. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

Soares, F.M.R.C.G. (2012). Contributo para a Avaliação da Possibilidade de Reutilização de Águas Cinzentas. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

Sousa, F.A.B. (2017). Produção de Energia em Sistemas de Distribuição de Água – Produção Descentralizada. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Valente-Neves, M., Silva-Afonso, A. (2010). Especificações Técnicas para o Aproveitamento da Água das Chuvas e das Águas Cinzentas nos Edifícios. 5.as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, FEUP, ISBN 978-989-95557-4-7.

Verdade, J.H.O. (2008). Aproveitamento de Água das Chuvas e Reutilização de Águas Cinzentas. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

EFICIÊNCIA HÍDRICA E NEXUS ÁGUA-ENERGIA: MODELO QUANTITATIVO DE IMPACTO DE MEDIDAS DE MELHORIA NOS EDIFÍCIOS RESIDENCIAIS

Vanessa FAIA[1], Ana POÇAS[2], Carlos SILVA[3], Filipa NEWTON[1], Patrícia MALTA DIAS[1]

[1] *ADENE – Agência para a Energia, Av. 5 de Outubro, 208 – 2º Piso, 050-065 Lisboa, vanessa.faia@adene.pt, filipa.newton@adene.pt, patricia.dias@adene.pt*

[2] *LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, apocas@lnec.pt*

[3] *Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, Nº 1, 1049-001 Lisboa, carlos.santos.silva@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

Aproximadamente 20% da população da região mediterrânica da Europa vive sob condições de stress hídrico e algumas das projeções para 2030 prevêm que este venha a afetar 45% das bacias hidrográficas europeias. Para aumentar a resiliência dos territórios, é crucial utilizar a água de forma mais eficiente, incluindo no setor urbano, geralmente prioritário no abastecimento em situações de escassez. Para permitir que se tire partido do potencial de eficiência hídrica nos edifícios, estimado entre 30 e 50%, e da poupança energética associada, a ADENE lançou o AQUA+. Este sistema assenta numa metodologia pioneira que avalia a eficiência hídrica dos imóveis com base na sua componente infraestrutural e identifica oportunidades de melhoria da eficiência hídrica e nexus água-energia. Para apoiar a identificação e a avaliação do impacto de medidas de melhoria de base tecnológica nos edifícios, foi desenvolvido um modelo de cálculo do potencial de poupança de água e de energia associada ao uso da água. Este modelo permite, com base na avaliação do Auditor AQUA+ e num modelo quantitativo assente em perfis de consumo, calcular consumos de água e energia antes e após implementação de medidas de melhoria, permitindo quantificar e comunicar poupanças expectáveis aos promotores imobiliários e proprietários, bem como obter uma caracterização da situação de referência, assim como dados agregados de evolução dos consumos, relevantes para apoio à decisão em políticas públicas. Este modelo permitiu já aferir o impacto potencial da aplicação de medidas de eficiência hídrica em diferentes edifícios. Da aplicação a uma amostra selecionada de 26 imóveis classificados pelo AQUA+, identificou-se uma capitação média de 175 l/habitante/dia e um potencial de poupança médio de água de 37%, correspondente a uma redução do consumo de 112 m^3/ano por imóvel. Nestes imóveis, o consumo médio de energia associado ao aquecimento de água é de 4169 kWh/ano e a aplicação das medidas permite poupanças de 2408 kWh/ano por imóvel, representando uma redução de 13% na respetiva fatura energética.

Palavras-Chave: nexus água-energia nos edifícios; eficiência hídrica; auditoria hídrica; consumos de água; consumos de energia.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o consumo de água tem vindo a aumentar mundialmente cerca de 1% ao ano, devido ao aumento da população, ao desenvolvimento socioeconómico e a alterações nos padrões de consumo (Unesco, 2019). Na Europa, esta situação afeta maioritariamente a região mediterrânica onde cerca de 20% da população vive permanentemente sob condições de stress hídrico, *i.e.*, a procura de água é superior à disponibilidade (EEA 2020). Projeções para 2030 preveem que o stress hídrico possa vir a afetar 45% das bacias hidrográficas europeias. Para aumentar a resiliência das cidades, é crucial utilizar a água de forma eficiente e reduzir desperdícios.

Apesar de o setor agrícola ser responsável por cerca de 87% do consumo total de água, o setor doméstico é o que tem maiores custos efetivos (com um peso de 46%), devido aos custos associados ao tratamento da água (RCM 113/2005), necessário para garantir os requisitos de qualidade para água potável. A atuação no setor residencial torna-se ainda mais importante devido ao potencial de eficiência hídrica neste setor, que se estima que varie entre 30 e 50% e ao potencial combinado de poupança de água e de energia final, que representa 50% da fatura da água para as famílias portuguesas (Comissão Europeia, 2017). Para tirar partido deste potencial, a ADENE lançou o AQUA+®, o sistema de classificação de eficiência hídrica dos edifícios, assente numa metodologia pioneira que avalia a eficiência hídrica dos imóveis com base na sua componente infraestrutural e que permite identificar oportunidades de melhoria da eficiência hídrica e nexus água-energia.

Com o objetivo de apoiar a identificação e o impacto de medidas de melhoria de base técnica e tecnológica nos edifícios residenciais foi desenvolvida uma metodologia de cálculo dos consumos de água e energia associada ao uso da água, como complemento à realização de auditorias hídricas AQUA+® por auditores formados para o efeito. Este artigo apresenta o modelo desenvolvido e discute os primeiros resultados da sua aplicação.

2. METODOLOGIA

O modelo desenvolvido pretende calcular os consumos de água e energia antes e após a aplicação de medidas de melhoria da eficiência hídrica com base: i) no levantamento, realizado durante as auditorias AQUA+®; ii) e em perfis de consumo de água. A metodologia de cálculo foi definida para dispositivos (como torneiras de lavatório, bidé e lava-loiça, chuveiros e autoclismos) e equipamentos de lavagem (incluindo máquinas de lavar loiça e roupa). Os consumos de energia estão associados ao consumo de água quente e ao desperdício de água de duches até aquecimento, *i.e.* à quantidade de água consumida até que seja atingida uma temperatura confortável para a tomada de duche, pelo que o sistema de aquecimento de água foi também considerado para efeitos do modelo.

Relativamente aos usos exteriores (rega e piscinas) e à utilização de origens alternativas de água (*e.g.* águas pluviais e cinzentas) serem avaliadas nas auditorias AQUA+®, estes não serão alvo de estudo neste trabalho, dado a amostragem não ser tão representativa.

Assim, o consumo total de água de um imóvel será dado pelo somatório dos consumos de água para todos os dispositivos e equipamentos de lavagem. Para as torneiras e chuveiros o consumo de água é calculado com base no caudal, na frequência diária de utilização e no tempo de cada utilização (Eq. 1).

$$Consumo_{torneiras\ e\ chuveiros} = \sum(Q_i \times f_i \times t_i) \quad \text{[Eq. 1]}$$

onde *i* representa cada um dos dispositivos, *Q* é o caudal em litros por minuto, *V* é o volume em litros, *f* a frequência diária de utilização e *t* o tempo de cada utilização, em minutos.

Para autoclismos o cálculo de consumos é realizado com base no seu volume de descarga e na frequência diária de utilização (Eq. 2).

$$Consumo_{autoclismos} = \sum(V_i \times f_i) \quad \text{[Eq. 2]}$$

O caudal e volume dos dispositivos é um dado das auditorias de eficiência hídrica e os pressupostos de utilização (frequência diária e tempo de uso) foram retirados da bibliografia.

As torneiras e chuveiros têm um consumo de energia associado (uma vez que consomem água quente) que depende do consumo de água quente (*V*, em litros), da densidade e do calor específico da água (ρ =1000 kg/m^3 e c_p=4187 $J/(kg*K)$, respetivamente), do gradiente de temperatura (ΔT=23K (T.W.L Company, 2020)) e da eficiência do sistema de aquecimento de água (η).

$$Consumo_{energia} = \frac{\rho \times V \times c_p \times \Delta T}{3,6 \times 10^6 \times \eta} \quad \text{[Eq. 3]}$$

Os consumos de água e de energia das máquinas de lavar loiça e roupa são retirados diretamente da etiqueta energética que apresenta o consumo de água e de energia, em litros/ano e kWh/ano respetivamente, para máquinas anteriores a 1 de março de 2021, ou em litros/ciclo e kWh por 100 ciclos, para máquinas posteriores a essa data.

2.1 Pressupostos comportamentais

Como pressupostos comportamentais assumiu-se que cada pessoa utiliza o sistema de duche uma vez por dia durante 5 minutos, que as torneiras de lavatório, bidé e lava-loiça são utilizadas 0,65 vezes por dia por pessoa e que a utilização demora 4 minutos para torneiras de lavatório e lava-loiça e 2 minutos para torneiras de bidé. Assumiu-se ainda que cada pessoa efetua 6 descargas diárias de autoclismo. Estes pressupostos resultam de uma análise bibliográfica, com base na análise em diferentes fontes, e foram validados com base num questionário de hábitos de consumo realizado num universo de 324 inquiridos. A sistematização dos pressupostos utilizados é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Pressupostos comportamentais assumidos no modelo.

Variável	Valor	Unidade
Frequência de utilização dos sistemas de duche	1	utilizações/pessoa/dia
Tempo de utilização dos sistemas de duche	5	minutos/utilização
Frequência de utilização das torneiras	0,65	utilizações/pessoa/dia
Tempo de utilização das torneiras de lavatório e lava-loiça	4	minutos/utilização
Tempo de utilização das torneiras de bidé	2	minutos/utilização
Frequência de utilização dos autoclismos	6	utilizações/pessoa/dia

3. APLICAÇÃO DO MODELO A CASOS DE ESTUDO

Da aplicação do modelo desenvolvido a 26 imóveis, previamente classificados com o AQUA+® por auditores independentes, resultou a distribuição de consumos de água e energia por tipo de uso (apresentada na Figura 1). É importante realçar que 19% dos imóveis da amostra obtiveram uma classificação de eficiência hídrica "A", o que significa que já têm boas práticas implementadas e os seus consumos podem não ser representativos da realidade nacional.

Desta análise confirmou-se que os equipamentos com maior impacto nos consumos de água são os sistemas de duche, representando, em média, 31% dos consumos totais de água dos imóveis, seguindo-se as torneiras de lava--loiça com uma representatividade média de 22% nos consumos de água. Por outro lado, os usos com menor impacto nos consumos totais do imóvel são as torneiras de bidé e os equipamentos de lavagem (representando um total de 5% do consumo de água). O maior consumo de energia associado ao aquecimento de água deve-se também aos sistemas de duche, que representam cerca de 56% dos consumos de energia com água quente, sendo nas torneiras de bidé e equipamentos de lavagem que se verifica o menor consumo de energia associada (2,2%).

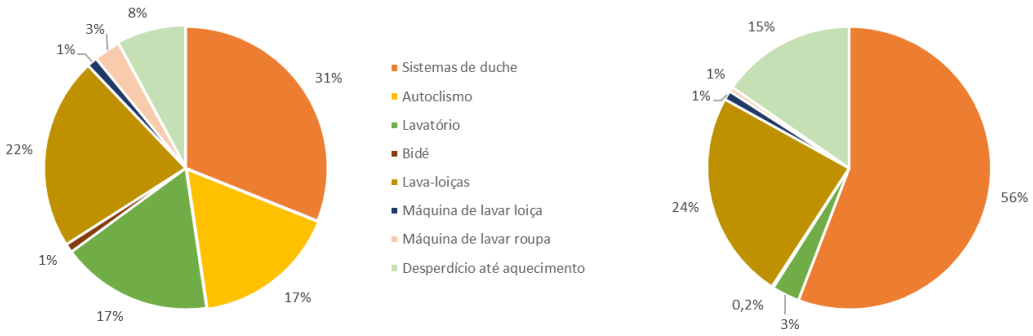


Fig. 1. Distribuição dos consumos de água (à esq.) e de energia associada ao aquecimento de água (à dir.) por tipo de uso, para os casos de estudo.

A aplicação do modelo aos casos de estudo permitiu estimar os consumos e poupanças de água e energia associada dos imóveis analisados para a situação atual e após a eventual aplicação das medidas de melhoria propostas pelos auditores. Estimou-se um

consumo de água médio de 175 litros por habitante e por dia, ao qual está associado um consumo de energia médio de 4169 kWh/ano. A aplicação de medidas de eficiência hídrica ao nível da infraestrutura dos imóveis (*e.g.* através da substituição de dispositivos) permite reduzir, em média, os consumos de água em 112 m^3/ano por imóvel, o que equivale a uma redução de 37% nos consumos de água, e os consumos de energia em 2408 kWh/ano, representando uma redução de 58% dos consumos de energia associados ao aquecimento de água. Sabendo que, no setor doméstico, a energia associada ao aquecimento de água representa cerca de 23% da fatura energética, o potencial de redução na fatura energética dos agregados familiares é de 13%.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho apresentou-se o modelo de cálculo desenvolvido para estimativa de consumos de água e energia, o qual se encontra associado ao sistema AQUA+®, e que permite aferir o impacto da aplicação de medidas de eficiência hídrica em edifícios residenciais, para comunicação a promotores imobiliários e proprietários.

Da aplicação do modelo a 26 imóveis já auditados pelo AQUA+® foi possível estimar uma capitação média de 175 litros por habitante e por dia e um potencial de poupança médio de água de 37%, que corresponde a uma redução de consumo de 112 m^3/ano por imóvel. Para esses imóveis foi ainda estimado um consumo médio de energia, associado ao aquecimento de água, de 4169 kWh/ano. A aplicação de medidas de eficiência hídrica permite poupanças de energia de 2408 kWh/ano por imóvel, o que representa uma redução de 13% na respetiva fatura energética de cada agregado familiar.

A metodologia resultante deste trabalho tem potencial de replicabilidade a outros tipos de edifícios, como empreendimentos turísticos, alojamentos locais e edifícios de comércio e serviços, mediante adaptações nos pressupostos comportamentais, e com a inclusão de usos específicos destes edifícios.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todas as entidades que realizaram as auditorias AQUA+® como casos de estudo, contribuindo para a calibração do modelo e sem as quais este trabalho não teria sido possível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Unesco, World Water Assessment Programme (United Nations), e UN-Water (2019) Leaving no one behind: the United Nations World Water Development Report 2019.

European Commission (2017) Study on cost and benefits of working towards environmental macro objectives in the building sector – Final Report and Annex for the European Commission, DG Environment Rotterdam, 24 October 2017.

LEGISLAÇÃO

Resolução do Conselho de Ministros n.º 113/2005, de 30 de junho

REFERÊNCIAS INTERNET

European Environment Agency – Use of freshwater resources. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-2/assessment-1> Acesso em 12 de fevereiro de 2020

T. W. L. Company – The Water Label. Disponível em: <http://www.europeanwaterlabel.eu/> Acesso em 20 de agosto de 2020

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

GESTÃO INTEGRADA CIRCULAR DOS SERVIÇOS DE ÁGUAS

Jorge CARDOSO-GONÇALVES[1], José TENTÚGAL-VALENTE[2]

[1] *WSCM – Water Services Consulting and Management Lda, ci3 - Centro de Incubação e Inovação Industrial de Arouca - Urbanização Vila Pavão, 4540-322 Escariz, Arouca, jorge.cardoso.goncalves@wscm.pt*

[2] *FEUP – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465, Porto, tentugalvalente@gmail.com*

RESUMO

A aposta em novas soluções, a preservação de boas práticas basilares, a salvaguarda de pessoas e bens, a valorização dos recursos hídricos, a promoção de soluções prediais eficientes e a sustentabilidade dos espaços públicos sugerem-se como aspetos que devem figurar numa visão integrada da gestão das infraestruturas hidráulicas.

De acordo com uma visão holística da gestão destas infraestruturas, os ganhos operacionais poderão canalizar-se, circularmente, para investimentos em soluções inovadoras. Esta mudança deverá efetuar-se no sentido da eficiência, da sustentabilidade ambiental e da gestão circular do ciclo urbano da água.

Apresenta-se a metodologia de Gestão Integrada Circular (GIC), que consiste numa estratégia de gestão integrada do abastecimento de água e da drenagem de águas residuais e pluviais, considerando, também, a gestão dos resíduos sólidos e do espaço urbano, num modelo comum. A produção de energia em redes de abastecimento de água, em estações de tratamento de água (ETA) e em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), e a valorização de resíduos de tratamento em ETA e em ETAR também se incluem nesta estratégia comum.

Palavras-Chave: gestão integrada; economia circular; infraestruturas hidráulicas.

1. INTRODUÇÃO

A gestão do ciclo urbano da água apresenta uma forte ligação ao território e à ocupação do espaço. Cardoso-Gonçalves (2019) aponta para uma possível evolução para a gestão conjunta dos serviços de águas (abastecimento de água, drenagem e tratamento de águas residuais e drenagem de águas pluviais), dos resíduos sólidos, dos espaços públicos (p.ex.: jardins; praças; praias) e dos recursos hídricos.

A densificação populacional em centros urbanos e, por oposição, a desertificação de áreas rurais com baixa densidade populacional, evidenciam que a gestão dos serviços de águas deve atender a questões como a gestão do risco em áreas urbanas, a cobertura do serviço em áreas rurais, a aposta em soluções descentralizadas, a procura de eficiência em

sistemas deficitários, a contribuição para a equidade global do serviço e a sustentabilidade ambiental e económico-financeira das infraestruturas hidráulicas (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020).

O equilíbrio entre a aposta na inovação e em práticas convencionais consolidadas deverá existir e ser trabalhado no sentido de garantir a segurança de pessoas e bens, de preservar os recursos hídricos e de proteger o ambiente, e de melhorar a gestão do espaço público (Cardoso-Gonçalves, 2019).

2. GESTÃO INTEGRADA CIRCULAR

2.1.1 Captação, Adução e Distribuição de Água

Relativamente à introdução de novas dinâmicas no abastecimento de água, Cardoso-Gonçalves (2019) sugere a possibilidade de utilização de água não potável para diferentes finalidades (p.ex.: rega de espaços públicos; agricultura; indústria), promovendo a gestão da procura de água potável e potenciando o aproveitamento de águas pluviais e a reutilização de águas residuais.

2.1.2 Recolha, Drenagem, Tratamento e Reutilização de Águas Residuais

Em relação à drenagem de águas residuais domésticas, Cardoso-Gonçalves (2019) aborda a reutilização de águas residuais nas infraestruturas públicas e a introdução de soluções inovadoras nas redes prediais, nomeadamente a reutilização de águas cinzentas. A qualidade da água residual tratada deverá ajustar-se à finalidade, privilegiando soluções com menor dispêndio de recursos (p.ex.: energia elétrica).

2.1.3 Recolha, Drenagem e Valorização de Águas Pluviais

No que se refere à gestão das águas pluviais, Cardoso-Gonçalves (2019) realça a atenuação dos caudais de ponta, através de soluções de controlo na origem (p.ex.: promoção da infiltração em espaços verdes; bacias de retenção) e aproveitamento de águas pluviais, potenciando ganhos operacionais associados à diminuição de ocorrências (p.ex.: cheias e inundações; obstruções e colapsos) e de consumos energéticos (p.ex.: operações de bombagem).

2.1.4 Produção de Energia

A hidrogeração, materializada pela instalação de microturbinas, possibilita a recuperação dos desníveis energéticos em sistemas de abastecimento de água para produção de "energia elétrica limpa", sem consumo de recursos e utilizando um sistema produtor onde parte das componentes já se encontram instaladas, necessitando-se apenas de as adaptar para a produção de eletricidade, sem prejudicar a sua função principal (transporte de água), que continua assegurada (Cardoso-Gonçalves e Piqueiro, 2019).

2.1.5 Metodologia de Gestão Integrada Circular (GIC)

Cardoso-Gonçalves (2019) propõe a metodologia de GIC sugerindo que, de acordo com uma perspetiva holística, a gestão eficiente das infraestruturas hidráulicas (investimentos e ganhos) poderá financiar um processo de melhoria contínua. De "forma circular", os ganhos poderão ser direcionados para novos investimentos, podendo a otimização operacional (p.ex.: controlo de perdas de água e de afluências indevidas) ser o principal financiador do processo de mudança das entidades gestoras rumo à sustentabilidade económica e ambiental.

A metodologia de GIC proposta assenta na promoção da valorização do recurso água, propondo um modelo global de gestão de infraestruturas urbanas, particularmente nas infraestruturas hidráulicas. Neste contexto, poderá equacionar-se a utilização de água não potável (p.ex.: agricultura; rega e limpeza de espaços públicos), promover a reutilização de águas residuais e apostar no aproveitamento de águas pluviais (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020). A metodologia de GIC encontra-se representada esquematicamente na Figura 1.

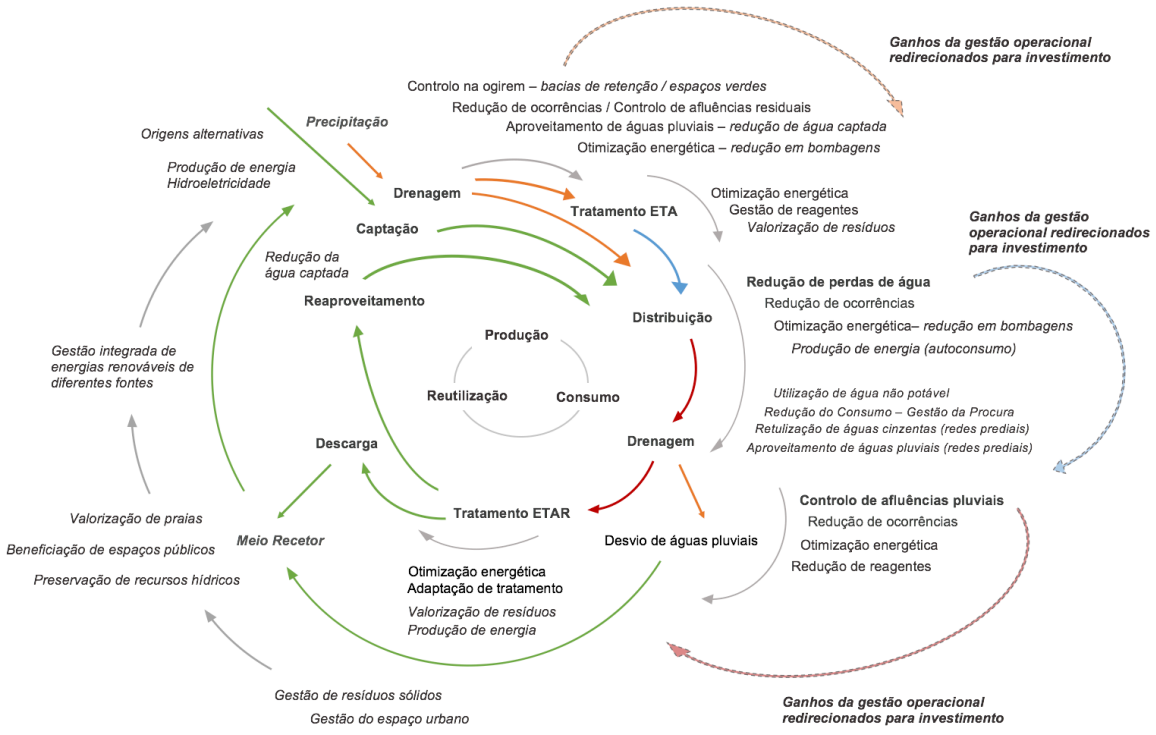


Fig. 1. Representação esquemática da metodologia de GIC.

A GIC pretende analisar de forma integrada e circular a resposta às necessidades da sociedade (p.ex.: abastecimento de água; recolha e tratamento de águas residuais; drenagem de águas pluviais) e a eficiência das infraestruturas que asseguram estes serviços de primeira necessidade. A gestão integrada do abastecimento de água, das

águas residuais e das águas pluviais, poderá associar-se, também, à gestão dos resíduos sólios e do espaço urbano. Numa perspetiva mais global, poderá explorar-se no mesmo modelo a produção de energia em redes de abastecimento de água (hidrogeração), em estações de tratamento de água (ETA) e em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), direcionada para o autoconsumo ou para o fornecimento à rede elétrica pública, e a valorização de resíduos de tratamento em ETA e em ETAR (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020).

A gestão conjunta dos sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais constitui uma situação comum e com resultados validados em diferentes partes do mundo. A integração das águas pluviais num modelo de gestão integrada poderá conduzir à evolução destes sistemas, que no passado não foram tão prioritários como o abastecimento de água e as águas residuais. Considerando os desafios e as oportunidades atuais, particularmente relacionados com a necessária adaptação climática, a gestão das águas pluviais assumirá um papel relevante ao nível do planeamento e da organização do território (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020).

A relação das infraestruturas com o território e a gestão do espaço urbano e dos recursos hídricos deverão incorporar uma estratégia concertada, com investimentos conjuntos e com benefícios mútuos. Sugerem-se alguns exemplos específicos de uma abordagem integrada (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020):

- Gestão patrimonial de infraestruturas hidráulicas, vias de comunicação e espaços urbanos – substituição de infraestruturas envelhecidas em espaços a intervencionar (p.ex.: substituição de pavimentos), com economia na execução de trabalhos;
- Valorização de recursos hídricos com a construção de sistemas de drenagem de águas residuais separativos e inclusão de estratégias de reutilização de águas residuais tratadas – proteção e beneficiação dos meios recetores;
- Requalificação de espaços públicos e controlo de águas pluviais (p.ex.: espaços verdes com “nature based solutions”) – proteção de cheias e inundações com soluções de controlo na origem (promoção da infiltração e retenção), integrados no desenho urbano e colocados ao dispor das pessoas.

3. CONCLUSÕES

A gestão da água e do território deverá ter uma visão holística, não considerando as infraestruturas, os serviços e os recursos hídricos de forma fragmentada. A metodologia de GIC consiste na incorporação de uma visão estratégica e integrada do ciclo urbano da água, considerando as suas diversas componentes, que se relacionam de forma indissociável com o espaço, com as pessoas e com a resposta às suas necessidades (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020).

A gestão integrada dos serviços de águas, explorando a questão da “fronteira” dos sistemas em alta e em baixa e considerando questões relacionadas com a preservação

dos recursos hídricos e do ambiente, poderá representar uma abordagem futura. Sugere-se, também, como possibilidade de desenvolvimento futuro, o estudo de viabilidade da gestão operacional conjunta ou, pelo menos, colaborativa, dos sistemas de abastecimento de água, dos sistemas de drenagem de águas residuais, dos sistemas de drenagem de águas pluviais, dos sistemas de recolha de resíduos e das águas fluviais e balneares, com a implementação de metodologias integradas (Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente, 2020).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cardoso-Gonçalves (2019). Gestão Operacional de Infraestruturas Hidráulicas. Tese de Doutoramento, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP).

Cardoso-Gonçalves, J. e Piqueiro, F. (2019). Hidrogeração. Produção de Energia em Sistemas de Abastecimento de Água. Poster, 13as Jornadas de Hidráulica, Recursos hídricos e Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Cardoso-Gonçalves, J. e Tentúgal-Valente, J. (2020). Gestão Integrada Circular. Proposta de Abordagem Inovadora nos Serviços de Águas, XI Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água da Fundación Nueva Cultura del Agua.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

306

ANÁLISE DE METAIS DAS ÁGUAS, SEDIMENTOS E DE PEIXES DO RIO CACHOEIRA, UM RIO URBANO (JOINVILLE-SC)

Aline SCHELLER[1], Therezinha Maria Novais OLIVEIRA[2]

[1] *Universidade da Região de Joinville, Rua Paulo Malschitzki, nº 10, alinescheller@univille.br*

[2] *Universidade da Região de Joinville, Rua Paulo Malschitzki, nº 10, therezinha.novais@univille.br*

RESUMO

A qualidade dos corpos hídricos tem sido alterada nas últimas décadas, devido ao uso inadequado e a precariedade nos sistemas e controle de poluição destes recursos, os quais acarretaram degradação ambiental e diminuição considerável na disponibilidade de água de boa qualidade. Conforme dados da Companhia Águas de Joinville (2022) a rede de coleta de esgotos domésticos atinge 39% da área da bacia, e os efluentes domésticos gerados no restante da bacia são despejados na rede de drenagem pluvial, contaminando córregos e rios, além disto, o histórico de desenvolvimento da cidade fez com que pequenas e médias indústrias distribuídas em toda a bacia e que não possuiam estações de tratamento de efluentes adequadas a legislação vigente foram também responsáveis por parte da poluição química existente no Rio Cachoeira. Assim sendo, este trabalho se propõe apresentar um estudo e aprofundar os conhecimentos sobre as águas e sedimento do Rio Cachoeira um rio urbano, por meio de ensaios físico-químicos e análises de metais pesados em água, sedimento e peixes, como contribuição para medidas de controle de poluição e saúde ambiental deste ecossistema.

Palavras-Chave: poluição; água; controle; saúde ambiental.

1. INTRODUÇÃO

A Bacia do Rio Cachoeira (BHRC), alvo deste estudo, localiza-se no municipio de Joinville com uma população estimada de 604708 mil habitantes e maior PIB de Santa Catarina, segundo dados IBGE (2021), sendo o município mais populoso e sede de empresas de diversos segmentos e grandes multinacionais. Com 14,9 km de extensão, o Rio Cachoeira recebe a contribuição de vários afluentes, passando pela área central da cidade, onde historicamente nos seus 170 anos têm sofrido impactos, indo desaguar na Lagoa do Saguaçu, continuando na Baia da Babitonga, importante complexo estuarino da região (RIBEIRO & OLIVEIRA, 2014). Os pontos amostrais foram geograficamente pré-determinados, e tiveram como critérios de inclusão a equidistância entre os pontos, o uso e a ocupação do solo no local, facilidade de acesso e existência de dados já publicados, quais sejam: Ponto 1 na nascente do Rio Cachoeira, Ponto 2, parte central do rio e o

ponto 3 próximo a foz do rio. Foram coletadas amostras de águas, sedimento e peixes de cada ponto. As coletas dos peixes foram realizadas seguindo o descrito por Lima (2013), sendo capturados 3 peixes da mesma espécie em cada ponto de coleta sendo peixes de profundidade (Traira – Hoplias malabaricus e Bagre – Rhandia spp), considerando a possível alimentação de depósitos do solo. As análises de metais pesados para todos os tipos de amostras foram realizadas por Espectrofotometria de Absorvição Atômica com Chama – (F-AAS).

2. DESENVOLVIMENTO

As concentrações de Pb, Cu, Cr, Zn e Ni na água não se diferenciaram entre os pontos amostrais, estando abaixo do limite de detecção utilizado para análise e para a legislação. Por outro lado, para as amostras de solubilizado do sedimento foi possível identificar e quantificar a presença de Pb, Cr e Zn no ponto 1, somente Zn no ponto 2 e Pb, Cu, Cr, Zn e Ni no ponto 3, sendo o Zn encontrado em maior quantidade, conforme apresenta a Tabela 1.

Tabela 1. Metais pesados avaliados nas amostras de sedimento para os Pontos 1, 2 e 3.

	Água P1	Água P2	Água P3	Sed. P1	Sed.P2	Sed.P3
Pb	0	0	0	0,0337	0	0,1090
Cu	0	0	0	0	0	0,0813
Cr	0	0	0	0,0073	0	0,1040
Zn	0	0	0	0,0057	0,0235	0,4190
Ni	0	0	0	0	0	0,0222

Fonte: A autora.

Segundo a Tabela 2, referente ao CONAMA 454/2011, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, foi possível verificar que no ponto 3, todos os metais analisados ultrapassaram o limite de metais permitido.

Tabela 2.Concentração média dos metais pesados na água (mg.L-1), com os limites de referência e valores do ponto 3.

	Pb	Cu	Cr	Zn	Ni
Limites	0,035	0,0357	0,0357	0,123	0,018
Ponto 3 (mg/L)	0,109	0,0813	0,104	0,419	0,0222

Nota: Limites estabelecidos pelo CONAMA, resolução n° 454, de 01 de novembro de 2010.

No ponto 3, vários fatores podem ter contribuídos para essa maior concentração de metais, como ações antropogênicas, variáveis ambientais da água e geologia local (declividade). Segundo Sperling (2007) o aumento da declividade é um dos fatores que contribui para o aumento da vazão e consequentemente para o aumento da velocidade do rio, diminuindo o tempo de detenção das partículas e dificultando a sua deposição. Também deve-se

considerar que a largura do rio a qual tem influência sobre a velocidade da água. Foi observado que a largura do rio aumenta consideravelmente ao longo do seu percurso. O trecho do rio onde há aumento da largura do rio a declividade é quase nula, e maior profundidade (ponto 3), torna-se assim um ambiente propício a sedimentação, ocorrendo maior concentração dos metais nesse ponto. Com os dados das análises de metais, foi possível verificar que quase todas as amostras de peixe apresentaram concentração de Pb acima do limite permitido pela legislação brasileira, sendo 2,0 mg.kg-1 para Chumbo (Pb) para todos os pontos coletados e nos órgãos analisados (Tecido, Fígado e Brânquias), Limites estabelecidos por BRASIL, Decreto n°55.871, de 26 de março de 1965. Na figura a seguir, são apresentados os valores das concentrações médias com limite estabelecido por BRASIL (1965), mensurados para o metal analisado em todas as amostras de peixes coletadas. A Figura 1 apresenta os resultados das análises estatísticas das concentrações de chumbo nas amostras do Ponto 1, 2 e 3. Foi realizado a análise estatística ANOVA para determinar se as concentrações de metais tiveram diferença significativa em relação ao ponto e amostra.

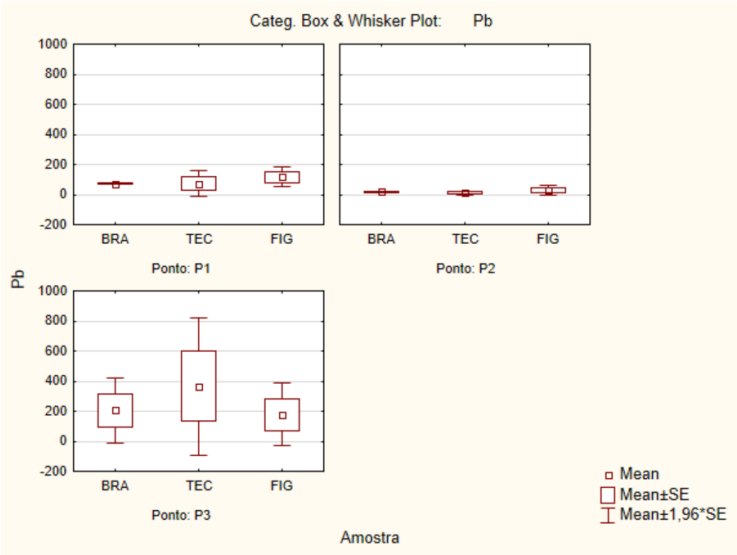


Figura 1. Análise estatística para Pb nas amostras de tecido, fígado e brânquias para amostras dos Pontos 1, 2 e 3.
Fonte: A autora.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (BILANDZIC *et al*., 2011; ERSOY; CELIK, 2010), o que requer maiores cuidados quanto ao contato com este metal. No presente estudo, o Pb apresentou concentrações acima do permitido por BRASIL (1965) para os tecidos, brânquias e fígados dos peixes avaliados. A espécie de peixe analisada tem hábito detritívoro com dieta alimentar a base de matéria orgânica (MO) de fundo e húmus (PLANQUETTE *et al*., 1996) e pode estar se alimentando de MO com elevadas quantidades de Pb. Do mesmo modo, espécies herbívoras com alimentação a base de MO em certos períodos do ano, também mostraram altas concentrações de Pb em seus tecidos musculares

próximo de áreas contaminadas no Mar Mediterrâneo (CANLI; ATLI, 2003; PEREIRA *et al*., 2010), devido a grandes níveis deste metal junto a matéria orgânica ingerida pelos peixes. É possível verificar que no Ponto 3 encontra-se um ambiente com maior variação dos valores de metais, devido as características do próprio local e das ações antrópicas. A maior concentração de chumbo nas amostras do Ponto 3 foi encontrada no Tecido, mostrando que existe diferença estatística entre as amostras P3- P1 e P3-P2. Em altas concentrações nos peixes o Pb causa déficits comportamentais, além de redução do crescimento, desenvolvimento, mudanças no metabolismo e aumento na formação de muco (CESTARI *et al*., 2004; FERRARO *et al*., 2004; MARTINEZ *et al*., 2004; SIPPEL *et al*., 1983; SCHMITT *et al*., 2007). Em humanos, altos níveis de Pb causam alterações neurológicas, inibição do sistema enzimático e distúrbios no metabolismo (LARSON; WEINCK, 1994; PAOLIELLO; CHASIN, 2001). O risco de exposição da população ao Pb pelo consumo de peixe nesta região pode ocorrer, pois, existe pesca e consumo por parte da população local, o que pode causar processos de bioacumulação e biomagnificação. A contaminação da água por chumbo ocorre principalmente por efluentes industriais, sobretudo de metalúrgicas. Este metal na forma de óxido, é usado também em placas de baterias elétricas e acumuladores, vitrificados, esmaltes, vidros e componentes para borracha (CETESB, 2012).

3. CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos, pode-se inferir as que o aumento da condutividade dá-se de montante (Ponto 1) a jusante (Ponto 3), significando que os valores mais elevados são possivelmente devidos ao despejo de efluentes domésticos e às atividades industriais em torno do Rio Cachoeira, que provocaram a contaminação da água e, consequentemente, um aumento da quantidade de íons nela dissolvidos. As concentrações de Pb, Cu, Cr, Zn e Ni na água não se diferenciaram entre os pontos amostrais, estando abaixo do limite de detecção utilizado para análise. Por outro lado, para as amostras de solubilizado do sedimento foi possível identificar e quantificar a presença de Pb, Cr e Zn no ponto 1, somente Zn no ponto 2 e Pb, Cu, Cr, Zn e Ni no ponto 3, sendo o Zn encontrado em maior quantidade. Nas amostras analisadas em peixes, foi encontrado presença do metal analisado em quase todos os órgãos avaliados, identificando maior acúmulo de metais no fígado, sendo esta encontrada maior concentração para amostras do ponto 3, indicando a necessidade de um controle sobre a pesca destes organismos que a longo prazo podem oferecer riscos à saúde daqueles que consomem.

Destacando assim, a importância do monitoramento das águas de ambientes urbanos tais como o rio Cachoeira e dos demais rios por parte dos órgãos ambientais, uma vez que reflete diretamente na qualidade dos recursos hídricos, e tem como reflexo direto à saúde da população usuária deste recurso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. Food Chemistry, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n° 454 - 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, 2012.

BRASIL, Ministério da Saúde. Decreto 55.871 de 26 de março de 1965. Diário Oficial da União: Brasília, 1965 (09 de abril de 1965).

Companhia Águas de Joinville. Disponível em: https://www.aguasdejoinville.com.br/?publicacao=mapa-do-sistema-de-esgotamento-sanitario-ses-em-operacao. Acesso em: 24/03/2022.

CANLI, M.; ATLI, G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environmental Pollution, v. 121, p. 129–136, 2003.

CETESB. FIT – Ficha de Informação Toxicológica – Chumbo e seus compostos – Janeiro de 2012. Disponível em: Acesso em: 01 Jan. 2019.

CESTARI, M. M.; LEMOS, P. M. M.; RIBEIRO, C. A. O.; COSTA, J. R. M. A.; PELLETIER, E. Genetic damage induced by trophic doses of lead in the neotropical fish Hoplias malabaricus (Characiformes, Erythrinidae) as revealed by the comet assay and chromosomal aberrations. Genetics and Molecular Biology, v. 27, n. 2, p. 270-274, 2004.

IBGE. Censo Demográfico 2010. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/joinville/Acesso: 02 março de 2022.

LARSON, K. A.; WEINCEK, J. M., Mercury removal from aqueous streams utilizing micro emulsion liquid membranes. Environmental Progress, v. 11, n. 2, p. 456-464, 1994.

LIMA, D.P. Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do rio cassiporé, estado do amapá, Amazônia, Brasil. Macapá, 2013.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; LE BAIL, P.Y. Atlas dês poissons d'eau douce de Guyane, Tome 1. Paris: MNHN/IRD, 1996.

RIBEIRO, J. M. G.; OLIVEIRA, T. M. N. Cartilha Geográfica Bacias hidrográficas dos rios Cubatão (norte) e cachoeira Joinville. Mercado de Comunicação. 2014. 1ª edição.40p.

VON SPERLING, M. Estudos de modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, 2007. Vol. 7. 452 p.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

314

MODELAGEM ESTOCÁSTICA DA DEMANDA DE ÁGUA DOMICILIAR E IMPACTOS NA GESTÃO DA DEMANDA

Vanessa SILVA SANTOS[1], Anderson de S. M. GADEA[2], Eduardo COHIM[3]

[1] Universidade Estadual de Feira de Santana, e-mail: silvasantos.vanessa@hotmail.com

[2] Universidade Estadual de Feira de Santana, e-mail: gadea@uefs.br

[3] Universidade Estadual de Feira de Santana, e-mail: edcohim@gmail.com

RESUMO

Diante de uma tendência inexorável resultante da restrição da oferta de água dos mananciais próximos às cidades aliado a expansão dos centros urbanos e crescimento populacional, é intensificada a busca por soluções que otimizem a gestão da demanda de água. A gestão da demanda requer uma melhor determinação dos perfis de consumo em conciliação com aplicações de medidas que explorem o uso racional da água, outrossim, a variabilidade de consumo em diferentes regiões de estudo evidencia a necessidade de se considerar outros fatores intervenientes, como características demográficas, geográficas e culturais. Nesse contexto, um modelo preditivo da demanda de água residencial foi desenvolvido a partir de uma abordagem estocástica do consumo dos microcomponentes residências na magnitude de 1s, que se traduzem na soma de todas as micro contribuições do sistema. Com potencial de apoio no planejamento dos SAA's, o modelo foi calibrado através de dados sociodemográficos, do IBGE, e por meio da revisão bibliográfica de dados estatísticos dos usuários e usos finais de habitações brasileiras, tal como o padrão comportamental do morador, os horários de ocorrência de eventos de demanda e as especificações dos aparelhos hidrossanitários. Logo, obtêm-se a demanda instantânea através da superposição de pulsos de intensidade constantes com horário de chegada e duração variáveis. Também, tem-se a caraterização do consumo intradomiciliar, total e por dispositivo hidrossanitário em comparação com resultados da realidade brasileira, a geração de hidrogramas em populações de 5 a 50 mil residências e uma análise da substituição dos aparelhos convencionais por economizadores. A partir dos hidrogramas gerados, o modelo propõe uma equação do coeficiente de máxima vazão horária, K2, em relação ao exposto na NBR 9649 (1986) e a demais definições da literatura.

Palavras-Chave: usos finais; modelagem estocástica; gestão da demanda; K2; aparelhos eficientes.

1. INTRODUÇÃO

A restrição da oferta de água em áreas urbanas requer uma análise mais detalhada da demanda de água, que não se limite aos consumos per capita, e sim que melhor embasem

e determinem os impactos gerados pela implantação das medidas de gestão da demanda. Compreender onde e quando as pessoas usam água em suas casas, coletando informações sobre a contribuição de vários aparelhos para o uso total de água, a divisão relativa entre uso interno e externo e / ou variações sazonais e geográficas no consumo de água é essencial para determinar as prováveis demandas futuras de abastecimento de água, detectando vazamentos no sistema, projetar programas de gerenciamento de demanda e suas intervenções, como substituição de aparelhos e oferta de fontes alternativas de água (GIURCO et. al, 2008).

A principal função do abastecimento domiciliar de água é o suprimento das necessidades básicas de seus residentes (STEC, 2019). E, segundo a WHO (World Health Organization), um morador necessitaria apenas de 10 a 20L diários de água para sobreviver e em torno de 70L/hab/dia para a manutenção de hábitos de higiene. Contudo, a quantidade de água que satisfaria todas as necessidades humanas variam em torno de 100L a 150L por pessoa, podendo variar de acordo com a região de estudo (STEC, 2019). No Brasil, dentro da margem de 100-150L, alguns estudos especificam o consumo por uso final em diferentes regiões de estudo.

Outrossim, é preciso conhecer melhor os perfis diários de consumo para populações diferentes. Sabe-se que o coeficiente de máxima variação horária é fortemente influenciado pelo tamanho da população, podendo assumir valores, sobretudo, maiores que o preconizado na ABNT NBR 9649 (1986).

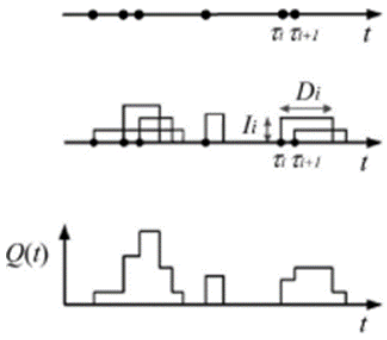


Figura 1. Metodologia de superposição de pulsos retangulares.
Fonte: Creaco, Blokker e Buchberger (2017)

A partir do método estocástico, pode-se contabilizar o consumo de todos os microcomponentes, assim, a vazão é obtida através da superposição de pulsos retangulares, Figura 1, em que a vazão total representa a soma de todos os pulsos de duração, Di, e intensidade Ii associados a um horário de ocorrência.

O principal diferencial dos modelos de Blokker (2011) e Ferreira e Gonçalves (2019), que inspirou o modelo desenvolvido neste trabalho, é o fato deles associarem características de cada uso final aos moradores dos domicílios. Nesses modelos a demanda é gerada por cada acessório, de cada unidade familiar, de cada uso-final, sendo cada um associado

a uma distribuição de probabilidade. As distribuições de probabilidade são utilizadas para descrever os hábitos dos ocupantes das unidades habitacionais a fim de identificar os momentos com maior probabilidade de uso dos componentes do sistema.

2. METODOLOGIA E RESULTADOS

2.1 Quantificação da demanda

Ao se obter os pulsos de demanda de cada aparelho e cada morador do sistema simulado e, lembrando-se que cada pulso está associado a um instante de início e fim, a soma total dá-se através de superposição dos mesmos, tal qual a Figura 1. Em relação aos componentes do sistema hidrossanitário residencial, são identificados todos os usos finais e, para cada uso é definida uma distribuição de probabilidade para caracterização dos pulsos de frequência de uso, duração e intensidade, logo podemos separar os parâmetros do sistema entre dependentes das características dos usuários e das características dos aparelhos.

2.2 Características dos aparelhos e horário de uso

Os componentes do modelo funcionam, na simulação, como variáveis aleatórias, de modo que possuem um valor único para cada iteração que só é conhecido após o final da mesma. Essas variáveis aleatórias têm a probabilidade de cada valor associada a uma função de probabilidade. No caso do modelo criado, as funções de probabilidade utilizadas têm suas características descritas na Tabela 1,

Tabela 1. Distribuição e parâmetros associacos aos usos finais.

Uso Final	Frequência		Duração		Vazão (L/S)	
	Distribuição	Parâmetro	Distribuição	Parâmetro	Distribuição	Parâmetro
Lavatório	Poisson	λ = 5.93	Lognormal	σ=0.8449 μ=3.3551;	Lognormal	σ=0.3275; μ=-2.6677;
Pia	Poisson	λ = 24.88	Lognormal	σ=0.785; μ = 3.1763;	Weibull	λ=0.569 k= 1.5871
Chuveiro	Poisson	λ = 1.08	Gama	k=6.5216 θ= 0.7668	Lognormal	μ=-2.4205 σ= 0.2014
M.Q.L.	-	-				
	6 Min/Ciclo	Uniforme	0.1			
B.S (12L)	Poisson	λ = 2,75	Fixo	60s	Fixa	0,25L/s
Tanque	Poisson	λ = 1,15	Lognormal	σ=0,8918; μ=3,2905;	Lognormal	σ=0.3279; μ=-.3485;

Fonte: adaptado de Ferreira e Gonçalves (2019).

Na construção do modelo, e definição do domicílio é necessário definir a quantidade de moradores e a idade de cada um, por tipo de habitação. A fim de garantir a estocasticidade do modelo, pode-se projetar randomicamente a quantidade e idade dos moradores por meio da definição de distribuições de probabilidades associadas aos dados demográficos.

Para definição das características sociodemográficas de cada domicílio realizou-se o ajuste da distribuição normal aos dados demográficos do IBGE para a população urbana domiciliada em apartamentos no Brasil.

A definição do horário de cada evento é determinada a partir do padrão de comportamento de cada morador do domicílio, a depender do tipo de uso. Primeiro, é definido o padrão de comportamento, também randomicamente, por meio da faixa etária do morador. Para isso, são definidos 5 tipologias de morador por faixa etária e ocupação, cada um com um tipo de rotina diferente baseando-se no estudo de Santos-Silva (2010) na Região Metropolitana de São Paulo das características de sono da população, no tempo de deslocamento até o trabaho do IBGE (2010), uma jornada média de trabalho de 8h, o estudo de Silva *et al*. (2005), acerca dos hábitos de sono e ida à escola de crianças brasileiras e a taxa de desocupação brasileira média dos últimos 10 anos segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua (PNAD).

Já para cada aparelho existe uma probabilidade de horário de ocorrência, sendo que há uma maior concentração de usos nos horários de pico, sendo eles 30 min após acordar, 30min antes de sair, 30min após retornar e 30 min antes de dormir.

2.3 Inserção de aparelhos eficientes

Para inserção de aparelhos eficientes, optou-se pelos aparelhos com maior utilização em horários de pico, como o chuveiro e a bacia sanitária. Portanto, considerou-se um chuveiro com vazão fixa em 3 L/min e duração fixa de 5min, levando em consideração que a quantidade mínima de água necessária para um banho varia entre 2 e 5 minutos (OMS) e dos modelos de chuveiros mais eficientes existentes no mercado, as vazões variam entre 3 e 5 L/min. Para substituição da bacia sanitária, utilizou-se vazão fixa de 0,4 L/s e duração fixa de 5 s, por acionamento.

2.4 Geração de hidrogramas

Na Figura 2, a aglutinação de pulsos de consumo, que formam picos de demanda na faixa horária da manhã, se associam ao padrão comportamental, principalmente a faixa horária da manhã, quando há maior concentração de pessoas no horário de pico de consumo. Quando é inserido aparelhos eficientes, o consumo apresentado foi em média 40% menor em todas as populações, de acordo com a

Tabela 2, e houve uma redução nos picos de demanda, evidenciando a atenuação de eventos de sobrecarga no SAA, conforme Figura 2.

Ao comparar o consumo médio per capita da Tabela 4, em que os parâmetros foram obtidos por estudos na cidade de São Paulo, com demais estudos na mesma cidade de Barreto (2008), 152.7 L/dia/hab. e Rocha e Barreto (1999), de 109 L/dia/hab., percebe-se que os valores encontrados de consumo per capita estão dentro da margem da literatura.

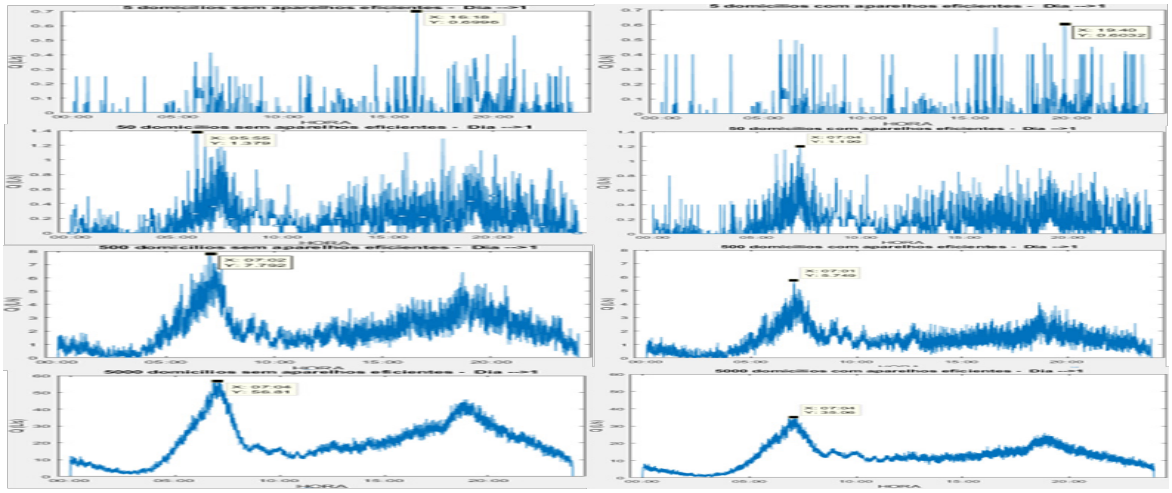


Figura 2. Vazão Q (L/s) instantânea.

Tabela 2. Dados de consumo por amostra populacional sem aparelhos eficientes.

Número de domicílios	5	50	500	5.000	50.000
Taxa de ocupação	3,40	3,00	3,19	3,13	3,12
Consumo total (L)	2.187	17.281	188.320	1.838.089	18.301.000
Vazão média (L/s)	0,03	0,20	2,18	21,27	211,82
Consumo percapita (L/dia/hab)	128,65	115,21	118,22	117,61	117,45
Relação de consumo	0,52	0,61	0,58	0,59	0,58

2.5 Análise do coeficiente K2

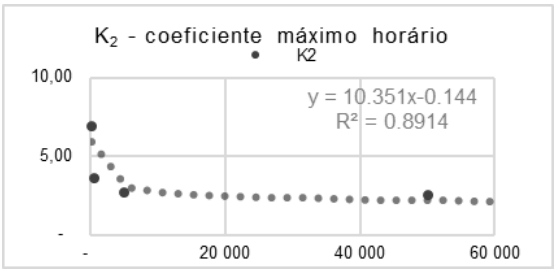


Figura 3. Coeficiente K2.

A partir das simulações criadas também é possível obter o coeficiente de vazão máxima horária, o K2. O coeficiente K2, que é a relação entre a máxima vazão horária e a vazão média do maior dia de consumo, utilizado para determinação da demanda de água para dimensionamento do SAA, variou conforme o tamanho das amostras, diferente do disposto na NBR 9649 (ABNT, 1986) em que o valor é fixado em 1,5. Conforme a Figura 3, o coeficiente apresenta em ambos os cenários uma relação inversa ao tamanho das amostras, mas com tendência de estabilização em grandes agrupamentos populacionais, tal que com um ajuste de uma função exponencial, a partir de 86 mil domicílios K2 se igualaria a 1,5.

3. CONCLUSÕES

O modelo criado atua como uma ferramenta com bom potencial de uso para dimensionamento dos SAA's, capaz de caracterizar a demanda dos microcomponentes em diferentes agrupamentos populacionais e com a possibilidade de criar séries históricas de acordo com as características populacionais de entrada no modelo. Assim, é possível obter características de suma importância para o dimensionamento e operação de redes de abastecimento, como vazões máximas, médias e mínimas, horários de pico, consumo per capita, consumo por aparelho, entre outros.

Os resultados apresentados pelo modelo encontram-se dentro da margem já apresentada na literatura para a mesma região de estudo, bem como não destoam do apresentado nas demais regiões brasileiras. Nele nota-se que a aplicação de medidas de gestão da demanda de forma hierárquica nos aparelhos com maior potencial de uso em horários de pico, que seriam os aparelhos de dentro do banheiro, como lavatório, bacia sanitária e chuveiro, uniformizam a demanda e, por conseguinte, atenuam eventos de sobrecargas no SAA, tal que uso eficiente do chuveiro e bacia sanitária reduziu cerca de 40% do consumo total e do coeficiente K2.

Para uma análise mais apurada de cada cenário deve-se considerar mais iterações, períodos mais longos, mais usos e cenários distintos, assim como a influência do gênero nas variáveis de consumo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU-BAKAR, H.; WILLIAMS, L.; HALLETT, S. H. A review of household water demand management and consumption measurement. Journal of Cleaner Production, v. 292, p. 125872 2021.

BARRETO, D.; MEDEIROS, O. Caracterização da vazão e frequência de uso de aparelhos sanitários. Ambiente Construído, v. 8, n. 4, p. 137–149, 2008.

BLOKKER, E. J. M.; VREEBURG, J. H. G.; VAN DIJK, J. C. Simulating residential water demand with a stochastic end-use model. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 136, n. 1, p. 19-26, 2010.

GHALEHKHONDABI, I.; ARDJMAND, E.; YONG II, W. A.; WEECKMAN, G. R. Water demand forecasting: review of soft computing methods. Environmental Monitoring and Assessment, p. 189–313, 2017. DOI:10.1007/s10661-017-6030-3.

GIURCO, D.; CARRARD, N.; MCFALLAN, S.; NALBANTOGLU, M.; INMAN, M.; THORNTON, N.; WHITE, S. Residential End-Use Measurement Guidebook: A Guide to Study Design, Sampling and Technology; Technical Report; Institute for Sustainable Futures, UTS: Ultimo, Australia, 2008.

SANTANA, L. F.; SANT'ANA, D. R. Técnicas de Auditoria do Consumo de Água em Edificações. Simpósio Nacional De Sistemas Prediais, v. 2, 2021.

SANTOS-SILVA, R.; BITTENCOURT, L. R. A.; PIRES, M. L. N.; DE MELLO, M. T.; TADDEI, J. A.; BENEDITO-SILVA, A. A.; POMPEIA, C.; TUFIK, S. Increasing trends of sleep complaints in the city of Sao Paulo, Brazil. Sleep medicine, v. 11, n. 6, p. 520-524, 2010.

SILVA, T. A.; CARVALHO, L. B., SILVA, L.; MEDEIROS, M.; NATALE, V. B.; CARVALHO, J. E.; PRADO, L. B. F.; PRADO, G. F. Sleep habits and starting time to school in Brazilian children. Arquivos de Neuro-psiquiatria, v. 63, n. 2b, p. 402-406, 2005.

PROCEL, INFO. Pesquisa de Posse e Hábitos de Uso de Equipamentos Elétricos na Classe Residencial. Disponível em: <www.procelinfo.com.br>. Acesso em 10 out. 2021.

STEC, A. Demand for Water in the Building. Sustainable Water Management in Buildings. Water Science and Technology Library, v. 90, p. 21-32, 2019.

TSUTIYA, M. T. Abastecimento de água-Departamento de engenharia hidráulica e sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 4º edição. São Paulo, 2006.

WHO. Technical notes on drinking-water, sanitation, and hygiene in emergencies. World Health Organization, 2013.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

DIAGNÓSTICO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DOS PRINCIPAIS MUNICÍPIOS DO OESTE DO PARANÁ E PROPOSIÇÃO DE MODELO DE GESTÃO

Angela Maria MÜLLER[1], Ana Paula TREVISAN[1], Eduardo Borges LIED[2], Elias Lira dos Santos JUNIOR[2], Camilo Freddy Mendoza MOREJON[1]

[1] *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Câmpus Toledo - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química,, anapaullatrevisan@gmail.com, camilo_freddy@hotmail.com*

[2] *Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Medianeira - Curso de Engenharia Ambiental, eduardolied@utfpr.edu.br, eliasjunior@utfpr.edu.br*

RESUMO

O esgoto doméstico não tratado e descartado inadequadamente é a fonte de diversos problemas, pois trata-se de uma mistura de água com resíduos sólidos que carrega grande número de organismos vivos que são prejudiciais à saúde humana, além de causar poluição dos corpos receptores. Nesse contexto o objetivo do trabalho foi diagnosticar os sistemas de esgotamento sanitário dos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo da região Oeste do Paraná e propor um novo modelo de gestão de efluentes domésticos adaptado de tecnologia inovadora. Para tanto a metodologia contemplou a caracterização qualitativa e quantitativa do nível de cobertura no atendimento dos sistemas de esgotamento sanitário, detalhamento dos aspectos técnicos e operacionais, estudo da capacidade instalada frente a demanda atual, simulação de cenários futuros da demanda em 2030, prospecção dos métodos, processos e tecnologias de coleta, transporte e tratamento, proposição do modelo de gestão de efluentes domésticos e avaliação dos aspectos relacionados com a viabilidade de implantação. A SANEPAR é a entidade responsável pelo esgotomento sanitário nesses municípios e todos possuem no minímo quatro estações de tratamento de esgoto (ETE). Todas as ETEs contam com reator anaeróbio no tratamento secundário e na área rural dos municípios não existe nenhum tipo de coleta ou tratamento do esgoto, sendo a fossa séptica a principal solução individual encontrada. Desta forma, verifica-se a necessidade de implantação de novas tecnologias que possam transformar o esgoto doméstico em coproduto, apresentando uma oportunidade de negócio para a população local. Os modelos propostos incluem equipamentos individuais que podem ser instalados em cada residência, sendo: separador de água, urina e fezes do efluente proveniente do vaso sanitário, sistema modular hibrido de tratamento de dejetos humanos em meio rural e caixa para tratamento de efluentes da pia da cozinha com separação simultânea de óleos, gorduras e sólidos sedimentáveis.

Palavras-Chave: esgoto doméstico; saneamento; estação de tratamento de esgoto; água cinza; tecnologias inovadoras.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil somente 49,1 % dos municípios possuem algum tipo de tratamento de esgoto segundo o Sistema Nacional deInformações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2019 pg. 58). E verifica-se que “apenas 28,5% dos municípios fizeram tratamentode seu esgoto, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursoshídricos” (IBGE, 2010). Ainda segundo a PNSB (IBGE, 2010), na Região Sul opercentual de tratamento de esgoto é 24,1%, sendo que no Paraná esse mesmopercentual é de 41,1% dos domicílios.

Investir em saneamento básico é fundamental para melhorar a qualidade de vida da população. Segundo Leoneti; Prado e Oliveira (2011) “A pequena participação do setor privado e a limitação do endividamento público [...] são os principais fatores da escassez de investimentos e baixa eficiência do setor”. Devemos enxergar o resíduo doméstico como oportunidade de renda e riqueza, o problema não é gerar lixo, mas o que se faz com o lixo.

Esse trabalho tem como objetivo identificar o problema do esgoto doméstico, por meio do diagnóstico dos sistemas de esgotamento sanitário dos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo- PR.

2. METODOLOGIA

Inicialmente fez-se a caracterização quantitativa da cobertura no atendimento do sistema de esgotamento sanitário dos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo - Região Oeste do Estado do Paraná. A partir da consulta ao site do IBGE Cidades, foi possível encontrar a população total (urbana e rural) em 2010, e a população 2020, fornecidas pelo próprio IBGE (2020), a partir dessa população, estimou-se a população em 2030, para estudar o cenário futuro de demanda. Além disso, a ANA fornece qual entidade gerencia o esgotamento sanitáriodos municípios. Posteriormente encontrou-se o resultado da geração total e segregada de efluentes domésticos para o ano de 2020, utilizando a população total dos municípios fornecida pelo IBGE e a metodologia de Morejon; Fabris e Laufer (2006), que considera que uma família é composta por 5 pessoas, assim, determinou-se o número de famílias no município.

Com base na metodologia de Morejon; Fabris e Laufer (2006), que identificou os resíduos provenientes dos processos de transformação que acontecem na cozinha (durante o preparo, consumo e limpeza das principais refeições diárias), os resíduos gerados no banheiro (chuveiro e vaso sanitário) e os resíduos gerados na lavanderia, sendo que as famílias foram monitoradas diariamente em diferentes cenários, correspondentes aos principais períodos do dia, semana e ano; tudo para identificar as características do consumo e sua relação com o respectivo potencial de geração dos resíduos, concluindo que cada família produz 17,2474 m³/mês no total e esse total se divide conforme Tabela 1.

Além de determinar as quantidade segregadas de efluentes domésticos sanitário, também foi possível encontrar a quantidade total de esgoto gerada em $m^3\ mês^{-1}$ em 2010; 2020 e

2030, dividindo a população total por 5 (número de pessoas em uma família) para obter o número de famílias.

Com base da consulta realizada no banco de dados da Atlas Esgoto (ANA, 2019), foram tabeladas as porcentagens de esgoto com coleta ecom tratamento; sem coleta e sem tratamento; com coleta e sem tratamento e soluções individuais. Essas estimativas de consumo por município estipulada pelo Atlas Esgoto, é fornecida a partir da utilização de recursos de modelagem de qualidade de água e um Banco de Dados Georreferenciado. Posteriormente fez-se o levantamento da população exclusivamente urbana do município a partir da consulta ao Atlas Esgoto (ANA, 2019), obtendo-se os valores da população em 2013, exclusivamente urbana, esses valores foram utilizados para o cálculo das parcelas de esgotos coletados, tratados e soluções individuais, a partir da metodologia do trabalho de Morejon; Fabris e Laufer (2006).

Fez-se também um esquema de um novo modelo de gestão de efluentes propostos para os com base da segregação dos efluentes líquidos e seu tratamento segregado, incluindo equipamentos individuais que podem ser instalados em cada residência, sistema modular hibrido de tratamento de dejetos humanos em meio rural e caixa para tratamento de efluentes da pia da cozinha com separação simultânea de óleos, gorduras e sólidos sedimentáveis.

Tabela 1. Segregação dos efluente domésticos considerando uma Unidade Familiar de 5 pessoas de consumo médio.

ORIGEM	QUANTIDADE (m^3 $mês^{-1}$)
Óleo	0,001
Efluente do banheiro (chuveiro)	4,50
Efluente do banheiro (vaso sanitário)	6,50
Efluente da pia da cozinha	1,50
Efluente da lavanderia	4,75
TOTAL	**17,25**

ENQUADRAMENTO

Os municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo estão localizados na Mesorregião Oeste Paranaense, sendo os mais populosos dessa região, conforme mostrado na Figura 1, onde estão representados alguns rios, bem como as áreas urbanas e a localização das suas ETEs. A população total (urbana e rural) de Toledo para 2020 é 140.635 habitantes e a população estimada em 2030 é de 156.803 habitantes. Os municípios de Foz do Iguaçu e Cascavel contam com uma população total estimada (urbana e rural) para 2020 de 258.532 habitantes e 328.454 habitantes, respectivamente. A população estimada em 2030 é de 360.490 habitantes paraa Cascavel e 260.385 habitantes em Foz do Iguaçu.

Na Tabela 2 se apresentam os resultados do levantamento de esgotamento sanitário existente para o ano de 2013 (com base do banco de dados da ANA) considerando somente

a população urbana do município. Nessa Tabela 2 se destaca o índice de atendimento em % de cada parcela dos esgotos sem coleta e sem tratamento; soluções individuais e com coleta e sem tratamento, bem como a geração de esgoto mensal em m^{-3}.

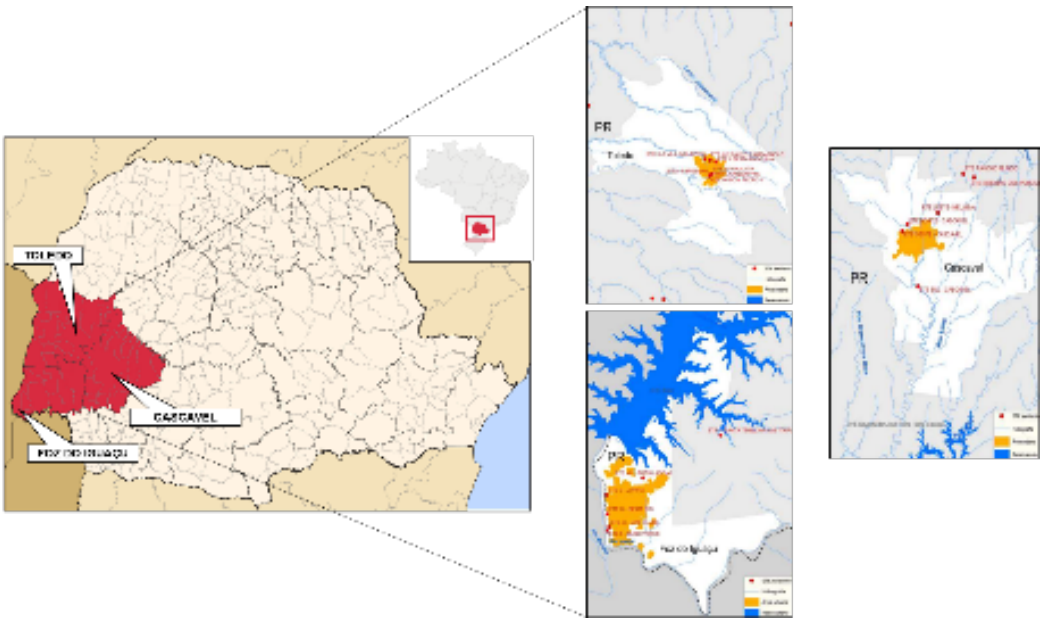


Fig. 1. Localização dos principais municípicos do Oeste do Paraná e de suas ETEs.

Tabela 2. Geração de esgoto em Cascavel, Foz do Iguaçu e Toledo.

Parcela do Esgoto	Índice de atendimento (%)			Geração de esgoto (m^3 $mês^{-1}$)		
	Sem coleta e sem tratamento	Soluções individuais	Com coleta e com tratamento	Sem coleta e sem tratamento	Soluções individuais	Com coleta e com tratamento
Cascavel	11,3	9,1	79,6	135.564	109.171	954.946
Foz do Iguaçu	16,5	13,3	70,3	292.216	235.544	1.245.019
Toledo	15	7,5	77,5	63.623	31.811	328.723

Conclui-se que a solução individual dos municípios é a fossa séptica. O município de Cascavel possui quatro estações de tratamento de esgoto, Foz do Iguaçu possui cinco estações que estão localizadas no limite do município (em branco) e no município de Toledo constam sete estações de tratamento. A questão do esgotamento sanitário é comandada pela SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) nos três municípios. Estima-se que em 2030 o volume de esgoto irá aumentar devido ao aumento da população.

PROPOSIÇÃO DE GESTÃO ALTERNATIVA

Buscando melhorar o sistema de esgotamento sanitário dos municípios, seria importante implantar um sistema de coleta e tratamento de esgoto com separação total, que pudesse tratar de forma exclusiva cada tipo de efluente doméstico.

O sistema modular compacto para tratamento de efluentes é uma patente desenvolvida por Morejon, Silva e Mendoza (2014), que abrange um conjunto de elementos que permite o tratamento de efluentes domésticos por meio de processos de separação seletiva e processos de biodigestão anaeróbia. De acordo com os autores da patente:

> O sistema é modular e, além do tratamento, propicia também o aproveitamento dos materiais sólidos, líquidos e gasosos que se formam após o processamento físico e biológico, e os principais diferenciais da tecnologia se encontram: nas características da instalação hidráulica doméstica; no dispositivo de alimentação contínua de carga (efluente do vaso sanitário e da pia da cozinha); no sistema de separação de sólidos particulados provenientes da pia da cozinha; no sistema de separação do efluente do vaso sanitário; no sistema de biodigestão anaeróbia do dejeto do vaso sanitário; no sistema de coleta dos efluentes tratados; no sistema de coleta e aproveitamento do produto gasoso (biogás); e no sistema de coleta e aproveitamento do material orgânico digerido (MOREJON; SILVA e MENDOZA, 2014).

O novo modelo de gestão de efluentes com base da segregação dos efluentes líquidos e seu tratamento segregado na fonte está esquematizado na Figura 2, onde o esgoto do vaso sanitário seria dividido em duas partes: matéria orgânica (fezes) e a outra parte constituída de urina e água a partir de um sistema modular.

A matéria orgânica seria digerida por meio de biogás, que produziria energia, e além disso, posteriormente seria encaminhada para a produção de biofertilizantes que poderiam ser utilizados na agricultura. A urina e a água de todas as casas do município seriam canalizadas até um centro de industrialização para produção de ureia que também poderia ser utilizada na agricultura como fonte de nitrogênio.

Na pia da cozinha, o efluente seria separado em duas partes: óleo e água por meio de um sistema modular. O óleo seria acumulado nas residências e posteriormente encaminhado para um centro de processamento para a produção de subprodutos como o sabão e detergentes. A água da pia da cozinha; lavanderia; chuveiro e pia do chuveiro iriam se juntar para passar pelo processo de tratamento físico-químico compacto dentro de cada residência, ao final do tratamento, esta água seria encaminhada para uma estação de tratamento de água para a obtenção de água potável.

A principal vantagem desse método é aplicação do tripé da sustentabilidade, com a possibilidade de oportunidades e/ou vantagens econômicas; sociais e ambientais por meio do reaproveitamento dos materiais que se formam após o processamento, gerando renda a partir de resíduos.

A partir da separação dos rejeitos da pia da cozinha obtêm-se o óleo de cozinha que é bastante visado, por exemplo, para a produção de sabão. A urina quando separada dos demais componentes do efluente do vaso sanitário possui alto valor econômico para a produção de ureia. A matéria orgânica obtida a partir do vaso sanitário e restos de comida advindo da pia da cozinha poderão produzir o biogás, que é uma fonte importante de energia.



Fig 2. Fluxograma da gestão alternativa do esgotamento sanitário para os municípios.

3. CONCLUSÕES

No presente trabalho identificou-se que em todos os municípios a maior fração de efluentes domésticos é gerado no banheiro. Os municípios possuem sistema público de coleta e tratamento de esgotos sanitários somente na área urbana de cada cidade e a população total não tem acesso aos serviços de esgotamento sanitário, portanto a população rural não é atendida com rede coletora de esgoto que a solução individual dos municípios é a fossa séptica. Os modelos propostos para o município incluem equipamentos individuais que contêm: separador de água, urina e fezes do efluente proveniente do vaso sanitário, sistema modular hibrido de tratamento de dejetos humanos em meio rural e caixa para tratamento de efluentes da pia da cozinha com separação simultânea de óleos, gorduras e sólidos sedimentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Agencia Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas Esgoto: despoluição de Bacias Hidrográficas*. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/> Acesso: 17/06/2019.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. Esgotamento sanitário – *Capitulo 3.* Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/funasa/capitulo_3.pdf> Acesso em: 05 dez. 2020

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2017.* Coordenação de População e Indicadores Sociais. 128 pg. Rio de Janeiro. 2020.

IBGE CIDADES. 4.4.5. [*S. l.*], 2017. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/panorama. Acesso em: 11 jul. 2020.

MOREJON, Camilo F. M.; FABRIS, Simoni C.; LAUFER, Angela. *Desenvolvimento de uma Correlação para Identificação do Potencial de Geração de Resíduos Sólidos, Líquidos e Gasosos da Atividade Doméstica*. Revista Interagir: pensando a extensão. Rio de Janeiro, n 9, pág. 149 – 158, jan-jul – 2006.

MÜLLER, Angela Maria. *Diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário dos 50 municípios do Oeste do Paraná e proposição de modelo de gestão*. 2021. 356 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2021.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

336

O NOVO RÓTULO UNIFICADO EUROPEU PARA A EFICIÊNCIA HÍDRICA E ENERGÉTICA DE PRODUTOS

Carlos VELAZQUEZ[1], Armando SILVA-AFONSO[1 2 3], Carla PIMENTEL-RODRIGUES[1 2]

[1] *UWLA - Unifed Water Label Association, Bruxels, carlos.velazquez@roca.net*

[2] *ANQIP – Associação Nacional para a Qualidade nas Instalações Prediais, Aveiro, anqip@anqip.pt*

[3] *RISCO – Universidade de Aveiro, Portugal, asilva.afonso@outlook.pt*

RESUMO

O stress hídrico e a segurança do abastecimento de água são preocupações importantes em todo o mundo. As mudanças climáticas e a necessidade crescente de proteção ambiental, preservação dos recursos naturais e uso eficiente, tornaram a disponibilidade de água e a existência de padrões sustentáveis no consumo de água uma preocupação de todos. Na Europa, os objetivos da Comissão Europeia para a eficiência dos produtos que consomem água (WuP) incluem abordagens de design ecológico, rótulo ecológico e contratos públicos verdes (GPP), mas esses critérios estão focados na eficiência energética de torneiras e chuveiros e tiveram uma aceitação limitada pelos consumidores. Nos últimos 10 a 15 anos foram desenvolvidas muitas iniciativas nacionais para abordar a eficiência dos produtos consumidores de água, dos quais os rótulos energéticos suíço e sueco, juntamente com o rótulo europeu da água e o rótulo português da ANQIP decidiram juntar-se para formar um rótulo unificado para produtos que usam água. Considerando que atualemente o consumidor da UE carece de informações consistentes sobre o desempenho e o consumo de água destes produtos essenciais, os Organismos Comerciais Europeus e Nacionais e os Esquemas Nacionais existentes, representando muitas centenas de fabricantes, desenvolveram um esquema de rotulagem de eficiência hídrica simples e harmonizada – o Rótulo Unificado da Água. Este esquema aplica-se a produtos que utilizam água e considera também a energia associada para aquecimento de água. Segundo a Comissão Europeia, incentivar a substituição de todos os dispositivos comuns (torneiras, autcolismos, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça, produtos para uso externo, etc.) contribui para uma redução de consumo até 35% nas torneiras, 11% nos chuveiros e energia associada até 30%, até 2030. Este artigo apresenta o novo selo europeu unificado para WuP, descrevendo os critérios de classificação e testes associados.

Palavras-Chave: Produtos que consomem água, eficiência hídrica, eficiência energética, rótulos de eficiência.

1. INTRODUÇÃO

O stress hídrico e a segurança do abastecimento de água são preocupações importantes em todo o mundo. As mudanças climáticas e a necessidade crescente de proteção ambiental, preservação dos recursos naturais e uso eficiente da água, tornaram a disponibilidade de água e a existência de padrões sustentáveis no consumo de água uma preocupação de todos.

Na Europa, o stress hídrico está a começar a afetar significativamente vários países, especialmente na bacia do Mediterrâneo. A Comissão Europeia tem estimulado abordagens de design ecológico, rótulo ecológico e contratos públicos "verdes" (GPP) [1], mas têm sido focados na eficiência energética de torneiras e chuveiros e têm tido aceitação limitada por parte dos consumidores.

Como resultado da falta de uma política forte por parte da Comissão Europeia para promover objetivamente a eficiência hídrica em edifícios, surgiram na Europa vários rótulos de eficiência para produtos que usam água (WuP), nos últimos anos, geralmente para uso voluntário, por iniciativa de associações da indústria ou da sociedade civil [2,3]. A importância desses rótulos tem sido enfatizada não apenas em relação à eficiência hídrica, mas também em relação à eficiência energética.

Com efeito, um estudo realizado num município português mostrou que a redução do consumo de água em apenas 1 m^3 através de medidas de eficiência hídrica nos edifícios pode resultar numa redução de cerca de 7,2 kWh no consumo de energia. O estudo teve em conta a energia consumida para a produção de água quente sanitária e a redução da energia consumida pelas redes de abastecimento de água e drenagem e pelas estações de tratamento (por diminuição dos caudais captados, tratados e bombados) [4].

Segundo a Comissão Europeia, a substituição de todos os dispositivos de utilização comuns (torneiras, autoclismos, chuveiros, banheiras, produtos para uso externo, etc.) por produtos eficientes conduziria, até 2030, a uma redução no consumo até 35% no que se refere às torneiras, 11% em relação aos chuveiros e em 30% na energia associada. Na União Europeia (UE), a captação total de água para uso em torneiras e chuveiros foi estimada em cerca de 25.000 Mm^3 em 2010 e a necessidade total de energia primária na UE associada ao uso de torneiras e chuveiros foi estimada em ser cerca de 3000 PJ^3/ano [5]. As emissões totais de CO_2eq relacionadas com a procura anual de energia primária da UE em torneiras e chuveiros foram estimadas em cerca de 160 Mton em 2010.

A Comissão Europeia tinha apenas nas suas previsões a criação de um rótulo energética obrigatório para torneiras e chuveiros, uma vez que estes produtos estão incluídos na Diretiva de Eficiência Energética (Diretiva 2012/27/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de outubro de 2012, sobre eficiência energética). No entanto, a Comissão Europeia (CE) mostrou-se disposta a aceitar em alternativa uma proposta dos representantes do sector para um rótulo de eficiência hídrica no âmbito de um Acordo Voluntário (AV). Os Acordos Voluntários são uma ferramenta que resulta da Diretiva Ecodesign 2009/125/EC

(Comissão Europeia 2009), o que significa que os fabricantes concordam em autorregular seus produtos sob a supervisão da CE.

Para torneiras e chuveiros, um AV pode incluir informações obrigatórias sobre o desempenho de torneiras e chuveiros no rótulo. As informações fornecidas podem incidir os caudais de água em condições nominais de utilização e o consumo de energia associado. No entanto, as abordagens de classificação baseadas apenas na medição dos caudais não têm em consideração a funcionalidade do produto. A mera redução dos caudais pode, de facto, ter um impacto nos utilizadores e levar a um aumento do tempo de utilização, prejuízos no conforto e poupanças inferiores às esperadas (por exemplo, mais tempo para tomar banho) [6]. Isso significa que poderá ser necessário incluir requisitos complementares, para evitar que uma boa classificação (ou seja, um caudal baixo) não se traduza efetivamente numa redução e consumos ou prejudique o conforto dos utilizadores.

2. METODOLOGIA

Diversas iniciativas foram desenvolvidas na Europa nos últimos 10 a 15 anos para promover a eficiência hídrica dos produtos que usam água. No caso de torneiras e chuveiros, os principais esquemas e rótulos europeus incluem:

a) O rótulo ANQIP [7];

b) A Rotulagem Sueca de Eficiência Energética [8]

c) O Selo Energético Suíço para Sanitários [9];

d) A Etiqueta WELL [10];

e) O Rótulo da Água (EWL) [11].

Contudo, os esquemas paralelos no mercado podem causar confusão aos consumidores e podem tornar mais caros os produtos que desejam entrar no mercado em diferentes países. Assim, na perspetiva de um Acordo Voluntário, as principais entidades europeias de gestão de rótulos decidiram criar uma nova plataforma, a Unified Water Label Association (UWLA), com sede em Bruxelas, com o objetivo de desenvolver um rótulo europeu unificado (UWL). Em março de 2018, foi estabelecido um acordo com representantes da Water Label, ANQIP, Swedish Energy Efficiency Labelling e Swiss Energy Label para desenvolver um rótulo unificado para todos os produtos que usam água em edifícios. O esquema WELL não participou na fase inicial do desenvolvimento do novo rótulo.

A Figura 1 mostra o novo rótulo unificado europeu. Considerou-se que um rótulo único que abranja os aspetos de água e energia é a melhor opção para o mercado.

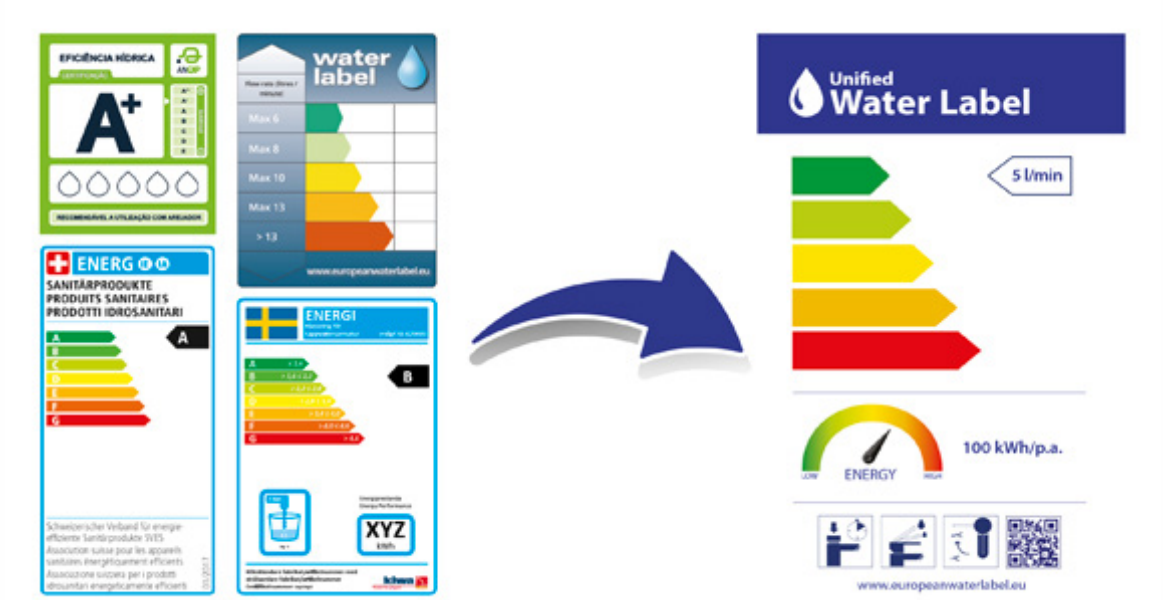


Fig. 1. European Unified Water Label [11].

3. RESULTADOS

O novo rótulo unificado europeu apresenta barras de desempenho de diferentes cores (verde, sálvia, amarelo, laranja e vermelho), correspondentes à possível faixa de caudais ou volumes para o produto, conforme representado na Figura 1. Para cada classificação específica, pode ser adicionado o lado direito do gráfico um quadro com o valor específico do caudal ou volume. Em chuveiros elétricos, controladores de urinóis, sistemas de águas cinzentas e em dispositivos de substituição de descarga, por exemplo, também pode ser usada uma etiqueta de produto “eficiente” (Figura 2).



Fig. 2. Rótulo de produto eficiente [11].

O Esquema aplica-se a chuveiros, torneiras, autoclismos, urinóis, banheiras e outros produtos. Para chuveiros, a barra de desempenho mais baixa (verde) corresponde a “≤ 6 L/min” e a mais alta (vermelha) a “> 13 L/min”. Para autoclimos (sanitários), os valores correspondentes são “≤ 3,5 L/min” e “> 6,0 L/min”. No caso de torneiras, a barra de desempenho mínimo e máximo corresponde a “≤ 1,0 L/min” e “> 4,0 L/min” respetivamente. Para melhorar o rótulo e destacar as características técnicas presentes no produto, os

fabricantes podem adicionar no rótulo até um máximo de três ícones técnicos (além do ícone de energia).

A Figura 3 mostra alguns exemplos de ícones técnicos para torneiras.



Fig. 3. Exemplos de ícones para torneiras [11].

O rótulo tem também um ícone de energia, na base do Rótulo Unificado para mostrar ao consumidor o custo anual de energia esperado do uso do produto, como indicado na Figura 4.

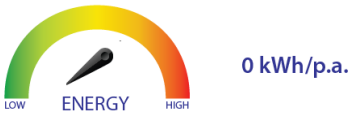


Fig.4. Ícone de energia [11].

É um pré-requisito do Esquema de rotulagem que todos os produtos satisfaçam os requisitos do país de destino pretendido. Os produtos devem cumprir todas as Normas Europeias pertinentes, incluindo, obviamente, a conformidade com os ensaios previstos nestas normas. O produto deverá estar de acordo com a Declaração de Conformidade fornecida pelo Fabricante que acompanhou os pedidos originais e rotulagem. É possível que o Comité Europeu de Normalização (CEN) desenvolva normas EN específicas para a determinação de caudais ou volumes em aparelhos ou produtos de canalização tendo em vista a classificação de produtos eficientes. Se isso acontecer, o UWL naturalmente incorporará esses procedimentos.

O Esquema é apoiado por um processo de auditoria. As auditorias são realizadas regularmente por entidades acreditadas, em produtos selecionados aleatoriamente, correspondendo a 5% dos produtos rotulados colocados no mercado.

4. CONCLUSÕES

Muitas iniciativas foram desenvolvidas nos últimos 10 a 15 anos para promover a eficiência dos produtos que usam água nos edifícios, nos níveis nacional e internacional. Na União Europeia (UE), as preocupações com a eficiência hídrica de produtos que usam água foram recentemente destacadas no contexto de escassez de água e secas e abordagens de design ecológico. Na Europa, o desempenho WuP em termos de consumo de água e conforto para os consumidores tem sido constantemente melhorado pela indústria,

respeitando os requisitos essenciais de saúde, conforto e segurança, nacionais e europeus. Desta forma, procura-se responder a exigências cada vez mais importantes de preservação ambiental e às necessidades de adaptação face ao crescente stress hídrico em muitos países, respeitando o mínimo de conforto pra os utilizadores.

Considerando que, em geral, os consumidores carecem de informações consistentes sobre o desempenho e o consumo de água dos dispositivos comuns, o UWL, sendo um esquema claro, pretende contribuir para uma utilização mais eficiente dos recursos e energia nos edifícios, não só na Europa, mas em todos os países que utilizam estes produtos rotulados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. https://ec.europa.eu/search/?QueryText=eco-design+work+plan&op=Search&swlang=en&form_build_id=form-iSGqGiOuRDm-1ox5v7SjGh8Wusfch6paDwMqNloa37E&form_id=nexteuropa_europa_search_search_form (accessed on 27 May 2019)

2. Silva-Afonso, A., Pimentel-Rodrigues, C., European labelling schemes for water efficiency. A comparative analysis. *Proceedings of the CIB W062 2013 – Water Supply and Drainage for Buildings*. S. Paulo, Brazil, 2014.

3. Kelly, D., The European Water Label: An analysis and review. *Proceedings of the CIB W062 2013 – Water Supply and Drainage for Buildings*. Nagano, Japan, 2013.

4. Silva-Afonso, A., Pimentel-Rodrigues, C., The importance of water efficiency in buildings in Mediterranean countries; The Portuguese experience. *International Journal of Systems Applications, Engineering & Development*. Issue 2, Volume 5,17-24, 2011

5. European Commission, MEErP Preparatory Study on Taps and Showers, Task 7 report: Policy scenarios (version 1). *JRC Technical Report*. Brussels, Belgium, 2014.

6. Pimentel-Rodrigues, C., Silva-Afonso, A., Water efficiency of products. Comfort limits". *Proceedings of the CIB W062 2012 – Water Supply and Drainage for Buildings*. Edinburgh, Scotland, 2012.

7. Silva-Afonso, A., Pimentel-Rodrigues, C. – Water efficiency of products. The Portuguese system of certification and labeling, *Journal AWWA, American Water Works Association,* Volume 102, n.º 2, pp. 52-56, 2010.

8. http://services.1kiwa.com/sweden/product-certification/energy-efficiency-labelling (accessed on 27 May 2019)

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

342

INFRAESTRUTURAS VERDES URBANAS E A SUA CONTRIBUIÇÃO PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA EM MEIO URBANO

Cristina SANTOS[1], Cristina MONTEIRO[2]

[1] *Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias s/n, 4200-465 Porto; CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Terminal de Cruzeiros de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal; csantos@fe.up.pt*

[2] *CBQF-Escola Superior de Biotecnologia – Universidade Católica Portuguesa, Rua Diogo Botelho 1327, 4169-005 Porto, Portugal, cmonteiro@ucp.pt*

RESUMO

As recentes alterações climáticas e os efeitos que daí advêm (nomeadamente os eventos de precipitação extrema, que ocorrem cada vez com mais frequência e intensidade) aliados à elevada impermeabilização das grandes cidades, originam cheias e inundações, com elevados prejuízos económicos, sociais e ambientais. As mudanças da paisagem urbana são um enorme desafio que as cidades irão ter de enfrentar e ultrapassar, para manter a qualidade de vida das populações e das gerações futuras. Desta forma, é fundamental investir em soluções tecnológicas que contribuam ativamente e de forma sustentável para a gestão urbana das águas pluviais e dos sistemas de drenagem associados. As infraestruturas verdes urbanas, desde que devidamente integradas na paisagem e projetadas para o fim em questão, estão no centro de uma solução auspiciosa para alcançar a resiliência das cidades no que respeita a gestão das águas pluviais. Entre as várias tecnologias, as coberturas ajardinadas e os jardins verticais encontram-se entre as soluções mais promissoras e com um elevado potencial de aplicação, dado a sua instalação ser efetuada em espaços normalmente não utilizados ou subaproveitados. Vários estudos realizados têm demonstrado a eficácia e o potencial destas estruturas na gestão das águas pluviais urbanas, através da retenção do escoamento e do atraso do pico de cheia, nas várias camadas da sua estrutura. Por outro lado, as infraestruturas verdes, contribuem para a melhoria da qualidade da água de escoamento que poderá ser reutilizada, contribuindo assim para a sustentabilidade do ciclo urbano da água e também para a economia circular. Nesta apresentação será demonstrado o efeito destes sistemas na gestão das águas pluviais em meio urbano, em termos qualitativos e quantitativos.

Palavras-Chave: coberturas ajardinadas; infraestruturas verdes; gestão águas pluviais; sustentabilidade urbana.

1. INTRODUÇÃO

As cidades são sistemas complexos em constante evolução. A comunidade urbana tem

reconhecido a necessidade de promover uma utilização eficiente dos recursos naturais de forma a garantir um ambiente sustentável e resiliente face às alterações climáticas, assumindo um papel decisivo nesta mudança. Neste âmbito, têm surgido um pouco por todo o mundo, as chamadas *nature-based solution*, NbS (soluções baseadas na natureza), que trazem a natureza de volta ao espaço urbano e mimetizam os seus processos naturais. Estas soluções apresentam múltiplas vantagens a vários níveis (energético, hídrico e social), sendo por isso consideradas uma das melhores estratégias na adaptação das cidades aos grandes desafios climáticos atuais. Os benefícios das NbS para a gestão dos recursos hídricos e para a melhoria do ambiente urbano estão reportadas nos mais recentes relatórios da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2021). As NbS complementam as infraestruturas tradicionais de drenagem urbana e, de entre as várias opções existentes, as coberturas verdes têm-se destacado pela sua viabilidade de aplicação a nível internacional e pelos benefícios que trazem ao ciclo urbano da água. Este estudo teve com principal objetivo definir o impacte das coberturas verdes no escoamento das águas pluviais, tando a nível quantitativo com qualitativo, e perceber como se pode otimizar os resultados obtidos.

2. ENQUADRAMENTO

As coberturas verdes (CV) são sistemas constituídos por várias camadas, implementadas sobre a cobertura/laje de um edifício ou estrutura. A constituição típica e mais comum das CV inclui uma tela de impermeabilização, uma camada drenante, um substrato e, no topo, as plantas. Estas estruturas classificam-se, genericamente, em duas categorias: (1) coberturas intensivas, com uma altura de substrato superior a 0.25 m, e (2) coberturas extensivas, com altura de substrato menos profunda, de 0.06- 0.15 m (Pearlmutter, *et al*., 2020) (Moghbel & Salimb, 2017). As suas vantagens abrangem diversos aspetos, tais como:

- **Redução e retenção do escoamento superficial** – as CV retêm eficazmente uma percentagem das águas pluviais na sua estrutura, atrasando o seu escoamento para os sistemas de drenagem já existentes, reduzindo por isso a ocorrência de inundações a jusante (Liu, Q., Chen, Wei, & Deo, 2019). Esta redução deve-se principalmente à retenção das águas pluviais no substrato e camada drenante, que posteriormente poderá ser consumida pelas plantas ou evaporar-se para a atmosfera.
- **Melhoria da qualidade das águas pluviais que escoam pela CV** – todas as camadas existentes nas CV, podem atuar como um filtro que retém diversas partículas das águas pluviais, reduzindo a concentração de sólidos suspensos totais no escoamento superficial (Zhang, et al., 2015). Vários estudos indicam que o substrato é um dos elementos críticos que mais influencia a qualidade da água escoada das CV (Gong, et al., 2019).
- **Aumento do conforto térmico no interior dos edifícios** – as CV contribuem para um melhor isolamento térmico o que resulta numa diminuição do consumo energético para climatização. De acordo com Moghbel, et al. (2017), os espaços interiores

de um edifício com CV apresentam temperaturas mais baixas e mais moderadas quando comparadas com telhados tradicionais, redução que varia entre 0.4-1.4ºC (Morakinyo et al. (2017)).

3. O CONTRIBUTO DAS COBERTURAS VERDES PARA A GESTÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

3.1 Retenção e atraso no pico de cheia

A retenção das águas pluviais numa CV está diretamente relacionada com as características do substrato, mais concretamente com a porosidade e com a humidade no instante em que a chuvada começa. Os poros que se formam entre as partículas na estrutura do substrato, atuam como uma série de tubos que armazenam e controlam o caudal escoado. No decorrer deste percurso, parte da água acaba por ser consumida pelas plantas, pelo que o volume total de escoamento superficial no final de um evento de precipitação é sempre inferior ao de uma cobertura convencional. Desta forma, a capacidade de retenção de uma CV é calculada como a diferença entre o caudal de ponta escoado na CV e o caudal de ponta escoado de uma cobertura convencional, sendo essa diferença maior em chuvadas de baixa intensidade.

A redução do escoamento superficial pode atingir valores entre 50 a 100% dependendo de diversos fatores associados às características da própria CV, mas também de aspetos externos (Figura 2). Parte da água que fica retida na CV é consumida pelas plantas, sendo posteriormente devolvida à atmosfera por evapotranspiração.

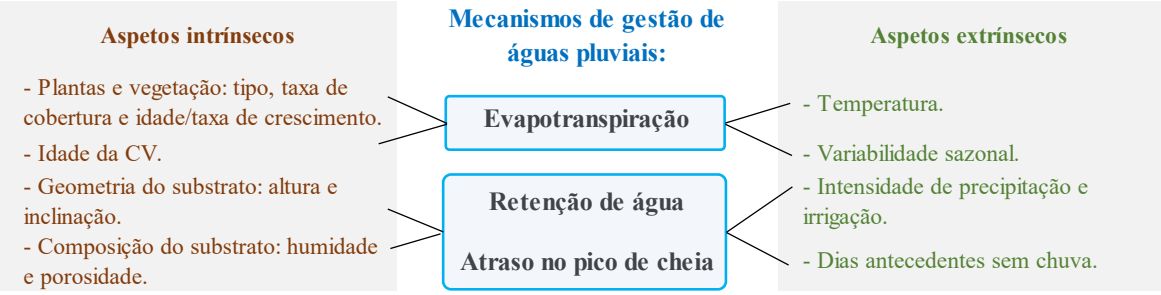


Figura 2 – Fatores que influenciam o desempenho hídrico de uma CV.

3.2 Qualidade da água escoada

As CV alteram as características qualitativas do escoamento superficial urbano, devido aos vários processos físico-químicos que ocorrem nas diferentes camadas que a compõem, podendo atuar como um filtro ou como uma fonte de contaminantes (FEMA, 2021). Os seguintes fatores são preponderantes na qualidade da água escoada por uma CV (Molineux, Newport, Ayati, Wang, & Connop, 2016): (1) Tipo de materiais usados (composição do substrato, da camada drenante, da tela de impermeabilização e dos tubos de drenagem); (2) Tipo de vegetação na CV e estação do ano (uso de nutrientes

pela biomassa); (3) Altura do substrato; (4) Tipo de drenagem; (5) Manutenção e uso de fertilizantes; (6) Dinâmica das chuvadas no local e direção do vento (7) Fontes de poluição local e propriedades físico-químicas dos poluentes. De entre estes fatores, vários estudos revelam as características do substrato como um dos mais relevantes. A sua especificação deve, portanto, ter em conta não só o adequado desenvolvimento das plantas, mas também a eventualidade de lixiviação e a necessidade de manutenção.

3.3 A utilização de LECA® em coberturas verdes

A aplicação de materiais naturais no substrato de uma CV, é uma solução que visa garantir o melhor desempenho possível destas NbS. Exemplo disso é a aplicação do agregado leve de argila expandida (LECA® *lightweight aggregate* - LWA) como camada isolada com função drenante, ou misturada com outros materiais na composição do substrato. O agregado leve Leca® trata-se de um material natural leve, produzido a partir do aquecimento de argila, que apresenta elevada resistência mecânica e porosidade, minimizando os constrangimentos causados pelo peso das CV sobre a estrutura dos edifícios (Wood, 2020). Esta porosidade e a forma como os diferentes grãos se ajustam uns aos outros, garante uma retenção adicional da água que precipita sobre a CV, em comparação com um substrato convencional. Para além disso, as NbS com estes agregados na sua constituição apresentam baixa manutenção e um longo período de vida útil.

O trabalho desenvolvido por Sharer (2018) confirma o bom desempenho da LECA® LWA na diminuição e no atraso do escoamento superficial potenciado por CV. De entre as três CV estudadas, a que apresentou o menor coeficiente de escoamento (razão entre o volume de água precipitada e o volume de escoamento superficial num determinado período), incluía a camada de LECA® LWA com função drenante.

Trabalhos de campo realizados em estruturas de CV piloto no âmbito do projeto KLIMA 2050, localizadas em Høvringen, Trondheim (Noruega), demonstraram uma redução média de 95%, e um atraso de 15 min no caudal de ponta do escoamento superficial. Os investigadores verificaram que a elevada permeabilidade da LECA® LWA contribuiu para um escoamento constante, mais regular e de menor volume, concluindo assim que a incorporação deste material na construção das CV beneficia o seu potencial para a gestão das águas pluviais urbanas ((Jotte, Raspati, & Azrague, 2017) (Hamouz, Lohne, Wood, & Muthanna, 2018)). Além disso, Holt *et al*. (2018) apresentou eficácias de remoção de poluentes (cobre, zinco, chumbo e fósforo) superiores a 98% para agregados LECA® LWA de 2 a 4 mm concluindo que este material também contribui para a melhoria da qualidade da água escoada.

4. CONCLUSÕES

As coberturas verdes (CV) enquadram-se nas soluções baseadas na natureza promovendo uma maior sustentabilidade da gestão da água no meio urbano, garantindo soluções eficientes e resilientes aos grandes desafios urbanos atuais: (1) chuvadas mais

intensas e menos frequentes, com transbordo dos sistemas de drenagem existentes e maior ocorrência de cheias e inundações, e (2) densificação das áreas urbanas e consequentemente, menores áreas naturais de absorção e infiltração. Diversos estudos realizados internacionalmente demonstram que a implementação destas estruturas pode resultar em taxas de retenção das águas precipitadas, de 50-100% com os valores mais altos atribuídos a chuvadas de baixa intensidade. As características do substrato são um dos fatores que mais influencia o bom desempenho de uma CV, não só na vertente hídrica como na qualidade da água escoada.

Este estudo demonstra o benefício da incorporação de materiais naturais como a LECA® LWA em CV, na obtenção de taxas de retenção da água mais elevadas e na melhoria da qualidade da água a jusante. Estes elementos amplificam o efeito natural das CV, como tem vindo a ser demonstrado na monitorização de diversas estruturas existentes na Europa.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem à LECA® Portugal pelo apoio na realização deste estudo. Cristina M. Monteiro agradece também à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) pelo apoio no financiamento do UIDB/50016/2020.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andenæs, E., Kvande, T., Muthanna, T., & Lohne, J. (2018). Performance of blue-green roofs in cold climates: a scoping review. 8(4), 55. doi:https://doi.org/10.3390/buildings8040055

Bevilacqua, P., Mazzeo, D., Bruno, R., & Arcuri, N. (2017). Surface temperature analysis of an extensive green roof for the mitigation of urban heat island in southern mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 150, pp. 318-327.

Cristiano, E., Deidda, R., & Viola, F. (2021). The role of green roofs in urbanWater-Energy-Food-Ecosystem nexus: A review. *Science of the Total Environment*, 756, p. 143876.

EEA. (2021). *Nature-based solutions in Europe: policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction - EEA report nº 01/2021*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency. doi:DOI: 10.2800/919315

FEMA. (June de 2021). Building Community Resilience with Nature based Solutions - A guide for local communities. Risk MAP - *Increasing resilience together*.

Gong, Y., Yin, D., Li, J., Zhang, X., Wang, W., Fang, X., . . . Wang, Q. (2019). Performance assessment of extensive green roof runoff flow and quality control capacity based on pilot experiments. *Science of the Total Environment*, 687, pp. 505-515.

Hamouz, V., Lohne, J., Wood, J., & Muthanna, T. (2018). Hydrological performance of LECA-based roofs in cold climates. *Water*, 10, pp. 263-278. doi:DOI: 10.3390/w10030263

Holt, E., Koivusalo, H., Korkealaakso, J., Sillanpää, N., & Wendling, L. (2018). *Filtration Systems for Stormwater Quantity and Quality Management: Guideline for Finnish Implementation*. VTT Technical Research Centre of Finland: VTT Technology No. 338.

Jotte, L., Raspati, G., & Azrague, K. (2017). *Review of stormwater management practices*. SINTEF Building and Infrastructure, Høgskoleringen 7 b, POBox 4760 Sluppen, N-7465 Trondheim: KLIMA 2050, report 7.

Liu, W., Q., F., Chen, W., Wei, W., & Deo, R. (2019). The influence of structural factors on stormwater runoff retention of extensive green roofs: new evidence from scale-based models and real experiments. *Journal of Hydrology*, 569, pp. 230-238.

Moghbel, M., & Salimb, R. (2017). Environmental benefits of green roofs on microclimate of Tehran with specific focus on air temperature, humidity and CO2 content. *Urban Climate*, 20, pp. 46-58.

Molineux, C., Newport, D., Ayati, B., Wang, C., & Connop, S. (2016). Bauxite residue (red mud) as a pulverised fuel ash substitute in the manufacture of lightweight aggregate. *Journal of Cleaner Production*(112), 401–408. doi:DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.09.024,

Morakinyo, T., Dahanayake, K., Ng, E., & Chow, C. (2017). Temperature and cooling demand reduction by green-roof types in different climates and urban densities: A co-simulation parametric study. *Energy and Buildings*, 145, pp. 226-237.

Palla, A., Gnecco, I., & Lanza, L. (2010). Green, Hydrologic Restoration in the Urban Environment Using. *Water*, 2, pp. 140-154;.

Pearlmutter, D., Theochari, D., Nehls, T., Pinho, P., Piro, P., Korolova, A., . . . Pucher, B. (2020). Green-Blue Systems - Enhancing the circular economy with nature-based solutions in the built urban environment: green building materials, systems and sites. *International Water Association*, 2(1).

Schärer, L. (2018). *Schärer L. A. Comparing experimentally measured runoff coefficients with field observations for detention-based roofs [thesis]*. NTNU Norwegian University of Science and Technology – Department of Civil and Environmental Engineering.

Wang, X., Tian, Y., & Zhao, X. (2017). The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality. *Science of the Total Environment*, 592, pp. 465-476.

Wood, J. (2020). Stormwater detention factors for a blue-green roof based on lightweight expanded clay aggregate in Norway. *Nordic Geotechnical meeting* 2020 (NGM 2020) (pp. 10-25). Extended abstract conference paper. doi:https://ngm2020.exordo.com/ (accessed on 26. January 2022)

Zhang, Q., Miao, L., Wang, X., Dandan, L., Zhu, L., Zhou, B., . . . Liu, J. (2015). The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. *Landscape and Urban Planning*, 144, pp. 142-150.

GESTÃO DE LAMAS FECAIS EM PAÍSES DE BAIXO E MÉDIO-BAIXO PIB

João ÂNGELO[1], Filipa FERREIRA[2]

[1] *Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal, joao.angelo@ist.utl.pt*

[2] *CERIS, Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal, filipamferreira@tecnico.ulisboa.pt*

RESUMO

A gestão de lamas, em países de baixo e médio-baixo PIB, apresenta falhas em diversos planos, entre os quais institucionais, faltas de conhecimento técnico e inviabilidade económica, que se traduzem na inexistência de infraestruturas e/ou de redes de gestão planeadas que visam ao tratamento e/ou deposição segura das lamas, implicando ameaças à saúde pública e impactes negativos no meio ambiente. Estas deficiências são especialmente evidentes nos sistemas de saneamento on site, que apesar de serem dominantes nestes países e existir uma tendência crescente na sua aplicação, são encarados como soluções temporárias até que sistemas de Saneamento Convencional sejam aplicados. Apesar das lamas serem tradicionalmente encaradas como um resíduo sem valor, algumas das suas características e constituintes podem permitir a sua valorização, principalmente no setor energético e na aplicação no solo. Estas práticas podem contribuir para a viabilidade económica da gestão de lamas, através da comercialização de produtos derivados e/ou da atração de financiamentos externos/ subsídios aos atores envolvidos, atendendo aos possíveis impactes positivos adicionais nas dimensões ambiental e socio-económica. Serão revistos, de forma sucinta, na presente comunicação, os principais métodos de tratamento e deposição de lamas, adequados para o contexto de países em desenvolvimento, e abordados alguns dos aspetos relevantes a ter em conta na tomada de decisão, em fases iniciais do planeamento, de uma intervenção na área de saneamento.

Palavras-Chave: Deposição de lamas; Lamas fecais; Países de baixo e médio-baixo PIB; Tratamento; Valorização.

1. INTRODUÇÃO

A gestão de lamas fecais, associada ao saneamento on site, engloba os estágios de armazenamento, recolha, transporte, tratamento e deposição final. Estes sistemas são caracterizados por soluções descentralizadas que, devido à sua fácil implementação, baixos níveis de investimento e menor utilização de recursos, quando comparados aos sistemas de saneamento convencional, são predominantes em países de baixo e médio-baixo PIB (Strande, L., 2014). Controversamente, estes sistemas são muitas vezes encarados como

soluções temporárias até que ETAR e coletores sejam construídos, traduzindo-se em faltas de investimento e investigação, que resultam numa gestão de lamas fecais deficiente (Peal, A., 2015). Adicionalmente, a construção de sistemas centralizados de saneamento convencional permanece, na maior parte dos casos, tecnologicamente e economicamente inviável, culminando em severos riscos à saúde pública e ao meio ambiente, derivados do contacto inseguro e/ou da deposição ilegal das lamas fecais. Velkushanova, K., em 2021, relata que mais de 50% das lamas fecais produzidas em 39 cidades de vários países de baixo PIB, são descarregadas ilegalmente para corpos de água, zonas peri-urbanas e até mesmo em zonas urbanas. Por outro lado, Semiyaga, S, em 2015, relata que, em certos países, este número pode ser superior a 90%. Adicionalmente, é expectável que o número de pessoas abastecidas por saneamento on site aumente, atendendo ao crescimento populacional verificado nestes países e às metas definidas pelo ponto 6.2 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Apesar de terem sido identificadas deficiências em todos os estágios da gestão de lamas fecais, a presente comunicação apenas se irá focar no tratamento e na deposição final. É relatado na literatura que os principais problemas presentes nestes estágios são a inexistência de infraestruturas que assumam o tratamento/ deposição das lamas, inviabilidade económica, falhas de conhecimento técnico e falhas institucionais (Strande, L., 2014).

Importância da Valorização de Lamas

Para que cadeias de gestão de lamas fecais seguras sejam implementadas, é necessário garantir a viabilidade económica de toda a operação. Considerando que, geralmente, os custos capitais são cobertos pelo governo central do país onde são implementados, é amplamente reportado na literatura que a viabilidade económica da operação está associada à cobertura dos custos operacionais (Steiner, M., 2002). Existem quatro formas principais de entrada de capital nestas estruturas: 1) tarifas pagas pelos utilizadores do serviço; 2) taxas cobradas pelo governo, geralmente associadas a outros serviços, tal como o abastecimento de água; 3) Investimentos externos, como por exemplo ONG; 4) Receitas geradas a partir da comercialização de produtos derivados. Por outro lado, são relatadas falhas em todas elas:

1. Muitas vezes os serviços de recolha de lamas (quando existentes) são realizados por empresas particulares que recolhem a tarifa e depositam as lamas de forma ilegal.
2. O dinheiro proveniente das taxas não é (re)investido em sistemas de saneamento on site.
3. A forma não planeada ou inexistente de cadeias de gestão não é atrativa a financiamentos externos.
4. O mercado de produtos derivados é inexplorado devido à deposição ilegal ou em aterros sanitários.

Apesar de serem tradicionalmente encaradas como um resíduo sem valor, as lamas fecais têm características e constituintes que podem permitir a sua valorização e culminar na sua comercialização, estimulando a viabilidade económica da operação. Adicionalmente, uma gestão de lamas fecais associada a uma economia circular, pode promover a atração de investimentos externos, atendendo aos impactes positivos gerados nas dimensões ambiental e socio-económica, no local de implementação.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Constituintes e Propriedades das Lamas Fecais

De um ponto de vista simplista, os constituintes das lamas fecais podem ser divididos em sólitos totais (ST) e teor de humidade, que representa, geralmente, a maior fração do volume das lamas. Desta forma, o excesso de teor de humidade, pode ser um fator que dificulta a valorização de lamas, visto elevados volumes se traduzirem em custos operacionais (por exemplo transporte e tratamento) elevados. Relativamente aos ST, podem ser divididos em fixos (SFT) e voláteis (SVT), sendo que a relação SVT/ST é um indicador amplamente utilizado para avaliar o grau de estabilização da matéria orgânica das lamas, em que valores baixos se traduzem em maiores níveis de estabilização. A matéria orgânica das lamas está também associada à carência bioquímica de oxigénio (CBO), que, de forma análoga, pode ser comparado com a carência química de oxigénio (CQO), para avaliar o grau de estabilização.

Atendendo ao ciclo natural de nutrientes e que as lamas fecais são derivadas de matéria fecal, existem quantidades significativas de nutrientes na sua composição, principalmente nitrogénio, fósforo e potássio, que podem representar uma possível forma de valorização, por exemplo no setor agrícola. Por outro lado, as lamas fecais não tratadas estão associadas à presença significativa de patogénicos, que representam um risco à saúde pública.

As lamas fecais têm também metais pesados na sua composição que podem limitar a aplicação no solo ou em aterro sanitário. No entanto, estes exibem, geralmente, concentrações baixas, quando têm origens puramente domésticas e não são sujeitas a contaminações externas (Ingallinella, A., 2002).

Relativamente às propriedades, é relevante destacar o poder calorífico das lamas, visto representar uma oportunidade de valorização no setor energético. É, no entanto, importante salientar que este está fortemente dependente da concentração dos sólidos voláteis e como tal, lamas estabilizadas exibem um poder calorífico mais baixo.

2.2 Tratamento de Lamas Fecais

O principal objetivo do estágio tratamento é reduzir ou eliminar as características e constituintes que tornam a sua deposição final insegura ou inviável, tais como elevado teor de humidade, patogénicos e matéria orgânica não estabilizada. Adicionalmente, quando é planeada a valorização de lamas, estes métodos devem preservar ou, idealmente,

estimular as características e propriedades que são benéficas para o método considerado.

Os métodos de tratamento relevantes no contexto de países de baixo e médio baixo PIB devem estar associados a baixos custos operacionais e a uma elevada facilidade de implementação.

De forma geral, existem três principais conceitos associados ao tratamento de lamas:

Redução do teor de humidade: Estes processos assumem especial relevância na temática do tratamento, visto, como mencionado, grande parte do volume de lamas fecais não-tratadas estar, geralmente, associado ao teor de humidade (Strande, L. 2014). Desta forma, a aplicação destes métodos é comum à grande maioria dos métodos de deposição final, atendendo à redução dos custos de transporte, tratamento adicional e deposição. Por outro lado, existem métodos de tratamento e deposição que apenas são indicados para lamas com elevados teores de ST. Os principais métodos de redução de teor de humidade relevantes no contexto de países de baixo e médio baixo PIB são o espessamento gravítico, leitos de secagem, leitos de secagem plantados e leitos de secagem solar.

Estabilização de Lamas: A matéria orgânica não estabilizada nas lamas está, geralmente, associada a maus odores, atração de vetores de doenças e presença de agentes patogénicos. Neste contexto, é desejável assegurar a estabilização das lamas, especialmente quando é planeada a comercialização de produtos derivados. Os principais métodos de redução de teor de humidade relevantes no contexto de países de baixo e médio baixo PIB são a estabilização anaeróbica, co-compostagem e estabilização alcalina.

Higienização: Existem situações em que o nível de redução da carga patogénica alcançada pelos métodos de estabilização não atinge o valor pretendido e como tal, é pertinente introduzir o conceito de higienização das lamas. Estes, são métodos especificamente direcionados para este efeito, sendo os mais relevantes no contexto de países de baixo e médio-baixo PIB, a pasteurização e o armazenamento prolongado.

Adicionalmente, existem outros métodos que não se enquadram nas categorias acima mencionadas, mas que podem assumir relevância nestes países tais como, a carbonização (relevante na produção de combustíveis sólidos) e a compactação/enriquecimento (que pode assumir relevância na comercialização de qualquer produto sólido derivado).

2.3 Deposição Final de Lamas Fecais

A deposição final representa o último estágio da gestão de lamas fecais, em que é crucial garantir que não são gerados impactes negativos significativos na saúde pública e no meio ambiente. Para tal, é relevante destacar a importância da monitorização e do panorama legal, que, infelizmente, nestes países é, geralmente, reduzido ou inexistente. Nestes casos, é desejável adotar a legislação de outros países e/ou regulações propostas por organizações internacionais, que se adequem à realidade económica e tecnológica do local de aplicação (Nikiema, J., 2015).

Os métodos mais relevantes no contexto de países de baixo e médio-baixo PIB, identificados

através de revisão de literatura, foram:

Valorização energética

Tira partido do poder calorífico das lamas para uso seu como combustível. As principais formas identificadas foram: 1) combustíveis sólidos (carbonizados ou não-carbonizados), em que é desejável alcançar um produto com um alto teor de sólitos (idealmente 90%) de forma que a combustão seja mais eficiente; 2) biogás, produto da digestão anaeróbica, representando uma fonte de combustível no estado gasoso, que pode ser posteriormente convertida em eletricidade. Para além dos impactes diretamente mitigados pela gestão segura das lamas fecais, a valorização energética pode assumir especial relevância na mitigação das emissões de CO_2 e de fenómenos de deflorestação, uma vez que pode ser um substituto direto para a madeira, que é amplamente utilizada como combustível sólido, em muitos países de baixo e médio-baixo PIB (Atwijukye, O., 2018).

Aplicação no Solo

Tira partido do conteúdo nutrientes e matéria orgânica das lamas para o seu uso como aditivo no solo (fertilizante e/ou condicionador), fechando os ciclos naturais de nutrientes e matéria orgânica. Para além dos impactes diretamente mitigados pela gestão segura das lamas fecais, a aplicação de lamas no solo pode assumir relevância na reciclagem do fósforo, que é um recurso limitado (WHO, 2006), e na substituição de fertilizantes inorgânicos por orgânicos, repondo a matéria orgânica nos solos e desta forma, prevenir/ mitigar fenómenos de erosão (Soyingbe, A. A., 2019). Na aplicação de lamas no solo, deve ser garantida que o teor de metais pesados é adequado ao tipo de solo, o teor de nutrientes respeite as taxas agronómicas e que a concentração de patogénicos é indicada ao contacto humano previsto. Neste contexto é relevante distinguir: 1) comercialização de produtos no sector agrícola, em que existe entrada direta na cadeia alimentar e como tal, estas práticas estão associadas a níveis de tratamento superiores (por exemplo estabilização), tanto para a qualidade do produto do ponto de vista agrícola, como concentrações seguras de patogénicos. Os custos de tratamento adicional devem ser compensados pelo valor das receitas da comercialização e/ou pela atração de investimentos externos. Os principais produtos identificados foram o digerido da digestão anaeróbica, composto, lamas estabilizadas com cal e lamas tratadas em leitos de secagem plantados. 2) deposição no solo (valorização sem comercialização), em que as lamas são depostas em áreas não agrícolas, normalmente florestais. Visto o nível de contacto humano ser potencialmente mais reduzido e, geralmente, não existirem compradores de produto a um preço significativo, estes métodos estão associados à valorização sem comercialização. Por outro lado, lamas depostas no solo são, geralmente, submetidas a menores níveis de tratamento, visto não ser exigida uma qualidade de produto superior. Nestes casos, para sua deposição ser considerada segura, são, geralmente, impostas medidas de segurança, tais como interditação temporária da área de aplicação, deposição das lamas numa camada enterrada (“valas de entricheiramento”), seleção de um local indicado para o efeito (por exemplo distância segura de águas subterrâneas), entre outros (INS, 2020). As lamas são

depostas no solo, geralmente, sem qualquer nível de tratamento ou “apenas” com o teor de humidade reduzido, com o intuito de reduzir os custos de transporte e deposição.

Deposição em Aterro Sanitário

Método de deposição que não valoriza as lamas, envolvendo o seu enterro planeado em locais indicados para o efeito. Visto as lamas serem, geralmente, depostas sem tratamento ou apenas desidratadas, a deposição em aterro requer certos cuidados para evitar impactes negativos no ambiente e na saúde pública tais como, impermeabilização do local de deposição, controlo de escorrências e cobertura para eventos de precipitação. Infelizmente, na maior dos casos, este tipo de deposição em países de baixo e médio-baixo PIB, está associada ao encaminhamento das lamas para lixeiras, livre de qualquer planeamento e monitorização (Idowu, I. A., 2019).

Quando bem aplicados, todos os métodos de deposição garantem a deposição segura das lamas., sendo o processo de comparação das possíveis alternativas de tratamento e deposição muito complexo. Ainda assim, na presente comunicação é sugerida a seguinte hierarquia: 1) os métodos de comercialização devem ser considerados em primeiro lugar, sempre que as condições para a sua aplicação sejam garantidas (por exemplo existência de mercado), promovendo uma economia circular; 2) valorização sem comercialização (normalmente deposição no solo) deve ser considerada em segundo. Apesar de estes métodos também valorizarem as lamas, nem sempre garantem a higienização do produto, obrigando a níveis de controlo e monotorização que podem representar um desafio no contexto dos países abordados. Por outro lado, sempre que o produto seja higienizado e tiver valor mercado, os métodos de comercialização devem ser considerados primeiro. 3) deposição em aterro sanitário deve ser considerada em último lugar, visto não valorizar as lamas e como tal, com uma visão de gestão de resíduos a longo prazo, tendem a revelar-se mais prejudiciais quando comparados com os métodos de valorização.

Sempre que um método com uma hierarquia superior se revela inviável, deve ser identificado o(s) fator(es) limitante(s) (por exemplo, comercialização não ser viável devido à baixa aceitabilidade de produto numa certa comunidade) e esforços devem ser feitos para o reduzir/eliminar.

3. CONCLUSÕES

Os sistemas de saneamento on site desempenham um papel importante no fornecimento de saneamento melhorado às comunidades de países de baixo e médio-baixo PIB, com uma tendência crescente, atendendo ao crescimento populacional muitas vezes verificado nestes países. Contudo, as redes de gestão de lamas fecais estão associadas a diversas falhas, fortemente ligadas à inviabilidade económica destas estruturas, que resultam na deposição ilegal das lamas e por sua vez, em impactes negativos no meio ambiente e na saúde pública. Enquanto estas práticas prevalecerem, uma comunidade não deverá ser considerada abastecida de saneamento melhorado.

Neste contexto, a valorização de lamas fecais pode desempenhar um papel significativo na implementação de redes de gestão seguras, através de receitas diretas geradas da comercialização de produtos derivados e da atração de investimentos externos, estimulados por redes de saneamento que culminem numa economia circular e/ou pelos impactes positivos gerados nas dimensões ambiental e socio-económica. Os principais métodos identificados foram a valorização energética, tirando partido do poder calorífico das lamas, e a aplicação no solo (com ou sem comercialização), tirando partido dos nutrientes e da matéria orgânica presente nas lamas. Quando a aplicação dos métodos de valorização não é viável, deve ser considerada a deposição segura e planeada em aterro sanitário.

Para todos os métodos de deposição, é, geralmente, necessário aplicar níveis de tratamento às lamas, em que é pertinente destacar os processos de redução de teor de humidade, visto estarem associados à redução dos custos operacionais e à viabilidade de outros níveis de tratamento e métodos de deposição. Relativamente aos métodos de valorização, deve ser garantido que a carga patogénica das lamas é adequada ao nível de contacto humano previsto e que a sua aplicação não resulte em impactes negativos no meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer à Hidra, Hidráulica e Ambiente, Lda, por apoiar a minha candidatura à XX SILUBESA, particularmente à Professora Filipa Ferreira pela forma positiva como tem contribuído para a minha formação profissional e pessoal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Strande, L., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2014). Faecal sludge management: Systems approach for implementation and operation. IWA publishing.

Peal, A., Evans, B., Blackett, I., & Hawkes, P. (2015). A review of fecal sludge management in 12 cities. World Bank Final Report.

Velkushanova, K., Brdjanovic, D., Koottatep, T., Strande, L., Buckley, C., & Ronteltap, M. (2021). Methods for faecal sludge analysis. IWA Publishing.

Semiyaga, S., Okure, M. A., Niwagaba, C. B., Katukiza, A. Y., & Kansiime, F. (2015). Decentralized options for faecal sludge management in urban slum areas of Sub-Saharan Africa: A review of technologies, practices and end-uses. Resources, Conservation and Recycling, 104, 109-119.

Shikun, C., Lei, Z., Mingyue, Z., Xue, B., Zifu, L., & Mang, H. P. (2017). Assessment of two faecal sludge treatment plants in urban areas: Case study in Beijing. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, 10(3), 237-245.

Gold, M., Niang, S., Niwagaba, C., Eder, G., Muspratt, A. M., Diop, P. S., & Strande, L. (2014). Results from FaME (Faecal Management Enterprises)-can dried faecal sludge fuel the sanitation service chain?.

Snyman, H. G. (2007). Management of wastewater and faecal sludge in Southern Africa. Water Practice and Technology, 2(4).

Steiner, M., Montangero, A., Koné, D., & Strauss, M. (2002). Economic aspects of low-cost faecal sludge management. Estimation of collection, haulage, treatment and disposal/reuse cost, EAWAG/SANDEC.

Andriessen, N., Ward, B. J., & Strande, L. (2019). To char or not to char? Review of technologies to produce solid fuels for resource recovery from faecal sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, 9(2), 210-224.

Zewde, A. A., Li, Z., & Xiaoqin, Z. (2021). Improved and promising fecal sludge sanitizing methods: treatment of fecal sludge using resource recovery technologies. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, 11(3), 335-349.

Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., & Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas-strategies, regulations and treatment options. Water Science and Technology, 46(10), 285-294.

Metcalf & Eddy, Burton, F. L., Stensel, H. D., & Tchobanoglous, G. (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse. McGraw Hill

Hao, X., Chen, Q., van Loosdrecht, M. C., Li, J., & Jiang, H. (2020). Sustainable disposal of excess sludge: Incineration without anaerobic digestion. Water research, 170, 115298.

Tayler, K. (2018). Faecal Sludge and Septage Treatment: A Guide for Low and Middle Income Countries. Practical Action Publishing.

Koné, D., & Strauss, M. (2004, September). Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries–Challenges and performance. In 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France (Vol. 27). 12

Seck, A., Gold, M., Niang, S., Mbéguéré, M., Diop, C., & Strande, L. (2015). Faecal sludge drying beds: increasing drying rates for fuel resource recovery in Sub-Saharan Africa. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, 5(1), 72-80.

World Health Organization. (2006). WHO guidelines for the safe use of wasterwater excreta and greywater (Vol. 2). World Health Organization.

Nikiema, J., & Cofie, O. O. (2014). Technological options for safe resource recovery from fecal sludge.

(Soyingbe, A. A. 2019) - Gilbert, J., Ricci-Jürgensen, M., & Ramola, A. (2020). Benefits of compost and anaerobic digestate; when applied to soil. ISWA.

Soyingbe, A. A., Olayinka, O., Bamgbose, O., & Adetunji, M. T. (2019). Effective management of faecal sludge through co-digestion for biogas generation. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 23(6), 1159-1168.

Cofie, O., Nikiema, J., Impraim, R., Adamtey, N., Paul, J., & Koné, D. (2016). Cocomposting of solid waste and fecal sludge for nutrient and organic matter recovery (Vol. 3). IWMI.

Naidoo, D., Archer, C. E., Septien, S., Appleton, C. C., & Buckley, C. A. (2020). Inactivation of Ascaris for thermal treatment and drying applications in faecal sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, 10(2), 209-218.

Naidoo, D., Archer, C. E., Septien, S., Appleton, C. C., & Buckley, C. A. (2020). Inactivation of Ascaris for thermal treatment and drying applications in faecal sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, 10(2), 209-218.

Nikiema, J., Impraim, R., Cofie, O., Nartey, E., Jayathilake, N., Thiel, F., & Drechsel, P. RESOURCE RECOVERY & REUSE SERIES 17.

Studer, F., Tukahirwa, S., Nantambi, S., Arnheiter, R., Bleuler, M., Getkate, W., ... & Strande, L. (2016). Energy recovery with faecal sludge fuels in Kampala, Uganda. Sandec news, 17(10).

Nikiema, J., Impraim, R., Cofie, O., Nartey, E., Jayathilake, N., Thiel, F., & Drechsel, P. RESOURCE RECOVERY & REUSE SERIES 14.

(institute for sustainable Futures (INS) 2020) – institute for sustainable Futures (INS) Deep row entrenchment. Asia and. Africa. CASE STUDY 7

Atwijukye, O., Kulabako, R., Niwagaba, C., & Sugden, S. (2018). Low cost faecal sludge dewatering and carbonisation for production of fuel briquettes.

South African Republic, Water Affairs and Forestry Department (2006) Guidelines for the Utilisation and Disposal of Wastewater Sludge Volume 3: Requirements for the on-site and offsite disposal of sludge

(Idowu, I. A. 2019) - Idowu, I. A., Atherton, W., Hashim, K., Kot, P., Alkhaddar, R., Alo, B. I., & Shaw, A. (2019). An analyses of the status of landfill classification systems in developing countries: Sub Saharan Africa landfill experiences. Waste Management, 87, 761-771.

65

CALCULADORA E CADERNO DIGITAL DA UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO

Adriano CORTEZ DOS SANTOS[1], Alexandre FREIRE MARTINS[1], Anelise ZIGLIO RIBEIRO PEDRO[1], Giselle BOSCHI[1], José Antonio BIANCARDI[1], Márcia MONTOYA PERESTRELO[1], Maria Lúcia PIMENTEL FUSCELLA[1]

[1] Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – Sabesp, São Paulo/Brasil, acorsa@sabesp.com.br, alexandremartins@sabesp.com.br, azrpedro@sabesp.com.br, gboschi@sabesp.com.br, jbiancardi@sabesp.com.br, mperestrelo@sabesp.com.br, mfuscella@sabesp.com.br

RESUMO

As desafiantes metas de universalização do saneamento exigem um planejamento eficiente, quantificando as ações necessárias para atingir as metas e, também, priorize os empreendimentos de acordo com sua relação de custo/benefício. A Calculadora da Universalização foi desenvolvida para quantificar as ações necessárias para o cumprimento das metas estipuladas nos Contratos de Programa e Novo Marco Legal do Saneamento, baseada no balanço de esgotamento atual de cada município. Assim, consiste em uma análise ágil e visual do sistema de coleta de esgoto, além de determinar quantas economias residenciais precisam ser coletadas e quantas economias devem ser encaminhadas para tratamento para atingir as metas do Índice de Atendimento de Esgoto (IAE), Índice de Cobertura de Esgoto (ICE) e Índice de Esgoto Coletado (IEC). Para a priorização dos empreendimentos, foi desenvolvido o Caderno Digital da Universalização, um dashboard, que contempla todas as obras previstas em cada município e calcula o respectivo incremento nos indicadores. O Caderno é atualizado mensalmente, de maneira sistemática, garantindo a disponibilidade das informações, de fácil acesso para os usuários. Dessa forma, a Calculadora e o Caderno Digital da Universalização do Saneamento dão subsídio para a tomada de decisões, fornecendo informações confiáveis, ágeis e atualizadas para atingir as metas de universalização do esgotamento sanitário. Portanto, se relacionam diretamente com o 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (Água Potável e Saneamento), e indiretamente com outros três ODS: o 11º, de Cidades e Comunidades Sustentáveis, contribuindo para o fornecimento de serviços básicos a todas as comunidades; o 12º, de Consumo e Produção Responsáveis, para a gestão e uso eficiente dos recursos naturais; e o 3º, de Boa Saúde e Bem-Estar, ao contribuir para a redução do número de mortes e de doenças devido à poluição da água.

Palavras-Chave: Universalização de Esgoto, Planejamento, Calculadora da Universalização, Dashboard.

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos anos, programas estruturantes como o Projeto Tietê, Programa Córrego Limpo e Se Liga na Rede atuaram com foco na redução da diferença entre a cobertura de abastecimento de água e de esgotamento sanitário na Região Metropolitana de São Paulo. Entretanto, apesar dos contínuos avanços, ainda existe uma vasta área desprovida dos serviços completos de coleta, afastamento e tratamento de esgotos.

Nos Contratos de Programa com os municípios, comumente são estabelecidas metas de atendimento, cobertura e tratamento de esgoto. Essas metas devem ser atendidas, com risco de penalizações em caso de descumprimento, e eventual perda de concessão. Ademais, com o advento do Novo Marco Legal do Saneamento, foi estabelecida a meta de universalização até 2033, até mesmo para os municípios que possuíam prazos mais longos em seus contratos específicos.

Nesse cenário, tornou-se imprescindível aprimorar o planejamento das ações necessárias para a universalização do saneamento. Primeiro, deve-se quantificar essas ações, obtendo a ordem de grandeza que deve ser trabalhada em cada município. Depois, deve-se verificar quais os empreendimentos planejados, seu custo e o benefício que cada um trará em relação aos indicadores analisados. Com isso, é possível priorizar os empreendimentos de acordo com os melhores custos/benefícios, sempre com foco em atender as metas de universalização do saneamento.

2. OBJETIVO

A Calculadora da Universalização tem como propósito quantificar as ações necessárias para atingir as metas de universalização do Novo Marco Legal do Saneamento e dos Contratos de Programa com os municípios.

Já o objetivo do Dashboard da Universalização é fornecer a priorização dos empreendimentos, levando em conta a previsão de custo e o benefício resultante para os indicadores de universalização.

3. METODOLOGIA

A Calculadora da Universalização foi desenvolvida a partir do balanço de esgotamento sanitário de cada município. O balanço de esgotamento é um fluxograma com uma sequência de ramificações a partir do total de economias ativas de água, que corresponde ao total de esgoto gerado na bacia de esgotamento, exemplificado pela Figura 1.

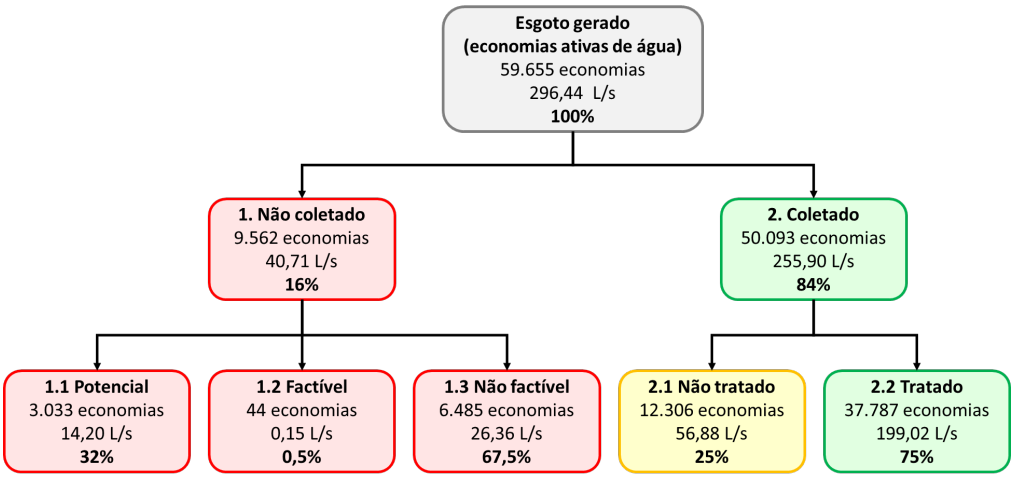


Figura 1. Exemplo de balanço de esgotamento.

Como evidenciado pela Figura 1, as caixas vermelhas do balanço de esgotamento, à esquerda, dependem de assentamento de rede coletora e novas ligações de esgoto para serem encaminhados a tratamento; as caixas amarelas, à direita, dependem de interligações e/ou obras estruturantes, como execução de coletores tronco, para chegarem a tratamento. O objetivo final é sempre transferir economias das caixas amarelas e vermelhas para a caixa verde de esgoto coletado e tratado, atingindo a universalização do esgotamento sanitário.

Assim, de acordo com o balanço de esgotamento (Figura 1), o esgoto gerado é classificado em:

1. **Não coletado:** esgoto de economias ativas não conectadas à rede de esgotamento, que dependem de assentamento ou prolongamento de rede coletora e execução de ligação ao sistema de coleta;

    1.1. **Potencial:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde não há rede coletora, sendo necessário, além da execução da ligação em si, assentar nova rede ou prolongar rede existente;

    1.2. **Factível:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde há rede coletora e a ligação pode ser executada sem qualquer outro entrave ou adequação da rede existente;

    1.3. **Não factível:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde há rede coletora, porém que não podem ser atendidas por ela, em geral por estarem abaixo do nível da rede (soleira negativa);

2. **Coletado:** esgoto de economias ativas conectadas à rede de esgotamento;

    2.1. **Não tratado:** esgoto de economias ativas coletadas, porém não encaminhadas para tratamento, que dependem de interligação, eliminação de lançamento ou execução de coletores-tronco para serem enviadas a uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE);

    2.2. **Tratado:** esgoto de economias coletadas enviadas para tratamento em ETE.

A partir do balanço de esgotamento de cada município, é possível estimar o nível de três indicadores de universalização do esgotamento sanitário: Índice de Atendimento de Esgoto (IAE – eq. 1), Índice de Cobertura de Esgoto (ICE – eq. 2), e Índice de Esgoto Coletado (IEC – eq. 3).

Índice de Atendimento de Esgoto (IAE)

$$IAE = \frac{Economias\ residenciais\ coletadas}{Total\ de\ economias\ residenciais} \times 100 \quad \text{[Eq. 1]}$$

Índice de Cobertura de Esgoto (ICE)

$$ICE = \frac{Economias\ residenciais\ coletadas + economias\ residenciais\ não\ factíveis}{Total\ de\ economias\ residenciais} \times 100 \quad \text{[Eq. 2]}$$

Índice de Esgoto Coletado (IEC)

$$IEC = \frac{Economias\ enviadas\ a\ tratamento}{Total\ de\ economias\ coletadas} \times 100 \quad \text{[Eq. 3]}$$

Sabendo os valores atuais para todos os parâmetros, é possível determinar quantas economias residenciais devem ser coletadas, quantas economias residenciais devem ser não factíveis, e quantas economias coletadas devem ser encaminhadas para tratamento para atingir as metas de universalização de cada indicador, seja do Novo Marco Legal, seja dos Contratos de Programa com os municípios (equações 4, 5 e 6).

Vale ressaltar que as economias residenciais factíveis são consideradas como exequíveis e, portanto, a projeção futura de economias factíveis é zero.

$$Economias\ residenciais\ coletadas = \frac{Total\ de\ economias\ residenciais \times Meta\ IAE}{100} \quad \text{[Eq. 4]}$$

$$Economias\ residenciais\ não\ factíveis = \frac{Total\ de\ econ.\ res. \times Meta\ ICE}{100} - econ.\ res.\ Coletadas \quad \text{[Eq. 5]}$$

$$Economias\ tratadas = \frac{Economias\ coletadas \times Meta\ IEC}{100} \quad \text{[Eq. 6]}$$

Uma vez levantados esses quantitativos, surgiu a necessidade de priorização dos empreendimentos de acordo com seu custo/benefício. Com esse objetivo, foi utilizado um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para montar um banco de dados georreferenciado dos empreendimentos. Em conjunto com uma ferramenta de Business Inteligence (BI), foi desenvolvida uma metodologia de priorização de empreendimentos que leva em conta o custo estimado das obras e os benefícios para cada indicador.

Mais detalhadamente, para montar o banco de dados de empreendimentos, foi necessário delimitar a área de atendimento de cada obra, chamada de polígono de empreendimento. Cada um desses polígonos possui uma série de atributos, tais como o tipo de obra (por exemplo, eliminação de lançamento, coletor tronco ou novas ligações de esgoto, entre outros), a extensão de rede (separada por método e diâmetro), a quantidade e o tipo de estação elevatória de esgoto, a extensão de linha de recalque e o orçamento já calculado, quando houver. Na ferramenta de BI, esses atributos são multiplicados por um valor médio específico, para a estimativa do custo da obra, ou o orçamento já existente é atualizado.

Já os benefícios de cada obra são calculados diretamente na ferramenta de BI, através do vínculo do banco de dados de ligações da companhia (que possui diversas informações cadastrais e espaciais) com cada polígono de empreendimento. Dessa forma, pode-se obter a quantidade de ligações e economias que serão atendidas e, consequentemente, o impacto nos indicadores que cada obra trará.

4. RESULTADOS ESPERADOS

O emprego em conjunto da Calculadora e do Dashboard da Universalização permitirá o planejamento para atingir as metas estipuladas pelo Novo Marco Legal e pelos Contratos de Programa com os municípios. Essas duas ferramentas serão capazes de agilizar a implantação da estratégia definida pela empresa, com foco em resultados, otimizando o emprego dos recursos disponíveis.

Por exemplo, através da Calculadora da Universalização, será possível determinar qual a média anual de novas ligações de esgoto residenciais necessária para atingir as metas, e também quais os municípios que precisam de ações mais reforçadas, o que auxilia no planejamento da companhia.

De maneira geral, pode-se dizer que a Calculadora da Universalização estabelece o quantitativo necessário para atingir as metas de universalização, enquanto o Dashboard da Universalização pode ser utilizado para a priorização dos empreendimentos com a melhor relação custo/benefício para atingir tais metas.

Como o Dashboard da Universalização é uma junção de um banco de dados desenvolvido em SIG com uma ferramenta de BI, ele é facilmente atualizável, o que agiliza o planejamento e evita retrabalho da equipe.

5. CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

A Calculadora e o Dashboard da Universalização são soluções relativamente simples, porém capazes de agilizar o planejamento e otimizar os resultados, ambos sempre com foco no cumprimento das metas de universalização do saneamento, estabelecidas pelo Novo Marco Legal e pelos Contratos de Programa com os municípios.

Essas duas ferramentas dão subsídio para a tomada de decisões mais ágeis, com

o fornecimento de informações confiáveis, atualizadas e com o melhor benefício para alavancar os indicadores da universalização, conforme o orçamento estipulado para determinada área. Além disso, são ferramentas disponíveis para toda a força de trabalho conseguir elaborar o planejamento de forma econômica e assertiva.

Portanto, a Calculadora e o Dashboard da Universalização se relacionam diretamente com o 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (Água Potável e Saneamento), e indiretamente com outros três ODS: o 11º, de Cidades e Comunidades Sustentáveis, contribuindo para o fornecimento de serviços básicos a todas as comunidades; o 12º, de Consumo e Produção Responsáveis, para a gestão e uso eficiente dos recursos naturais; e o 3º, de Boa Saúde e Bem-Estar, ao contribuir para a redução do número de mortes e de doenças devido à poluição da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Rocha A (2021) Websérie Todos pelo Rio Pinheiros – Ep3 / Temporada 2. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=i0RVpa7uE5Q&t=12s>. Acesso em 27 de abril de 2021.

76

IMPACTE DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS: UM ESTUDO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO MONDEGO

Mário SEQUEIRA[1], Ana CASTILHO[2], Pedro DINIS[3], Alexandre TAVARES[4]

[1] *Centro de Estudos Sociais, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, Univ. Coimbra - Pólo II, 3030-790 Coimbra, mariosequeira@ces.uc.pt*

[2] *Centro de Geociências, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, Univ. Coimbra - Pólo II, 3030-790 Coimbra, amcastil@dct.uc.pt*

[3] *MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, Univ. Coimbra - Pólo II, 3030-790 Coimbra, pdinis@dct.uc.pt*

[4] *Centro de Estudos Sociais, Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, Univ. Coimbra - Pólo II, 3030-790 Coimbra, atavares@ci.uc.pt*

RESUMO

Em outubro de 2017, a região Centro de Portugal foi fortemente afetada por vários incêndios florestais. A bacia hidrográfica do Mondego foi afetada em quase 30% da sua extensão. Para compreender os impactes destes incêndios na qualidade das águas superficiais, foram realizadas campanhas de monitorização em dois anos hidrológicos. Em 10 pontos de monitorização foram analisados os parâmetros físico-químicos das águas superficiais. Usando dados de parâmetros físico-químicos dos últimos 30 anos foram criados fundos geoquímicos e determinados os impactes que os incêndios tiveram sobre as águas superficiais.

Imediatamente após os incêndios florestais verificou-se um aumento muito superior ao fundo geoquímico dos teores de Cl, NO_3, SO_4, Al, As, Fe e Mn. O aumento de Cl, NO_3, SO_4, e Mn parece estar relacionado com a combustão de matéria orgânica. As altas concentrações de Al e Fe e um aumento da turbidez a par de uma baixa condutividade elétrica, nas campanhas de períodos com maior precipitação, sugerem que estes elementos possam estar relacionados com o transporte de sedimentos para as linhas de águas após a remoção da vegetação. No segundo ano hidrológico a maior parte das linhas de água regressaram aos valores normais por comparação ao do seu fundo geoquímico. No entanto, nas linhas de água em bacias localizadas em grandes áreas agrícolas verificaram-se concentrações acima dos fundos geoquímicos para NO_3 e As, sugerindo que possam estar parcialmente associados às atividades agrícolas.

Palavras-Chave: Águas superficiais; Monitorização; Parâmetros físico-químicos; Incêndios; Fundo geoquímico.

1. INTRODUÇÃO

Os incêndios na região do Mediterrâneo têm vindo ser mais recorrentes nas últimas duas décadas (Pausas, 2004), realçando-se Portugal como o país europeu mais afetado pelos incêndios (Rego *et al*., 2013). Em 2017, após um ano de seca extrema, perto de 5000 km^2 de território foram afetados, sendo um evento em outubro responsável pela maior área ardida desse ano (Viegas, 2018). A bacia hidrográfica do Rio Mondego foi afetada em aproximadamente 30% da sua extensão (Sequeira *et al*., 2020a).

Com o objetivo de compreender as alterações na qualidade das águas superficiais após os incêndios florestais, foram selecionados 10 pontos de amostragem em bacias hidrográficas com diferentes características litológicas, de uso do solo e de percentagem afetada pelo fogo. O estudo também teve como objetivo testar uma metodologia que possibilite a determinação de um fundo geoquímico (FG) de águas superficiais usando dados dos últimos 30 anos. O contraste dos resultados da monitorização com os FG tem o potencial de fornecer informação sobre os efeitos provocados pelos incêndios na qualidade da água desta bacia hidrográfica.

2. ENQUADRAMENTO

As áreas de estudo localizam-se na bacia hidrográfica do Mondego (Fig. 1). Enquadra-se na Zona Centro Ibérica, dominada por rochas graníticas para Este e unidades metassedimentares para Sul. O seu Oeste pertence à Bacia Meso-Cenozoica, composta por materiais sedimentares (Tabela 1). A área de estudo é ocupada maioritariamente por áreas naturais, havendo algumas bacias com extensa área agrícola (PM1, PM2) e artificial (PM10).

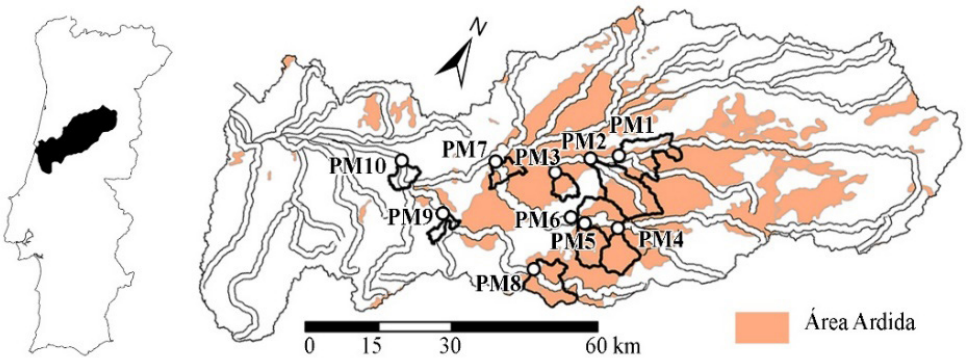


Fig. 1. Localização geográfica das áreas de estudo e área afetada pelos incêndios de 2017.

Tabela 1. Bacias de estudo, suas percentagens de geologia sedimentar (Sed), ígnea (Ign) e metamórfica (Mtm), e de ocupação artificial (Art), agricola (Agr) e natural (Nat), assim como área ardida (AA).

Ref.	Rio/Ribeira	Sed	Ign	Mtm	Art	Agr	Nat	AA
PM1	Mondego	3.9	96.1	0.0	0.8	31.5	67.7	63.3
PM2	Cavalos	9.8	87.4	2.8	3.1	45.6	51.3	83.6
PM3	Covelos	27.9	11.3	60.7	0.0	30.0	70.0	68.2
PM4	Pomares	0.0	0.6	99.4	0.0	11.0	89.1	99.3
PM5	Cerdeira	4.9	0.0	95.1	1.0	14.3	84.8	99.3
PM6	Alva	12.7	11.5	75.8	1.1	25.6	73.3	85.2
PM7	Alva	1.4	6.4	92.3	0.0	21.2	78.8	95.5
PM8	Ceira	0.0	1.4	98.6	0.0	1.8	98.2	97.5
PM9	Ceira	66.3	0.0	33.7	3.3	17.5	79.2	0.0
PM10	Mondego	93.9	0.0	6.1	65.8	19.5	14.8	0.0

3. METODOLOGIA

Foram selecionados 10 pontos para monitorização mensal no primeiro ano hidrológico, que se iniciou um mês após os incêndios e terminou no fim da época de maior precipitação (junho de 2018). No segundo ano, a monitorização foi bianual (abril e setembro de 2019).

A estratégia mais comum para a avaliação das alterações nas águas superficiais após incêndios é a comparação de uma área afetada com uma área de controlo (Lane *et al*., 2008). No entanto, a extensa área ardida poderia inviabilizar a seleção de bacias de controlo com características comparáveis às bacias afetadas. Por isto, uma metodologia alternativa, utilizando a determinação do FG para deteção de valores anormais de parâmetros físico-químicos (Gałuszka & Migaszewski, 2011), foi implementada.

3.1 Monitorização

Em cada campanha foram medidos *in situ* a condutividade elétrica (CE), o pH e o oxigénio dissolvido (OD) usando a sonda multiparamétrica WTW multi 340i. A turbidez da água foi medida usando o turbidímetro portátil HANNA HI 93102. Foram realizadas colheitas de amostras para análise dos teores de elementos maiores e elementos traço.

3.2 Determinação dos fundos geoquímicos

Usando as estações da rede hidrológica da Agência Portuguesa do Ambiente, foram extraídos conjuntos de dados dos últimos 30 anos (1980-2017) para os parâmetros físico-químicos analisados (Sequeira *et al*., 2020b). O cálculo do FG foi realizado através da soma e diferença entre a mediana (Mdn) e de duas vezes do desvio absoluto da mediana (MAD), resultando num limite superior e inferior de normalidade para cada paramêtro (Eq. 1) (Reimann *et al*., 2005).

$$FG = Mdn \pm 2MAD \quad \text{[Eq. 1]}$$

Para garantir uma maior robustez estatística, cada parâmetro contou com pelo menos

50 observações por parâmetro/local de amostragem. Quando este pré-requisito não foi cumprido, a mesma metodologia foi aplicada a uma escala maior. Assim esta metodologia foi aplicada em três escalas: a) de bacia; b) de rio; e c) regional.

4. RESULTADOS

Ao longo das campanhas de monitorização destacam-se três períodos principais: a) o imediato após os incêndios (novembro de 2017 a janeiro de 2018); b) o de precipitação intensa (março e abril de 2018); c) e o de recuperação (maio de 2018 e meses posteriores).

O período imediatamente após os incêndios é marcado pelo aumento de concentrações de elementos relacionados com a combustão de matéria orgânica e sua deposição nas linhas de água. Observa-se que a maioria das águas superficiais apresentaram valores de CE, Cl, NO_3, SO_4, As e Mn superiores aos do FG. As altas concentrações de Cl parecem relacionar-se com a matéria vegetal queimada ou a lixiviação de depósitos de cinzas, enquanto que o SO_4 também pode ter origem na oxidação de enxofre na matéria orgânica do solo (Smith *et al*., 2011). O aumento das concentrações de Mn poderá estar associado à extensa área queimada ocupada por eucaliptos, que bioacumulam Mn nas suas folhas. Por outro lado, pode dever-se a alterações relacionadas com cinzas e/ou alterações físico-químicas da matéria orgânica, que fornecem Mn solúvel em água a partir de solos de áreas queimadas (Parra *et al*., 2016).

A precipitação extrema que ocorreu durante março e abril de 2018 parece ter desempenhado um papel importante na diluição das concentrações de algumas substâncias dissolvidas nas águas superficiais (Cl, NO_3, SO_4, As) e, por conseguinte, na redução da CE. Também o pH atingiu valores abaixo do FG (pH=5.2-5.5). Este intervalo temporal também coincide com um aumento da turbidez e da concentração de elementos preferencialmente hospedados em sedimentos de granulação muito fina (Al e Fe). Destes últimos destacam-se o Al e a turbidez que atingiram valores acima dos FG em todos os locais estudados. A eliminação, parcial ou total, da cobertura vegetal pelos incêndios promove o escoamento superficial e maior erosão dos solos, assim como produção de sedimentos, em particular quando ocorre uma precipitação intensa (Shakesby & Doerr, 2006). O transporte de sedimentos e outros elementos químicos para os cursos de água relaciona-se com o aumento da turbidez da mesma (Abraham *et al*., 2017).

Após a intensa precipitação de abril de 2018 a generalidade dos parâmetros estudados regressaram a valores normais. A recuperação e o reaparecimento da vegetação contribuem para a redução do escoamento superficial e remoção de elementos químicos do solo (Costa *et al*., 2014). No entanto, as águas das bacias com área agrícola extensa, continuaram a apresentar concentrações de NO_3 e de As superiores ao dos seus FG. Embora o As pareça estar relacionado com os incêndios florestais (Smith *et al*., 2011), este metalóide também é comumente relacionado com a atividade agrícola (Reimann & Caritat, 2012).

Outro parâmetro que se manteve acima do FG na maioria dos pontos de amostragem foi a turbidez, o que pode estar relacionado com uma limitação metodológica do estudo. A determinação do FG pode ser influenciada pelos dados disponíveis, limitando a sua eficiência para parâmetros pouco monitorizados.

5. CONCLUSÕES

Os incêndios de 2017 afetaram a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Mondego. Imediatamente após os incêndios florestais foram encontrados valores acima do normal de vários elementos derivados da queima de matéria orgânica queimada. Posteriormente, durante os meses de maior precipitação, ocorreu a introdução de sedimentos, e consequentemente a introdução de elementos relacionados (Al e Fe), assim como um aumento da turbidez. Estes resultados podem relacionar-se com o aumento do escoamento superficial e dos processos erosivos, após a remoção da vegetação pelos incêndios. Ao mesmo tempo, a precipitação poderá ser responsável pela diluição das substâncias associadas à queima de matéria orgânica e, por conseguinte, na diminuição da CE. Neste período, o pH das águas superficiais também ficou abaixo dos valores normais. Após os períodos de chuva intensa, a maior parte dos parâmetros das bacias estudadas voltaram aos seus valores normais e assim se mantiveram no ano hidrológico seguinte. As exceções verificaram-se em bacias com extensa área agrícola, onde os parâmetros NO_3 e As mantiveram-se acima dos fundos geoquímicos. Estes resultados sugerem que estes parâmetros podem estar parcialmente associados às atividades agrícolas.

Finalmente, a aplicação do FG demonstrou ser geralmente eficiente na avaliação dos impactes dos incêndios florestais na qualidade das águas superficiais, quando não seja possível comparar com áreas de controlo.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo projeto Risk AquaSoil – Plano Atlântico de Gestão de Riscos no Solo e na Água, cofinanciado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do programa de cooperação INTERREG Espaço Atlântico, com a referência EAPA_272/2016. A investigação foi também realizada no âmbito do projeto de doutoramento “Monitorização de águas para avaliação de forçadores de uso e ocupação do solo”, financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (2020.05101.BD).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abraham J, Dowling K, Florentine S (2017) Risk of post-fire metal mobilization into surface water resources: A review. Sci. Total Env. 599, 1740–1755, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.096

Costa MR, Calvão AR, Aranha J (2014) Linking wildfire effects on soil and water chemistry of the Marão River watershed, Portugal, and biomass changes detected from Landsat imagery. Applied Geochemistry, 44, 93-102. doi: 10.1016/j.apgeochem.2013.09.009

Gałuszka A, Migaszewski Z (2011) Geochemical background-an environmental perspective. Mineralogia 42, 7–17, doi:10.2478/v10002-011-0002-y.

Lane PNJ, Sheridan GJ, Noske PJ, Sherwin CB (2008) Phosphorus and nitrogen exports from SE Australian forests following wildfire. J. Hydrol. 361, 186–198, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.07.041.

Parra JG, Rivero VC, Lopez TI (2016) Forms of Mn in soils affected by a forest fire. Sci. Total Environ., 181, 231–236, doi:10.1016/0048-9697(95)05022-1.

Pausas JG (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). Clim. Chang. 63, 337–350, doi:10.1023/B:CLIM.0000018508.94901.9c.

Rego F, Louro G, Constantino L (2013) The impact of changing wildfire regimes on wood availability from Portuguese forests. For. Policy Econ. 29, 56–61, doi:10.1016/j.forpol.2012.11.010.

Reimann C, De Caritat P (2012) Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist; Springer Science & Business Media: Berlin/Heidelberg, Germany.

Reimann C, Filzmoser P, Garrett RG (2005) Background and threshold: critical comparison of methods of determination. Sci. Total Environ. 346, 1–16, doi:10.1016/j.scitotenv.2004.11.023.

Sequeira MD, Castilho AM, Tavares AO, Dinis P (2020) Assessment of superficial water quality of small catchment basins affected by Portuguese rural fires of 2017. Ecol. Indic., 111, 105961. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105961

Sequeira MD, Castilho AM, Dinis, PA, Tavares, AO (2020) Impact Assessment and Geochemical Background Analysis of Surface Water Quality of Catchments Affected by the 2017 Portugal Wildfires. Water, 12(10), 2742. doi:10.3390/w12102742

Shakesby RA, Doerr SH (2006) Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. Earth Sci. Rev. 74, 269–307, doi:10.1016/j.earscirev.2005.10.006.

Smith HG, Sheridan GJ, Lane PN, Nyman P, Haydon S (2011) Wildfire effects on water quality in forest catchments: a review with implications for water supply. J. Hydrol., 396, 170–192, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.10.043.

Viegas DX (2018) Wildfires in Portugal. Fire Res. 2, 52, doi:10.4081/fire.2018.52.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

80

ALTERNATIVAS PARA A GESTÃO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS EM INSTALAÇÕES MILITARES ISOLADAS

Raquel ALVES RIBEIRO PONTES[1,2], Paula LOUREIRO PAULO[1], Marc ÁRPÁD BONCZ[1]

[1] *Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia (FAENG), Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário. CEP: 79070-900 – Campo Grande – MS. E-mail: raquel_pontes@ufms.br, paula.paulo@ufms.br, marc.boncz@ufms.br*

[2] *Exército Brasileiro. Departamento de Ciência e Tecnologia. QGEx – Bloco "G" – Térreo – SMU – Brasília/DF – CEP: 70.630-901. E-mail: raquelpontes.alves@eb.mil.br*

RESUMO

O deficit em esgotamento sanitário nas comunidades isoladas é um obstáculo à universalização do saneamento, prescrita pelo ODS-6 (ONU) e pela Lei 14026/2020 (Brasil). Projetos de tratamento de efluentes nas bases do Exército Brasileiro em locais remotos podem auxiliar nesse quadro. Portanto, o objetivo deste trabalho é propor diferentes alternativas para a gestão de esgotos domésticos em instalações militares isoladas, que possam ser aproveitados em comunidades nos arredores. Um quartel isolado no Pantanal serviu como estudo de caso. Diversas tecnologias foram analisadas para cada etapa do gerenciamento de efluentes, da coleta à disposição final, de modo a maximizar o uso da infraestrutura já existente e abranger outras opções consolidadas além das normas brasileiras. Onze cenários foram propostos, classificados em sistemas individuais com separação de efluentes na fonte, sistemas individuais para tratar esgoto doméstico convencional e sistemas semicoletivos para tratar esgoto doméstico convencional de um número reduzido de domicílios. No primeiro caso, não há remoção de lodo e as tecnologias de tratamento e disposição final selecionadas são: 1) tanque de evapotranspiração (TEvap) para águas escuras (AE) e círculo de bananeiras (CB) para águas cinzas (AC); 2) TEvap para AE e wetlands de fluxo subsuperficial horizontal (WC-SH) seguido de vala de infiltração (VI) para AC; 3) TEvap para AE e wetlands de fluxo subsuperficial vertical (WC-SV) e VI para AC. Nos outros casos, sugere-se leito de secagem e compostagem simplificados para o gerenciamento local do lodo e as tecnologias são: 1) tanque séptico (TS) seguido por filtro anaeróbico (FAN) e CB; 2) TS, FAN e VI; 3) TS, WC-SH e CB; 4) TS, WC-SH e VI. Concluiu-se que as alternativas sem separação na fonte podem ser implementadas pelo Exército em edificações existentes, sendo necessário incentivar a separação na fonte nos novos projetos. Ademais, os cenários são potencialmente replicáveis em outras comunidades isoladas.

Palavras-Chave: sistemas descentralizados; sustentabilidade; arranjo tecnológico.

1. INTRODUÇÃO

Até 2030, um dos desafios globais é assegurar o saneamento para todos, conforme Objetivo 6 de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU). No Brasil, além desse compromisso internacional, a Lei Nº 14.026/2020 prevê a universalização dos serviços de esgoto até 2033, mas ainda há muito a progredir.

O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), publicado em 2019, demonstrou que apenas 20,6% da população rural possui atendimento adequado quanto ao esgotamento sanitário, enquanto 54,1% possuem atendimento precário e 25,3% não têm nenhum atendimento. Consequentemente, implantar soluções descentralizadas em comunidades isoladas é imprescindível para a universalização do saneamento.

A depender dos objetivos estratégicos da nação, quartéis podem localizar-se em comunidades isoladas ou serem assim considerados. Os Pelotões Especiais de Fronteira (PEF) do Exército Brasileiro (EB) são instalações militares nas regiões fronteiriças do Brasil, sendo, por vezes, o único órgão do Poder Público nessas localidades. Assim, caso a instituição implante soluções para a gestão de esgotos domésticos adequadas ao contexto local, poderá influenciar novas construções nos arredores.

Tradicionalmente, o EB utiliza as tecnologias estabelecidas nas normas brasileiras (ABNT, 1993, 1997). Contudo, publicações da Funasa (2018, 2019b) incentivaram o emprego de outras tecnologias inovadoras, simplificadas e sociais e, o PNSR (2019a) trouxe o planejamento para o saneamento no meio rural brasileiro contemplando o fomento à evolução tecnológica e incluindo soluções sustentáveis e comprovadamente eficientes na matriz de tecnologias. Desse modo, diversificou-se a possibilidade de arranjos tecnológicos para o esgotamento sanitário.

O objetivo deste trabalho é, portanto, propor diferentes alternativas para a gestão de esgotos domésticos em instalações militares isoladas, que possam ser aproveitadas em comunidades nos arredores, tais como quilombos, assentamentos rurais, ribeirinhos e indígenas.

2. METODOLOGIA

2.1 Características do estudo de caso

A soluções de gestão de esgotos domésticos foram propostas para o PEF de Porto Índio, que possui semelhanças com outros PEFs. Situado na região do Pantanal fronteiriça com a Bolívia, o PEF é banhado pelo Rio Paraguai e dista mais de 285 km da sede do município mais próximo, sem acesso via terrestre. O fornecimento de energia elétrica é restrito, via geradores à diesel. O efetivo é de 40 militares que são substituídos periodicamente. O clima do local é tropical com estação seca de inverno (Köppen-Geiger) e o solo é argissolo vermelho-amarelo (Semade; Imasul, 2016). O lençol freático não é raso. Não há problemas de abastecimento de água e todas as edificações possuem água encanada. Atualmente há fossas absorventes individuais e não há separação de efluentes.

Quinze residências, um refeitório e uma escola, para as crianças ribeirinhas e indígenas do entorno, são as edificações produtoras de efluentes. Um novo e grande edifício está previsto para ser projetado e construído em breve, visando concentrar grande parte da atividade militar.

2.2 Seleção dos arranjos tecnológicos

Para cada etapa do gerenciamento de efluentes domésticos, elencou-se uma variedade de tecnologias adaptáveis a comunidades isoladas a partir de uma extensa revisão bibliográfica e consulta a especialistas, levando-se em conta as condições locais. Com isso, excluiu-se opções sem uso de água, considerou-se apenas tecnologias aplicáveis a sistemas individuais ou semicoletivos de um número reduzido de domicílios conforme recomendado pelo PNSR (2019), e buscou-se maximizar o uso da infraestrutura de esgotamento sanitário já existente no PEF, da mesma forma que Firmansyah *et al*. (2021). Priorizou-se tecnologias de tratamento simples, de baixo custo, sustentáveis e sociais, conforme incentiva a SuSanA (2008) e o PNSR (2019). Somente tecnologias de disposição final no solo foram escolhidas por serem mais sustentáveis e simples (Funasa, 2018; Tonetti *et al*. 2018).

Após, algumas opções foram excluídas com base nos seguintes critérios (e quaisquer outras dificuldades adicionais): Tecnologias não-consolidadas, pois o EB deve motivar o gasto público por meio de documentos confiáveis que comprovem a eficácia dos sistemas; Dependência de energia elétrica, devido às restrições de fornecimento; Complexidade de operação e/ou manutenção, em função da substituição periódica de militares; Manutenção frequente, devido a dificuldades logísticas e à substituição periódica de pessoal; Tecnologias comerciais, pois geralmente são atreladas à manutenção/operação “casadas” e há dificuldades de acesso ao local.

As alternativas selecionadas foram combinadas em diferentes arranjos tecnológicos de sistemas descentralizados. Neles, priorizou-se construir sistemas sem remoção de lodo, afinal, o seu gerenciamento é um gargalo no caso de comunidades isoladas (Tonetti *et al*. 2018). Ademais, pesquisou-se na literatura uma solução segura e mais barata de gestão de lodo descentralizada para os cenários em que houver necessidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As tecnologias de interface com o usuário e transporte já existiam no PEF de Porto índio e são bastante comuns no Brasil. Algumas tecnologias de tratamento foram excluídas (Tabela 1) enquanto as julgadas adequadas ao PEF foram: tanque séptico (TS); filtro anaeróbico (FAN); wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal (WC-SH); tanque de evapotranspiração (TEvap) e círculo de bananeiras (CB). Para a disposição final no solo, as possibilidades levantadas foram: Poço de infiltração, Filtro de mulche – rejeitados pois são idealizados para pequenas vazões (Funasa, 2018) e pouco citados na literatura brasileira; Canteiro de infiltração e evapotranspiração – descartado pois, segundo especialistas, pode abranger outras tecnologias sustentáveis, como WC e TEvap; Sumidouro – excluído pois o solo do PEF é pouco permeável; Vala de infiltração (VI) –

que deve ser plantada para facilitar a infiltração (Tonetti *et al*. 2018) – e CB. A solução proposta para o manejo do lodo foi a relatada pela (Funasa, 2017) e ratificada por Tonetti *et al*. (2018): coleta por meio de uma bomba manual (ou tanques de sucção de pequeno porte) e tratamento via leito de secagem e compostagem simplificados.

Tabela 1. Tecnologias excluídas para o tratamento de esgotos domésticos em bases militares isoladas.

Critério de exclusão / Tecnologia	Tec. não--cons.	Dep. ener. elét.	Compl. O&M	Man. freq.	Tec. Comer.	Dificuldades adicionais
Evapotranspiração e tratamento de água cinza clara [a, b]	X					Separação incompleta de efluentes no PEF
Sistemas industrializados					X	
Vermifiltro [i]	X			X		
Biossistema integrado [i]			X	X		Produção de biogás insu-ficiente no PEF
UASB – Compacto [b, h, i]	X	X	X		X	Produção de biogás insu-ficiente no PEF
Wetlands construídos (WC) sistema francês [a, b, e, f, g, h, i]	X	X	X			Tratamento é dentro do próprio lote
Biodigestor [a, h, i]			X	X		Construção mais difícil e cara; produção de biogás insuficiente no PEF
Reator Anaeróbico Compartimen-tado [a, c, h, i]	X					Construção mais difícil e cara
*WC de fluxo subsuperficial vertical (WC-SV) [a, b, e, f, g, h, i]		X	X			Se usar bombas, gasta energia e tem maior manutenção
WC de fluxo superficial [a, b, e, f, g, h, i]	X					Tratamento é dentro do próprio lote
Vala de filtração e Filtro de areia [b, i]			X	X	X	Mais caro que outras opções
Fossa séptica biodigestor [a, i]	X			X	X	
Filtro de mulche [a, i]	X					Adequado a pequenas vazões

Obs: *Excluída apenas para tratar esgoto doméstico, sendo aplicável a águas cinzas com uso de sifões.

[a] (Funasa, 2018) [b] (Funasa, 2019b) [c] (Funasa, 2019a) [d] (Paulo et al. 2019) [e] (Santos et al. 2019)

[f] (Sezerino et al. 2021) [g] (Sperling and Sezerino 2018) [h] (Tilley et al. 2014) [i] (Tonetti et al. 2018)

Combinando-se as tecnologias selecionadas de cada etapa, onze cenários foram obtidos (Tabela 2): sistemas individuais com separação de efluentes na fonte (nº 1 a 3); sistemas individuais para tratar esgoto doméstico convencional (nº 4 a 7) e sistemas semicoletivos para tratar esgoto doméstico convencional de um número reduzido de domicílios (nº 8 a 11). Sistemas semicoletivos com separação de efluentes na fonte não são viáveis dada a rede predial sem segregação de efluentes nas edificações existentes. Além dos quartéis isolados, essas soluções também são adequadas a povoados civis pois se baseiam em tecnologias habitualmente usadas e recomendadas para comunidades isoladas. A única mudança pode ser substituir a VI por sumidouro, a depender do tipo de solo e do nível do lençol freático do local avaliado.

Tabela 2. Alternativas para o gerenciamento dos esgotos domésticos em bases militares isoladas.

<table>
<tr><th>nº</th><th>Interface com o usuário</th><th>Coleta e transporte</th><th>Tratamento de águas escuras (AE)</th><th>Tratamento de águas cinzas (AC)</th><th>Gestão do lodo</th><th>Disposição final – Infiltração no solo</th></tr>
<tr><td>1</td><td rowspan="11">• Pontos de geração de AE: bacias sanitárias com descarga sem separação de urina e mictórios com descarga
• Pontos de geração de AC: pias, tanques, máquinas de lavar e ralos.</td><td rowspan="3">AE e AC coletadas separadamente e tratadas em sistemas individuais</td><td rowspan="3">TEvap (sistema individual)</td><td>CB (sistema individual)</td><td rowspan="3">-</td><td>-</td></tr>
<tr><td>2</td><td>CW-SH (sistema individual)</td><td>Apenas para AC: VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>3</td><td>CW-SV (sistema individual)</td><td>Apenas para AC: VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>4</td><td rowspan="3">Esgoto convencional (AE+AC) coletado sem separação e tratado em sistema individual</td><td colspan="2" rowspan="2">TS+FAN (sistema individual)</td><td>Leito de secagem e Compostagem</td><td>VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>5</td><td colspan="2">CB</td></tr>
<tr><td>6</td><td colspan="2" rowspan="2">TS+CW-SH (sistema individual)</td><td></td><td>VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>7</td><td colspan="2">CB</td></tr>
<tr><td>8</td><td rowspan="4">Esgoto convencional (AE+AC) coletado sem separação de forma semicoletiva e transportado via rede coletora condominial</td><td colspan="2" rowspan="2">TS+FAN (sistema semicoletivo de um número reduzido de domicílios)</td><td>Leito de secagem e Compostagem</td><td>VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>9</td><td colspan="2">CB</td></tr>
<tr><td>10</td><td colspan="2" rowspan="2">TS+CW-SH (sistema semicoletivo de um número reduzido de domicílios)</td><td></td><td>VI (plantada)</td></tr>
<tr><td>11</td><td colspan="2">CB</td></tr>
</table>

Os sistemas que tratam esgoto doméstico convencional se destacam pois podem ser instalados nas edificações já existentes dos quartéis isolados. Por outro lado, o manejo do lodo envolve maiores custos, riscos à saúde e manutenção. Já os sistemas com separação de efluentes na fonte são os mais sustentáveis e recomendados (Susana, 2008; Funasa, 2018, 2019b) e, neste trabalho, não exigem remoção de lodo. Por isso, sugere-se que nos novos projetos de obras do EB, em particular nos PEF, tal separação seja incentivada. Ademais, para que a implantação do sistema de saneamento na base militar estimule a replicação no entorno, recomenda-se o estabelecimento de uma política em que os membros das comunidades acompanhem a instalação, operação e manutenção dos sistemas nos quartéis isolados e que as lideranças locais recebam informações de como gerir esses sistemas.

4. CONCLUSÕES

As principais conclusões são:

- 11 soluções foram propostas para a gestão de esgotos domésticos em instalações militares isoladas e/ ou comunidades isoladas civis, sendo potencialmente replicáveis se implantadas pelo EB;
- Os sistemas sem separação podem ser implantados de imediato em quartéis isolados do EB. Contudo, a separação de efluentes na fonte deve ser preferida se possível, ou seja, nas edificações a construir;

- O envolvimento da liderança das comunidades civis adjacentes às bases militares isoladas na implantação dessas soluções é importante para a expansão do saneamento;
- O trabalho serve como fonte de consulta para projetos de saneamento em comunidades isoladas, particularmente, no âmbito dos PEF do EB.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Além disso, agradecemos ao Exército Brasileiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. ABNT, Rio de Janeiro

Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. ABNT, Rio de Janeiro

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2019a) Programa Nacional de Saneamento Rural. Funasa, Brasília

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2019b) Manual de Saneamento, 5th edn. Funasa, Brasília

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2018) CataloSan: catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos, 1st edn. UFMS, Campo Grande

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (2017) Tecnologia de tratamento de lodo de tanque séptico unifamiliar conjuntamente com resíduos sólidos orgânicos aplicada em municípios de pequeno porte do semiárido paraibano – Tectraloro. In: 8º Caderno de pesquisa em Engenharia de Saúde Pública. Funasa, Brasília, pp 7–37

Firmansyah I, Carsjens GJ, de Ruijter FJ, *et al* (2021) An integrated assessment of environmental, economic, social and technological parameters of source separated and conventional sanitation concepts: A contribution to sustainability analysis. Journal of Environmental Management 295:113131.

Governo de Mato Grosso do Sul. Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. Instituto de Meio Ambiente de MS (2016) Geoambientes na faixa de fronteira do MS. SEMADE/IMASUL, Campo Grande

Paulo PL, Galbiati AF, Magalhães Filho FJC, *et al* (2019) Evapotranspiration tank for the treatment, disposal, and resource recovery of blackwater. Resources, Conservation and Recycling 147:61–66.

Santos AB dos (org.), Kiperstok A, Chernicharo CA de L, *et al* (2019) Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. Imprece, Fotaleza

Sezerino PH, Pelissari C, Silva AR, *et al* (2021) Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras, 1st edn. Brazil Publishing, Curitiba

Sperling M von, Sezerino PH (2018) Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018, 65p

Tilley E, Ulrich L, Lüthi C, *et al* (2014) Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2nd edn. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland

Tonetti AL, Brasil AL, Madrid FJP y L, *et al* (2018) Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções, 1st edn. Biblioteca/Unicamp, Campinas

LEGISLAÇÃO

Brasil (2020) Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Diário Oficial da União (DOU), Brasília

referências internet

Sustainable Sanitation Alliance (2008) Towards more sustainable sanitation solutions Towards more sustainable sanitation solutions. SuSanA. Disponível em: <https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library > Acesso em 6 de abril de 2022

86

UMA ABORDAGEM TRANSDISCIPLINAR DO PAPEL DA ÁGUA COMO PILAR DA NATUREZA E DA SAÚDE E BEM-ESTAR

Ana Estela BARBOSA[1], Margarida REBELO[2]

[1] LNEC, Av. do Brasil, 101 1700-066 Lisboa, aestela@lnec.pt

[2] LNEC, Av. do Brasil, 101 1700-066 Lisboa, mrebelo@lnec.pt

RESUMO

Mais de 50% da população humana vive em cidades e enfrenta stressores que afetam a saúde, como altos níveis de poluição e de ruído, sendo comuns os problemas cardiovasculares e circulatórios, obesidade e stress, entre outros. O acesso da população a zonas verdes e azuis, onde são oferecidos valores naturais específicos, incluindo a biodiversidade e a presença de água, tem sido estudado em diversos projetos de investigação com financiamento europeu, descrevendo-se aqui três deles: o FP7 PHENOTYPE; os H2020 URBiNAT e Go Green Routes. Estes e demais investigação internacional têm permitido validar as características naturais mais potenciadoras de saúde e o bem-estar. Comprovou-se, por exemplo, que a presença de corpos de água tem benefícios para a saúde mental. Esta comunicação traz elementos promotores de uma abordagem transdisciplinar, com dimensões inovadoras e dando um novo protagonismo ao papel da água para a saúde e bem-estar, tanto num *nexus* direto (água-saúde), como num *nexus* que tem a biodiversidade como intermediário (água-biodiversidade-saúde). Defende-se a importância de devolver a natureza às cidades, prosseguindo na linha da reposição do ciclo natural da água – por exemplo, não impermeabilizando jardins e parques urbanos. Este re-ajuste do papel das zonas naturais verdes e azuis deverá integrar as múltiplas funções promotoras de sustentabilidade, resiliência às alterações climáticas, melhoria da saúde e bem-estar e promoção dos serviços de ecossistemas das cidades.

Palavras-Chave: Água; população; projetos europeus; saúde e bem-estar; transdisciplinaridade.

1. INTRODUÇÃO

Quer seja no contexto de zonas intrinsecamente naturais e sem intervenção antropogénica - como uma floresta ou um ecossistema costeiro - quer no contexto de zonas urbanas, as designadas soluções baseadas na natureza (*nature based solutions*) têm por raiz o pressuposto de que ecossistemas saudáveis e em equilíbrio fornecem múltiplos benefícios e serviços ao ser humano.

A recente pandemia levou a uma nova consciência e valorização dos espaços verdes, com inúmeros relatos de pessoas que, em zonas urbanas – onde vive a maior parte da

população mundial - encontraram conforto e equilíbrio na natureza, durante o confinamento. A sociedade encontra-se num contexto favorável à revalorização das zonas naturais – incluindo zonas verdes e corpos de água - em particular as integradas em zonas urbanas ou na sua periferia. Esta comunicação traz elementos promotores de uma abordagem transdisciplinar e com dimensões inovadoras e dando um novo protagonismo ao papel da água para a saúde e bem-estar, tanto num *nexus* direto (água-saúde), como num *nexus* que tem a biodiversidade como intermediário (água-biodiversidade-saúde).

2. ENQUADRAMENTO

Hoje, mais de 50% da população humana vive em cidades. Até 2050, espera-se que dois terços da humanidade – 6,5 bilhões de pessoas – sejam urbanos (UE, 2018). As cidades estão a aumentar as suas áreas azuis e verdes, focadas na mitigação e adaptação às alterações climáticas e soluções baseadas na natureza, por exemplo, para gestão das águas pluviais. As comunidades que vivem em áreas urbanas são propensas a stress no trabalho, têm estilos de vida agitados, mas sedentários e, muitas vezes, estão desvinculados da rede familiar de origem. As populações urbanas também enfrentam stressores que afetam a saúde, como altos níveis de poluição atmosférica, e de ruído, alta estimulação do sistema neurocognitivo, insegurança e taxas de criminalidade. O impacto social, económico e humano de doenças - como problemas cardiovasculares e circulatórios, obesidade, stress, depressão e outros distúrbios no contexto da saúde mental - é elevado.

Durante os anos 80, a prática do *Shinrin-Yoku*, também conhecido como *Forest Bathing*, surgiu no Japão como parte fundamental dos cuidados preventivos de saúde e cura na medicina japonesa (Hansen *et al*., 2017). Na Europa e nos países ocidentais a consideração de terapias baseadas na natureza, para promoção da saúde e bem-estar, não é uma prática estabelecida, embora o *Green Deal*, os serviços de ecossistemas e a biodiversidade sejam prioridades na agenda da UE. Uma reflexão recente, o "*Future brief: The solution is in nature*" (EU, 2021) aponta que as soluções naturais apoiam as cidades na mitigação, adaptação e resiliência às alterações climáticas e, ainda, promovem a saúde e bem-estar, pelo que a sua proteção tem benefícios económicos, sociais e ambientais. No entanto, o potencial das áreas naturais para promover a saúde e bem-estar geralmente não é ainda levado em consideração por arquitetos paisagistas, urbanistas ou decisores políticos municipais, quando projetam este tipo de infraestrutura ou reabilitam zonas verdes que servem regiões urbanas.

Este tema é transdisciplinar e associa-se aos serviços de ecossistemas, os quais se beneficiariam duma revisão conceptual de modo a integrar a dimensão de saúde e bem-estar e, por sua vez, da ligação desta e da biodiversidade à presença de água. Já em 2011, um artigo de revisão de Cook e Spray, constatava como uma das lacunas mais importantes da gestão da água no século XX "*a falha em entender a conexão entre a água e a saúde ecológica, e as ligações entre a saúde dos ecossistemas naturais e o bem-estar humano*".

A consciência da necessidade de mais conhecimento e evidências científicas sobre este tema traduz-se em artigos científicos e nos temas dos programas de financiamento europeu da investigação, incluindo o atual Horizonte Europa. Apresentam-se em seguida evidências e resultados práticos, como ilustração dos desafios e oportunidades do tema.

3. ESTADO DA ARTE: INVESTIGAÇÃO E PRÁTICA

3.1 Água & Biodiversidade e Saúde e Bem-estar

As soluções baseadas na natureza (SBN) devem beneficiar a biodiversidade e apoiar a prestação de uma gama diversificada de serviços de ecossistemas, nomeadamente os culturais, onde a promoção do bem-estar e da saúde se incluem (IUCN, 2020). Apesar do valor significativo das NBS (*cf* Fig. 1), estas ainda não são desenvolvidas para atingir seu potencial máximo, apoiando globalmente a resiliência a desafios como as alterações climáticas, a saúde humana, a segurança alimentar e hídrica, catástrofes naturais e a perda de biodiversidade.

Evidências científicas comprovam que as características dos ambientes naturais são relevantes para a saúde e o bem-estar das pessoas. A harmonia, simetria e ordem, bem como a presença de elementos de água relacionam-se com sentimentos de tranquilidade que precisam de ser mais explorados e melhor avaliados (Zhang *et al*., 2021). Sabe-se também que a biodiversidade que, por sua vez, depende dsa presença de água – como referido por Cook e Spray – (2011) se relaciona positivamente com a saúde e o bem-estar e que a estimulação sensorial provocada pelo contacto com a natureza (e.g., o canto das aves) está associada a um aumento da resposta parassimpática (van Praag *et al*., 2017).



Fig. 1. Soluções de base natural e biodiversidade como suporte ao bem-estar humano *(Adaptado de IUCN, 2020).*

3.2 Conhecimentos da investigação na Europa

Apresentam-se em seguida exemplos do contexto de 3 projetos com financiamento da UE, sendo que o primeiro é do FP7, já finalizado e os outros dois encontram-se em curso.

O projeto PHENOTYPE (FP7, 2012-2016) investigou a relação entre a exposição a ambientes naturais exteriores (espaços verdes urbanos, infraestrutura verde - florestas, reservas/parques naturais, montanhas, terras agrícolas – espaços "azuis" - água como canais, lagoas, riachos, rios, praias) e melhorias na saúde e bem-estar. Avaliou os efeitos das várias características do ambiente natural, em diferentes grupos populacionais e, com os resultados obtidos, retirou conclusões relativas ao ordenamento do território e à gestão das infraestruturas verdes em cidades de quatro países europeus: Lituânia, Holanda, Espanha e Reino Unido. A investigação permitiu desenvolver uma classificação hierarquizada de indicadores, desde os mais simples e de fácil obtenção (e.g., Atlas Urbano e imagens de satélite LandSat) aos mais detalhados, especialmente criados para avaliar mecanismos específicos, como a redução do stress, a atividade física e a interação social. Os indicadores selecionados como relevantes são apresentados na Tabela 1, incluindo os espaços azuis – massas de água interiores e costeiras e distintos espaços verdes.

O projeto H2020 URBiNAT (2018-2023) propõe a criação de corredores saudáveis como facilitadores da co-criação de SBN sociais e ambientais para promover o bem-estar de comunidades desfavorecidas (e.g., bairros de habitação social) que irão utilizar esses espaços, de modo a conceberem um espaço público inovador, coeso e democrático. O projeto envolve áreas de expansão urbana em sete cidades europeias: Porto, Nantes, Sofia, Siena, Nova Gorica, Bruxelas e Høje-Taastrup. Um dos casos de regeneração urbana teve lugar numa área da cidade de Nova Gorica (Eslovénia), em que a revitalização de um bairro social traduziu-se na valorização ambiental do leito da ribeira de Koren, que atravessava o bairro e era um ponto de descarga de esgotos, funcionando esta intervenção como uma alavanca para a promoção do bem-estar dos residentes e o restabelecimento da ligação entre história e valores culturais que são importantes catalisadores sociais.

O H2020 Go Green Routes (2020-2024) visa a co-criação de "Laboratórios de Bem-estar Urbano" em seis "Cidades Cultivadoras" (Burgas na Bulgária; Lahti na Finlândia; Limerick na Irlanda; Tallinn na Estónia; Umeå na Suécia e Versailles em França) orientados para a implementação de SBN (e.g., corredores verdes, parques e "jardins de bolso") promotoras de melhorias na saúde física e mental dos residentes. Um dos *outcomes* do projeto é a produção de indicadores de qualidade ambiental que serão implementados nas "Cidades Sementes" (Munique, Alemanha; Região de Murcia, Espanha e Gzira, Malta) e nas cidades que integram as "Redes de Polinização Cruzada (Cidade do México, México; Pequim, China e Tbilisi, Geórgia). Estes indicadores irão fundamentar o projeto e a implementação de SBN inovadoras e a melhoria na conceção de soluções existentes. Nesta fase, o projeto encontra-se a discutir, a planear e a preparar colaborativamente as intervenções nas cidades cultivadoras, com os *stakeholders* locais e os parceiros do projeto.

3.3 O exemplo prático do Jardim Nacadia (Copenhaga, Dinamarca)

O Jardim Terapêutico da Universidade de Copenhaga, Nacadia®, construído em 2011, é um caso muito interessante. Com uma área de 1,4 ha, localiza-se a cerca de 30 km a norte de Copenhaga e foi projetado por meio de um processo colaborativo multidisciplinar, baseado em evidências da arquitetura paisagística, envolvendo especialistas em jardins terapêuticos e em terapia baseada na natureza. Foi concebido para pessoas com doenças relacionadas com stress e inclui diferentes zonas, vários tipos de vegetação e 3 tipos de massas de água: um lago, uma linha de água e uma charca (Fig. 2). Note-se como esta tipologia, integrando espaços verdes e azuis, está alinhada com os resultados do projeto Phenotype apresentados na Tabela 1. As melhorias na saúde dos participantes que usufruíram deste local, com protocolos estabelecidos, foram medidas e demonstradas com sucesso em vários estudos (*eg*., Sidenius *et al.*, 2017).



Fig. 2. Desenho do jardim Nacadia®, com os corpos de água assinalados.

4. CONCLUSÕES

Resultados de investigação, incluindo projetos, literatura internacional e a práxis de diversas organizações, em diferentes países, validam que o tema abordado nesta comunicação é do maior interesse para a sustentabilidade ambiental e social. Considera-se que o papel transversal da água nestes contextos merece destaque e investigação específica, nomeadamente nos *nexus* “água-saúde” e “água-biodiversidade-saúde”.

É relevante que a investigação se desenvolva no seio da sociedade e num processo colaborativo e co-criativo transdisciplinar, envolvendo a população e os stakeholders pertinentes. Na Escandinávia, foram os resultados da investigação científica que promoveram uma tomada de consciência política sobre os benefícios de utilização de áreas naturais para beneficiar a saúde da população urbana. Na Dinamarca vários municípios administram ou projetam jardins terapêuticos. (Sidenius *et al*., 2017)

Tabela 1. Classificação, tipologias e subtipologias do ambiente natural. Fonte: Smith et al., 2017.

Nivel 1	Nível 1.1	Nível 2
Espaços verdes	Parques	Parques urbanos
	Espaços semi-naturais/ naturais	Áreas de biodiversidade, áreas de conservação, Reservas naturais, áreas protegidas, áreas de interesse patrimonial
	Espaços de recreação formal	Parques infantis e campos desportivos (não inseridos dentro de parques)
	Espaços cívicos	Praças, jardins
	Espaços funcionais/ amenidades	Parques de estacionamento, cemitérios, espaços de recreio, espaços institucionais (e.g., escolas, hospitalares, etc.)
	Corredores naturais/verdes	Sem trânsito/naturais: vias pedonais de passagem, trilhos e ciclovias
	Espaços devolutos/ abandonados	
	Jardins residenciais	Jardins privados
	Outros espaços naturais	Espaços verdes de rua
	Florestas	
	Terrenos rurais e agrícolas	
	Parques rurais	
Espaços azuis	Águas interiores	Lagos/albufeira/charcas (massas de água paradas) Rios, riachos, canais (características lineares da água)
	Marinas e espaços costeiros	Incluindo faias (tipo de linha costeira)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cook, BR, Spray, CJ (2012) Ecosystem services and integrated water resource management: Different paths to the same end? Journal of Environmental Management, 109, 93-100

European Commission, Directorate-General for Research and Innovation (2018) Final report of the High-Level Panel of the European Decarbonisation Pathways Initiative, Publications Office, https://data.europa.eu/doi/10.2777/636

Hansen MM, Jones R, Tocchini K (2017) Shinrin-Yoku (Forest Bathing) and Nature Therapy: A State-of-the-Art Review. Int. J. Environ. Res. Public Health, 14, 851 doi:10.3390/ijerph14080851

IUCN (2020) Ensuring Effective Nature-Based Solutions. Issues Brief, July. IUCN, Switzerland.

Science for Environment Policy (2021) The solution is in nature. Future Brief 24. Brief produced for the European Commission DG Environment. Bristol: Science Communication Unit, UWE Bristol

Sidenius U, Nyed PK, Lygum VL, Stigsdotter UK (2017) A Diagnostic Post-Occupancy Evaluation of the Nacadia® Therapy Garden. Int. J. Environ. Res. Public Health, 14, 882 doi:10.3390/ijerph14080882

Smith G, Cirach M, Swart W *et al*. (2017) Characterisation of the natural environment: quantitative indicators across Europe. Int J Health Geogr, 16, 16. https://doi.org/10.1186/s12942-017-0090-z

Stuart-Smith S (2022) Conversa sobre o Futuro das Cidades. Fundação Calouste Gulbenkian, 14 pp https://gulbenkian.pt/publication/conversa-sobre-o-futuro-das-cidades-2/

van Praag G, Garfinkel C, Sparasci S, O. *et al.* (2017) Mind-wandering and alterations to default mode network connectivity when listening to naturalistic versus artificial sounds. Sci Rep, 7, 45273 https://doi.org/10.1038/srep45273

Völker S, Kistemann T (2011) The impact of blue space on human health and well-being—salutogenetic health effects of inland surface waters: a review. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 214, 449– 460

Zhang X, Zhang Y, Zhai J, Wu Y, Mao A (2021) Waterscapes for Promoting Mental Health in the General Population. Int J Environ Res Public Health, 18, 11792. doi: 10.3390/ijerph182211792

REFERÊNCIAS INTERNET

Go Green Routes: A natural way to foster urban health and well-being. Disponível em: https://gogreenroutes.eu/ Acesso em 16 de Maio de 2022

PHENOTYPE: Health from outside in. Disponível em: https://www.phenotype.eu/en/ Acesso em 16 de Maio de 2022

URBiNAT: Urban Innovative & Inclusive Nature. Disponível em < https://urbinat.eu/> Acesso em 16 de Maio de 2022

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

INVENTÁRIO DE ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS NEXUS ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTO APLICÁVEIS À ESTUDOS DA RELAÇÃO ÁGUA-SAÚDE

Rafaella Oliveira BARACHO[1], Denilson TEIXEIRA[2]

[1] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano – Campus Xique-Xique e Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, rafaella.baracho@ifbaiano.edu.br*

[2] *Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, dteixeira@ufg.br*

RESUMO

Nos últimos anos o estudo da interdependência dos temas água, energia e alimento têm sido amplamente estudado por pesquisadores de todo o mundo. Similarmente, outros setores apresentam fortes inter-relações, por exemplo água-saúde. Esse estudo se propõe a inventariar quais os principais métodos aplicados nas pesquisas sobre o *Nexus* água-energia-alimento que podem ser aplicados no estudo da relação água-saúde. Para tanto foi realizada uma ampla revisão sistemática da literatura. Sobre a abordagem *Nexus* água-energia-alimento, a literatura afirma que há diversas bases teóricas e procedimentos metodológicos que podem ser aplicados para entender os impactos de um setor no outro, utilizando indicadores que não necessariamente conversam entre si, mas que se mostram promissores. Os métodos mais utilizados nos estudos analisados são: a aplicação de indicadores, ACV, modelagem, métodos multicritérios diversos. Os métodos são sempre aplicados em conjunto com outros, especialmente com análises estatísticas, análise documental, revisão de literatura entre outros. Esses procedimentos metodológicos revelam potencial de serem aplicados na avaliação do *Nexus* água-saúde, uma vez que conseguem apontar tendências, correlações e causalidades, características fundamentais para o tema em questão.

Palavras-Chave: água-energia-alimento; água; saúde; *nexus*.

1. INTRODUÇÃO

Água e alimento são vitais e, além disso, a execução das atividades humanas depende de diversos recursos, entre eles água e energia. Uma das atividades mais importantes, a produção de alimentos na agricultura, utiliza cerca de 70% da água consumida no mundo e carece de fontes de energia diversas para a sua execução. Esses três fatores (água, energia e alimento) são profundamente afetados uns pelos outros, de modo que nos últimos anos o estudo da sua interdependência tem objeto de cientistas nos últimos anos (Dai *et al.*, 2018; Endo *et al.*, 2015; Mahlknecht *et al.,* 2020).

Essa inter-relação é tratada pela literatura como *Nexus* água-energia-alimento, onde os três fatores são analisados na busca de tomadas de decisão com olhar holístico e que, considerando essas inter-relações, garantam a sustentabilidade desses recursos (Mahlknecht *et al.*, 2020). Ainda que pareça um modelo teórico, a América Latina e Caribe já enfrentam impactos da escassez de água, uso de energia acima da capacidade e insegurança alimentar.

Similarmente, outros setores apresentam fortes inter-relações e tem o potencial de receber a mesma abordagem metodológica que o *Nexus* água-energia-alimento. É o caso da relação água-saúde, que é explicitamente abordada na definição de saúde delimitada pelo o Modelo de Determinantes Sociais da Saúde de Dahlgren e Whitehead, onde água e esgoto são apontados como elementos das condições de vida e de trabalho que compõem o estado de saúde dos indivíduos. Estudos científicos evidenciam essa relação: exemplos como a diminuição da prevalência de diarreia e vermes com a disposição segura dos dejetos e aumento da cobertura da água quando associadas a ações como manutenção das fossas secas, lavagem de mãos e demais intervenções relacionadas a água, esgoto e higiene, nos trabalhos de Dey *et al*. (2019) e Ercumen *et al.* (2019) detalham partes dessas inter-relações. No entanto, cabe ainda compreender como essa relação acontece. Desenvolver um arcabouço teórico metodológico adequado à essa inter-relação pode ser uma atividade que demanda muito tempo, mas que pode ser otimizada quando se parte de diretrizes metodológicas já existente e bem trabalhado, como é o caso da abordagem *Nexus* água-energia-alimento.

Assim, esse estudo se propõe a compreender como transpor os métodos de uma relação *Nexus* bem trabalhada na literatura científica para outra, menos trabalhada, mas que apresenta uma conhecida inter-relação. Do ponto de vista científico, o estudo se propõe a preencher uma das lacunas entre a inter-relação entre água e saúde, que é identificação do arcabouço metodológico que contribuirá com a construção da base teórica sobre o tema. Do ponto de vista social, aprofundar o entendimento da inter-relação água e saúde contribui na elaboração de políticas públicas que ataquem as duas problemáticas conjuntamente, encontrando soluções mais apropriadas e otimizando a aplicação de recursos financeiros.

2. METODOLOGIA

O presente artigo realizou uma revisão sistemática da literatura. Para tanto, após testes de combinação de descritores e avaliação da base de dados Scopus, optou-se por utilizar o seguinte descritor na busca: TITLE-ABS-KEY (nexus AND food AND energy AND water AND health AND (anal* OR method*)), o que resultou em 710 artigos. Baseando-se nos objetivos aqui almejados, nos testes realizados com os descritores, foram estabelecidos os seguintes critérios de exclusão:

- **1º critério:** serão avaliados apenas artigos avaliados por pares excetuando-se os de revisão, dos últimos 5 anos (de 2016 a 2020), que não sejam *pre-prints* e que estejam

disponíveis para acesso via Periódicos CAPES. Aqui a ideia é eliminar capítulos de livros e artigos de conferências, se limitar temporalmente ao mais atualizados e àqueles que já foram integralmente publicados;

- **2º critério:** serão avaliados apenas artigos que tratem de uma aplicação prática do *nexus* água-energia-alimento, sendo eliminados aqueles tratem apenas lateralmente do conceito. Para essa avaliação será realizada a leitura do título e do resumo dos artigos.

Em seguida, os artigos que restaram (34) foram analisados na busca de identificar as diretrizes metodológicas e se tais diretrizes poderiam ser aplicadas para avaliar o *nexus* água-saúde. A Figura 1, a seguir, demonstra o caminho de seleção e análise dos artigos a ser percorrido.

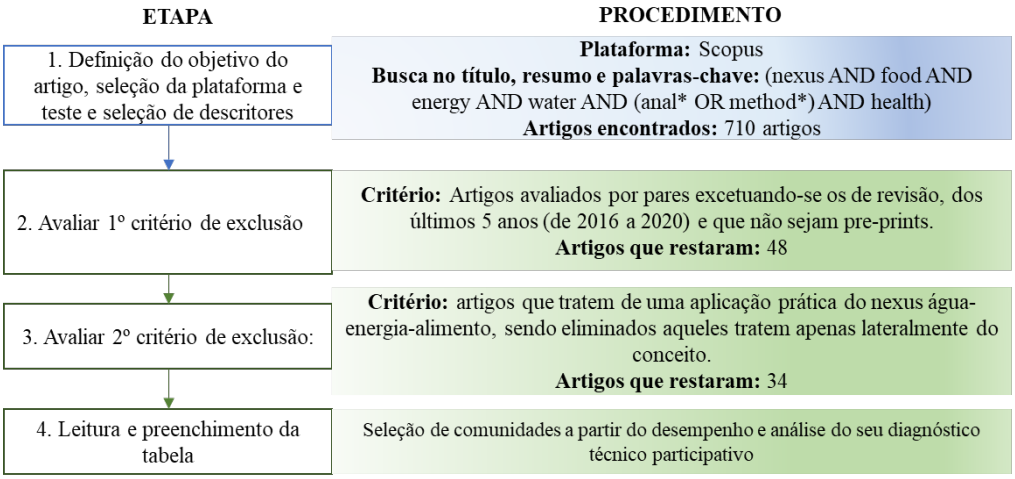


Fig.1. Fluxograma da seleção e análise dos artigos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dos 34 artigos analisados, observou-se que a literatura referente ao *Nexus* e que faz referência à saúde em sua avaliação não se restringe a analisar a saúde de maneira isolada, mas sempre dentro de um contexto ambiental, de alimentação, energia e, em alguns casos, contexto social. A Figura 2 apresenta uma imagem com as palavras mais frequentes nos resumos dos artigos avaliados. Percebe-se a forte relação entre os grandes temas procurados (água, saúde e *nexus*), mas também a importância dos temas energia, meio ambiente e alimento. Uma das palavras mais citadas é “indicadores”, referindo-se à metodologia adotada em alguns trabalhos.

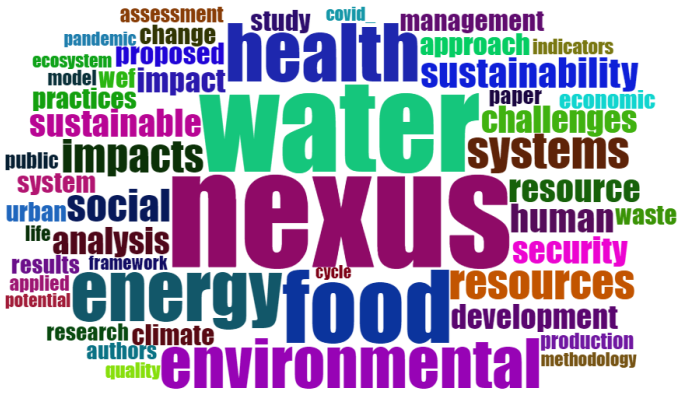


Fig. 2. Nuvem de palavras mais frequentes nos resumos dos trabalhos.

Dentre as metodologias adotadas (apresentadas na Tabela 1), vale descartar que poucos trabalhos (7) adotam exclusivamente um método para avaliar seus resultados. Ao final, foram identificados 18 métodos, sendo que dentro dos métodos multicritérios foi identificado o uso de árvores de decisão, método específico para desenvolvimento de software e processo hierárquico analítico (AHP).

Tabela 1. Metodologias adotadas nos artigos analisados e quantas vezes aparecem.

Metodologia	Quantas vezes aparece
Indicadores	10
Análise de ciclo de vida	6
Modelagem	
Métodos multicritérios	5
Análise estatística	4
Revisão de literatura	3
Etnografia	2
Análise custo-benefício. Análise de demanda de energia, análise documental, balanço de energia e massa, *Casual Loop Diagram*, Cenarização, Coleta de dados em campo, Entrevistas, Evidenciação a partir da apresentação de dados, Pesquisa ação participatória, Questionário.	1

O uso de indicadores e suas agregações (índices) desponta como metodologia mais utilizada nos artigos científicos, associado a metodologias como métodos multicritérios ou análise estatística. Apenas 2 trabalhos utilizaram os indicadores sem outro método em conjunto. Com a aplicação dos indicadores foi possível identificar o impacto da adoção de determinada prática, estabelecer a relação entre temas diferentes e realizar recomendações. Os indicadores, especialmente se associados a métodos que identifiquem correlações, podem revelar sinergias e relações entre os diversos temas, como nos casos apresentados por Garcia, Lovett e You (2019) e Caputo *et al. (*2021). Observa-se que, dentre os artigos avaliados, sempre se adotou indicadores baseados em dados já disponíveis na literatura e uma rigorosa seleção para sua adoção. Assim, no caso da aplicação para o *Nexus*

água-saúde, deve-se buscar uma rigorosa solução e métodos auxiliares que identifiquem correlação e causalidade entre os temas.

O uso da análise de ciclo de vida (ACV) de produtos, mostrou-se um método utilizado como metodologia para a análise *Nexus*. Assim, como a modelagem, outro método bastante utilizado, a ACV permite a identificação da melhor alternativa dentre as soluções existentes e cenarização das possíveis soluções. Identifica-se que tanto a modelagem como a ACV têm potencial para uso na avaliação do *Nexus* água-saúde, na medida em que ambos permitem a inserção e cruzamento de dados sobre os 2 temas, além de fornecer indícios para a tomada de decisão com base em cenários futuros, como nos estudos de Medeiros *et al.* (2021) e Yang *et al.* (2018). Os 2 métodos exigem um grande aporte de dados e isso pode ser uma dificuldade, visto que nem sempre dados de saúde e água estão disponíveis na mesma escala espacial ou de tempo.

4. CONCLUSÕES

Conclui-se que os 5 métodos mais utilizados são a aplicação de indicadores, ACV, modelagem, métodos multicritérios diversos e análise estatística. Os métodos são sempre aplicados em conjunto com outros, especialmente com análises estatísticas, análise documental, revisão de literatura entre outros. Os métodos mais utilizados revelam potencial de serem aplicados na avaliação do *Nexus* água-saúde, uma vez que conseguem apontar tendências, correlações e causalidades, características fundamentais para o tema em questão. Embora tratem-se de métodos robustos, dois aspectos devem ser considerados. O primeiro é que poucos estudos efetivamente avaliaram a relação água-saúde, de modo que este é um campo a ser explorado, especialmente com a aplicação das metodologias supracitadas. O segundo é que alguns métodos exigem grande aporte de dados em uma mesma escala de tempo ou espaço, o que pode ser uma dificuldade, visto que água e saúde não são temas monitorados sempre com a mesma unidade e escala.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) - Brasil - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAPUTO, S.; SCHOEN, V.; SPECHT, K.; GRARD, B.; BLYTHE, C.; COHEN, N.; FOX-KAMPER, R.; HAWES, J.; NEWELL, J.; PONIZY, L, (2019).Considering agricultural wastes and ecosystem services in Food-Energy-Water-Waste Nexus system design,Journal of Cleaner Production,Volume 228, P. 941-955,https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.314.

DAI, J.; WU, S.; HAN, G.; WEINBERG, J.; XIE, X.; WU, X.; SONG, X.; JIA, B.; XUE, W.; YANG, Q. (2018). Water-energy nexus: A review of methods and tools for macro-assessment. Applied Energy, v. 210, n. August 2017, p. 393–408.

DEY, N. C.; PARVEZ, M.; ISLAM, M. R.; MISTRY, S. K.; LEVINE, D. I (2019). Effectiveness of a community-based water, sanitation, and hygiene (WASH) intervention in reduction of diarrhoea

among under-five children: Evidence from a repeated cross-sectional study (2007–2015) in rural Bangladesh. International Journal of Hygiene and Environmental Health, v. 222, n. 8, p. 1098-1108. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.08.006

ENDO, A. *et al* (2015). Methods of the water-energy-food nexus. Water (Switzerland), v. 7, n. 10, p. 5806–5830.

ERCUMEN, A.; BENJAMIN-CHUNG, J.; ARNOLD, B. F.; LIN, A.; HUBBARD, A. E.; STEWART, C.; RAHMAN, Z.; PARVEZ, S. M.; UNICOMB, L.; RAHMAN, M.; HAQUE, R.; COLFORD JR., J.; LUBY, S. P (2019). Effects of water, sanitation, handwashing and nutritional interventions on soil-transmitted helminth infections in young children: A cluster-randomized controlled trial in rural Bangladesh. PLoSNegl Trop Dis, V. 13, N.5. Https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007323

GARCIA, D. J.; LOVETT, B. M.; YOU, F. (2019). Considering agricultural wastes and ecosystem services in Food-Energy-Water-Waste Nexus system design, Journal of Cleaner Production, Volume 228, p. 941-955, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.314.

MAHLKNECHT, J.; GONZÁLEZ-BRAVO, R.; LOGE, F. J (2020). Water-energy-food security: A Nexus perspective of the current situation in Latin America and the Caribbean. Energy, v. 194, p. 1–17.

MEDEIROS, D. L.; KIPERSTOK, A. C.; NASCIMENTO, F. R. A.; COHIM, E. H. B.; KIPERSTOK, A. Human urine management in resource-based sanitation: water-energy-nutrient nexus, energy demand and economic performance, Sustainable Production and Consumption, v. 26, p. 988-998, https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.12.043.

YANG, J., ETHAN YANG, Y. C., KHAN, H. F., XIE, H., RINGLER, C., OGILVIE, A., *et al*. (2018). Quantifying the sustainability of water availability for the water-food-energy-ecosystem nexus in the Niger River Basin. Earth's Future, 6, 1292– 1310. https://doi-org.ez356.periodicos.capes.gov.br/10.1029/2018EF000923

112

RECUPERAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE BIOPOLÍMERO DE LODO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO DE ESGOTO REAL

Maria Beatriz CAETANO[1*], Amanda Borges MORAIS[1*], Lorena Miranda de Almeida SILVA[1], Frieda Keifer CARDOSO[3], Lorena Bittencourt GUIMARÃES Thibau[1,2]

[1] *Centro Universitário do Planalto de Araxá - UNIARAXÁ, Araxá-MG, mbeatrizcaetano@gmail.com , amandamoraisibia@gmail.com , lorenamiranda@uniaraxa.edu.br , lorenaguimaraes@uniaraxa.edu.br*

[2] *Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – CEFET-MG, Araxá-MG, lorenaguimaraes@cefetmg.br*

[3] *Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA, FRIEDA.KEIFER@copasa.com.br*

** Igual contribuição.*

RESUMO

Diversos resíduos são gerados no processo das estações de tratamento de esgotos (ETE), sendo um deles o lodo, formado a partir dos reatores biológicos. O lodo deve ser tratado e destinado corretamente, trazendo um alto custo para as estações. Contudo, o lodo pode ser reaproveitado para produção de energia, como adubo, ou para extração de polímeros, gerando uma valorização dos subprodutos no mercado. Grande parte das ETEs no estado de Minas Gerais-Brasil, são compostas por reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e filtro biológico percolador, como é o caso da ETE de Araxá-MG. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi quantificar e qualificar as susbstâncias poliméricas extracelulares (EPS) e o biopolímero do tipo alginato, do inglês ALE - Alginate-like exopolymer, extraídos do lodo anaeróbio da ETE de Central de Araxá-MG. O lodo foi coletado mensalmente (Janeiro, Fevereiro, Março, Abril/2022) do Reator UASB (2m do fundo) e caracterizado (ST, SV, SF, IVL). O EPS foi extraído do lodo sob condições de alto pH (10), alta temperatura (80°C) e alta agitação (400 rpm). Uma parte do EPS extraído foi utilizado para a precipitação do ALE, enquanto a outra foi direcionada para quantificar os sólidos. Como resultado foi observada a formação de beads e de filme a partir do biopolímero extraído do lodo do rator UASB. Além disso, notou-se uma recuperação média de 506,8 ± 69,3 $mgSV_{ALE}/gSV_{lodo}$ e 274,6 ± 43,5 $mgSV_{ALE}/gSV_{EPS}$, indicando que cerca de 50% da fração orgânica do lodo pôde ser extraída como ALE na coleta 3. Contudo, na coleta 4 notou-se menor rendimento de ALE no lodo (4,2%). De maneira geral, o lodo residual anaeróbio mostrou potencial quali e quantitativo de recuperação de biopolímero. Contudo, mais estudos são necessário para verificar fatores de operação, ou de pós-tratamento, podem melhorar a recuperação de biopolímeros.

Palavras-Chave: lodo; EPS; recuperação de biopolímero, ALE.

1. INTRODUÇÃO

O lodo, um dos subprodutos gerados durante o tratamento de esgoto, é uma parte sólida, rica em matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos (ANDREOLI, 2006). O gerenciamento do lodo varia entre países, devido as suas diferenças sociais, econômicas e tecnologicas. A Europa, América do Norte e o Leste Asiático são os maiores produtores de lodo do mundo. A aplicação no solo como principal via para uso de lodo, embora possa reduzir significativamente seus custos de disposição, já foi banida em vários países da União Europeia (SHADDEL *et al*, 2019). Sua destinação final mais comum no Brasil é feita em aterros sanitários, quando não é reaproveitado como insumo agrícola, fertilizantes e no setor industrial (ANDREOLI, 2006). Alguns países já possuem incentivos financeiros implementados a fim de diminuir a disposição de lodo em aterros e estimular a sua reciclagem (JENSEN; JEPSEN, 2005).

Nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias, os microrganismos produzem quantidade significativa de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), nas quais o biofilme se estrutura. Foi verificado que os polímeros extracelulares de lodos ativados (tratamento aeróbio) e de lodo granular aeróbio se comportam como alginato, sendo assim conhecido como Alginate-like exopolymer (ALE) (GUIMARÃES, 2017). O alginato, por sua propriedade de hidrogel, é um biopolímero usado para uma variedade de aplicações industriais, além da possível aplicação no processo de tratamento de água, pois estudos já mostraram a eficiência de ALE na remoção de cor (SOUZA, 2017) e de fosfato (SCHAMBECK *et al*., 2021; DALL *et al*., 2020). Contudo, o biopolímero ALE ainda foi pouco explorado em lodos provenientes de processos anaeróbicos.

A cidade de Araxá-Minas Gerais, Brasil, dispõe de 7 ETEs, administradas pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), concessionária responsável pelo tratamento de esgoto e distribuição de água do município. Todas as ETEs geram lodo anaeróbio estabilizado proveniente de reatores UASB, com média mensal equivalente a 19 toneladas/mês.

A busca de alternativas economicamente viáveis e economicamente seguras para o lodo tem se tornado necessária, a medida que os espaços utilizados para aterros estão se tornando escassos e o seu descarte ambientalmente correto e seguro, mais caro. Dentro da problemática gerada, a reutilização do lodo significa agregar valor a um subproduto com grande potencial poluidor que antes gerava custos ao seu tratamento e descarte. Sendo assim, o objetivo dessa pesquisa é quantificar e caracterizar as propriedades do EPS e do ALE contidos no lodo de ETEs municipais da cidade de Araxá-MG.

2. METODOLOGIA

Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE

A ETE Araxá está localizada no município de Araxá/MG, Brasil. É composta por tratamento

preliminar, reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA ou UASB), filtros biológicos percoladores e decantadores secundários (Figura 1). Possui vazão média de 100 L/s.

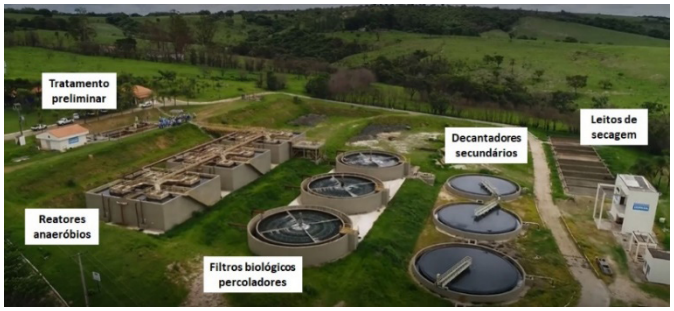


Figura 1: Vista aérea da ETE Araxá.

Procedimentos analíticos

O monitoramento do processo de tratamento quanto ao seu desempenho na remoção de matéria carbonácea seguiu metodologias descritas em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As amostras foram coletadas bimestralmente Os parâmetros monitorados para este trabalho foram: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pH.

Com a finalidade de monitorar as características do lodo dos reatores biológicos - UASB, foram coletadas amostras mensalmente (Janeiro a Maio/2022) do Reator UASB (2m do fundo) e caracterizado o índice volumétrico de lodo (IVL) de acordo com APHA (2012).

A metodologia utilizada para realizar a extração de EPS e de ALE do lodo seguiu conforme Felz *et al*. (2016). As análises foram realizadas em três etapas: Preparação do lodo, extração do EPS e precipitação do ALE.

Preparação do lodo: O lodo coletado homogeneizado foi centrifugado por 25 min para conseguir uma boa separação do sobrenadante e da biomassa. Em seguida, foram utilizadas 3g da biomassa úmida centrigada para extração de EPS. Na quantificação dos sólidos totais (ST) o lodo foi colocado na estufa a 105ºC por 24h horas para posterior pesagem, e o fator de conversão entre seu peso úmido e seco foi obtido. Em seguida, o lodo seco (ST) foi colocado em mufla (550 ºC) por 20 minutos e pesado, conseguindo assim os sólidos fixos (SF) e voláteis (SV). Esta série de sólidos foi realizada em triplicata de acordo com Standard Methods (APHA, 2012).

Extração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS): Nos 3g de lodo úmido foram misturados 50 ml de água desmineralizada e adicionados 0,25 g de Na_2CO_3. Em seguida, a mistura foi colocada em banho-maria (80 ºC) e agitada por 35min a fim de se obter a extração de EPS das células microbianas. O tubo contendo a mistura foi centrifugado por 25 minutos, e parte (1/3) do sobrenadante contendo o EPS solubilizado foi utilizado para a quantificação dos sólidos e a outra parte (2/3) foi destinada para a precipitação de ALE. A série de sólidos (ST, SF e SV) do EPS também foi realizada em triplicata de acordo com

Standard Methods (APHA, 2012). Os ST foram quantificados após 24 horas na estufa a 105ºC, e os SV após a mufla a 550 ºC por 20 minutos.

Precipitação do ALE: A etapa para precipitar e extrair o ALE consistiu em adicionar HCl (1 M) na solução de EPS, até o pH chegar a 2,20 ± 0,10. O decréscimo do pH, resulta na formação de um material com aspecto de gel, caso o ALE esteja presente. Em seguida, a solução foi centrifugada por 25 min para realizar a separação do sobrenadante e do gel ALE. O ALE na forma ácida (pellet) foi coletado, e a quantificação dos ST, SF e SV foi realizada.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 2 e 3 apresentam a eficiência mensal de remoção da matéria orgânica, avaliada através da DBO e DQO. Foram analisados 12 meses de operação, contemplando amostras bimestrais, de janeiro/2021 a dezembro/2021. Observa-se no eixo a direita que a eficiência da ETE atende ao limite preconizado pelo órgão ambiental, tanto para DBO (eficiência anual > 70%) quanto para DQO (eficiência anual > 65%). A Figura 4 comprova o atendimento à legislação da ETE Araxá, em relação ao pH do efluente final (esgoto tratado).

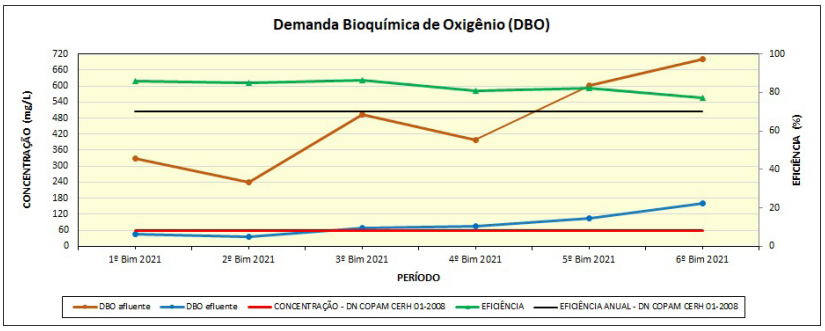


Figura 2: Eficiência de remoção de DBO.

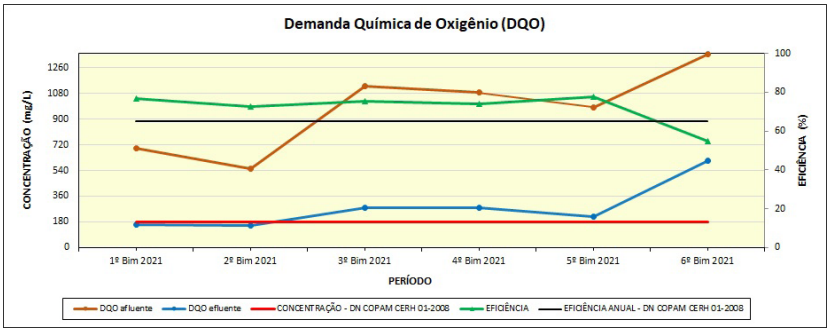


Figura 3: Eficiência de remoção de DQO.

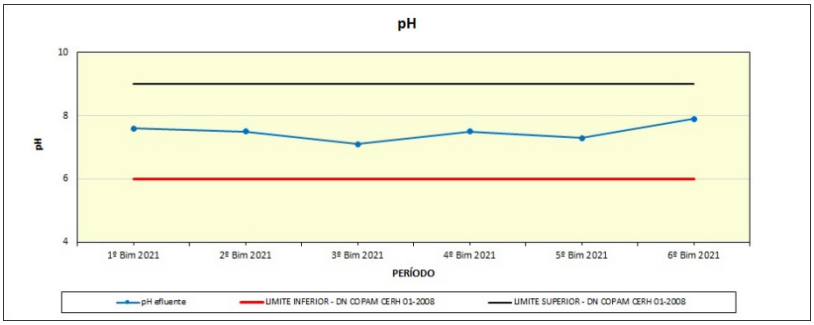


Figura 4: pH do esgoto tratado.

Como resultado foi observada a formação de beads e de filme a partir do biopolímero extraído do lodo do reator UASB. A figura 5 demonstra os rendimentos, em %, de SV_{ALE} nos SV lodo e de SV_{ALE} nos SV_{EPS}, obtidos durante as coletas 3 e 4, realizadas durante os meses de Março e Abril de 2022, respectivamente. Notou-se uma recuperação média de 506,8 ± 69,3 $mgSV_{ALE}/gSV_{lodo}$ e 274,6 ± 43,5 $mgSV_{ALE}/gSV_{EPS}$, indicando que cerca de 50% da fração orgânica do lodo pôde ser extraída como ALE na coleta 3. Contudo, na coleta 4 notou-se menor rendimento de ALE no lodo (4,2%). Schambeck *et al*. (2020) obtiveram 236±27 $mgSV_{ALE}/gSV_{lodo}$ a partir de um lodo aeróbio de reator em bateladas sequenciais de biomassa granular. De maneira geral, o lodo residual anaeróbio mostrou alto potencial quantitativo de recuperação de biopolímero.

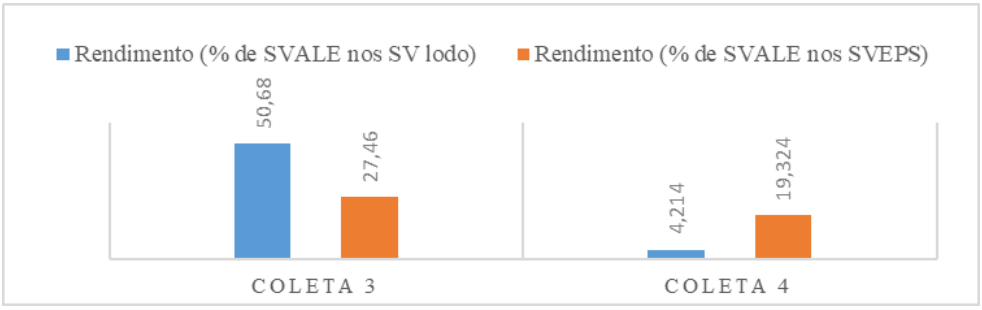


Figura 5: Rendimentos de ALE e EPS obtidos nas coletas 3 e 4.

4. CONCLUSÕES

A ETE Araxá/MG se mostra em estado estacionário e em estável operação dos reatores, atingindo eficiências de remoção de DBO e DQO que atendem a legislação estadual. A partir do lodo anaeróbio residual do reator UASB da ETE Araxá, foi observada a formação de beads e de filme a partir do biopolímero extraído, indicando que o lodo anaeróbio de ETE municipal demonstra potencial para ser recuperado na forma de biopolímeros. Contudo, mais estudos são necessário para verificar fatores de operação, ou de pós-tratamento, podem melhorar a recuperação de biopolímeros.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG pela bolsa de iniciação científica, COPASA pela parceria, acompanhamento e contrinuição com dados da ETE/Aaraxá. Agradecem também ao UNIARAXÁ.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V. Alternativas de uso de resíduos de saneamento. Rio de Janeiro: ABES, p. 417, 2006.

APHA. Standard methods for the examination for water and wastewater. 22nd. ed. Washington, DC: American Water Works Association, 2012.

FELZ, S. *et al*. Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. Journal of Visualized Experiments, p. 1–8, 2016.

LIN, Y., DE KREUK, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., ADIN, A., Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant. Water Research.v. 44, p.3355–3364, 2010.

SCHAMBECK, C. M.; MAGNUS, B. S.; SOUZA, L. C. R.; LEITE, W. R. M.; DERLON, N.; GUIMARÃES, L. B.; COSTA, R. H. R. Biopolymers recovery: dynamics and characterization of alginate-like exopolymers in an aerobic granular sludge system treating municipal wastewater without sludge inoculum. Journal of Environmental Management. v. 263, 2020.

SHADDEL, S., BAKHTIARY-DAVIJANY, H., KABBE, C., DADGAR, F.; ØSTERHUS, S. W. Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. Sustainability v.11, p.3435, 2019.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias,v.4., 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, p. 428, 2002.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

LANDFILL LEACHATE TREATMENT THROUGH THE INTEGRATION OF AIR-STRIPPING, AEROBIC MEMBRANE BIOREACTOR, ADVANCED OXIDATIVE PROCESS AND NANOFILTRATION

Yara L.BRASIL[1], Ana F. R. SILVA[1], Yuri A. R. LEBRON[1], Míriam C. S. AMARAL[1], Gemima S. ARCANJO[2]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais. Avenida Antônio Carlos 6627, Belo Horizonte - MG. yarabrasil1181@gmail.com; anafrsilva@ufmg.br; yurilebron@ufmg.br; miriam@desa.ufmg.br*

[2] *Universal Federal da Bahia. Rua Professor Aristídes Novis, 2 - Federação, Salvador – BA. gemima.arcarcanjo@ufba.br*

RESUMO

This work evaluated the integration of air-stripping/absorption (AS/AB), membrane bioreactor inoculated with *Saccharomyces cerevisiae* yeast (MBRy), advanced oxidative process (AOP)/Fenton, and nanofiltration (NF) for ammonia removal/recovery and reuse of landfill leachate (LFL). The lower COD/N ratio favored the yeast growth in the mixed liquor, even under adverse conditions. At higher COD/N ratios, high removals of COD (71%) and N-NH_3 (97%) were achieved. The AS/AB processes showed the best technical-economic results when applied as a pretreatment for MBRy. This route provided a recovery of 7 kg_{NH3}/m³ of treated LFL. The AS/AB-MBRy processes integration produces a permeate with a final concentration of 2,902 mg/L^{-1} COD and 9 mg/L^{-1} N-NH_3. The remaining COD fraction refers to recalcitrant organic matter, requiring the application of a polishing step. For the MBRy permeate polishing, nanofiltration and AOP/Fenton processes were integrated, being: (I) NF-Fenton and (II) Fenton-NF. After nanofiltration, the permeate COD was 177 mg/L^{-1} (I) and 88 mg/L^{-1} (II). Besides achieving the standards established by the current legislation, the final treated effluent represents a good alternative for other applications. The NF concentrate was treated by Fenton under optimized conditions, achieving 87% COD removal. The economic analysis showed that the MBRy-NF-Fenton route was the more cost-effective due to the lower demand for chemical reagents and membrane area.

Keywords: Landfill leachate; aerobic membrane bioreactor; ammonia recovery; concentrate treatment; Fenton.

1. INTRODUCTION

Landfill leachate (LFL) has high values of biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), ammoniacal nitrogen (N-NH_3), among others. Thus, it is necessary to apply treatment routes for the removal of recalcitrant compounds, achieve legislation compliance, and recover value-added byproducts. The ammonia recovery can be done

through the application of the air-stripping/absorption process (AS/AB) in the ammonium sulphate form, a nitrogen fertilizer with high national demand. The ammonia removed by the AS can be recovered through chemical absorption in an acidic solution, forming ammonium salt (ammonium sulfate - $(NH_4)_2SO_4$), a fertilizer which provides essential nutrients for plants.

Membrane bioreactor (MBR) is a hybrid process that combines the conventional biological process with membrane filtration. There are studies that used MBR inoculated with *Saccharomyces cerevisiae* (MBRy) in the LFL treatment. Amaral *et al*. (2018) found that, compared to MBR with bacterial sludge, MBRy provided greater removal of COD, in addition to presenting lower fouling potential. Besides that, it is relevant to analyze the AS/AB process application as pre- or post-treatment of MBRy taking into consideration technical and economical aspects. Furthermore, it is important to apply other processes for leachate polishing, such as Advanced oxidative processes (AOP) and NF, for the remaining recalcitrant compounds removal from biological degradation. Nanofiltration (NF) can be combined with both MBR and AOP to increase the efficiency of LFL treatment. NF has been used as a polishing in LFL treatment to remove residual organic matter, toxic by-products that may be formed during Fenton and dissolved ions. As the leachate concentrated by NF has a low BOD_5/COD ratio, the Fenton process has been applied to increase its biodegradability. Fenton and NF can be integrated in different ways for the polishing of MBRy treated leachate: (I) NF – Fenton or (II) Fenton – NF.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Landfill leachate samples

Samples of raw LFL were collected in the equalization tank of a landfill located in the city of Sabará/Minas Gerais - Brazil. The landfill operates since 2005, generates around 600 m³/day of leachate and receives, on average, 3,400 t/day of urban waste, non-hazardous industrial waste, civil construction waste and waste from health service.

2.2 Experimental setup and operational conditions of the integrated system of air-stripping/ absorption and MBRy

The MBRy was operated with leachate with N-NH_3 concentration of 236 ± 52 mg/L (range I) for the first 66 days and with N-NH_3 concentration of 2,512 ± 200 mg/L (range II) for 64 days. The MBRy was inoculated with commercial baker's yeast (*Saccharomyces cerevisiae*). The startup and details of the MBR used can be found at Amaral *et al*. (2017). The reactor operated with high sludge retention time (278 days), HRT of 48 hours, average permeate flow rate of 0.1 L/h and backwash flow rate of 0.3 L/h. Backwash was performed every 15 minutes of filtration for 15 seconds. The biological tank received constant aeration of 1.67 L/min without acidification of the mixed liquor and was equipped with a submerged ultrafiltration (UF) module (membrane area of 0.047 m²). The UF membrane was also aerated constantly at a flow rate of 8.33 L/min. pH, permeate flow, filtration and backwash

pressure were monitored daily. The air-stripping/absorption processes were used for ammonia removal and recovery, varying the operational parameters pH and temperature, and was operated on a bench-scale and in a batch mode. The gas from the ammonia-stripping tank was continuously conducted to two gas scrubbers. The carrier gas, after being bubbled in the gas scrubbers in series, was released into the atmosphere. The cost estimation was based on the results obtained from AS/AB tests, extrapolated to a real system with leachate flow rate of 20 m³/h. The costs were represented by capital expenditure (CapEX), operational expenditure (OpEX) and total cost (TC) normalized per unit of volume of leachate treated. The schematic diagram of the integrated system is shown in Figure 1(a).

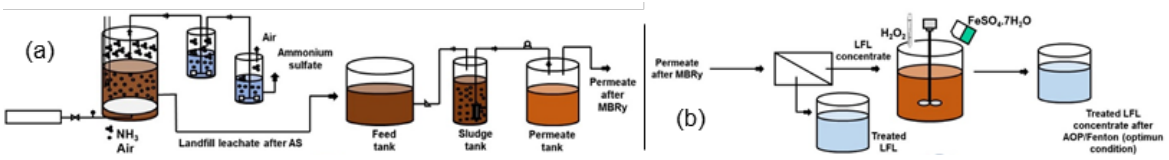


Fig. 1. (a)Schematic diagram of the integrated system of air-stripping/absorption and MBRy. (b) Schematic diagram of the integrated system of MBRy permeate, NF and AOP/Fenton processes.

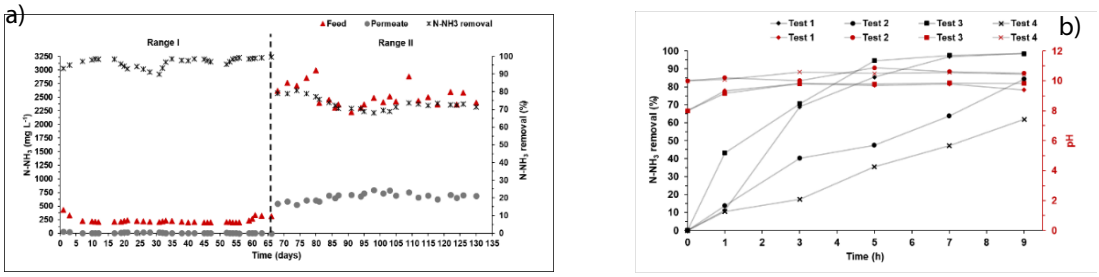
2.3 Experimental setup and operational conditions of the integrated system of MBRy permeate, NF and AOP/Fenton

The MBRy was integrated with NF (Figure 1(b)), and the NF concentrate was treated by AOP/Fenton. The MBRy was operated at constant temperature (23 ± 2°C), an HRT of 48 hours, without a feed pH adjustment, and with a COD/N ratio of 43 ± 6.9. The NF experimental conditions were based on a previous study developed by Silva *et al*. (2019). The NF tests were performed with a FilmTec NF90 nanofiltration membrane module with an effective membrane area of 75 cm^2, with recirculation of the concentrate to the feed tank. The NF module was fed with 3 L of MBRy permeate. The NF concentrate was subjected to Fenton process, optimized by a central composite design (CCD). COD removal efficiency was chosen as a response variable, assumed to be affected by three independent factors: C:H_2O_2 (A; molar ratio), Fe:H_2O_2 (B; molar ratio) and pH (C). These experiments were conducted in a jar test equipment at a constant reaction time (30 min) and agitation (60 rpm), according to recommendations from previous studies (Moravia *et al*., 2013). Oxidation occurred with pH adjustment with H_2SO_4 in 1 L of NF concentrate, followed by the addition of $FeSO_4.7H_2O$ and addition of 30% hydrogen peroxide solution (v/v). For the optimal operational condition, the test was carried out for 120 min with agitation of 60 rpm. Statistical analysis was carried out at 95% confidence level. Fenton was performed with 4 L of NF concentrate under optimal condition.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Performance of the integrated system of air-stripping/absorption and MBRy

The evaluation of the MBRy performance in different COD/N ratios allowed to verify that the highest removals of organic matter and ammonia were achieved in higher COD/N ratio (Figure 2a). However, it is important to point out that even at a lower COD/N ratio *S. cerevisiae* was able to multiply, besides achieving considerable ammonia and organic matter removal efficiencies. In range II, the excess nutrient may have favored the increase of microorganisms in the mixed liquor, since in this range the volatile suspended solids (VSS) concentration was higher (10,815 ± 566 mg/L) than in range I (6,278 ± 1,851 mg/L). Spearman correlation test confirmed a positive correlation between N-NH_3 concentration in the feed and VSS, with Spearman coefficients of 0.73, indicating that the higher the N-NH_3 concentration in the mixed liquor, the higher the VSS concentration. According to ter Schure *et al*. (2000), *S. cerevisiae* has a higher growth rate in nitrogen sources such as asparagine, glutamine and N-NH_3. As the concentration of N-NH_3 was higher in range II, it can be inferred that *S. cerevisiae* had a higher nitrogen source for its growth than in range I, explaining the higher VSS concentrations and higher N-NH_3 consumption in range II.



Note:
Test 1 - pH = 8, temperature = 60°C, N-NH_3 concentration = 1,910 mg L^{-1}, raw leachate.
Test 2 - pH = 10, temperature = 30°C, N-NH_3 concentration = 1,968 mg L^{-1}, raw leachate.
Test 3 - pH = 8, temperature = 60°C, N-NH_3 concentration = 880 mg L^{-1}, MBRy permeate.
Test 4 - pH = 10, temperature = 30°C, N-NH_3 concentration = 870 mg L^{-1}, MBRy permeate.

Fig. 2. (a) MBRy performance in ranges I and II for N-NH3 and (b) N-NH3 removal and pH values in tests 1, 2, 3 and 4 for 9 hours.

As far as AS/AB tests are concerned, removals of 99% N-NH_3 were verified at pH 8 and temperature of 60°C (Figure 2b). The higher N-NH_3 removal at higher temperatures can be justified by considering the Henry constants for NH_3 at temperatures of 30 and 60°C: 1.68 and 4.44 atm, respectively. The higher the Henry constant, the higher the release of the gas from liquid. The rate of ammonia absorbed in the acid solution was similar for the 4 tests, being approximately 80%. The final concentration of N-NH_3 in ammonium sulfate solution for tests 1, 2, 3 and 4 was 23.02, 20.28, 10.60 and 6.93% w/w, respectively. Only in tests 1 and 2 it was attended the percentage of nitrogen in the N-NH_3 form (20-21%) practiced on the market for ammonium sulphate. Thus, the ammonia concentration in the AS/AB process feed was a key factor to achieve the market specification. Therefore, the proposed route for the treatment of the raw LFL was using the AS/AB process as pre-treatment of MBRy in higher COD/N ratio. This route allowed only the ammonia concentration in

the permeate to reach the discharge standard (9 ± 7.5 mg/L), since the remaining COD concentration (2,902 ± 374 mg/L) is a recalcitrant organic matter, requiring the integration of a physicochemical process. The energy cost for wastewater heating can be mitigated with the use of biogas generated in landfill and solar energy use. It should be noted that the proposed route allowed recovery 7 kg of ammonia per m³ of treated leachate.

3.2 Performance of the integrated system of MBRy permeate, NF and AOP/Fenton

From the experimental runs in the CCD design for AOP/Fenton stage, the optimum COD removal efficiency possible to be obtained corresponded to 85.5% for a 1:1.14 C:H_2O_2, 1:9.81 Fe:H_2O_2 and a pH 3.0. The Fenton test was performed under optimal conditions, where at the end of the reaction it was possible to obtain the COD concentration of 341 ± 31 mg/L. Even with the considerable organic matter removal promoted by Fenton, the effluent after the application of this process still presents high toxicity, which needs to be removed. In this sense, the stream generated under these experimental conditions were further polished by NF. The same experimental conditions were also employed for NF concentrate polishing.

The NF was applied to the treatment of the effluent from Fenton process and MBRy permeate (Figure 3). The values for COD removal by NF were similar in the treatment of MBRy permeate (94 ± 1.7%) and Fenton effluent (93 ± 3.3%).Tthe NF treating Fenton effluent had a lower flux compared to the NF treating MBRy permeate. It can be inferred that the osmotic pressure was higher in the Fenton effluent, which showed higher electric conductivity (EC) (33.20 mS/cm). So, higher osmotic pressure reduces the effective pressure, and consequently, the flux reduction. The lower permeate flux of Fenton effluent can be associated to the greater membrane fouling potential. An additional contribution flux decline and membranes pore blockage may be due to by-products formation during the Fenton process, which would have a lower molecular weight, and therefore would penetrate the membrane easily.

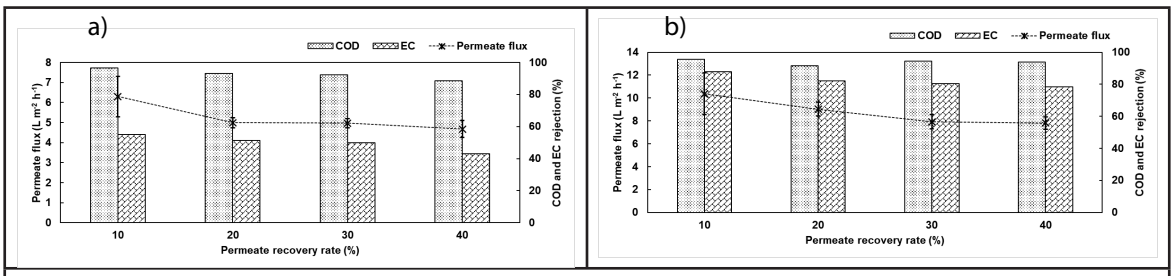


Fig. 3. Electric conductivity (EC), COD and permeate flux for (a) Fenton effluent and (b) MBRy permeate.

The investigation of strategies capable to effectively treat the NF concentrate becomes evident after an analysis of its physicochemical characteristics. Fenton was applied in the concentrate treatment, and its efficiency was considered satisfactory since the initial concentrations for all parameters were reduced, with an emphasis on color, TOC and TC

removal, which were greater than 90%, and for COD (87%). From the preliminary economic results, the MBRy permeate–Fenton–NF had a higher OpEX (7.83 US$/m^3) in comparison with the MBRy permeate-NF concentrate-Fenton (5.83 US$/m^3). The factors that led to the higher OpEX in the first route was the greater contributions from the chemicals required by Fenton. On the other hand, when Fenton was applied to the NF concentrate, the lower volume to be treated implied in a lower chemical requirement. Considering the technical and economic aspects, it is observed that the best integration for the MBRy permeate polishing is through its treatment by NF, followed by Fenton for NF concentrate treatment, due to the lower cost of reagents, smaller membrane area required, and by the final effluent (NF permeate) reaching the limits established by the local legislator, and being suitable for reuse.

4. CONCLUSION

The integration of AS/AB, MBRy, NF and Fenton processes allowed the landfill leachate to achieve the limits established by legislation, besides the ammonia recovery as fertilizer (ammonium sulphate), and effluent reuse. Regarding the MBRy performance, higher removals of organic matter in terms of COD and ammonia were observed in higher COD/N ratio. The route AS/AB – MBRy allowed recovery 7 kg_{NH3}/m^3 of treated LFL. However, the final COD concentration did not achieve the limit specified by the legislation, and a polishing step was required. Both the polishing of the MBRy permeate by Fenton – NF and NF – Fenton allowed the effluent to achieve a final COD concentration able to meet the limit established by legislation. With the preliminary economic analysis, it was observed that the MBRy – NF – Fenton(concentrate) route presented the lowest costs due to the smaller membrane area required and the lower requirement with chemical reagents. Thus, this route presents itself as an alternative to subsidize the design of the leachate treatment system in landfills, since the growth in the use of MBR and NF for the treatment of this effluent has been observed.

AGRADECIMENTOS

This research was supported by the National Council of Technological and Scientific Development (CNPq), the Research Support Foundation of the State of Minas Gerais (FAPEMIG) and the Coordination of Improvement of Higher Level Personnel (CAPES).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amaral MCS *et al*. (2017). Performance evaluation of startup for a yeast membrane bioreactor (MBRy) treating landfill leachate. Journal of Environmental Science and Health: Part A, 52(14), 1352-1360.

Amaral MCS *et al*. (2018). Comparison of commercial baker's yeast versus bacteria-based membrane bioreactors for landfill leachate treatment. Environmental technology, 39(18), 2365-2372.

Silva NCM *et al*.(2019). Evaluation of fouling mechanisms in nanofiltration as a polishing step of yeast MBR-treated landfill leachate. Environmental Technology, 40(27), 3611-3621

Schure EG *et al*. (2000). The role of ammonia metabolism in nitrogen catabolite repression in Saccharomyces cerevisiae. FEMS microbiology reviews, .24(1), 67-83.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

165

CIRCULARIDADE DA ÁGUA E ECOEFICIÊNCIA NA ILHA DA CULATRA, ALGARVE

María TORRES[1], Cláudia SEQUEIRA[2], André PACHECO[3], Manuela MOREIRA da SILVA[4]

[1] *Mestranda em Ciclo Urbano da Água. Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. a69928@ualg.pt*

[2] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). cdsequeira@ualg.pt*

[3] *Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). Campus Gambelas Ed. 7. 8005-132. Faro ampacheco@ualg.pt*

[4] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA). msanti@ualg.pt*

RESUMO

A implementação de estratégias de circularidade pode ser um importante contributo para a melhoria da eficiência da gestão dos recursos naturais, nomeadamente da água e da energia, sobretudo nas zonas urbanas onde vive a maioria da população mundial. No domínio do ciclo urbano da água, essa eficiência é fundamental, sobretudo no atual cenário de seca que o país enfrenta, especialmente na região sul e particularmente no Algarve. A Culatra é uma ilha barreira do Parque Natural da Ria Formosa, e foi uma das 6 ilhas apoiadas pelo Secretariado Europeu para a criação de uma agenda de transição energética. Apresenta cerca de 1000 habitantes, que vivem sobretudo das atividades da pesca e da produção de bivalves, embora o turismo também apresente alguma relevância. O presente estudo integra-se no projeto CULATRA 2030, que tem como um dos seus objetivos a sustentabilidade na gestão da água. Para isso, pretende-se melhorar a circularidade da água na ilha, reduzindo-se os consumos de água potável através da melhoria da eficiência no seu uso e minimizando desperdícios. Estão a ser avaliadas origens alternativas de água para suprir alguns usos externos não potáveis, nomeadamente, de água da chuva, dessalinização térmica, captação subterrânea e reutilização de água de lavagem de hortofrutícolas. Caracterizaram-se os consumos médios anuais na ilha, de água tratada para consumo humano de acordo com os dados fornecidos pela entidade gestora em baixa (FAGAR), estimaram-se os consumos energéticos associados e as respetivas emissões de carbono. No interior dos dois edifícios comunitários da ilha, o Centro Social e a Escola, caracterizaram-se os caudais dos diversos equipamentos (torneiras, autoclismos e chuveiros) e verificou-se onde se podia reduzir os caudais sem perda de conforto ou funcionalidades, através da instalação de dispositivos redutores. Analisou-se a precipitação dos últimos 20 anos e a reabilitação do sistema para recolha e armazenamento de água da chuva. Recolheram-se amostras de água subterrânea, para confirmar a sua salinidade, em maré alta e maré baixa. Criou-se um sistema simplificado para recolha e reutilização da

água da lavagem de vegetais para rega dos jardins. Realizaram-se várias ações públicas interativas de envolvimento da população no uso eficiente da água e na promoção da sua circularidade na ilha da Culatra.

Palavras-Chave: Sustentabilidade do Ciclo Urbano da Água; Ilha Mediterrânica; Nexo Água, Energia e Carbono.

1. INTRODUÇÃO

Em todo o mundo, estima-se que existam aproximadamente 85.000 ilhas, das quais cerca de 13.000 são habitadas. Apesar de muitas serem locais idílicos e diversificados para habitação, são frequentemente zonas remotas e afastadas do continente, o que acarreta desafios e dificuldades acrescidas para os seus habitantes. O abastecimento de água potável, a gestão das águas residuais, a desertificação, a flutuação sazonal de turistas, a dependência energética do continente e a preocupação com as áreas naturais e costeiras, são questões de extrema relevância, que importa estudar e avaliar, e que muitas vezes são agravadas pelo impacte das alterações climáticas (Kaldellis, 2020; Pacheco et al., 2022; Samuel et al., 2022). Entre essas questões, a gestão da água será particularmente crítica, e passível de criar limitações presentes e futuras à sustentabilidade das ilhas (Wang *et al.*, 2020). Um dos aspetos cruciais é otimização da circularidade da água, garantindo que se alivia a pressão sobre os ecossistemas aquáticos reduzindo-se a captação de água ao mínimo, reutilizando-a e mantendo-a durante o maior intervalo de tempo possível no seu ciclo urbano. Devem também ser encontradas origens alternativas de água, numa lógica de proximidade aos locais de uso, tais como, a dessalinização e a captação de água da chuva.

O objetivo deste estudo é promover a circularidade da água e melhorar a ecoeficiência na Ilha da Culatra. Para isso pretende-se reduzir o consumo de água potável que é produzida no continente e transportada durante longas distâncias até à ilha, corrigindo desperdícios e encontrando origens alternativas para usos externos não potáveis. A partir dos dois edifícios públicos existentes na ilha, a Escola Primária e o Centro Social (Figura 1), organizaram-se atividades demonstradoras para envolver toda a comunidade na implementação de medidas de uso eficiente da água e nas possibilidades de utilização de água de outras origens.



Figura 1 – Escola E.B. da Ilha da Culatra e Centro Social.

2. ENQUADRAMENTO

A Culatra é uma pequena ilha barreira no Sul de Portugal, Algarve, localizada no Parque Natural da Ria Formosa (Figura 2) e cuja economia é suportada principalmente pela pesca, produção de bivalves e atividades turísticas (Cravo *et al*., 2022; Pacheco *et al*., 2022; Rodrigues *et al*., 2021). A iniciativa *Culatra2030 - Comunidade de Energia Sustentável* surgiu com o objetivo de promover medidas de adaptação às alterações climáticas, fomentando uma economia circular e melhorando a sustentabilidade ambiental da Culatra (Culatra 2030, 2022). A inovação social e o envolvimento da comunidade têm sido fatores chave para o sucesso no desenvolvimento do Culatra 2030 (Pacheco *et al*., 2022).



Figura 2 – Culatra, ilha barreira entre o Oceano Atlântico e a Ria Formosa.

Neste momento, a Culatra já produz energia de origem solar suficiente para suprir 20% das suas necessidades. Através da iniciativa Culatra 2030 esta ilha será um local sustentável e um exemplo a seguir noutras ilhas. Para tal, pretende-se nesta fase, melhorar a eficiência hídrica e a circularidade da água na Ilha da Culatra. A Culatra conta já com o apoio da União Europeia, sendo um demosite do projeto HYDROUSA - Horizon2020, para implementação de medidas de circularidade da água na ilha, à semelhança de três outras ilhas no Mediterrâneo, Lesvos, Mykonos e Tinos (HYDROUSA, 2022). A gestão da água está intimamente relacionada com o consumo de outros recursos nomeadamente, de energia (Liu *et al*., 2016). Toda a água que chega à Culatra é captada, tratada e transportada a partir do continente, pelo que cada m^3 de água representa grandes consumos energéticos e, portanto, acarreta elevadas emissões de carbono. Após o seu consumo pelos habitantes da Culatra, as águas residuais produzidas são drenadas e transportadas até ao continente, para aí serem tratadas numa Estação de Tratamento de Águas Residuais. Portanto, a ecoeficiência da Ilha da Culatra depende grandemente da otimização da sua circularidade da água.

3. DISCUSSÃO DE RESULTADOS

De acordo com a FAGAR, a Culatra consome anualmente 33 880 m^3 de água potável, dos quais 28 477 m^3 são em consumos domésticos, 926 m^3 nas diversas atividades económicas

da ilha e 285 m^3 nos dois edifícios públicos, Centro Social e escola. Se considerarmos a existência de 1000 habitantes na ilha, chegamos a um consumo individual diário de 93 L de água por dia, o que de acordo com a ERSAR, é cerca de metade do que em média se consome no Algarve. A distribuição de água potável na Ilha da Culatra, é uma realidade relativamente recente, e talvez isso justifique os baixos consumos dos Culatrenses, associados a hábitos diários de poupança de água.

A eficiência do consumo de água no Centro Social foi melhorada com a instalação de redutores de caudal. Para isso foram medidos os caudais de 18 torneiras localizadas nas casas de banho e na cozinha, 10 autoclismos e um chuveiro. Em seguida instalaram-se 19 dispositivos redutores de caudal, 11 em torneiras, 7 nos autoclismos e um num chuveiro. Após a colocação desses dispositivos, conseguiu-se uma redução média de 40 % no caudal das torneiras, 29 % na descarga dos autoclismos e 28% no caudal do chuveiro. Uma intervenção similar na escola, está atualmente em curso.

Para se avaliar a possibilidade de se utilizar água subterrânea, pesquisou-se a ocorrência de intrusão salina. Para esse efeito, recolheram-se 10 amostras em captações distribuídas na ilha de forma representativa, e em momentos com diferentes alturas de maré. Em laboratório caracterizou-se a condutividade elétrica por eletrometria e a salinidade por refratometria, de acordo com Baird et al., 2017. Verificou-se que a condutividade elétrica variou entre 374 µS/cm e 6,6 mS/cm, e que em cinco das 10 amostras estudadas, a água apresentou grandes oscilações de salinidade entre as marés, portanto confirmando-se intrusão salina.

A Culatra dispõe de reservatórios para armazenamento água da chuva, que foram construídos há várias décadas e que atualmente estão em desuso. Assim, está a ser realizado um levantamento sobre as áreas de cobertura dos edifícios, nomeadamente da escola e do Centro Social, das necessidades de aí se instalarem ou renovarem caleiras, bem como da recuperação dos reservatórios já existentes nas proximidades desses edifícios. Embora a precipitação local média anual, nos últimos 20 anos, aponte para valores de aproximadamente 42 mm, são cada vez mais frequentes, episódios de forte pluviosidade concentrada em curtos períodos de tempo, que podem constituir uma origem interessante de água, no atual cenário de seca que a região enfrenta.

Relativamente à dessalinização da água do mar, foi recentemente financiado pela SMILO Board and Zenon Foundation a construção na ilha de um protótipo para um sistema de dessalinização solar, à semelhança de outros já existentes e ajustados a outras realidades geográficas com grande escassez de água. O objetivo é que o processo de dessalinização não utilize produtos químicos no pré-tratamento da água, não gere resíduos sólidos, nem consuma energia de origens fósseis, de forma a acautelar-se ao máximo o seu impacte ambiental. O protótipo irá ainda utilizar o excedente de energia produzida na ilha, para melhorar a eficiência do sistema de dessalinização, e aumentar o rendimento da produção de água doce, para ser utilizada em usos não potáveis. Será inteiramente monitorizado de forma a possibilitar compreender e otimizar o processo de separação sal / água. Com

o aumento da temperatura previsto no interior do sistema, são esperados resultados de produção diária de água doce de aproximadamente 4,5 L/m^2. Assim, este protótipo será desenvolvido numa lógica de ecodesign, de forma integrada na paisagem da Ilha da Culatra, tirando partido da vegetação halófita autóctone e reutilizando-se o sal produzido para atividades económicas locais. O funcionamento deste sistema de dessalinização deve ser integrado na socio-economia local, com o envolvimento da comunidade para criação de novas oportunidades de emprego e de negócio. Foi recentemente feita uma auscultação direta à população da Culatra, com a colaboração da Associação de Moradores da Ilha da Culatra, no sentido de se percecionar e quantificar as necessidades das pessoas e de se auscultar a sua aceitação relativamente à utilização de origens alternativas de água para usos não potáveis.

4. CONCLUSÕES

No âmbito da iniciativa Culatra 2030, pretende-se que a Culatra seja uma ilha demonstradora de sustentabilidade, partindo de uma gestão muito ecoeficiente e do envolvimento direto da sua comunidade local, e em particular dos mais jovens, de forma a aí garantir a permanência das gerações futuras. Neste momento, numerosos projetos estão em curso, para se encontrarem soluções de circularidade na gestão da energia e da água, cumprindo todas as necessidades das pessoas e respeitando as exigências do Parque Natural da Ria Formosa. Todas as soluções adotadas ao longo do tempo, foram analisadas e desenhadas com os culatrenses e suportadas por investigadores da Universidade do Algarve, em colaboração com diversos stakeholders da região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Baird, R.B.; Eaton, A.D.; Rice, E.W. (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater.; 23rd ed.; Water Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association.

Kaldellis, J. K. (2020). Clean energy in European Islands. Renewable Energy, 155, 100-101. https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.03.160

Liu, J., Liu, Q., Yang H. (2016). Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality. Ecological Indicators, 60, 434–441. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.019

Pacheco, A., Monteiro, J., Santos, J., Sequeira, C., & Nunes, J. (2022). Energy transition process and community engagement on geographic islands: The case of Culatra Island (Ria Formosa, Portugal). Renewable Energy, 184, 700-711. https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.11.115

Samuel, A., Brizuela, J., Chang, K.-C., & Lin, C.-T. (2022). Design and Investigation of an Effective Solar Still Applicable to Remote Islands. Water, 14(5), 703. https://doi.org/10.3390/w14050703

Wang, Z., Lin, X., Tong, N., Li, Z., Sun, S., & Liu, C. (2020). Optimal planning of a 100% renewable energy island supply system based on the integration of a concentrating solar power plant and desalination units. International Journal of Electrical Power & Energy Systems, 117, 105707. https://doi.org/10.1016/j.ijepes.2019.105707

Cravo, A., Barbosa, A. B., Correia, C., Matos, A., Caetano, S., Lima, M. J., & Jacob, J. (2022). Unravelling the effects of treated wastewater discharges on the water quality in a coastal lagoon system (Ria Formosa, South Portugal): Relevance of hydrodynamic conditions. Marine Pollution Bulletin, 174, 113296. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113296

Rodrigues, M., Rosa, A., Cravo, A., Jacob, J., & Fortunato, A. B. (2021). Effects of climate change and anthropogenic pressures in the water quality of a coastal lagoon (Ria Formosa, Portugal). Science of The Total Environment, 780, 146311. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146311

Hydrousa. (2022). HYDROUSA - Demonstration of water loops with innovative regenerative business models for the Mediterranean region – Disponível em: https://www.hydrousa.org/ e acedido em 25 maio de 2022

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

204

EVALUATION OF BACTERIA AND BACTERIOPHAGES BEHAVIOR DURING STRUVITE PRECIPITATION

Lenise Câmara FRANCO[1], Priscila CARLON[2], Daiane Luiza SCHWARZ[3], Amanda da Silva NUNES[4], Fernanda D. Gonçalves FERREIRA[5], Vitor Pereira VAZ[6], Maria Elisa MAGRI[7]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, leniselcf@gmail.com,*

[2] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, priscila.carlon@gmail.com,*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, schwarz.daiane@gmail.com,*

[4] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, amandaanunes19@gmail.com,*

[5] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, goncalvesfer.d@gmail.com,*

[6] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, vitorpereiravaz@gmail.com,*

[7] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, maria.magri@ufsc.br.*

ABSTRACT

Wastewater products have been investigated for their potential for nutrient recycling and water and energy savings. Struvite precipitation is a promising recovery technique of phosphorus from human urine and stands out for its ease of production, low cost, and high recovery efficiency. While urine comprises most of the nutrients excreted annually, it also comprises little or none of the human pathogens. However, collecting urine from urine-diverting dry toilets poses a risk of cross-contamination of pathogens from human feces. Therefore, it is important to study pathogen behavior during different urine treatments focused on recycling. This study aimed to investigate the behavior of the bacteria *Escherichia coli* and *Salmonella enterica* and the bacteriophages ΦX-174 and MS2 as viral models during struvite precipitation and drying. The results showed that, while *E. coli* and *S. enterica* were not detected in the urine after 60 min of the experiment, the concentration of phages ΦX-174 and MS2 stayed constant during the 75-min experiment. As for the struvite, the concentration of *E. coli* and *S. enterica* was high in the bottom precipitate of the jar. This implies a reduction in the liquid phase due to sedimentation and adsorption of bacteria on struvite and not only due to inactivation. After 24 h of the struvite drying at room temperature, there were no concentrations above the detection limits for either bacteria species. Bacteriophages, contrarily, showed no sedimentation nor adsorption on struvite. Thus, as microorganisms can remain active through long periods in urine, it is essential to ensure safety on the manipulation of urine and struvite during the treatment process and promote efficient sanitization of the surplus liquid from struvite precipitation before reuse or discharge.

Keywords: ecological sanitation; struvite; urine; pathogen; nutrient recycling.

1. INTRODUCTION

Wastewater products have been investigated for their potential for nutrient recycling and water and energy savings. The worldwide scarcity of water and nutrients impacts sanitation's view on human excrete. Thus, from the ecological sanitation perspective, human urine is an essential source of phosphorus. Struvite ($MgNH_4PO_4.6H_2O$) is a crystal substance that can be used as a fertilizer (Rubio-Rincón, Lopez-Vazquez, Ronteltap, & Brdjanovic, 2014), and it is produced by adding an external source of magnesium, which reacts with urine components forming a precipitate (Merino-Jimenez, Celorrio, Fermin, Greenman, & Ieropoulos, 2017; Rubio-Rincón *et al.*, 2014). Struvite precipitation is a promising recovery technique and stands out for its ease of production, low cost, and high phosphorus recovery efficiency (Etter, Tilley, Khadka, & Udert, 2011).

While urine comprises most of the nutrients excreted annually, 80-90% of nitrogen, 50-80% of phosphorus, and 80-90% of potassium (B. Vinnerås, Palmquist, Balmér, & Jönsson, 2006), it also comprises little or none of the human pathogens. However, collecting urine from urine-diverting dry toilets (UDDTs) applies a risk of cross-contamination with pathogens from human feces. Even though the recommended treatment by the World Health Organization is storage, studies are showing that storage may not be effective in achieving a complete pathogen inactivation (Bischel *et al.*, 2015)South Africa, the production of agricultural fertilizers from human urine collected from urine-diverting dry toilets is being evaluated at a municipality scale as a way to help finance a decentralized, dry sanitation system. The present study aimed to assess a range of human and environmental health hazards in source-separated urine, which was presumed to be contaminated with feces, by evaluating the presence of human pathogens, pharmaceuticals, and an antibiotic resistance gene. Composite urine samples from households enrolled in a urine collection trial were obtained from urine storage tanks installed in three regions of eThekwini. Polymerase chain reaction (PCR. Therefore, it is important to study pathogen behavior during different urine treatments focused on recycling.

The aim of this study was to investigate the behavior of the bacteria *Escherichia coli* and *Salmonella enterica* and the bacteriophages ΦX-174 and MS2 on the liquid supernatant during struvite precipitation and on struvite during the drying process.

2. METHODOLOGY

2.1 Experiment setup

The present study used magnesium chloride as a source of magnesium for struvite precipitation. The microbiological analysis was conducted on the urine during struvite production and on the struvite produced, separately for bacteria and bacteriophages.

The experiment had 4 treatments and 3 controls performed in duplicate, with 500 mL of urine per treatment in 1 L Jars. Controls were made to verify the potential inactivation factors isolated: Control 1 - urine without reagent added; Control 2 – deionized water with pH 9.0; Control 3 – deionized water with electric conductivity 38,0 mS.

Human urine was collected from volunteers through campaigns at the Federal University of Santa Catarina - Brazil. 100 L of urine was obtained and stored before use in plastic containers for 3 weeks.

2.2 Microorganisms' quantification

The microorganisms evaluated were two bacteria, *Escherichia coli* ATCC13706 and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium WG49NCTC12484, and two bacteriophages, MS2 ATCC15597-B1, ΦX-174 ATCC13706-B1. The microorganisms were inoculated at a 1% concentration of the total wet mass in 500 mL of urine before struvite production. Samples for *S. enterica* and *E. coli* determination were spread on xylose-lysine-desoxycholate (XLD) agar and MacConkey agar, respectively, and cultivated at 37°C for 24 h. The bacteriophage assay used the double agar method (Adams, 1959; ISO 10705-1, 1995; ISO 10705-2, 2000). The bacteria were cultured at 37°C for 3 to 5 h in nutrient broth as a host strain for phage enumeration. The plates were then incubated at 37°C for 18 h.

2.3 Struvite precipitation procedure and sampling times

The experiment was conducted in a Jar-test from Ethik Technology (218-6LDB). The experimental configuration was pH 9.1, rotation at 130 rpm and stirring time 15 min, and sedimentation time 1 h. A molar ratio of 3.3 Mg:P for magnesium chloride was used, according to a previous study in the RReSSa research group. The sampling time for urine during struvite precipitation was 0, 15, 20, 30, 45, 60, and 75 min for bacteria and 0, 15, 30, 45, 60, and 75 min for bacteriophages. The sampling time for struvite was after 1-h sedimentation and after 24 and 48 h of drying at room temperature (25ºC).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Microorganisms' inactivation in urine

E. coli concentration in urine showed a mean reduction of 2.39$\log_{10}$ and 2.64$\log_{10}$ with MgCl2 and control 1, respectively. *S. enterica* reduced 4.67$\log_{10}$ and 3.30$\log_{10}$ with MgCl2 and control 1, respectively. After 60 min from the beginning of the experiment, the concentration of bacteria from all replicates was below detection limits (Fig. 1).

Control experiments of pH and electric conductivity with deionized water showed no reduction in the concentration of the bacteria. This result could imply that the factor influencing the reduction in the concentration of the bacteria was not the pH nor the electric conductivity of urine but the urine itself. The role of urine in inactivation is more evident seen that the control with only urine showed reductions of 2.6$\log_{10}$ for *E. coli* and 3.3$\log_{10}$ for *S. enterica*. Previous studies show that bacteria inactivation in urine is related to its non-ionized ammonia concentration (Björn Vinnerås, Nordin, Niwagaba, & Nyberg, 2008), which explains why there was no reduction in the concentration of the bacteria in controls 2 and 3.



Fig. 1. *E. coli* and *S. enterica* concentration in urine during struvite precipitation with magnesium chloride. Control 1 refers to urine inoculated with bacteria without reagent, control 2 to deionized water with pH 9, and control 3 to deionized water with electric conductivity 38.0 mS.

Decimal reduction (T_{90}) obtained for bacteria are reliable and allows us to calculate the estimated time needed to reduce $4\log_{10}$ concentration in urine (Table 1). To guarantee $4\log_{10}$ bacterial reduction on the surplus liquid is needed 0.90 h before reuse or discard.

Bacteriophages concentration in urine showed no significant variance, exhibiting mean values of 4.09×10^{7} PFU.mL-1 for ΦX-174 and 3.35×10^{7} PFU.mL-1 for MS2. Previous studies show inactivation coefficients of 0.067 d^{-1} for MS2 and 0.083 d^{-1} for ΦX 174 in urine at 24ºC (Björn Vinnerås *et al*., 2008), which results in a T_{90} of 15 d for MS2 and 12 d for ΦX 174. As the duration of the experiment, i.e., 75 min, was lower than the T_{90} of phages, there was no variation in the concentration values.

Table 1. Estimated time in hours for $4\log_{10}$ reduction of *E. coli*, *S. enterica*, ΦX-174, and MS2 on urine and struvite, produced with magnesium chloride.

Microorganism	Urine	Struvite
E. coli	0.90	44.10
S. enterica	0.69	46.10
ΦX 174	-	99.00
MS2	-	55.90

3.1 Microorganisms' inactivation in struvite

After the sedimentation, the bottom substance of the jar was collected for microbiological analysis. Bacteria concentration was high for *E. coli* and *S. enterica*, which possibly means that the reduction on bacteria concentration on liquid phase was also due to sedimentation and adsorption of bacteria on struvite, not only due to inactivation. After drying for 24 h at room temperature, there were no concentrations above the detection limits for bacteria. Overall, *E. coli* and *S. enterica* showed minimal mean reductions of $4\log_{10}$. Bacterial accumulation on struvite was also seen by Bischel *et al*. (2016)"ISSN":"15205851","abstract":"© 2016 American Chemical Society. Human urine can be processed into market-attractive fertilizers like struvite; however, concerns regarding the microbial safety of such products remain. The present study evaluated the inactivation of *in situ* heterotrophs, total bacteria as observed by flow cytometry, and inoculated Enterococcus spp. and Salmonella typhimurium during the drying of struvite under controlled temperature (from 5 to 35 °C, which obtained a $3\log_{10}$ inactivation during struvite drying at room temperature. The longest estimated $4\log_{10}$ reduction on struvite obtained in the present study for bacteria is 46.10 h (Table 1).

Bacteriophages concentration in struvite, either on the bottom of the jar after the sedimentation process or after the drying process, showed no sedimentation of phages nor adsorption on struvite. The former occurred by the reduced size of phages, which do

not sediment on liquids. The latter occurred by electrostatic repulsion between negative charges of struvite and phages under the pH of stored urine (Decrey, Udert, Tilley, Pecson, & Kohn, 2011)locally and continuously available source of nutrients for agriculture. Phosphate can be efficiently recovered from human urine in the form of the mineral struvite (MgNH4PO4·6H2O. The longest estimated $4\log_{10}$ reduction on struvite for phages is 99.00 h (Table 1).

4. CONCLUSIONS

Microorganisms can remain active through long periods in urine. Therefore, it is essential to assure the surplus liquid phase from the struvite precipitation process is securely manipulated and goes through efficient sanitization before being reused or discarded. The same concern should be taken with the struvite, by means of guaranteeing the security of the final product. Thus, caution with the final product storage is essential to avoid recontamination or regrowth of pathogen in struvite that will be distributed and applied.

ACKNOWLEDGMENTS

CNPq, the National Council for Scientific and Technological Development, and CAPES, Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, M. (1959). Bacteriophages. In *Interscience Publishers*. New York: Interscience Publishers.

Bischel, H. N., Özel Duygan, B. D., Strande, L., McArdell, C. S., Udert, K. M., & Kohn, T. (2015). Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekwini, South Africa. *Water Research*, *85*, 57–65. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022

Bischel, H. N., Schindelholz, S., Schoger, M., Decrey, L., Buckley, C. A., Udert, K. M., & Kohn, T. (2016). Bacteria inactivation during the drying of struvite fertilizers produced from stored urine. *Environmental Science and Technology*, *50*(23), 13013–13023. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03555

Decrey, L., Udert, K. M., Tilley, E., Pecson, B. M., & Kohn, T. (2011). Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and Ascaris suum *eggs* during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. *Water Research*, *45*(16), 4960–4972. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2011.06.042

Etter, B., Tilley, E., Khadka, R., & Udert, K. M. (2011). Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. *Water Research*, *45*, 852–862. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.007

ISO 10705-1. (1995). *Water Quality—detection and enumeration of bacteriophages. Part 1: enumeration of F-specific RNA bacteriophages*. Geneva: International Organization for Standardization.

ISO 10705-2. (2000). *Water quality - Detection and enumeration of bacteriophages - Part 2: Enumeration of somatic coliphages.* Geneva: Stan.

Merino-Jimenez, I., Celorrio, V., Fermin, D. J., Greenman, J., & Ieropoulos, I. (2017). Enhanced MFC power production and struvite recovery by the addition of sea salts to urine. *Water Research*, *109*, 46–53. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.11.017

Rubio-Rincón, F. J., Lopez-Vazquez, C. M., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (2014). Seawater for phosphorus recovery from urine. *Desalination*, *348*, 49–56. https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.06.005

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., & Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste—A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, *3*(1), 9. https://doi.org/10.1080/15730620600578629

Vinnerås, Björn, Nordin, A., Niwagaba, C., & Nyberg, K. (2008). Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. *Water Research*, *42*(15), 4067–4074. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.014

214

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO ESTRATÉGIA PARA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO ALTO CURSO DO RIO ALEGRIA – MEDIANEIRA/PARANÁ/BRASIL

Tiago Oliveira dos SANTOS[1], Eduardo Borges LIED[1], Ana Paula TREVISAN[2], Camilo Freddy Mendoza MOREJON[2]

[1] *Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Medianeira, engenheiro. oliveiras@gmail.com, eduardolied@utfpr.edu.br*

[2] *Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Câmpus Toledo, anapaullatrevisan@gmail.com, camilo_freddy@hotmail.com*

RESUMO

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) refere-se a uma estratégia importante para que seja iniciada uma compensação das áreas de preservação permanente (APP), integrando o produtor rural e o gestor público e/ou a iniciativa privada por meio de medidas mitigadoras e incentivos fiscais para quem aderir a essa prática. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais como uma proposta para a restauração ambiental de APPs no alto curso do Rio Alegria. O procedimento metodológico seguiu as etapas: identificação das propriedades rurais; desenho da área de cada propriedade rural inserida no alto curso do Rio Alegria; elaboração e mapeamento de uso e ocupação do solo e estimativa do valor econômico do PSA. Para isso, utilizou-se de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), os *Softwares* Topograf, AutoCad, DataGeosis, Google Earth Pro e QGIS. Para a valoração do PSA utilizou-se como referência o "custo de oportunidade das propriedades", calculando o valor de arrendamento da área a ser restaurada e a respectiva atividade econômina desenvolvida. A partir da análise dos dados constatou-se uma área de APP de 10,18 hectares e de acordo com a legislação ambiental vigente esta área deveria ser de 13,45 hectares. Há, portanto, um déficit de 3,27 hectares que compõem áreas com e sem atividade econômica. A valoração do PSA para o alto curso do Rio Alegria foi estimada para a cultura da soja em R$4.590,00 hectare/ano e R$382,50 hectare/mês e para o cultivo do milho o valor estimado foi de R$2.065,50 hectare/ano e R$172,12 hectare/mês. Os resultados obtidos serviram para dimensionar a valoração do PSA no alto curso do Rio Alegria e ressaltar a importância de se propor a criação de planos de gestão com ênfase no instrumento do Pagamento por Serviços Ambientais.

Palavras-Chave: Serviços Ecossistêmicos; Recursos hídricos; Custo de Oportunidade; Geoprocessamento; Uso e Ocupação do Solo.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, atrelado ao desenvolvimento e a expansão das cidades, acarreta uma demanda cada vez maior pelo consumo de água, levando, em alguns casos, a completa escassez deste bem precioso e necessário para a existência humana. O relatório do Escritório das Nações Unidas para Redução do Risco de Desastre, publicado recentemente com o título - Special Reports on Drought 2021, adverte sobre os danos que a escassez de água e a seca podem causar para todas as sociedades e economias, tanto urbanas quanto rurais. O "[...] relatório explora a compreensão atual do risco da seca, seus fatores e as formas como as pessoas, economias e ecossistemas estão expostos e vulneráveis" (UNDRR, 2021).

Neste contexto, os mananciais têm uma função importante no que diz respeito ao abastecimento público de água nos grandes e pequenos municípios. Com o avançar dos anos, sem um planejamento e sem programas específicos para o monitoramento, visando atender as demandas atuais e futuras, a diminuição do volume de água no leito dos rios acaba sendo inevitável.

É necessário ter um ecossistema equilibrado e integrado, como as florestas e os cursos d'água, para que seja fornecido água de qualidade, tanto em períodos normais como em épocas de estiagem, para atender a demanda e suprir as necessidades da população no que tange a água para abastecimento público.

As áreas de preservação permanentes (APPs) assumem papel fundamental "[...] na gestão de bacias hidrográficas, pois contribuem para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos visando a dar condições de sustentabilidade à agricultura" (BORGES *et al*., 2011, P. 1205).

Pensando nesta problemática, este trabalho se propõe a utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma estratégia para incentivar a restauração ambiental das áreas de APPs no alto curso do rio Alegria, município de Medianeira – PR, visando estimular políticas públicas que assegurem o acesso universal a água.

1. 1 Metodologia

O presente trabalho foi realizado na cidade de Medianeira, localizada na mesorregião oeste paranaense (Brasil), com uma população de 46.574 habitantes, segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano de 2020. O município tem uma área de 328,732 km², correspondente a 0,2% da área do estado do Paraná (IBGE, 2021).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico (MEDIANEIRA, 2019), o município de Medianeira está inserido em duas bacias hidrográficas: bacia do Rio Iguaçu e bacia do Paraná III. A bacia do Rio Iguaçu cobre uma área de 54.820,4km² e a bacia do Paraná III uma área de 7.979,4 km². "As sub bacias em que o município de Medianeira está inserido são as bacias dos rios Alegria, Dourado, Feijão Verde, Laranjita, Ocoy e

Represa Grande" (MEDIANEIRA - PMSB, 2019, P. 76).

Para este trabalho foi utilizada como foco de estudo para o Pagamento por Serviços Ambientais a bacia do alto curso do Rio Alegria, por ser este um dos principais rios que abastece o município de Medianeira- PR e terá a sua população como uma das primeiras a se beneficiar por fazer uso da água coletada pela ETA – Estação de Tratamento de Água da empresa concessionária responsável pelo abastecimento público.

Para a delimitação do Alto Curso do Rio Alegria, utilizou-se de dados coletados no campo com o equipamento GPS TRIMBLE PRO XR e o *Software Topograf.* Os dados foram importados para o Software QGIS. A vazão do Rio Alegria, de acordo com as informações obtidas através da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), no início do mês de Julho corresponde a 136 litros de água por segundo.

A estimativa do valor econômico da substituição do uso tradicional do solo pela restauração ambiental visando a manutenção dos serviços ecossistêmicos foi realizada com base no Projeto "Conservador das Águas" – Secretaria de Meio Ambiente do Município de Extrema – Minas Gerais. Ou seja, para o presente trabalho também foi utilizada para a estimativa do PSA o "custo de oportunidade das propriedades" no alto curso do Rio Alegria.

Para o estudo definiu-se identificar as propriedades rurais que circundam a montante da Estação de Tratamento de Água – ETA, sendo elas: o Rio Alegria, Alto Curso do Rio Alegria, Sanga Manduri, Sanga Maguari e Sanga Mangólia.

A partir da Estação de Tratamento de Água - ETA foram identificadas as propriedades rurais e o corpo hídrico que compõe o Rio Alegria. Ao todo são 85 (oitenta e cinco) propriedades rurais, dispostas da seguinte forma: Alto Curso do Rio Alegria – 24; Sanga Manduri – 14; Sanga Maguari – 21; Sanga Magnólia – 26.

2. ENQUADRAMENTO

O remanescente de vegetação nativa é considerado como uma área que restou desta vegetação após a interferência humana. No caso da região do Alto Curso do Rio Alegria, identificamos, através do CAR, uma área total declarada de remanescente de vegetação nativa de 10,08 hectares.

A primeira medida adotada para a mensuração de áreas de reserva legal no estado do Paraná foi a utilização do SISLEG (Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente), o qual tem como função a identificação da área correspondente a vinte por cento da área total de cada propriedade rural que foi averbada (registrada em cartório).

Atualmente o SISLEG foi substituído pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR), com a mesma atribuição. Através dos dados obtidos na plataforma do SICAR, as áreas declaradas correspondem a 6,14 ha.

Vale ressaltar que a reserva legal averbada deve corresponder a uma área preservada

e/ou uma área que tenha um manejo sustentável. Analisando a área de preservação permanente existente no alto curso do rio Alegria, constatou-se uma área total de 10,18 hectares.

Após a análise das imagens obtidas no Google Earth Pro, identificou-se que a área de preservação permanente (APP), seguindo as regras do novo Código Florestal, deveria ser de 13,45 hectares. Isso, considerando as seis áreas de nascentes, no qual o raio deve ser de, no mínimo, cinquenta metros de área de preservação.

É de extrema importância conservar a nascente de um rio devido ao afloramento do olho d'água na superfície e que ocorre através de fissuras geológicas. Para que o volume de água percorra o seu caminho natural e seja depositado nos seus afluentes é necessário que no seu entorno haja a Área de Preservação Permanente (APP), presenvando a nascente de ações antrópicas.

No alto curso do Rio Alegria foram identificadas seis nascentes. De acordo com as imagens de satélite é possível identificar como deveria ser cada propriedade rural com sua respectiva área de preservação permanente, seguindo o novo Código Florestal (Brasil, 2012). A partir da análise da imagem constatou-se que há áreas que deveriam ser de APP e estão sendo utilizadas para atividade agrícola.

2.1 Estimativa do Valor Econômico

De modo geral, a maioria das propriedades rurais (70,83%) não possui atividades econômicas em áreas de APP. Contudo, há propriedades (29,17%) que foram identificadas com áreas agricultáveis em cima de áreas de APP, ou seja, plantio de soja e milho.

A estimativa do valor econômico foi feita levando-se em consideração o déficit de 3,27 hectares da área de APP, observado ao comparar a APP implementada (10,18 hectares) e a APP que deveria existir de acordo com a legislação ambiental vigente (13,45 hectares).

Como a área agricultável em todas as propriedades analisadas corresponde ao plantio de soja e milho, a valoração foi feita com base no arrendamento médio por hectare/ano destas atividades. No Paraná, o valor médio de arrendamento para o cultivo de soja é de 27 sacas e para o cultivo de milho é de 20 sacas por hectare/ano.

Desse modo, constatou-se que o valor específico por hectare/ano, caso o agricultor mantivesse a atividade econômica, seria de R$4.436,36 e R$1.999,80, para o cultivo da soja e milho respectivamente, tendo como referência o valor unitário para cada cultura.

De acordo com a última atualização encontrada no Diário Eletrônico do Município (Decreto Nº 009/2020, de 21 de janeiro de 2020) o valor da unidade fiscal de Medianeira (UFIME) é de R$ 4,59 – quatro reais e cinquenta e nove centavos (Medianeira, 2020).

A Tabela 1 demonstra a valoração do Pagamento por Serviços Ambientais do Alto Curso do Rio Alegria. Fazendo o uso do valor da Unidade Fiscal do Município de Medianeira-PR, realizou-se o cálculo baseado em quanto o agricultor receberia caso mantivesse a sua

área com cultivo de soja e/ou milho. Para o valor referente ao Pagamento por Serviços Ambientais, estimou-se um valor maior, caso o agricultor aderisse ao programa. O valor proposto ao agricultor pelo Pagamento por Serviços Ambientais, sempre deve ser maior do que aquele recebido pela utilização agricultável da terra.

Tabela 1. Valoração PSA – Alto Curso do Rio Alegria.

Cultura	**Valor por Hectare/Ano**	**Valor por Hectare/Mês**
Soja	R$ 4.436,37	R$ 369,69
Milho	R$ 1.999,80	R$ 166,65
Quantidade de UFIMEs/Ano	Valor UFIMEs/Ano	Valor UFIMEs/Mês
Soja - 1.000 UFIMEs	R$ 4.590,00	R$ 382,50
Milho - 450 UFIMEs	R$ 2.065,50	R$ 172,12
Área total a ser restaurada	Valor total a ser pago ano	Valor total a ser pago mês
3,27 ha	R$ 15.009,30 (soja) R$ 6.754,18 (milho)	R$ 1.250,77 (soja) R$ 562,84 (milho)

Vale lembrar que o eixo principal é a conservação/restauração e a harmonia entre agricultura e o meio ambiente.

Tôsto *et al*. (2015) comentam o quão importante é a conservação e a restauração da APP para a manutenção da biodiversidade, bem como do ciclo hidrológico “[...] evitando, assim, o processo de erosão das margens dos rios e o assoreamento dos seus leitos” (P. 325). No que diz respeito ao alto curso do Rio Alegria destaca-se que conservar as áreas de APP significa evitar a escassez hídrica uma vez que o município tem passado por diversos racionamentos de água.

É importante compreender que os serviços ecossistêmicos uma vez comprometidos podem acarretar impactos econômicos. Os autores Piaggio e Siikamäki (2021) exemplificaram isso ao demonstrar a importância da vegetação no suprimento de água com qualidade. O estudo concluiu que ao se evitar 1% da perda de floresta da bacia, seria possível reduzir o uso de produtos químicos em 0,026% no processo de tratamento da água. Hu *et al*. (2019) utilizaram abordagem semelhante para demonstrar que o controle da erosão do solo e a produção de água apresentam uma correlação positiva.

Em resumo, a restauração/conservação das APPs através do Pagamento por Serviços Ambientais, é essencial uma vez que contribui para “[...] a) controle de distúrbios; b) controle da água; c) controle de erosão; d) formação de solo; e) ciclagem de nutrientes; f) controle biológico; g) produção de alimento; h) matérias-primas; i) recursos genéticos; j) recreação; k) cultural; l) controle do clima; m) fornecimento de água” (COSTANZA *et al*. apud TÔSTO *et al*. 2015).

3. CONCLUSÕES

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um tema relativamente recente e gradativamente vem ganhando destaque no Brasil, principalmente com a criação da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA). Com isso, descentralizando da esfera federal e compartilhando com os estados e os municípios, atribuições e objetivos para que seja, de fato, colocado em prática.

A partir da pesquisa bibliográfica evidenciou-se que o Pagamento por Serviços Ambientais deve se caracterizar por uma política pública de cooperação, envolvendo a sociedade, entre eles os entes diretamente afetados e os não afetados, que estejam inseridos em uma determinada bacia e/ou microbacia.

Adotando os procedimentos metodológicos do projeto "Conservador das Águas" foi possível dimensionar a valoração do Pagamento por Serviços Ambientais no alto curso do Rio Alegria, tendo como referência a UFIME (Unidade Fiscal do Município de Medianeira) e o princípio de "custo de oportunidade das propriedades" (PAGIOLA, CARRASCOSA e TAFFARELLO, 2013). Desta forma, atingimos o objetivo geral desta pesquisa o qual era utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma proposta para a restauração ambiental das APPs no alto curso do Rio Alegria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; PEREIRA, J. A. A.; JÚNIOR, L. M. C.; BARROS, D. A. Áreas de Preservação Permanente na Legislação Brasileira. Ciência Rural, v. 41, n. 7, jul, 2011.

PAGIOLA, S; GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (orgs.). Experiências de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil. São Paulo: SMA/CBRN, 2013.

TÔSTO, S. G. *et al*. Valor Econômico de Serviços Ecossistêmicos da Mata Ciliar em Mata Atlântica. In: TÔSTO, S. G. *et al*. (Editores Técnicos). Valoração de Serviços Ecossistêmicos: metodologias e estudos de caso. Brasília: EMBRAPA, 2015.

HU, T. *et al*. Assessing Relationship of Ecosystem Services on Multi-scale: A case study of soil erosion control and water yield in the Pearl River Delta. Ecological Indicators, Elsevier, 2019.

PIAGGIO, M.; SIIKAMÄKI, J. O Valor dos Serviços Ecossistêmicos de Purificação de Água da Floresta na Costa Rica. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721030230?via%3Dihub. Acesso em: 06 de Agosto de 2021.

UNDRR. United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Special Report on Drought 2021. UNDRR, 2021.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

283

A INTEGRAÇÃO DOS RECURSOS ÁGUA – ENERGIA -ALIMENTAÇÃO: ABORDAGEM DO (E PARA O) FUTURO – UM MODELO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Ana Helena PINTO[1], Jorge CARDOSO-GONÇALVES[2], Rafael Costa TORRES[1], Luísa ALVES[2]

[1] *Nutrition for Happiness, ci3 - Centro de Incubação e Inovação Industrial de Arouca - Urbanização Vila Pavão, 4540-322 Escariz, Arouca, anahelenapinto@nutritionforhappiness.com, equipa@nutritionforhappiness.com*

[2] *WSCM – Water Services Consulting and Management Lda, ci3 - Centro de Incubação e Inovação Industrial de Arouca - Urbanização Vila Pavão, 4540-322 Escariz, Arouca, jorge.cardoso.goncalves@wscm.pt, luisa.alves@wscm.pt*

RESUMO

Um conjunto de interações complexas entre os sistemas humanos e naturais afetam a base interdependente dos recursos naturais, cujas interconexões são evidentes - a necessidade direta de água na produção de alimentos (água-alimentação); a energia necessária para a produção, armazenamento e distribuição de alimentos (energia-alimentação) e para a captação, adução, tratamento e distribuição de água (energia-água). Há também que considerar a produção de energia – hidrogeração (água-energia) e a produção de biocombustíveis a partir de excedentes alimentares (alimentação-energia).

Os recursos naturais e os serviços ecossistémicos estão na base da segurança hídrica, alimentar e energética, e a limitação de qualquer um dos recursos implica uma perturbação na disponibilidade dos restantes. A abordagem do Nexo Água-Energia-Alimentação contribui para melhorar a compreensão dessas interdependências e, por isso, a adoção de uma metodologia integrada proporciona oportunidades para promover de forma mais robusta o planeamento, gestão e governança dos recursos naturais (United Nations, 2021).

Nesta comunicação apresenta-se conceptualmente um modelo para o desenvolvimento sustentável, baseado na intereção dos recursos água, energia e alimentação.

Palavras-Chave: água; energia; alimentação; fluxos verdes; desenvolvimento sustentável.

1. ENQUADRAMENTO

O aumento da população mundial, as alterações climáticas, o desenvolvimento da tecnologia, a crescente concentração em centros urbanos e o atual índice de desigualdades sociais têm vindo a acelerar a degradação dos recursos naturais, especialmente dos não renováveis.

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) define Nexo como um conjunto de «interações complexas entre os sistemas humanos e naturais» que

afetam a base de recursos naturais – interdepedendências, restrições e sinergias entre água, energia e alimentos.

Os recursos naturais e os serviços ecossistémicos estão na base da segurança hídrica, alimentar e energética. A limitação em qualquer um dos recursos implica uma perturbação na disponibilidade das outras, e por isso a abordagem Nexo contribui para melhorar a compreensão dessas interdependências.

No mapeamento dos fluxos entre diferentes subsistemas, a perpetiva sistémica permite uma abordagem integrada dos desafios, das oportunidades e das soluções a desenhar (van Berkum, S. *et. al*, 2018).

2. INTERAÇÃO DOS RECURSOS

Adotar uma abordagem integrada proporciona oportunidades para promover o planeamento, a gestão e a governança conjunta dos recursos naturais (United Nations, 2021).

Na introdução de novas dinâmicas no abastecimento de água, refere-se a possibilidade de utilização de água não potável para diferentes finalidades (p.ex.: rega de espaços públicos; agricultura; indústria), o que beneficiará a gestão da procura de água potável e potenciará o aproveitamento de águas pluviais e a reutilização de águas residuais (Cardoso-Gonçalves (2019).

Cardoso-Gonçalves (2019), citado em Cardoso-Gonçalves e Tentúgal-Valente (2020), refere também, como caminhos a explorar, a produção de energia em redes de abastecimento de água (hidrogeração), em estações de tratamento de água (ETA) e em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), direcionada para o autoconsumo ou para o fornecimento à rede elétrica pública. A valorização de resíduos de tratamento em ETA e em ETAR também se indicam como possíveis elementos de uma estratégia comum.

O sistema alimentar é hoje um sistema adaptativo complexo, multidimensional, multi-sectrial e multi-escala assegurado por um conjunto de agentes económicos ligados por atos de produção, transformação, distribuição, consumo e trocas, que desenvolvem entre si relações comerciais, fnanceiras e sociais num determinado espaço geográfco, a designada cadeia de abastecimento alimentar (Dietetics PPoJotAoNa, 2015; Spears MC VA, 1985; MB. G. Foodservice Organizations, 2014; Duarte, 2013; Pinto e Ávila, 2015).

Uma alimentação com futuro requer o acesso, por parte de todos, a uma alimentação saudável e ecologicamente sustentável (Santos *et al*., 2013), não esquecendo que a alimentação constitui um dos pilares da sustentabilidade social, na medida em que garante o funcionamento integral e harmónico do ser humano, do ponto de vista físico, psíquico, mental e social (Lucena, 2012 e Pinto e Ávila, 2015).

O património alimentar do mediterrâneo leva à mesa, história e pessoas, cultura e convívio, é elemento identitário de uma parte do globo que pode e ensina caminhos de sustentabilidade, de revinculação. Reconhecer que este património está intrinsecamente

ligado à geo circundante é entender a sua génese, é mergulhar na forma como a cultura se instituiu, nos seus recursos e necessidades. Como a sobrevivência e a possibilidade de futuro surge dos recursos autóctones e como uma comunidade se alimenta da e com a terra (Pinto, 2022).

Os riscos climáticos para a produção agrícola podem ser mitigados pela adoção de medidas fora do sistema alimentar, como programas de reflorestação, de eficiência hídrica e energética e de descarbonização (Berkum, v. S. *et. al*, 2018).

A base biofísica dos sistemas alimentares difere regionalmente de acordo com a qualidade do solo, com a disponibilidade de água, com as temperaturas e com outras componentes ecológicas básicas. Ao mesmo tempo, as condições socioeconómicas desfavoráveis que se colocam aos agricultores potenciam o recurso a técnicas que provocam a sobreexploração (maiores áreas e consumo de água) e degradação (recurso a substâncias agrotóxicas) dos solos, o que se afigura uma estratégia insustentável na procura por colmatar esta problemática (Berkum, v. S. et. al, 2018).

Na figura 1 representa-se esquematicamente o desenho conceptual do nexo água-energia-alimentação.



Fig. 1. Representação esquemática da integração dos recursos Água-Alimentação-Energia.

3. UM MODELO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O Modelo de Desenvolvimento Comunitário integra uma visão holística da sociedade, do território e dos recursos, assenta em três pilares estruturais (água, energia e aleimentação) e procura cumprir os desígnios do desenvolvimento sustentável, catalisando o desenvolvimento comunitário nas dimensões social, dos recursos e da saúde pública.

O Modelo de Desenvolvimento Comunitário que se propõe, materializado pela intgração das ações já em curso e pelo acompanhamento local, integra as seguintes fases:

1. Mapeamento dos Recursos e Fluxos;
2. Identificação de Pontos Fortes e Fracos;
3. Planeamento de Fluxos Verdes;
4. Elaboração do Modelo de Desenvolvimento Comunitário Personalizado;
5. Implementação na Comunidade;
6. Monitorização e Melhoria Contínua.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Modelo apresenta uma visão holística da sociedade, do território e dos recursos, assentando em três pilares estruturais: água, energia e alimentação. Este modelo procura cumprir os desígnios do desenvolvimento sustentável, da qualidade de vida e da saúde pública, operacionalizando-se com o Mapeamento dos Recursos e Fluxos, a Identificação dos Pontos Fortes e Fracos, o Planeamento dos Fluxos Verdes e Elaboração do Modelo de Desenvolvimento Sustentável Personalizado, a Implementação na Comunidade e a Monitorização e Melhoria Contínua.

Como desenvolvimento futuro, aponta-se para a concretização de projetos colaborativos em comunidades experimentais, instituindo-se como “laboratórios vivos” de implementação, de teste, de aprendizagem e de melhoria contínua do Modelo de Desenvolvimento Comunitário proproposto, integrando de forma sustentável os recursos água, energia e alimentação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cardoso-Gonçalves (2019). Gestão Operacional de Infraestruturas Hidráulicas. Tese de Doutoramento, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP).

Cardoso-Gonçalves, J. e Tentúgal-Valente, J. (2020). Gestão Integrada Circular. Proposta de Abordagem Inovadora nos Serviços de Águas, XI Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água da Fundación Nueva Cultura del Agua.

Dietetics PPoJotAoNa (2015). Principles of Productivity in Food and Nutrition Services: Applications in the 21 st Century health Care Reforms Era. Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics. 2015:115(7):S1141-7.

Duarte F. (2013). Consumo alimentar: regresso ao passado? In: Gulbenkian FC, editor. O Futuro da Alimentação: Ambiente, Saúde e Economia. Lisboa. 2013. p. 123-39.

Lucena, S. (2012). Alimentação Adequada e Sustentabilidade Social. Revista Nutrícias. 2012;15:36-9.

MB. G. Foodservice Organizations (2013). A Managerial and System Approach. 8th ed. Upper Saddle River ed: NJ: Pearson; 2013.

Pinto A.H., Ávila H. (2015). Os desafios da restauração coletiva e o nutricionista como impulsionador do seu desenvolvimento. Acta Portuguesa de Nutrição. 2015;02:22-32.

Pinto, A.H. (2022). GEOfood, Revista do Centro de Competências para a Dieta Mediterrânica.

Santos, J. L, Graça, P. e Ribeiro, R. (20139 Introdução: uma alimentação com futuro, saudável, sustentável e acessível para todos. O Futuro da Alimentação: Ambiente, Saúde e Economia: Fundação Calouste Gulbenkian; 2013. p. 8.

Spears MC VA (1985). Foodservice Organizations: A Managerial and Systems Approach. New York: NY: Collier Macmillan; 1985.

United Nations (2021). Natural resource nexuses in the ECE region, Geneva.

van Berkum, S., Dengerink, J. e Ruben, R. (2018). The food system approach: sustainable solutions for a sufficient supply of healthy food, Wageningen Economic Research.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

313

CONCENTRAÇÃO DA VINHAÇA POR ULTRAFILTRAÇÃO: UMA ALTERNATIVA PARA PRODUÇÃO DE FERTILIZANTE ORGANOMINERAL

Thais G. CARPANEZ[1], Victor R. MOREIRA[2], Gemima S. ARCANJO[3], Miriam C. S AMARAL[4]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Gurpo de Pesquisa GEAPS Membranas - Brasil. E-mail:tgcarpanez@gmail.com*

[2] *Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Gurpo de Pesquisa GEAPS Membranas - Brasil. E-mail:victorrznde.eng@gmail.com*

[3] *Universidade Federal da Bahia - UFBA, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Brasil. E-mail: gemima.arcanjo@ufba.br*

[4] *Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Gurpo de Pesquisa GEAPS Membranas - Brasil. E-mail:mcsamaral@yahoo.com.br*

RESUMO

A vinhaça, resíduo proveniente das indústrias sucroalcooleiras, é gerada em grande escala. Em média, espera-se que para cada litro de etanol produzido sejam gerados de 10 a 13 litros de vinhaça, tornando sua destinação um dos principais obstáculos das usinas, devido ao elevado volume a ser destinado e aos elevados gastos com sua disposição. Assim, este estudo visa ampliar as possibilidades de recuperação dos recursos da vinhaça, utilizando-a como insumo para a produção de um fertilizante organomineral (FOM). Através do seu tratamento por ultrafiltração (UF) é possível fracionar o vinhoto em uma corrente de concentrado, com potencial para ser utilizado na formulação do FOM após adequação da sua composição realizada com base na IN 61/2020, e outra de permeado, com potencial para ser destinada à aplicação via fertirrigação. O concentrado gerado apresentou em sua composição 135 mg/L de N; 71,2 mg/L de P; 4365 mg/L de K; 819 mg/L de Ca e 286 mg/L de Mg, o que corresponde à 0,0135%; 0,0037%; 0,4%; 0,082% e 0,029%, respectivamente, da composição exigida para um FOM, sendo necessária a complementação nutricional. Já a caracterização do permeado foi de 130 mg/L de N; 37,2 mg/L de P; 2320 mg/L de K; 649 mg/L de Ca e 156 mg/L de Mg, com uma taxa de aplicação ao solo de 216 m³/ha e área de aplicação de 9837 hectares ao ano. A concentração da vinhaça para a produção do FOM é uma alternativa promissora para o uso deste efluente, uma vez que reduz a dependência brasileira da importação de fertilizantes. Além disso, a obtenção do FOM pode representar uma nova receita para as usinas através da sua comercialização de forma ampla, uma vez que este fertilizante não fica restrito ao uso de apenas uma cultura. Além disso, a utilização do permeado gerado para fertirrigação possibiliita uma economia no transporte até as áreas de aplicação uma vez que será viável a fertirrigação de uma taxa maior para uma mesma área.

Palavras-Chave: Recuperação de águas residuárias; recuperação nutricional; tratamento por membranas.

1. INTRODUÇÃO

A vinhaça, considerada como a principal água residuária resultante do processo produtivo do etanol, tem-se se tornado umas das preocupações das usinas do ponto de vista econômico-ambiental, justamente por sua elevada geração, já que, para cada litro de etanol produzido, são gerados de 10 a 15 litros de vinhaça (KIANI *et al.*, 2022; SICA *et al.*, 2020). Sua composição é constituída por elevadas concentrações de matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), baixo pH e elevadas concentrações de nutrientes como potássio, nitrogênio, magnésio, cálcio e fósforo, o que torna sua destinação preferencialmente via fertirrigação (PIFFER *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2020)the versatility of fermentative consortia may favor the establishment of sulfidogenic conditions, minimizing/eliminating the competition between sulfate-reducing bacteria (SRB. Entretanto, a taxa de aplicação da vinhaça bruta no solo apresenta-se como um dos fatores limitantes para realização desta prática, justamente pela elevada concentração de potássio em sua composição, o que interfere diretamente nos custos de sua disposição. Além disso, fatores como a elevada quantidade de água presente em sua composição, o elevado volume gerado e as grandes distâncias a serem percorridas, fazem com que o conceito de raio econômico prevaleça em relação às vantagens oferecidas pela sua disposição via fertirrigação.

Destaca-se então, a utilização das tecnologias de separação por membranas como a ultrafiltração (UF), que são aplicáveis para o tratamento deste resíduo, e geram, ao fim do processo um permeado com características para uso via fertirrigação e um concentrado que se adequa à formulação de um fertilizante organomineral. Tais fertilizantes apresentam melhor taxa de mineralização para nutrientes como potássio, nitrogênio e fósforo, além de serem bastante eficazes quando aplicados ao solo e, muitas vezes, apresentam melhores resultados que os fertilizantes minerais ou orgânicos, já que há melhoria da interação planta-mineral (FUESS *et al.*, 2020)providing data to both understand conversion pathways and measure the energetic implications of fermenting vinasse under controlled conditions. Two distinct inoculum pretreatment methods, namely, acid-thermal and thermal were also assessed. Overall, butyrate fermentation was the primary conversion pathway observed in vinasse acidogenesis, leading to butyric/isobutyric acid concentrations over 6.0 g L−1, irrespective of the inoculum pretreatment. Lactic and malic acids were the primary substrates, with the predominance of the lactate-to-butyrate fermentation, suggesting the establishment of a syntrophic relation between lactate-producing bacteria and clostridial populations. Considering energetic aspects, the enhanced butyrate production could lead to an energy recovery potential of 30.9–33.4 MW, outcompeting highly-efficient biohydrogen-(<1.0 MW.Para garantia de sua qualidade, os FOMs devem cumprir o atendimento de características em sua composição como os exigidos pela Instrução Normativa número 61 de 2020, de ter no mínimo 3% de carbono orgânico e percentual mínimo de macronutrientes primários de 1% (MAPA, 2020).

A formulação do FOM a partir do concentrado de vinhaça, além de contribuir com a melhor

gestão dos resíduos das usinas, é estratégica para diminuir a dependência brasileira na importação de fertilizantes. As importações brasileiras cresceram mais de 445% em pouco menos de duas décadas e, no mesmo período, a produção nacional de fertilizantes diminuiu 13,5% (BRASIL, 2021). Essa grande dependência do mercado externo faz com que o Brasil se torne refém dos preços impostos pelos países exportadores, bem como da disponibilidade desses itens. Além disso, o tratamendo da vinhaça bruta pela UF e o uso de seu permeado para aplicação da prática de fertirrigação e de seu concentrado na formulação de um fertilizante organomineral contribui para uma melhor aplicabilidade do conceito de economia circular pelas usinas, ou seja, a necessidade de um desenvolvimento econômico atrelado a um melhor uso dos recursos naturais através da otimização dos processos de fabricação, com uma menor dependência de matérias-primas virgens, prioridade a insumos recicláveis e renováveis e com objetivo de minimizar a extração de recursos e maximizar a reutilização de resíduos.

Assim, este estudo visa ampliar as possibilidades de recuperação dos recursos da vinhaça, utilizando-a como insumo para a produção de um fertilizante organomineral, através do seu tratamento por ultrafiltração, sendo seu concentrado utilizado na formulação do FOM, com adequação da sua composição realizada com base na IN 61/2020, e, seu permeado, destinado à aplicação via fertirrigação.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A vinhaça bruta utilizada foi amostrada em uma indústria de bioetanol localizada no estado de Minas Gerais, Brasil, responsável por uma produção diária de vinhaça de 12.649 m³ (ou 527 m³ h^{-1}). As amostras de vinhaça bruta e tratada foram caracterizadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017) em relação aos seguintes parâmetros físico-químicos: DBO (5220-D), íons (amônio, potássio, magnésio, cálcio) por cromatografia iônica (4110, cromatografia de íons Dionex ICS-1000, equipada com coluna tipo IonPac AS22 e IonPac CS12A) e fósforo total (4500-P-B, 4500-P-C). As características do processo de ultrafiltração, utilizado para tratamento da vinhaça bruta, foram de área superficial da membrana de 0,9 m; do tipo ZeedWeed500 (GE) e configuração Hollow fiber; com uma pressão de -0,7 ± 0,1; fluxo 10.20 ± 0,05 L m²/h e taxa de recuperação de 80%.

Para a formulação da composição do fertilizante organomineral, foi consultada a Instrução Normativa 61/2020 (MAPA, 2020) para fertilizantes líquidos, em que é necessário o atendimento de pelo menos 3% de carbono orgânico e percentual mínimo de macronutrientes de 1%. A taxa de aplicação do permeado da vinhaça ao solo (VAR) foi calculada com base na recomendação estabelecida pela CETESB (2015), conforme apresentado na Equação 1.

$$VAR = \frac{(0,05.CTC - [K_{solo}]).3744 + 185}{[K]_{vinhaça}} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização físico-química do concentrado e permeado gerados ao fim do processo de ultrafiltração está apresentada na Tabela 1. O permeado da vinhaça obtido pela UF apresentou qualidade nutricional semelhante à vinhaça bruta, sendo sua aplicação via fertirrigação uma oportunidade interessante de aproveitamento deste subproduto. A fertirrigação é uma prática eficaz na reciclagem de matéria orgânica e nutrientes de efluentes, uma vez que sua aplicação no solo é capaz de melhorar a fertilidade deste solo, sua estrutura física, atividade microbiana e aumentar a produtividade agrícola (ŠIMANSKÝ *et al.*, 2022). Além disso, o uso da fertirrigação pode proporcionar economia de fertilizantes e de mão-de-obra, maior eficiência na aplicação dos nutrientes e, consequentemente, aumento na produtividade (CARDOSO; KLAR, 2017).

Tabela 1. Caracterização físico-química do concentrado e permeado gerados no processo de ultrafiltração (UF).

Parâmetros	Vinhaça Bruta	Permeado UF	Concentrado UF	Teor exigido IN 61/2020[1] para FOM[2]	Teor atendido pela UF
DQO (mg/L)	32917 ± 2270	18777 ± 1477	89477 ± 5442	3%	3%
Amônio (mg/L)	130 ± 5	130 ± 5	135 ± 85	1%	0,014%
Potássio (mg/L)	2729 ± 38	2320 ± 230	4365 ± 76	1%	0,5%
Magnésio (mg/L)	182 ± 18	156 ± 1	286 ± 86	1%	0,03%
Cálcio (mg/L)	683 ± 2	649 ± 12	819 ± 12	1%	0,08%
Fósforo (mg/L)	44,0 ± 10,0	37,2 ± 0,1	71,2 ± 52,0	1%	0,004%

[1] Mínimo exigido para composição de um FOM pela Intrução Normtiva nº 61/2020 (MAPA, 2020).
[2] FOM – Fertilizante organomineral.

A utilização das técnicas de separação por membranas para obtenção do permeado da vinhaça e a sua aplicação via fertirrigação destaca-se ainda, pela redução do volume a ser transportado e, consequentemente, com a redução nos gastos com o seu transporte, uma vez que o raio econômico é um dos principais fatores que inviabilizam a técnica de fertirrigação (FUESS; RODRIGUES; GARCIA, 2017). Com base nas características apresentadas na Tabela 1, para o permeado da vinhaça, a sua taxa de aplicação ao solo será de 216 m³/ha, em uma área de aplicação de 9837 hectares ao ano. Comparativamente com a vinhaça bruta, a qual seria capaz de formecer uma taxa de aplicação de 184 m³/ha ao ano, é perceptível que com o permeado da vinhaça será possível aplicar uma maior taxa em uma mesma área, o que refletirá diretamente na economia do transporte.

Em análise ao concentrado obtido pelo processo de UF (Tabela 1), é possível constatar que suas características nutricionais foram superiores à da vinhaça bruta, o que é interessante e determinante para a formulação do FOM, já que a composição do concentrado impactará diretamente na complementação nutricional para sua adequação de acordo com a IN 61/2020 (MAPA, 2020). Com excessão da matéria orgânica, representada pela DQO (Tabela 1), todos os outros nutrientes necessitarão de complementação, a qual poderá ser realizada por adubos químicos comerciais.

A transformação do concentrado da vinhaça obtido pela UF em FOM, proporciona a este subproduto um viés econômico desfrutado pelas usinas sucroalcooleiras, já que este fertilizante poderá ser aplicado em qualquer cultura, uma vez que terá formulação garantida conforme especificado na legislação. Além disso, essa transformação contribuiria para uma menor dependência externa basileira na importação de fertilizantes. O Brasil importa cerca de 86% do seu consumo de fertilizantes, o que deixa o país refém da oscilação dos preços desses itens, bem como a certeza de sua disponibilidade para as próximas safras brasileiras, fato vivenciado atualmente pelo guerra entre a Rússia e Ucrânica, já que a Rússia é um dos principais países exportadores de fertilizantes para o Brasil (ANDA, 2022; PINHEIRO; KONDA; BONINI, 2022).

4. CONCLUSÕES

A utilização do tratamento por UF demonstrou-se favorável para o tratamento da vinhaça. A aplicação via fertirrigação do permeado gerado possibiliita uma economia no transporte até as áreas de aplicação uma vez que será viável a fertirrigação de uma taxa maior para uma mesma área. Já a utilização do concentrado da vinhaça para a produção do FOM é uma alternativa promissora para o uso deste resíduo, uma vez que reduz a dependência brasileira da importação de fertilizantes e proporciona a produção de uma nova receita para as usinas, através da sua comercialização de forma ampla, uma vez que este fertilizante não fica restrito ao uso de apenas uma cultura.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem os recursos financeiros fornecidos pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDA, Associação Nacional para Difusão de Adubos. *Principais indicadores do setor de fertilizantes*. Associação Nacional para Difusão de Adubos, ANDA. Disponível em: <http://anda.org.br/index.php?mpg=03.00.00>. , 2022

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 2017.

BRASIL. *Plano nacional de fertilizantes 2050*. Brasília: 2021. v. 1.

CARDOSO, G G G; KLAR, A E. Fertirrigação na produção da alface em casa de vegetação. 2017.

CETESB. *Norma P4.231: Stillage - Criteria and procedures for agricultural soil application*. *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*. 2015

FUESS, Lucas Tadeu *et al.* Biochemical butyrate production via dark fermentation as an energetically efficient alternative management approach for vinasse in sugarcane biorefineries. *Renewable Energy*, v. 158, p. 3–12, 2020.

FUESS, Lucas Tadeu; RODRIGUES, Isabella; GARCIA, Marcelo Loureiro. Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 52, n. 11, p. 1063–1072, 19 set. 2017. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10934529.2017.1338892>.

KIANI, Mostafa *et al.* Biomass and Bioenergy Different bioreactor configurations for biogas production from sugarcane vinasse : A comprehensive review. *Biomass and Bioenergy*, v. 161, n. September 2021, p. 106446, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106446>.

MAPA, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa n° 61/2020. , 2020.

PIFFER, Michael Antonio *et al.* Dynamics of sulfate reduction in the thermophilic dark fermentation of sugarcane vinasse: A biohydrogen-independent approach targeting enhanced bioenergy production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 5, p. 105956, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105956>.

PINHEIRO, Yasmin Aparecida; KONDA, Sussumo Tatenauti; BONINI, Luci Mendes de Melo. Impactos Da Pandemia Covid-19 Na Importação De Fertilizantes Para O Agronegócio Brasileiro. *Implicações Socioeconômicas da COVID-19 no Brasil e no Mundo*. Guarujá-SP: Científica Digital, 2022. p. 148–156.

SICA, Pietro *et al.* Biogas and biofertilizer from vinasse : making sugarcane ethanol even more sustainable. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 22, n. 5, p. 1427–1433, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01029-y>.

SILVA, Ana Flávia Rezende *et al.* Influence of COD/SO42− ratio on vinasse treatment performance by two-stage anaerobic membrane bioreactor. *Journal of Environmental Management*, v. 259, n. August 2019, 2020.

ŠIMANSKÝ, Vladimír *et al.* Does long-term application of mineral fertilizers improve physical properties and nutrient regime of sandy soils? *Soil and Tillage Research*, v. 215, n. December 2019, 2022.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

317

ESTRATÉGIAS PARA NITRITAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM BAIXAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO

Thiago Mauricio ANDRADE[1], Leandro Sandei FOLTRAN[1], Matheus Ribeiro AUGUSTO[1], Rodrigo de Freitas BUENO[1]

[1] Universidade Federal do ABC, Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Santo André, São Paulo, 09210-580, Brasil. E-mail: thiago.mauricio.andrade@gmail.com, leandro.sandei@aluno.ufabc.edu.br, matheus.augusto047@gmail.com, rodrigo.bueno@ufabc.edu.br

RESUMO

A desamonificação é a combinação dos processos de nitritação parcial e anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), sendo a primeira usualmente etapa limitante. Devido às suas vantagens ambientais e econômicas, especialmente em termos de eficiência energética e menor geração de resíduos, quando comparada aos processos de nitrificação e desnitrificação heterotrófica, esta tecnologia desperta a atenção do setor de saneamento ambiental para o atendimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Para o estabelecimento da nitritação é preciso que as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) sejam favorecidas, enquanto que as bactérias oxidadoras de nitrito (BON) suprimidas. Porém, conseguir tal feito é extremamente difícil, sobretudo em efluentes pouco concentrados como esgotos sanitários. Neste contexto, o presente trabalho objetivou estudar os efeitos da restrição do tempo de detenção hidráulico (TDH) na estabilização do processo de nitritação durante o tratamento de águas residuárias com baixas concentrações de nitrogênio amoniacal. Para tanto, foram operados, em paralelo e sob as mesmas condições operacionais, dois reatores em fluxo contínuo preenchidos com diferentes meios suporte para imobilização da biomassa. A aeração foi aplicada em regime intermitente com auxílio de compressores de ar e difusores de pedra porosa. Após 14 dias da partida, foi possível evidenciar o início da atividade microbiana a partir da oscilação nos valores de OD (oxigênio dissolvido) e redução dos valores de amônia efluente. Os resultados do monitoramento revelaram que o sistema foi capaz de manter sua performance mesmo quando submetido a TDH mais restritivos (redução de 12h para 6h), alcançando eficiências de remoção de $N\text{-}NH_4^+$ superiores a 85% e baixo acúmulo de nitrato, com concentrações efluentes inferiores a 2 $mg.L^{-1}$. O consumo médio de alcalinidade por $N\text{-}NH_4^+$ oxidado se aproxima dos valores teóricos existentes para a nitrificação/nitritação. Dito isto, sugere-se que os sistemas foram capazes de estabelecer a nitrificação, seja ela parcial ou completa.

Palavras-Chave: nitritação; anammox; esgoto sanitário; aeração intermitente; TDH.

1. INTRODUÇÃO

Em águas residuárias, tais como esgotos sanitários, o nitrogênio se apresenta principalmente sob as formas de NH4+ (íon amônio) e N-Orgânico que, quando em excesso, são responsáveis pela eutrofização do corpo d'água, com consequente morte da vida aquática e depleção do oxigênio dissolvido. Para a remoção de nitrogênio presente em águas residuárias o processo de nitrificação-desnitrificação heterotrófica é a opção mais consolidada. Nesta técnica, em condições aeróbias, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito (nitritação) pelas bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e, em seguida, a nitrato (nitratação) pelas bactérias oxidadoras de nitrito (BON), processo este denominado por nitrificação. Em seguida, em condições anóxicas e na presença de compostos orgânicos, ocorre a desnitrificação, no qual o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por bactérias heterotróficas (Miao *et al*., 2019). No final do século XX, Mulder *et al*. (1995) descobriram uma nova rota no ciclo do nitrogênio, a qual foi denominada por Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation). Neste processo, e em condições anóxicas, a amônia é oxidada mediante a redução do nitrito (receptor final de elétrons), diretamente a gás nitrogênio. Levando-se em consideração que a presença de nitrito é condição essencial para o estabelecimento do processo anammox, a combinação da nitritação com o anammox (também denominado por desamonificação) é sugerida como uma alternativa promissora (Izadi *et al*, 2021).

Em linha com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) preconizados na agenda mundial adotada durante a Cúpula das Nações Unidas, a desamonificação se destaca por: possuir alta eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal, prevenindo a eutrofização de corpos hídricos (ODS 14 – vida na água); uma geração de lodo até 80% inferior a processos convencionais, mitigando a problemática com tratamento e disposição de resíduos (ODS 11 – cidades e comunidades sustentáveis); otimização do consumo energético, por reduzir em 63% a necessidade de aeração quando comparada a sistemas convencionais (ODS 9 – indústria, inovação e infraestrutura); além da possibilidade de adequação das estações de tratamento de esgotos (ETE) já existentes mediante a ajustes estruturais, o que sem dúvidas favorece para a universalização do tratamento de esgotos (ODS 6 – água potável e saneamento) (Izadi *et al*., 2021; Le *et al*., 2020).

Apesar da desamonificação ser um processo consolidado para o tratamento de efluentes com elevada carga de nitrogênio, sua aplicação em águas residuárias pouco concentradas ainda é limitada. Isso ocorre pois, para o estabelecimento da desamonificação a nitratação deve ser inibida, ou seja, deve-se desenvolver a nitritação parcial. Acontece que, em efluentes contendo baixa concentração de nitrogênio, prevenir com que a nitratação ocorra geralmente é muito difícil (Izadi *et al*., 2021; Le *et al*., 2020). Dentro das principais estratégias para o desenvolvimento do processo de nitritação-anammox, a literatura sugere: o controle do oxigênio dissolvido (OD), com valores ideais inferiores a 1,5 mg O_2.L^{-1}; regimes de aeração intermitente, mantendo-se a duração da fase anóxica em no mínimo 20 min; e tempo de detenção hidráulico (TDH) mais restritivos, usualmente inferiores a 12

horas (izadi *et al*., 2021; Xu *et al*., 2020; Ge *et al*., 2015).

Desta forma, o presente trabalho visa contribuir com a pesquisa por alternativas de tratamento de águas residuárias com baixa concentração de nitrogênio através do estudo da influência de estratégias de aeração intermitente e restrição do TDH com vistas à formação de biofilme adequado ao processo de nitritação que, por sua vez, seja favorável ao estabelecimento da biomassa anammox. Esta pesquisa se justifica pela necessidade de se buscar soluções alternativas que sejam eficientes e de baixo custo, que contribuam para a universalização dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, sobretudo, adequadas ao contexto brasileiro.

2. MÉTODOS

2.1 Aparato Experimental

Foram operados, em paralelo e sob temperatura ambiente, dois reatores idênticos de fluxo contínuo ascendente, em estrutura cilíndrica feita de acrílico, com 4 cm de diâmetro, 80 cm de altura e aproximadamente 865 mL de volume total cada (figura 1). Foram utilizadas bombas peristálticas para alimentação dos reatores. O processo de enriquecimento da biomassa foi desenvolvido na forma de biomassa aderida, para o qual foram avaliados dois meios suportes distintos. Para o preenchimento do reator R1 foi utilizada espuma de poliuretano como material suporte, conforme descrito por Augusto (2020). Já no reator R2 a biomassa foi imobilizada por meio da biomídia para MBBR modelo PZE 665, fabricada em Polietileno de Alta Densidade Virgem (PEAD) pela Enviromex Brasil®. Ambos os reatores foram preenchidos com 60% de material suporte em relação ao seu volume total, o que conferiu a R1 e R2 respectivamente 530 mL e 630 mL de volume útil. A aeração foi desenvolvida com auxílio de compressores de ar e difusores de pedra porosa e aplicada de maneira intermitente, sendo os tempos aerados (5 minutos) e não aerados (30 minutos) controlados por meio de placa Arduino e módulo relé.

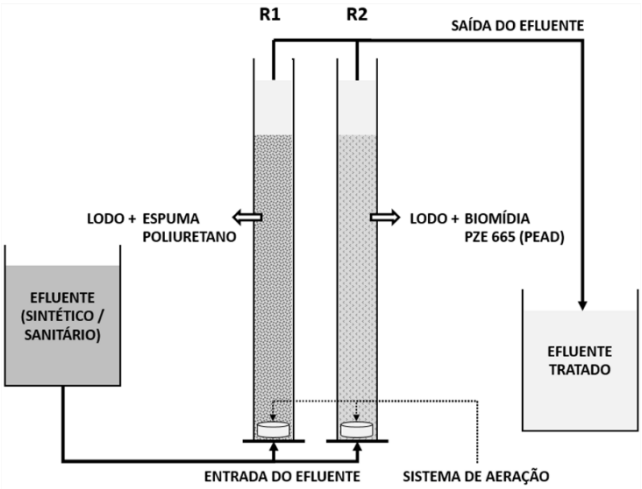


Fig. 1. Esquema dos reatores utilizados no estudo com a finalidade do desenvolvimento das bactérias nitritantes.

2.2 Alimentação e Operação

Partindo-se da premissa que o NO_2^- seria fornecido biologicamente à biomassa anammox através do processo de nitritação, a composição da água residuária inorgânica sintética descrita por Van de Graaf *et al*. (1996) foi adaptada com a remoção do nitrito de sódio ($NaNO_2$), fornecendo concentração de $N\text{-}NH_4^+$ afluente de 50 mg $N.L^{-1}$. A operação do sistema foi dividida em 2 fases. Como o sistema não foi inoculado, a fase I foi dedicada à partida no sistema, optando-se por um tempo de detenção hidráulico (TDH) menos restritivo de 12 horas. Para a fase II, o TDH foi restringido para 8 horas, mantendo-se inalteradas as demais condições operacionais.

2.3 Análises Físico-Químicas

Todas as análises foram realizadas de acordo com Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition (APHA-AWWA-WEF, 2005). O $N\text{-}NH_4^+$ foi determinado por destilação e titulação. O $N\text{-}NO_2^-$ e o $N\text{-}NO_3^-$ foram determinados por cromatografia de íons (Thermo Scientific Dionex ICS-1600, com coluna de ânions AS23), sendo as amostras previamente filtradas em membranas de 0,45 µm. Os valores de pH foram obtidos por potenciometria, enquanto que o oxigênio dissolvido e a temperatura interna dos reatores monitorados por meio do medidor multiparâmetro digital Hach® (HQ40d, equipado com sonda de luminescência LDO101).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Série Nitrogenada e Oxigênio Dissolvido

Em linhas gerais, o sistema foi capaz de acumular nitrito e suprimir a formação de nitrato. Os valores médios observados para nitrito durante as fases I e II foi de (13,9 ± 16,7) mg $N\text{-}NO_2^-.L^{-1}$ e (17,2 ± 14,8) mg $N\text{-}NO_2^-.L^{-1}$ para R1, e de (8,3 ± 5,2) mg $N\text{-}NO_2^-.L^{-1}$ e (10,8 ± 3,6) mg $N\text{-}NO_2^-.L^{-1}$ para R2, enquanto que a concentração de nitrato efluente em ambos reatores foi inferior a 1 mg $N\text{-}NO_3^-.L^{-1}$ em praticamente todo o período monitorado, o que sugere que a nitritação foi favorecida enquanto que a nitratação inibida. Esta constatação é endossada quando avaliado estes resultados em connjunto com as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e nitritação (ou seja, oxidação completa do nitrogênio amoniacal para nitrito). Mesmo sem inoculação, com cerca de 20 dias de operação ambos reatores foram capazes de alcançar cerca de 75% de eficiência na remoção de $N\text{-}NH_4^+$, e de 20% de eficiência na nitritação. No decorrer entre as fases I e II, houve também o aumento gradativo nas eficiências de nitritação de (30 ± 34)% para (37 ± 27)% em R1 e de (18 ± 12)% para (26 ± 16)% em R2, bem como da remoção do nitrogênio amoniacal de (80 ± 19)% para (85 ± 18)% em R1 e de (74 ± 14)% para (84 ± 12)% em R2. Tendo em vista que a água residuária sintética utilizada não apresentava compostos orgânicos que pudessem ser utilizados como fonte de energia e carbono na desnitrificação, sugere-se que a remoção do nitrogênio no sistema possa ser indicativo de processos autotróficos de nitritação e anammox (Augusto, 2020). Todavia, recomenda-se a execução de análises

complementares, tais como o emprego de técnicas de biologia molecular, para confirmar a hipótese aqui levantada. Por fim, apesar de Isanta *et al*. (2015) sugerirem que a baixa relação OD/NAT é mais importante do que o controle preciso do oxigênio dissolvido para o estabelecimento da nitritação, os elevados desvios padrões observados nas séries nitrogenadas podem ser resultantes das oscilações nos valores de OD obitidos, os quais variaram entre as fases I e II de (6,2 ± 2,7) mg O_2.L^{-1} para (5,5 ± 3,0) mg O_2.L^{-1} em R1, e (6,5 ± 2,2) mg O_2.L^{-1} para (4,2 ± 2,1) mg O_2.L^{-1} em R2.

3.2 Temperatura, Alcalinidade e pH

A temperatura de operação dos dois reatores foi praticamente idêntica em ambas as fases, com valores médios faixa de 19 – 20 ºC, ou seja, próxima ao intervalo apropriado para favorecer o acúmulo de nitrito (entre 20 – 25 ºC) (Le *et al*., 2020; Mial *et al*., 2019) e o estabelecimento das bactérias anammox (entre 11 – 20 ºC) por meio da aclimatação conforme previsto por Gao e Xiang (2021). Quanto aos coeficientes teóricos (estequiométricos) para o consumo de alcalinidade preveem para a nitrificação 7,14 mg $CaCO_3$/mg N-NH_4^+ removida (Wef, 2010), e para a desamonificação de 3,68 mg $CaCO_3$/mg N-NH_4^+ removida (Ahn *et al*., 2006). Ao comparar os coeficientes teóricos com os resultados de alcalinidade consumida/N-NH_4^+ removido, verifica-se que para todas as condições estudadas os valores se aproximam das condições de nitrificação, sendo respectivamente para as fases I e II de 6,80 ± 1,75 e 7,70 ± 1,37 para R1, e de 6,98 ± 1,54 e 7,18 ± 1,03 para R2. Por fim, os valores de pH afluente foram de 8,38 ± 0,22 e 8,56 ± 0,14 durante as fases I e II respectivamente, ou seja, levemente acima das faixas ideais de 7,2 – 8,2 para a nitritação (Le *et al*., 2020; Mial *et al*., 2019; Mota & Von Sperling, 2009) e de 7 – 8 para a anammox (Jin *et al*., 2012). Porém, à medida com que a alcalinidade foi sendo consumida, os valores de pH nos reatores foram reduzidos entre as fases I e II de 7,76 ± 0,31 para 7,95 ± 0,44 em R1, e de 7,72 ± 0,24 para 7,69 ± 0,22 em R2, enquadrando-se nos intervalos ideais sugeridos pela literatura.

4. CONCLUSÕES

Os elevados valores de desvio padrão obtidos para os resultados de eficiência na remoção de N-NH_4^+ sugerem instabilidade em ambos os sistemas durante as fases I e II. Por outro lado, ainda que os sistemas não tenham sido inoculados, após três semanas de operação já foi possível verificar significativa remoção de nitrogênio amoniacal, alcançando eficiências superiores a 75%, o que demonstra o rápido crescimento da biomassa. Os valores de concentrações de nitrito acumuladas e o baixo teor de nitrato presentes nos efluentes tratados de R1 e R2 sugerem que a nitritação parcial foi desenvolvida enquanto que a nitratação suprimida. Considerando que a água residuária sintética utilizada no estudo possuía características inorgânicas, sugere-se que a diferença entre as eficiências de remoção de N-NH_4^+ e nitritação pode ser atribuída aos processos completamente autotróficos de nitritação e anammox. Deste modo, o presente estudo verificou a viabilidade de desenvolver a nitritação como uma alternativa promissora no tratamento de águas

residuárias pouco concentradas. Para pesquisas futuras, recomenda-se o emprego de técnicas de biologia molecular para identificar e quantificar a microbiota ativa, assim como um ajuste fino no nível de OD empregado visando a estabilização do sistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Laboratório de Tratamento de Águas Urbanas Servidas (LabTAUS) e à Universidade Federal do ABC (UFABC) por terem acolhido e suportado a realização da presente pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahn Young-Ho (2006) Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. Process Biochemistry, v. 41, n. 8, 1709-1721

Apha, Awwa, Wef (2017) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21st. ed. Washington, DC, USA: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation

Augusto Matheus Ribeiro (2020) Estratégias de microaeração para desamonificação de lixiviados de aterros sanitários em reator único. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 178

Ge Shijian, Wang Shanyun, Yang Xiong, Qiu Shuang, Li Baikun, Peng Yongzhen (2015) Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. Chemosphere, v. 140, 85-98

Jin Ren-Cun, Yang Guang-feng, Yu Jin-Jin, Zheng Ping (2012) The inhibition of the Anammox process: a review. Chemical engineering journal, v. 197, 67-79

Isanta Eduardo, Reino Clara, Carrera Julián, Pérez Julio (2015) Stable partial nitritation for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor. Water research, v. 80, 149-158

Izadi Parin, Izadi Parnian, Eldyasti Ahmed (2021) Towards mainstream deammonification: Comprehensive review on potential mainstream applications and developed sidestream technologies. Journal of Environmental Management, v. 279, 111615

Le Linh-Thy, Lee Sooyeon, Bui Xuan-Thanh, Jahng Deokjin (2020) Suppression of nitrite-oxidizing bacteria under the combined conditions of high free ammonia and low dissolved oxygen concentrations for mainstream partial nitritation. Environmental Technology & Innovation, v. 20, 101135

Miao Lei, Yang Gangqing, Tao Tao, Peng Yongzhen (2019) Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments–A review. Journal of environmental management, v. 235, 178-185

Mota Francisco S. B, Von Sperlin Marcos (2009) Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro, ABES, 430

Mulder A, Van de Graaf A A, Robertson L A, Kuenen J G (1995) Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. FEMS microbiology ecology, v. 16, n. 3, 177-183

Van Hulle Stijn WH, Vandeweyer Helge JP, Meesschaert Boudewijn, Vanrolleghem Peter A, Dejans Pascal, Dumoulin Ann (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. Chemical engineering journal, v. 162, n. 1, 1-20

Xu Zaizhou, Zhang Liang, Gao Xinjie, Peng Yongzhen (2020) Optimization of the intermittent aeration to improve the stability and flexibility of a mainstream hybrid partial nitrification-anammox system. Chemosphere, v. 261, 127670

AVALIAÇÃO CIENCIOMÉTRICA DA CORRELAÇÃO ENTRE LÂMPADAS DE LED E O VALOR DO CONSUMO ENERGÉTICO

Jaqueline Maria de Castro AVELAR[1], Sandro Morais PIMENTA[2], Flávio Roldão de Carvalho LÉLIS[3], Aldo MURO Jr.[4]

[1, 2, 3] *Instituto Federal de Goiás, Goiânia – Goías, Brasil*

[4] *aldo.muro@ifg.edu.br*

RESUMO

Os resíduos eletroeletrônicos constituem uma grande parcela das emissões de resíduos antropogênicos. A substituição de lâmpadas mercuriais por lâmpadas Led - Light-Emitting Diode – constitui importante forma de mitigação ambiental dos efeitos dos resíduos eletroeletrônicos. Os benefícios adquiridos pelas lâmpadas de LED vem sendo estudadas ainda mais com o passar dos anos, incentivando assim a substituição de lâmpadas incandescentes e fluorescentes pela tecnologia da lâmpada LED. A produção de artigos relacionados a lâmpadas LED ainda ocorre de uma maneira discrepante, uma vez que ocorre maior quantidade de publicações em determinados continentes. Para a realização dessa produção foi utilizado o índice Big Mac, o qual é usado como um fator de comparação homogênea entre todos os países. A existência de alterações monetárias em termos de câmbio, por exemplo, o índice em questão presume que o Big Mac é proporcional ao valor de renda mínina dos países analisados. Através da avaliação da evolução das publicações voltadas a essa temática foi levantada a hipótese que os países que possuem maior número de produções científicas apresentariam um decréscimo no consumo energético, uma vez que estariam utilizando a tecnologia da LED. Além dessa relação foi possível demonstrar que um dos objetivos do estudo está relacionado a mitigação ambiental, já que a diminuição do consumo energético implica diretamente na redução de resíduos gerados, assim como menor necessidade de incremento de geração energética, demonstrando assim a necessidade de um plano público de gerenciamento de resíduos. O presente estudo teve como objeto a avaliação cienciométrica das publicações efetuadas nas plataformas ISI Web of Science, mediante busca de metadados contendo as palavras eletronic waste, waste eletronic, e-waste, heavy metal, lam, LED e health, com objetivo de avaliar a evolução científica no impacto ambiental oriundo da deposição dos resíduos sólidos eletroeletrônicos.

1. INTRODUÇÃO

O avanço tecnológico na fabricação das lâmpadas LED fizeram com que elas ganhassem grande destaque na iluminação pública e residencial. As características das lâmpadas LED fizeram com que obtivesse notável visibilidade, pois apresenta inúmeras vantagens,

desde econômicas até mesmo ambientais, devido ao menor consumo, maior durabilidade e emissão mais eficaz de luz.

A presente pesquisa se propõe a investigar esta produção científica em termos quantitativos, observando a correlação existente entre a produção de pesquisa e a eficácia das políticas de gerenciamento de resíduos.

A proposição deste estudo tem como foco as lâmpadas LED, as quais são utilizadas para iluminação em geral. A discussão desse estudo não segue a linha de investigação de aspectos tecnológicos ou materiais, mas, sim, a de produção de artigos relacionados a esse objeto de estudo. Nesta investigação foi utilizado o método cienciométrico, o qual possibilita mensurar e quantificar o progresso científico em diversas áreas nas quais são realizadas pesquisas baseadas em ferramentas que avaliam o desenvolvimento e desempenho da produção científica.

Além do viés da cienciometria, foi utilizado como indicador para a análise o Índice Big Mac, o qual se baseia na teoria de pariedade de poder de compra usando como referência o hambúrguer da McDonald's. O indicador leva em consideração o fato de que o produto utilizado como índice é comercializado em praticamente todos os países, considerando assim os custos para oferecê-lo e também o seu preço de venda. O índice propõe analisar o quanto apreciada ou depreciada se encontra a moeda do país em análise em comparação à moeda norte-americana.

2. ENQUADRAMENTO

Com o intuito de compreender a discrepância entre a produção de artigos na área das lâmpadas LED, conforme demonstrado no Gráfico 1, algumas hipóteses podem ser levantadas. Uma delas seria a correlação entre o custo do kWh e as produções científicas, partindo da premissa de que nos países onde o custo do kWh é mais alto, maior a necessidade de utilização de lâmpadas que demandam baixo consumo de energia elétrica e, em razão disso, maior o interesse por pesquisas nesta área. Para comprovar ou refutar esta hipótese foi realizado um levantamento dos valores aproximados dos kWh utilizados em diversos países, conforme o site *GlobalPetrolPrices.com.*



Gráfico. 1. Histograma relatando quantidade de artigos científicos publicados.

Devido a diferença da capacidade de compra das moedas de cada país, para comparar o impacto do custo do consumo de energia entre os diversos países foi necessário converter o custo dos 100 kWh em um indicador econômico comum. Para tanto se optou pela utilização do índice Big Mac devido ao fato de que o mesmo serve como um indicativo de paridade do poder de compra. A utilização do indicador Big Mac como um denominador comum em relação a comparação dos valores econômicos de cada país, possibilita a compreensão da diferença dos valores pagos para cada kwh utilizados em diversos países. O Gráfico 2 traz a quantidade de Big Mac que podem ser adquiridos com o mesmo valor gasto com o uso de 100 kWh em determinados países:

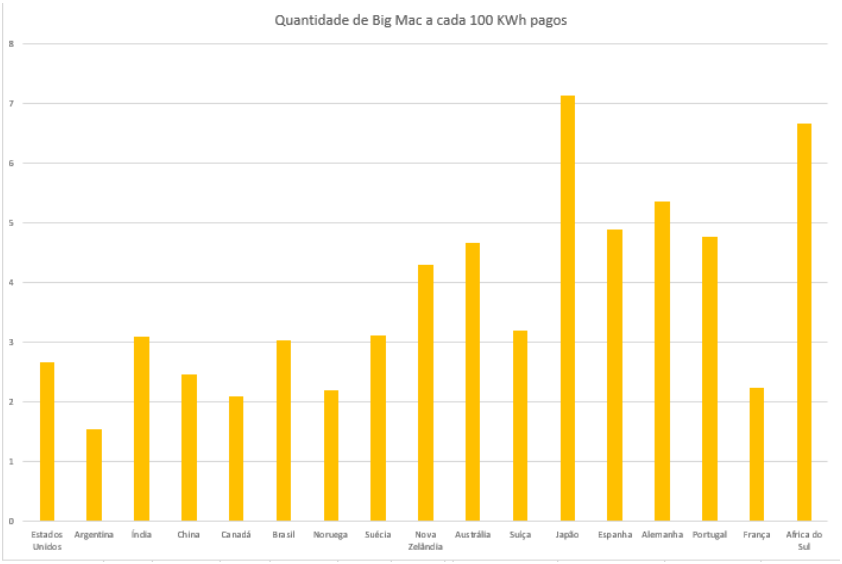


Gráfico. 2. Quantidade de Big Mac que poderá ser adquirido com o mesmo valor cobrado por 100 KWh.

Trazendo uma nova visão, o Gráfico 3 tem como intuito demonstrar de discrepância da quantidade de Big Mac em relação a alguns países analisados. Pode-se observar que através do uso do índice anteriormente houve países que se aproximam em relação a quantidade, assim como outros possuem uma diferente relativamente grande na quantidade de Big Mac que poderiam ser adquiridos.

Pode-se observar que países com maior valor gasto no consumo em energia possuem uma quantidade significativa de artigos sobre as lâmpadas LED. Entretanto, constata-se que há exceções nesta correlação, como Japão e África do Sul.

O Japão possui uma política pública estruturada além de um alto índice de eficiência dessa política. Enquanto isso, a baixa produção de artigos relacionados a lâmpada LED na África do Sul pode estar relacionada à falta de execução de um plano de gerenciamento.

Outro fato interessante a observar se refere aos países da Oceania, como a Austrália e Nova Zelândia, os quais possuem centros de reciclagem para que os moradores possam levar os resíduos eletrônicos gerados em suas residências, incentivando assim a destinação correta e a consciência ambiental.

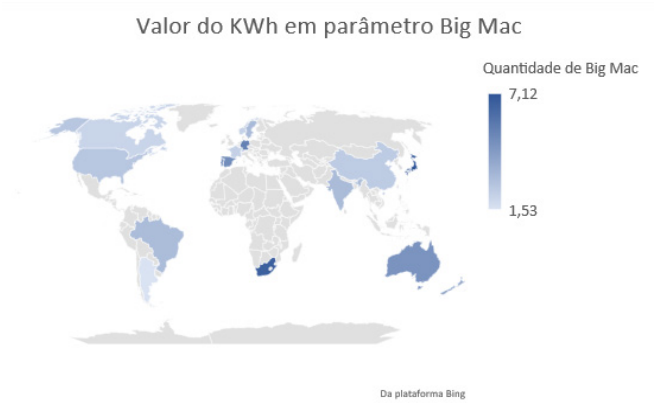


Gráfico. 3. Gráfico equiparando a quantidade de Big Mac em alguns países.
Fonte: Autoral

O estabelecimento de políticas públicas voltadas para o gerenciamento de resíduos, bem como outras políticas públicas, esbarra em interesses adversos, causando embates, sendo que nem sempre há disposição para o enfrentamento. Neste jogo de interesses conflitantes, planos de ações deixam de ser estabelecidos e o resultado é muitas vezes desastroso do ponto de vista do bem comum. No caso da destinação dos resíduos sólidos, a exemplo do Brasil, apesar de haver normativas para regular a destinação final de resíduos sólidos não há a implementação da Logística Reversa, a qual atribui aos geradores (fabricantes dos produtos em questão) a responsabilidade pela destinação final dos resíduos.

Não havendo políticas públicas suficientemente eficazes, os países que possuem um alto consumo precisam investir em pesquisas para buscar soluções para os resíduos decorrentes da utilização das lâmpadas LED. Este é o caso do Brasil que ainda está buscando o entendimento das implicações da utilização das lâmpadas LED para posteriormente aperfeiçoar e aumentar a eficiência de sua política pública de gerenciamento de resíduos englobando os eletroeletrônicos.

Países como a França e Alemanha se preocupam com a redução de resíduos gerados. Enquanto a Alemanha valoriza os resíduos tanto na forma de recuperação material (reciclagem) quanto valorização energética (produção de energia) e incentiva que os resíduos não valorizáveis devam ser eliminados de forma ambientalmente compatível, a política francesa de resíduos (1992) tem como objetivo valorizar os resíduos pela reutilização, reciclagem ou qualquer outra ação visando obter energia ou materiais a partir dos resíduos.

Em países da América do Norte, como por exemplo o Canadá, observou-se o aumento gradativo da consciência pública em relação aos problemas de gerenciamento de resíduos, incluindo o gerenciamento de lâmpadas. Por outro lado, os Estados Unidos se baseiam na Lei de Conservação e Recuperação (Resource Conservation and Recovery Act), a qual inseriu pontos importantes ao gerenciamento de resíduos, a fim de proporcionar segurança aos resíduos perigosos e os não-perigosos.

As políticas de resíduos sólidos na América Latina se inspiram nos modelos criados e aplicados nos países do hemisfério Norte. Na prática, entretanto, o cruzamento de distintos fatores faz da gestão de resíduos sólidos em países como Brasil e Argentina algo muito diferente do que ocorre, por exemplo, no Canadá, Estados Unidos ou Europa. Isso se dá devido ao fato de que países em desenvolvimento não possuem altos índices de reciclagem, recuperação e reutilização de resíduos gerados pela sociedade. Na América do Sul, apesar da grande quantidade de decretos e leis que abrangem o assunto sobre lâmpadas, as quais incluem as lâmpadas LED, o índice de descarte e disposição final correto desses resíduos ainda é muito baixo.

No Brasil foi observado produções relacionadas a utilização de lâmpadas LED na iluminação pública, demonstrando assim um crescente avanço no decorrer dos anos na substituição do tipo de iluminação pública. Apesar do incentivo, criação e realização de projetos que visam a substituição das lâmpadas fluorescentes pela lâmpada LED, pode-se observar um baixo impacto na diminuição do consumo energético nacional.

3. CONCLUSÕES

Com a realização desta pesquisa, possibilitou-se um levantamento de dados sobre a produção de artigos científicos relacionados às lâmpadas LED e um levantamento de custo do consumo de kWh em diversos países tendo por referência o índice Big Mac. A análise destes dados trouxe evidências de que a quantidade de artigos relacionados a lâmpadas LED possivelmente reflete a busca de uma alternativa para a redução de resíduos gerados e dispostos de maneira errada, além da busca de uma viabilidade econômica do produto.

Foi possível também entender melhor a correlação da política pública de gerenciamento de resíduos dos países com o valor do kwh e a produção de artigos científicos. Observou-se que os planos de gerenciamento dos países que conseguem aplicar os conhecimentos já produzidos acerca desta temática, a exemplo dos países europeus, induzem a troca de lâmpadas incandescentes e fluorescentes pelas lâmpadas LED, vez que as LED possuem um ciclo de vida útil mais longo, menor consumo, maior durabilidade e emissão mais eficaz de luz, resultando assim numa redução na geração de resíduos derivados de lâmpadas.

Por outro lado, países onde a aplicação destes conhecimentos ainda não impacta este processo de gerenciamento de resíduos, há um descompasso entre a elaboração de planos/leis/decretos e sua execução, observando-se um baixo índice de separação e destinação correta dos resíduos provenientes das lâmpadas LED. Nestes países, a exemplo do Brasil, não foi possível realizar e estabelecer processos específicos que auxiliam na separação e reciclagem/disposição final das lâmpadas LED, uma vez que o resíduo em questão é relativamente novo e a produção científica a este respeito ainda não tem como foco a destinação final ao término de sua vida útil.

Mesmo com projetos realizados em cidades do país com o intuito de realizar a substituição de lâmpadas fluorescentes por lâmpadas LED, foi possível observar que essas substituições

tiveram baixo impacto no consumo energético geral do Brasil, uma vez a substituição ocorre de maneira gradual.

Observa-se, portanto, a ocorrência de grande quantidade de estudos, afim de se continuar incentivando a troca e compreender os benefícios advindos da troca das lâmpadas mercuriais e fluorescentes pela LED, além do conhecimento da composição que essas lâmpadas em questão possuem, para que assim possam ser descartadas futuramente de uma maneira correta, colocando em execução o que já se estabelece nos referidos documentos oficiais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMAN, M.M. *et al*. Analysis of the performance of domestic lighting lamps. Energy Policy, Kuala Lumpur, v. 52, p. 482-500, jan. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421512008506>; Acesso em: 16 abr. 2020.

LEOPOLDINO, Carolina Calazans Lopes *et al*. The disposal of fluorescent lamps of industries of the metropolitan region of Belo Horizonte – MG. Journal of Cleaner Production. Belo Horizonte, v. 233, p. 1486-1493, 01 out. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619321547?via%3Dihub>; 16abr. 2020.

REBELLO, Rafaela Zamprogno *et al*. Haracterization of end-of-life LED lamps for the recovery of precious metals and rare earth elements. Resources, Conservation & Recycling, Vitória, v. 153, p. 1-5, fev. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491930463X?via%3Dihub.>; Acesso em: 16 abr. 2020.

RHAMAN, S.M. Mizanur *et al*. Missing research focus in end-of-life management of light- emitting diode (LED) lamps. Resources, Conservation & Recycling, Troyes, v. 127, p. 256- 258, dec. 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491730112X?via%3Dihub. Acesso em: 24 set. 2020

KUMAR, Amit *et al*. LED lamps waste in Canada: generation and characterization. Resources, Conservation & Recycling, Vancouver, v. 146, p. 329-336, jul. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344919301685?via%3Dihub.>; Acesso em: 16 abr. 2020.

ZHAN, Lu *et al*. Novel recycle technology for recovering rare metals (Ga, In) from waste light-emitting diodes. Journal of Hazardous Materials, Shanghai, v. 299, p. 388-394, 15 dez. 2015. Disponível em:<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389415004859.>; Acesso em: 16 abr. 2020.

6

IDENTIFICAÇÃO DE OPORTUNIDADES DE PRODUÇÃO MAIS LIMPA EM AMBIENTE CORPORATIVO

Ana Vitória OLIVEIRA[1], Flávio Roldão de Carvalho LÉLIS[2], Sandro Morais PIMENTA[3], Aldo MURO JR[4]

[1, 2, 3] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Goiânia – Goiás - Brasil,*

[4] *Aldo Muro Jr., Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás e Universidade Federal de Goiás, Goiânia – Goiás – Brasil, aldo.muro@ifg.edu.br*

RESUMO

A Produção mais limpa juntamente com os demais componentes do ASG - Ambiental, Social e Governança - está deixando de ser um plus para as empresas e vem se tornando um pré-requisito decisório para os investidores. Buscando promover o desenvolvimento sustentável e as boas práticas de produção, o presente trabalho apresenta um estudo de caso sobre a identificação das oportunidades de produção mais limpa em uma empresa com estrutura reduzida em âmbito corporativo. Foi feita uma revisão sistemática de literatura acerca da implantação de produção mais limpa em ambientes corporativos, cujo resultado demonstrou escassa produção de literatura nessa temática, e a importância de ser executados mais trabalhos nessa área. Com base na estrutura sugerida pelo Centro Nacional de Tecnologias Limpas desenvolveu-se uma metodologia a ser aplicada na empresa objeto de estudo, considerando todas as suas particularidades. Foram identificadas as oportunidades de implantação de produção mais limpa na empresa objeto do estudo, cujos resultados representarão ganhos ambientais, sociais e financeiros para a empresa e os empreendimentos imobiliários que ela administra, bem como mitigação do consumo energético e de lançamentos de resíduos no ambiente.

Palavras-Chave: ASG, Produção mais limpa, desenvolvimento sustentável.

1. INTRODUÇÃO

A preocupação do mundo corporativo com as questões ambientais tem apresentado incremento devido à percepção de que cada emissão seja de resíduo, efluente ou de poluentes atmosféricos representa um passivo ambiental que impacta negativamente a imagem da empresa, acarretando, como consequência, a busca de otimização dos processos produtivos e das rotinas empresariais (PEREIRA, 2012).

No mercado financeiro, essa tendência não é diferente.

A área financeira para a concessão de financiamentos e de inclusão de empreendimentos no mercado, necessitam minimizar o impacto ambiental oriundo das emissões e do

consumo energético, volvendo seus esforços para a implantação da produção mais limpa e o emprego do tripé Ambiental, Social e Governança (ASG).

Bill Gates, em seu livro “Como Evitar um Desastre Climático”, formulou cinco perguntas: Como ligamos as coisas na tomada? Como fabricamos as coisas? Como cultivamos as coisas? Como transportamos as coisas? Como esfriamos e aquecemos as coisas? Essas perguntas servem para o leitor questionar como seria um meio de produção com baixo impacto negativo ao meio ambiente e como o governo poderia incentivar inovações tecnológicas e inserir medidas mitigadoras para que o consumo e emissão de carbono fosse significativamente reduzido. Além disso, o autor reforça que o olhar dos grandes investidores atuais está voltado para empresas que possuem perfis organizacionais ASG (GATES, 2021).

O ASG é um conjunto de parâmetros e critérios que irão balizar a criação de novos produtos, novos serviços e as tomadas de decisão. Além disso, o ASG deve fazer parte da cultura da empresa, estimulando assim todos os colaboradores e comunidade a pensar e ter ações mais sustentáveis. A letra “A” da sigla abrange todas as questões ambientais e suas medidas mitigadoras, como por exemplo: resíduos sólidos, qualidade e gestão da qualidade do ar, emissão de carbono, gestão ambiental, qualidade e gestão dos recursos hídricos, dentre outros assuntos acerca do meio ambiente. A letra “S” da sigla se refere às questões sociais, como respeito aos direitos humanos e às leis trabalhistas, relacionamento com a comunidade, proteção de dados, engajamento dos funcionários, diversidade da equipe e satisfação dos clientes. Já a letra “G” da sigla alude à administração de uma empresa, como na composição do conselho, estruturas de comitês, conduta corporativa, remuneração dos executivos e relação com entidades do governo e políticos.

Para o alinhamento das premissas do ASG, e visando à obtenção da certificação ISO 14001 e Sistema B, a implementação da produção mais limpa é necessária para inserir a cultura de redução de recursos naturais, conscientização da comunidade e diminuição de gastos para empresa em questão que foi objeto de estudo do presente trabalho.

A PmaisL tem como pauta vários itens a serem observados e posteriormente mitigados como por exemplo consumo de água, consumo de energia elétrica e emissão de. Educação ambiental foi utilizada como ferramenta de conscientização para o corpo de funcionários da empresa, para que a cultura da produção mais limpa se perpetue na empresa.

Cada autor aborda uma metodologia diferente quanto a implantação da produção mais limpa, considerando as singularidades do objeto de estudo. Um exemplo disso, são as etapas que o Centro Nacional de Tecnologias Limpas (CNTL, 2003) elaborou e as etapas que Diógenes (2011) desenvolveu para um estudo de caso da implantação da produção mais limpa em um hotel.

Em análise ao custo-benefício da aplicação da produção mais limpa, Molinari *et al*. (2011) demonstram que os benefícios superam os custos e o Tempo de Recuperação do Investimento (TRI) pode ser menos de um ano. Segundo Giannetti *et al*. (2008), estudos

feitos no Brasil indicaram que a prática de produção mais limpa pode gerar resultados promissores na redução da poluição e minimização de gastos com matérias primas e materiais durante o processo produtivo.

Nesta linha, o presente trabalho objetivou identificar as oportunidades de produção mais limpa em uma empresa do ramo financeiro destinado à construção civil, a qual tem setores multidisciplinares que atuam desde o mercado financeiro, propriamente dito, até a consolidação de projetos de engenharia, desenhando, assim, a melhor forma de implementação de acordo com as particularidades do empreendimento e, posteriormente, por meio dos indicadores adotados na pesquisa, analisar e comparar os resultados após a implementação do projeto para quantificar as melhorias alcançadas.

2. ENQUADRAMENTO

Diante ao crescimento das boas prátricas ambientais, alinhada aos beneefícios trazidos pela produção mais limpa e as movimentações internacionais para adoção do sistema, percebeu-se a importância de investigar e mitigar os principais impactos ambientais advindos do processo de produção de escritórios em ambiente corporativo são a geração de resíduos sólidos, principalmente papéis e plásticos, e o alto consumo energético (Junior *et al*.,2015). Sendo assim, esses dois itens são os focos principais da mitigação advinda da implantação da PmaisL. Em relação a empresas em ambiente corporativo, há escassa produção de literatura sobre a aplicação da PmaisL. Por outro lado, sabe-se que é um mercado em crescente ascensão de alinhamento da cultura empresarial com as premissas do ASG, em que existe uma grande especulação sobre ferramentas e práticas na área de gestão ambiental.

Dessa forma, como sugesão, o CNTL (2003) traz cinco fases de implementação de técnicas de produção mais limpa:Fase 1 – Planejamento e Organização; Fase 2 – Pré-avaliação e Diagnóstico; Fase 3 – Avaliação; Fase 4 – Estudo de Viabilidade; Fase 5 – Implementação. Essa estratégia de implantação da produção mais limpa visa evitar a geração de resíduos e emissões, reintegrar na cadeia os resíduos que não puderam ser evitado e reciclar o resíduo que não pôde ser evitado ou reintegrado. Porém, as técnicas sugeridas independem do gênero e particularidades existentes na empresa contemplada.

Por possuir características impares e para uma aplicação mais satisfatória das oportunidades de produção mais limpa, elaborou-se uma metodologia específica (Figura 1) a fim de contemplar as particularidades cultural, econômica e ambiental da Empresa que é o objeto de estudo. Então, foram desenhados catorze passos a serem seguidos para implementação de PmaisL na empresa.

O procedimento de aplicação da ferramenta de produção mais limpa consistiu em: Primeiramente foi feita uma avaliação do processo produtivo da empresa, em que poderão ser identificadas as possibilidades de implantação da Pmais L, a partir dessa análise, desenvolveu-se o diagnóstico ambiental do processo, o qual foi base para todo o projeto.

Após isso, foi identificado todas as entradas e saidas dos recursos ambientais da cadeia produtiva, além disso analisou-se o layout e a área ocupada pela empresa, análise luminotécnica, quantidade de água utilizada e o consumo de energia.

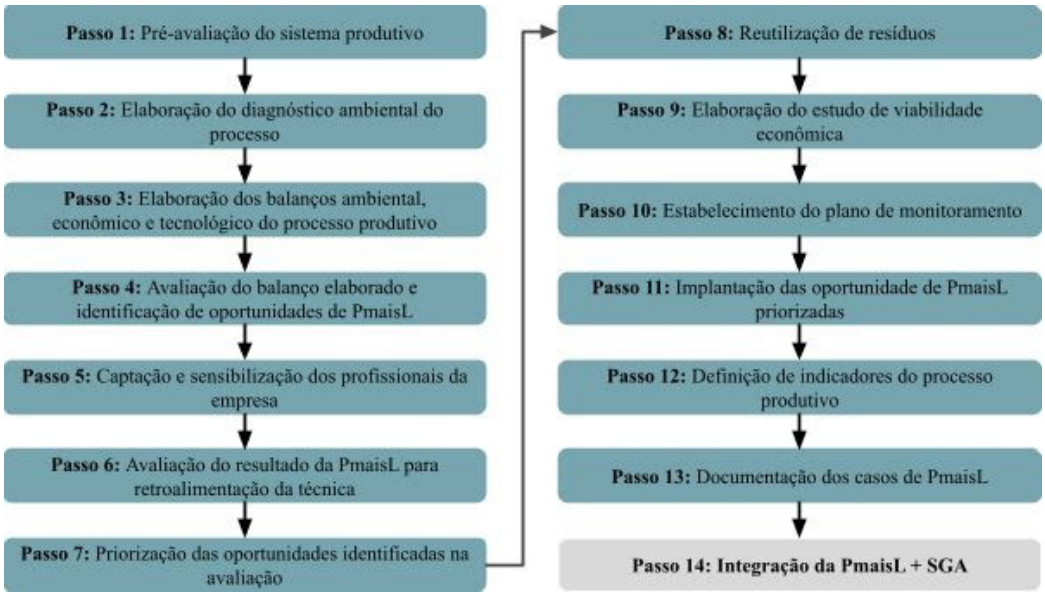


Figura 1 - Metodologia desenvolvida para a implantação da PmaisL em uma empresa com estrutura reduzida.
Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

A elaboração do balanço ambiental teve como objetivo fazer o levantamento dos pontos mais críticos. Assim, foi feita uma análise qualitativa dos indicadores de resíduos, educação ambiental e emissão de CO_2. Para o balanço econômico foi executada por meio da apuração de gastos referente aos resíduos, água e consumo energético a partitr da cadeia de produção, sendo analisado junto ao departamento financeiro oas contas referentes a esses itens. Para o balanço tecnológico foi verificado o nível de tecnologia adotado pela empresa. Dessa forma, junto à equipe de TI (Tecnologia da Informação) foi executada uma análise quantitativa e qualitativa dos computadores e impressoras disponibilizados pela empresa. Levantou-se o consumo energético total da empresa, consumo de água total da empresa, consumo de energia e de água no condomínio através das análises documentais autorizadas pela a empresa.

A avaliação dos balanços consistiu na descrição dos problemas encontrados e as oportunidades de solucioná-los. Foi traçada uma estratégia e descritas as ações a serem implementadas. Nesta fase também são descritos os principais obstáculos para a implantação da PmaisL. Para a obtenção de dados concretos, foram calculados o balanço energético e a emissão de CO_2 da empresa. Já no quinto passo, para sensibilizar os profissionais da empresa, Foi programado um treinamento com os colaboradores acerca de boas práticas ambientais e coleta de sugestão para mitigação de emissões na empresa. No sexto passo da implantação da PmaisL foram avaliados os resultados obtidos até então e a retroalimentação da técnica. O sétimo passo implementado consistiu em resgatar os

pontos críticos analisados anteriormente e colocar como prioridade as oportunidades identificadas à frente dessa problemática.

No oitavo passo indica a reutilização dos resíduos. Esta etapa foi efetuada em dois âmbitos: no primeiro, alguns dos resíduos gerados seriam inseridos no processo produtivo, como por exemplo, a possibilidade de reciclar papéis para a criação de caderneta de anotação para os colaboradores. No segundo âmbito, anseia-se a ampliação desse projeto no canteiro de obras das incorporações nas quais a empresa é sócia, destinando, assim, os resíduos de construção civil para serem reutilizados.

A elaboração do estudo de viabilidade econômica é o nono passo da metodologia, que consiste em comparar as alternativas de produção mais limpa por de métodos como Payback, Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR), a fim de identificar qual opção é mais viável do ponto de vista econômico.

Para o estabelecimento de um plano de monitoramento, o passo dez, consistiu na nomeação pontos de medição para analisar a eficiência e a ecoeficiência do processo de produção. O 11º passo consistiu na implantação das oportunidades identificadas e priorizadas anteriormente pela diretoria e pelo ecotime. Assim, de acordo com a CNTL (2003), essa etapa compreende a execução de serviços de suporte e antecipação de problemas que poderão acontecer durante o procedimento de implantação. O 12º passo da metodologia consistiu na definição dos indicadores da eficiência do processo produtivo. Na empresa serão considerados como indicadores os resíduos sólidos gerados, o consumo de água e o consumo de energia utilizado no processo de produção, buscando assim uma análise ambiental mais precisa. Há a possibilidade, também, de converter esses indicadores ambientais em indicadores financeiros visando à quantificação do valor economizado pela empresa com a implantação do projeto, sobretudo de mitigação do passivo ambiental. A partir da definição de indicadores, também é possível analisar em qual parte do processo há maiores perdas e desperdícios.

A integração entre produção mais limpa e o sistema de gestão ambiental, indicada no 14º passo da metodologia, consiste em alinhar todas as ações efetuadas à NBR ISO 14001 (ABNT, 2015) fazendo com que a implantação da produção mais limpa, resulte no início da implantação Sistema de Gestão Ambiental, com intuito de trazer para a empresa o princípio de melhoria contínua e certificações nacionais e internacionais.

3. RESULTADO E DISCUSSÕES

3.1 Diagnóstico e oportunidades identificadas

A empresa ocupa cinco andares em condomínio vertical, sendo que tres deles abrangem a área total dos andares e os outros dois abrangem somente metade da área correspondente ao andar. Assim, foi efetuada uma análise sistemática de todas as varáveis que causam impacto ambiental na empresa (Tabela 1) .

Tabela 1 – Diagnóstico Ambiental da Empresa.

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL - 2020 e 2021	
Variável	Diagnóstico
Consumo Energético	Foram consumidos na empresa o valor de 1.571.425 kWh, correspondendo, segundo o site Carbonfootprint a emissão de 142,48 toneladas de emissão de CO2 na atmosfera. De acordo com o mesmo site, para a mitigação de toda esse impacto seria necessária o plantio de 1017 árvores.
Equipamentos eletrônicos	Foram contabilizada a 312 lâmpadas de led por toda a empresa e 341 lâmpadas dicroicas, além disso, percebeu-se um alto número de ar condicionados, sendo 66 unidades em toda empresa.
Consumo de Água	O consumo de água não é individualizado, ou seja, não há conta de água para cada um dos escritórios, sendo assim, há um rateio entre os condôminos e o valor é dividido igualmente entre eles. Dessa forma, não é possível quantificar o consumo real da água fornecida pela concessionária à empresa.
Resíduos Sólidos	Atualmente, não há na empresa uma destinação correta para os resíduos sólidos produzidos ali, sendo assim não há quantificação de resíduos gerados pelos funcionários e clientes. Para identificar as oportunidades de PmaisL, foi observada a quantida de lixeiras. Sendo um número de 152 lixeiras de escritórios distribuidas em 5 andares, 12 lixeira de resíduos orgânicos, 6 lixeiras de materiais recicláveis, 3 lixeiras de materiais não reciclável, 1 lixeira para a destinação de pilhas e baterias e 1 deposito de tampas de garrafa pet.

Fonte: Quadro executado pelos autores (2021) .

Visando à redução do consumo energético e ganho de conforto ambiental, sugere-se a padronização da potência das lâmpadas e da utilização de lâmpadas de LED em toda a Empresa. Além disso, é sugerida a instalação de sensores de movimento para os corredores e banheiros da empresa. Outra oportunidade encontrada quanto a redução do consumo de energia elétrica seria o investimento na conscientização dos funcionários por meio de iniciativa de educação ambiental para que não esqueçam o computador ligado, uma vez que, em conversa com os membros do ASG da empresa, foi identificada essa dor.

Para a redução de consumo de água foram identificadas as seguintes oportunidades: a instalação de dispositivo de economia de água de descarga nos banheiros do 12º andar e as torneiras temporizadas nas copas de todos os andares, além de placas educativas quanto à economia de água durante a lavagem de louça.

Quanto aos resíduos sólidos gerados, a primeira medida a ser implantada é a contratação de uma cooperativa de reciclagem para gerir e tratar todo o resíduo produzido na Empresa. Também devem ser colocadas mais lixeiras de escritórios, além de haver a confecção e manutenção de uma composteira dentro da empresa e a educação ambiental para conscientização dos funcionários para que se faça a destinação correta dos resíduos sólidos como demonstrado na tabela 2.

Em relação a variável educação ambiental, foi sugerida a execução de cursos educacionais voltados para conscientização dos funcionários quanto ao consumo energético, consumo de água e a separação adequada dos resíduos, além da distribuição de cartilhas, a montagem do encotime dedicado à composteira e a inserção do endomarketing verde na empresa.

Tabela 2 – Oportunidades identificadas para a implantação da PmaisL

Variável Ambiental	Ações Sugeridas	Ganho Ambiental	Ganho Social	Ganho Econômico
Energia	Padronização da Iuminação	Minimização de emissões atmosférica e Redução De consumo de recursos naturais	Maximização da ultilizalção dos recursos naturais e ganho com a conscientização dos funcionários que podem disseminar essa cultura em outros locais	Melhoria da imagem, maior visibilidade da empresa, redução do consumo e gasto operacional
	Instalação de sensores em corredores e banheiro			
	Instalação de painéis fotovoltaicos			
Água	Intalação de dispostivos de economia de água em todos os banheiros			
	Instalação de torneiras temporizadoras em todas as pias			
Resíduos Sólidos	Implantação de mais lixeiras	Diminuição de resíduos destinados aos aterros sanitários, aproveitamento dos resíduos orgânicos e promoção quanto a protação do solo	Ganho de empregos e oportunidade de trabalho	
	Contratação de uma cooperativa			
	Confecção e manutenção da composteira			
Educação Ambiental	Cursos educacionaios quanto a: consumo energético, consumo de água e **separação adequada de resíduos**	Diminuição dos impactos ambientais causados pela falta de conscientização	Disseminação da cultura ASG	Consumo mais responsável, funcionários satisfeitos, ocasionando assim, aumento de produtividade
	Distribuição de cartilhas			
	Ecotime dedicado à composteira			
	Conscientizaçãoe divulgação das boas práticas ambientais, atráves de gameficação.			

Fonte: Adaptado de Diógenes (2011).

CONCLUSÕES

O presente estudo indicou que as várias técnicas a serem implementadas, em sua maioria com uma certa facilidade, propiciarão mitigação de emissões e redução do consumo energético.

As práticas de produção mais limpa buscam a mitigação de impactos ambientais, sociais e financeiros, reduzindo a poluição advinda dos processos produtivos e concedendo à Empresa uma produção sustentável, buscando a certificação ISO 14001:2015 com a implantação do Sistema de Gestão Ambiental e a Certificação do Sistema B com o alinhamento da empresa às premissas do ASG.

Este projeto demonstrou a necessidade do engajamento da diretoria e de outros departamentos para a implantação da produção mais limpa. Outro fator essencial é a educação ambiental para a conscientização dos funcionários, pois a mão de obra é peça fundamental para se alcançar a melhoria contínua.

Por fim, a identificação das técnicas de produção mais limpa a serem implantadas em ambiente corporativo trouxe a oportunidade de prosseguimento do projeto com a implantação em si, do monitoramento das melhorias e da determinação de indicadores do processo produtivo.

A aplicação das técnicas de PmaisL mudará de forma concreta a rotina da empresa, trazendo mais benefícios ambientais para a empresa e redução das contas fixas com consumo de energia e de água.

O alinhamento da empresa com as premissas da produção mais limpa representará uma oportunidade de ganho direto quanto aos aspectos financeiros da Empresa, além de trazer capacitação por meio da educação ambiental e o bem-estar de seus funcionários.

No que diz respeito à sua imagem no mercado financeiro, a implantação da produção mais limpa será a prova concreta que a Empresa está investindo em seus indicadores ASG, podendo, assim, atrair mais investidores para o fundo imobiliário.

Outro fato que deve ser destacado é que visando à melhoria contínua da produção mais limpa, o programa deverá ser estendido para as obras e empreendimentos imobiliários sob a égide da responsabilidade da empresa.

Durante o curso deste trabalho houve a dispensa da supervisora responsável pela área ambiental da empresa, sendo desconstituído todo o trabalho efetuado pelos profissionais envolvidos neste projeto, demonstrando máxime que a cultura de mitigação das emissões e a redução de consumo energético para a melhoria ambiental e busca da certificação verde, apesar de contar com recursos acadêmicos e técnicos simples e plausíveis, portanto, ainda constituem uma vertente a ser desbravada no mercado pátrio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR ISO 14001:2015. Sistemas da gestão ambiental Requisitos com orientação para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 27 p.

GATES, Bill. Como evitar um desastre climático: As soluções que temos e as inovações necessárias. [S. l.]: Editora Schwarcz S.A., 2021. 299 p.

GLAVIC, P. *et al*. Review of sustainability terms and their definitions. Journal of Cleaner production, Slovenia, ed. 15, 2007. Disponível em: 10.1016/j.jclepro.2006.12.006. Acesso em: 29 out. 2021

HENS, L. *et al*. On the evolution of “CLEANER PRODUCTION” as a concept and a pratice. Journal of Cleaner production, [s. l.], ed. JCLP 11221, 29 jan. 2022. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.11.082. Acesso em: 29 out. 2021.

MOLINARI, Marcelo Alessandro *et al*. Avaliação de oportunidades de Produção Mais Limpa para a redução de resíduos sólidos na fabricação de tintas. Produção, Niterói, RJ, v. 23, ed. 2, p. 364-374, abr/jun 2013. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-65132012005000074. Acesso em: 4 nov. 2021.

PEREIRA, G. R., SANT’ANNA, F. Uma análise da Produção Mais Limpa no Brasil. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. Rio de Janeiro, n. 24, p 17-46. jun. 2012.

VICKERS, Ian. Cleaner production: organizational learning or business as usual? An example from the domestic appliance industry. Business Strategy and the Environment, Recife, PE, v. 9, ed. 4, p. 255-268, 29 jan. 2022. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/1099-0836(200007/08)9:4%3C255::AID-BSE252%3E3.0.CO;2-A. Acesso em: 17 nov. 2021.

11

PERCEPÇÃO DO RACISMO AMBIENTAL NO ACESSO AO SERVIÇO PÚBLICO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO BAIRRO NEGRO RUA NOVA, EM FEIRA DE SANTANA-BAHIA-BRASIL

Thiago ASSUNÇÃO DOS SANTOS1, Luiz Roberto SANTOS MORAES[2], Cristina LARREA-KILLINGER3

[1] *MAASA/UFBA, Rua Senhor do Bonfim, 45, Jd. Cruzeiro, CEP 44150-050 Feira de Santana-Bahia-Brasil, thiago.ambientalista@hotmail.com*

[2] *MAASA/UFBA, Rua Féliz Mendes, 217, ap. 1002, Garcia, CEP 40.100-020-Salvador-Bahia-Brasil, moraes@ufba.br*

[3] *Facultat de Geografia i Història/Universitat de Barcelona, clarreakillinger@gmail.com*

RESUMO

O objetivo do estudo é avaliar a percepção da população do bairro Rua Nova a respeito da qualidade da prestação do serviço público de abastecimento de água sob a ótica do racismo ambiental. Para tanto, foi utilizada metodologia qualitativa buscando maior rigor técnico e empírico, e dentro dessa abordagem a Observação Participante como técnica de pesquisa, tendo-se recorrido aos instrumentos entrevista semiestruturada e dados secundários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. Como resultado, o bairro Rua Nova apresenta uma população de rendimento mensal baixo, com sua maioria percebendo até 2 salários mínimos, e majoritariamente classificados pelo IBGE como de cor/raça negra (pretos e pardos). Os componentes do saneamento básico pesquisados estão praticamente universalizados em termos de cobertura, o abastecimento de água com 96,99% e esgotamento sanitário com 95,27%. Entretanto, a percepção dos moradores do bairro negro Rua Nova quanto à qualidade do serviço público prestado pela empresa concessionária estadual foi central nessa pesquisa tendo se revelado desigual, por privar a população do direito à água com regularidade e quantidade suficiente, colocando em risco a saúde dessas pessoas. Tal ato é compreendido como discriminatório à população negra, ficando evidenciado o racismo ambiental no bairro da Rua Nova. No entanto, vale ressaltar que o racismo ambiental nas instituições serve como tecnologia de poder e é capaz de levar pessoas à morte pela via da política de ausência dos serviços públicos de saneamento básico, sobretudo violar os direitos humanos à água e ao esgotamento sanitário aprovados e declarados pela ONU, bem como não buscar atender ao princípio da universalização de acesso a esses serviços.

Palavras-Chave: abastecimento de água; racismo ambiental; desigualdade racial; bairro negro; Feira de Santana.

1. INTRODUÇÃO

A sociedade brasileira tem sua estrutura social sustentada em forte preconceito de classe social, de raça e de gênero marcada por alta concentração de riqueza e poder, sendo estes aliados a processos de exclusão e desigualdade, sobretudo a histórica invisibilidade das populações negras no acesso aos direitos básicos e essenciais por meio das políticas públicas. Assim, é possível considerar que existe uma diferenciação na prestação de serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário nos bairros ocupados por maioria negra.

Tal diferenciação revela a violação não só de um dos princípios da Lei n. 11.445/2007, como também dos que estão na Constituição Federal de 1988, como cidadania e dignidade da pessoa humana, e o estabelecido no art. 227 da Constituição do Estado da Bahia, e não menos importante a violação do Direito Humano à Água e ao Esgotamento Sanitário – DHAES do qual o Brasil é signatário (ONU, 2015).

No que se refere a estas condições de acesso ao saneamento básico, a população afrodescendente tem sido, historicamente, a mais atingida pelas consequências dramáticas da desigualdade racial, tendo de conviver com uma série de privações, em meio ao ambiente insalubre, comprometendo a saúde física e mental, o qual contribuiu com altas taxas de quadros graves de morbidade e mortalidade, onde tal situação é compreendida pela lógica do racismo ambiental sendo esse uma tecnologia geradora de segregação ambiental em razão do grupo étnico-racial, criadora de disparidade pela falta de serviços públicos ambientais e equipamentos urbanos que impedem a fruição da vida dos indivíduos (SOUZA, 2015).

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Dados de Feira de Santana e Bairro Negro Rua Nova

No Brasil, os serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário são, de modo geral, prestados pelas Companhias Estaduais de Água e Esgoto. Na Bahia, a Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A (EMBASA), sociedade de economia mista, é responsável pela prestação dos serviços públicos de água e esgoto de 366 dos 417 municípios do estado da Bahia, dentre eles Feira de Santana, onde está localizado o Bairro Negro Rua Nova, onde foi desenvolvida pesquisa que gerou esse trabalho.

Segundo o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), nesse município, o atendimento em abastecimento de água da população urbana em 2019 era de 100% (IN023) e em esgotamento sanitário de 74,4% (IN015) (BRASIL, 2020). Logo, tem-se um serviço público que garante o acesso à água para consumo humano a toda a população urbana, tendo com isso alcançado o princípio fundamental da universalização de acesso e da efetiva prestação dos serviços públicos estabelecido pela Lei n. 14.026/2020 (Art. 7º) (BRASIL, 2020).

Para refletir sobre o bairro Rua Nova os dados do IBGE (2010), revela ser majoritariamente negro, tendo um total de 88,15% de pessoas negras (somatório de pretos e pardos). Com isso, o bairro Rua Nova pode ser considerado Bairro Negro, segundo as definições de Cunha Júnior e Maria (2020). Pinho (2010) aborda como o bairro Rua Nova era visto como lugar “ilegal”, já que a produção do espaço ocorreu de modo espontâneo e aleatório. Esse foi um dos motivos do advento tardio por infraestrutura de saneamento básico, transporte público, de iluminação, de acesso à educação, saúde e segurança.

Diante da realidade, os dados do IBGE (2010) mostram que a população do bairro tem como principal tipo de abastecimento a rede de distribuição de água, atendendo a 96,98% da população, e 95,27% com esgotamento sanitário. Portanto, esse resultado não traz a garantia que a água é distribuída de forma regular/contínua à todos os domicílios, nem que a qualidade da água para consumo humano seja potável e segura, bem como que a rede coletora de esgotamento sanitário funcione de forma adequada e atenda à toda a população.

Tal pressuposto é considerado por Garcia (2007) quando aponta que o acesso ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário quando analisado a partir de marcadores sociais e econômicos no espaço urbano, revela que a prestação destes serviços públicos não é igualitária, ou seja, mesmo que todos os domicílios estejam ligados à rede de distribuição de água e à rede coletora de esgotos sanitários, o atendimento ocorre de forma desigual entre bairros onde residem as populações com maior poder aquisitivo e as pauperizadas.

2.2 As desigualdades como reflexo do racismo

As desigualdades que atravessam a vida da população afro-brasileira em relação à renda mensal percapita, também reflete em outros campos como a violência policial frente aos corpos da juventude negra que habitam as periferias, favelas, invasões espontâneas e subúrbios do Brasil influenciando na expectativa de vida dessa população, sobretudo as taxas de sobrevivência em relação a ausência de saneamento básico (abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e manejo de resíduos sólidos), que compreende a saúde física e mental da população negra.

Tais desigualdades deixam marcas profundas na vida social, interferindo diretamente em condições objetivas de vida e sobrevivência das pessoas, pois impacta a saúde mental sendo manifestada na qualidade de vida, nas expectativas e sonhos, destacando-se os casos crônicos de estresse, que por usa vez interfere no funcionamento do organismo, fragilizando o sistema imunológico, expondo o corpo à doenças. Além disso, a expectativa de vida das pessoas negras é baixa e as taxas de sobrevivência são menores, sendo esse cenário decorrente da histórica e continuada destituição de direitos econômicos e políticos, pautados pelo genocídio eugenista do Estado, tendo a necropolítica como mecanismo de limpeza racial e embranquecimento da sociedade (CARIAS; SILVA, 2017; JESUS, 2020).

As desigualdades raciais são os efeitos do racismo na sociedade brasileira, bem como

o racismo ambiental como proposição dessa produção textual. Portanto, a prevalência das condições ambientais desfavoráveis em territórios de maioria negra, são elementos capazes de apontar a origem e consequências da desigualdade entre negros e não-negros a partir do racismo ambiental, pois esse é uma atuação do racismo em nível concreto (SOUZA, 2015).

2.3 As vozes que denunciam

Nas entrevistas semiestruturadas realizadas com moradores do bairro Rua Nova foram anotados os seguintes apontamentos: o Sr. João faz indicações que elucidam como as políticas públicas de Feira de Santana historicamente direcionaram suas ações para o benefício aos grupos hegemônicos em detrimento dos bairros periféricos, como por exemplo, a Rua Nova. Já o Sr. José, aborda reclamações feitas pelos moradores à Embasa por falta de abastecimento de água que perdurou por 30 dias. A Sra. Helena expressa a mesma indignação quanto à prestação dos serviços públicos prestados pela Empresa, que dá prioridade ao atendimento às reclamações de usuários de bairros com população de maior poder aquisitivo.

A garantia do acesso universal ao abastecimento de água é um desafio, pois mesmo a água sendo um elemento essencial e indispensável para a existência da vida humana, esta tem sido cada vez mais foco de disputas de grandes grupos econômicos.

Diante desse cenário, ao fazer para as populações negras, no caso, o bairro negro Rua Nova, em que se apresenta dentro de uma classe social de nível socioeconômico baixo (IBGE, 2010), o acesso a água passa a ser um elemento de segregação socioespacial ao restringir as áreas rentáveis e adimplentes, com isso, a tendência é promover a exclusão e corroborar para as desigualdades a esse serviço público (CASTRO, 2016).

A correlação entre raça e classe social é muito evidente na urbanização e saneamento básico de Feira de Santana a partir da década de 1950, visto que demanda uma articulação que envolve políticas públicas e, consequentemente, recursos financeiros, ambas as ações empreendidas por homens brancos que estão em locais de poder, desenham a cidade e reforçam os territórios próprios das elites e os espaços destinados aos grupos subalternizados. Ou seja, parte da sociedade que tem seu usufruto dos DHAES restringidos por viverem sem prestação adequada desses serviços públicos, conforme dito por Nahas *et al*. (2019, p.12) “(...) nas áreas de privação socioeconômica mais elevada se concentram a falta de investimento em infraestrutura de saneamento”.

A fala do entrevistado Sr. João apresenta as prioridades dentro daquela localidade por parte do poder público municipal e da empresa prestadora dos serviços em implantar e operar a rede de distribuição de água e a rede coletora de esgotamento sanitário.

Nesse sentido, o bairro negro Rua Nova hoje tem os serviços praticamente universalizados (IBGE, 2010), porém a qualidade desses serviços públicos podem ser questionadas a partir do momento em que uma empresa pública negligencia a distribuição de água por 30

dias, como colocado pelo Sr. José, que vivenciou essa situação.

Segue o relato de José:

> Quando a Embasa inventa de cortar a água da gente aqui, cortar nada ela desliga mesmo, que ela nem diz que dia é que vai faltar, desliga e acabou (...) foi quase 30 dias que ficou sem água aqui, a gente ficou ligando para lá, reclamando, todo mundo reclamando aí oh, só faltou água da esquina dali até a esquina de cá de baixo, esse trecho aqui (José, 03/02/2020).

As reclamações feitas pelos moradores por meio de telefonemas à Embasa perduraram por 30 dias, tendo recebido a mesma resposta por todo esse tempo no qual dizia: “uma bomba para abastecimento estava quebrada e a manutenção já estava sendo realizada”, porém a solução do problema não acontecia. Sendo assim, depois de bastante insistência, um técnico da Empresa esteve in loco para tentar verificar a razão do problema. Depois de o funcionário verificar a rede e acessórios do sistema de distribuição de água para aquela área, surge a sua informação: “foi porque consertaram e esqueceram de ligar a transmissão (ouseja, o registro)” (José, 03/02/2020).

A negligência pode ser revelada como um ato de discriminação aos moradores usuários do serviço. Para Sílvio Almeida (2018) a discriminação de fato é um processo em que a situação específica de grupos minoritários é ignorada, e a consequência das práticas de discriminação ao longo do tempo leva à estratificação social, sobretudo, se caracterizando como racismo, pois mais uma vez permite a conformação da extrema violência exercida à população de um bairro pobre e majoritariamente negro. Nesse sentido, se segue o apontamento feito por Souza (2015) sobre a atuação do racismo em nível concreto quando populações negras se encontram em condições ambientais desfavoráveis em seus territórios.

3. CONCLUSÕES

Diante ao exposto pelas vozes que denunciam a prestação do serviço público, tais falas coadunam com a afirmação exposta por Garcia (2007) em que entre bairros de classe de renda média-alta e alta e pauperizada a qualidade do serviço prestado é diferenciada. No tocante as condições e características expostas ao bairro negro Rua Nova sugere-se que isso se caracteriza como racismo ambiental pela marginalização e exclusão social que são postos, conforme Almeida (2018), pois mais uma vez permite a conformação da violência exercida à população de um bairro pobre e majoritariamente negro, impondo-se como algo natural, conviver em áreas sem condições adequadas de saneamento básico.

O fato ocorrido na população do bairro Rua Nova contraria, sobretudo, o príncipio do DHAES, pois este busca a promoção do acesso a água potável, contínua, a preço módico, sem discriminação, e a garantia do acesso ao esgotamento sanitário seguro a todos, resultando em melhoria da qualidade de vida e na redução das desigualdades.

Portanto, vale ressaltar que o racismo nas instituições serve como tecnologia do poder e é capaz de levar pessoas à morte devido à ausência de política de prestação de serviços públicos de saneamento básico universais. Logo, o serviço público de abastecimento de água deveria ser garantido para todos, de modo regular, com qualidade e quantidade suficiente para seu uso, enquanto, populações pobres, em geral negras, têm seus direitos básicos e essenciais violados pelas instituições públicas, sendo ainda possível nos dias de hoje, ver mulheres negras ocupando seu tempo para buscar água em locais distantes de casa, sendo que esse tempo deveria ser utilizado para seu próprio desenvolvimento, para a sua formação, ou em atividade laboral não domiciliar que proporciona geração de renda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida SL (2018). O que é Racismo Estrutural. Belo Horizonte-MG, Editora Letramento.

BRASIL (2020). Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento-SNIS. Índices de atendimento. Brasília-DF.

Carias, AR, Silva RL (2017). Violência de estado e racismo institucional: a psicologia na produção científica nacional. Caderno do Prêmio de Marcus Vinícius de Psicologia e Direitos Humanos: violência do Estado ontem e hoje – dia de exclusão ao extermínio, 1, 111-121.

Castro, JE (2016). Água e democracia na América Latina. [Livro online], Campina Grande, Eduepb.

Cunha Júnior, H, Maria, AS (2020). Bairros negros de Natividade-RJ: modelo de expansão urbana das populações negras no pós-abolição. Revista da ABPN, 12, 34, set./nov. 209-237.

Garcia AS (2007) Desigualdades raciais e urbanas em Bangu: de senzala a vila operária, de vila operária a bairro/cidade negra. In: Espaço urbano e afrodescendência: estudo da espacialidade negra urbana para o debate das políticas públicas. Cunha Júnior H, Ramos MER (org.). Fortaleza, Edições UFC, 17-46.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019). IBGE Cidades - Panorama. Disponível em:<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/feira-de-santana/panorama>. Acesso em 22 de março de 2019.

Jesus, V de. (2020) Racializando um olhar (sociológico) da saúde ambiental em saneamento da população negra: um *continuum* colonial chamado de racismo ambiental. Saúde e Sociedade (online), 29, 2, 1-15.

Narhas MIP, Moura, AA de, Carvalho, RC de, Heller, L (2019). Desigualdade e discriminação no acesso à água e ao esgotamento sanitário na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, 35, 4, 1-17.

ONU (2015). Organização das Nações Unidas. Agenda 2030. New York.

Pinho DKS (2010). Êta Rua Nova dos diabos! Representações sobre um bairro pobre na cidade de Feira de Santana. (1970-1980). 83f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.

Souza AS de (2015). Direito e Racismo Ambiental na diáspora africana: promoção da justiça ambiental através do direito. Salvador, Edufba.

29

UTILIZAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM PARA TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE PODA DO MUNICÍPIO DE CAMARAGIBE

Anna K. N. AVILA[1], Maria F. G. OLIVEIRA[2], Erika S. TAKATA[3], Kaio O. ARAÚJO[4]

[1] *Prefeitura de Camaragibe, Recife, kavilabrasil@gmail.com*

[2] *Ceasa, Recife, mariade.fatima@ceasape.org.br*

[3] *Prefeitura de Camaragibe, Camaragibe, erikatakatabio@hotmail.com*

[4] *Prefeitura de Camaragibe, Camaragibe, kaioambiental@gmail.com*

RESUMO

Os resíduos de poda do município de Camaragibe, antes dispostos inadequadamente no antigo lixão da cidade, estão sendo tratados pelo processo de compostagem. O sistema de tratamento implantado foi concebido com o objetivo de transformar o resíduo orgânico gerado em fertilizante composto através de um processo com baixo custo e impactos ambientais minímos. Os benefícios na utilização deste composto são abrangentes desde aplicação como adubo orgânico em praças e hortas das escolas municipais até como material alternativo de cobrimento no projeto de remediação do antigo lixão a ser executado. O processo de compostagem empregado é o natural que consiste em aplicar uma frequência regular de reviramento, onde a aeração necessária para o desenvolvimento do processo é conseguida por revolvimento periódico, com auxílio de equipamentos e tempo estimado para conclusão de aproximadamente 270 dias. As principais vantagens deste processo é a redução de até 50% do resíduo, aproveitamento agrícola da matéria orgânica e principalmente por ser um processo ambientalmente seguro. A redução das emissões dos gases de efeito estufa (GEE) bem como dos custos, mediante utilização da compostagem foram calculadas comprovando os benefícios ambientais e financeiros na utilização do processo para tratamento dos resíduos de poda gerados no município.

Palavras-Chave: Compostagem; Resíduos de poda; Adubo Orgânico; GEE.

1. INTRODUÇÃO

Pertencente a Região Metropolitana do Recife (RMR), Camaragibe situa-se no Estado de Pernambuco no nordeste brasileiro. Apresenta uma população estimada de quase 160 mil habitantes segundo dados do IBGE para 2021. A taxa de geração per capita de resíduos sólidos urbanos, segundo dados do estudo de concepção da coleta seletiva na RMR, **é de 1,01 kg/dia (Ávila et al, 2021)**. Cerca de 170 toneladas de resíduos sólidos são geradas diariamente, sendo 4 toneladas, resíduos de poda. Em setembro de 2019, um

pátio de compostagem para o tratamento dos resíduos de poda foi implantando com o objetivo de realizar a destinação ambientalmente correta de parte dos resíduos orgânicos gerados como incentivado pela Politica Nacional de Resíduos Sólidos. Neste período, o antigo lixão, localizado no Bairro de Céu Azul, encontrava-se em atividade e a adoção da prática da compostagem municipal entrava como um dos instrumentos empregados na mitigação do passivo ambiental proveniente da disposição irregular. Fechado o lixão em outubro de 2020, a compostagem passa a contribuir na redução do volume de resíduos sólidos encaminhados para uma central de tratamento, localizado a 60 km do município, aumentando a vida útil do aterro e minimizando os custos com o transporte e disposição dos resíduos. A compostagem é o processo mais antigo empregado no tratamento de resíduos orgânicos. Há evidências do emprego do processo desde os tempos bíblicos, consistindo no direcionamento e aceleração do processo natural de decomposição da matéria orgânica que ocorre espontaneamente na natureza, mediante controle de diversos fatores como umidade, aeração, concentração dos nutrientes, temperatura e tamanho das partículas. É um processo bioquímico de decomposição controlada da matéria orgânica biodegradável contida em restos de origem animal e vegetal, a decomposição ocorre por ação de agentes biológicos microbianos e, portanto, precisa de condições físicas e químicas adequadas para levar à formação de um produto de boa qualidade. Este método de tratamento recicla vários materiais orgânicos antes considerados resíduos. O composto, produto da compostagem, é benéfico de muitas maneiras, podendo ser utilizado como condicionador do solo, fertilizante, adicionador de húmus ou ácido húmico, pesticida natural para o solo, para o controle da erosão, podendo-se ainda ser utilizado como camada de cobrimento para aterros. Em Camaragibe as aplicações do produto da compostagem são abrangentes como a obtenção de adubo orgânico, a ser aplicado em praças e hortas comunitárias, como a aquisição de material condicionante do solo, a ser aplicado na execução do projeto de remediação do antigo lixão. O composto produzido pode assim ser empregado como camada de cobertura alternativa, rica em matéria orgânica, favorecendo a oxidação do gás metano em CO_2, gás menos poluente (COSTA, 2015). Os gastos e o uso de recursos naturais para o projeto de remediação serão assim minimizados. A utilização da compostagem como processo aeróbico de tratamento de resíduos orgânicos, apresenta também a vantagem de reduzir significativamente a geração de GEE comparado a outros tipos de tratamento anaeróbicos e disposição em aterros.

2. ENQUADRAMENTO

O Pátio de compostagem do município de Camaragibe é a céu aberto e possui leiras com dimensões de 20x4m e 18,5x3,7m. As diferenças de tamanhos das leiras foram condicionadas pelo fluxo dos veículos no pátio. As leiras encontram-se 4 metros separadas uma da outra para melhor acesso dos veículos de transporte de material e de revolvimento e para impedimento da passagem de fogo entre as leiras em caso de incêndio. Para determinação da área a ser implantada para unidade de compostagem levou-se em consideração os fatores como distância mínima de 200 metros de cursos de d'água,

inexistência de risco de contaminação de águas subterrâneas, relevo adequado com pouca declividade e distância de núcleos urbanos como condomínios, escolas, hospitais, prédios.



Fig. 1. Leiras de Compostagem com resíduos de poda.

Para a aeração das leiras está sendo utilizada uma escavadeira Komatsu PC200. O revolvimento tem sido realizado mensalmente. A prefeitura adquiriu uma trituradora de galhos de pequeno porte da Lippel Bio 120, no intuito de aumentar a superfície específica do material, acelerando consequentemente o processo de decomposição. A coleta dos resíduos de podação **é realizada por uma empresa terceirizada utilizando** caminhões para encaminhamento ao pátio. Diariamente são coletadas 4 toneladas de resíduos, que são primeiramente pesados numa balança rodoviária presente na entrada do pátio e separados dos materiais reciclados e de troncos de espessura superior a 10 cm. O material selecionado para tratamento é então disposto em leiras, que após montagem são identificadas e uma ficha preenchida para a manutenção e controle do processo. Nos primeiros 30 dias é verificada uma redução do volume inicial da leira e diminuição de sua altura por ocasião do reviramento. O tempo de tratamento do processo encontra-se em torno de 270 dias, uma redução para 180 dias é estimada com a instalação da trituradora. O composto orgânico maturado **é** então direcionado para beneficiamento através de peneiras de 4 mm. Os troncos com diâmetro superior a 10 cm são alocados numa área específica e comercializados posteriormente.

2.1 Redução das Emissões de GEE

Na condução do enfretamento ao aquecimento global, o estado de Pernambuco recentemente instituiu o Plano de Descarbonização, mediante o Decreto Nr. 52458 de 16/03/2022, tendo por objetivo orientar ações governamentais para que o Estado reduza pela metade as emissões de gases de efeito estufa até 2030 e se torne neutro em emissões até 2050, conforme acordo efetivado na COP26 (Conferência do Clima das Nações Unidas) em Glasgow na Escócia. O setor de resíduos foi apontado como um dos principais responsáveis pela liberação de GEE à atmosfera em Pernambuco no período de 2015 a 2018, de acordo com o Inventário Pernambucano sobre emissões (Pernambuco, 2019). A utilização do processo de compostagem para o tratamento dos resíduos de poda possui comprovada eficiência na redução das emissões de gases de efeito estufa. Comparado com a disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário, as emissões de metano na

compostagem podem chegar a ser 90% menores (INÁCIO, 2012). O potencial de redução das emissões de gases de efeito estufa pode chegar, considerando o cenário europeu, a 52,6 kg CO_2-eq por tonelada de composto curado comparado a outros tipos de adubo (SIEBERT, 2010). Uma ferramenta para cálculo de emissões de GEE, intitulada de SWM-GHG Calculator, disponilizada pela GIZ (Agência Alemã de Cooperação Internacional para o Desenvolvimento) foi utilizada para cálculo da redução das emissões com o tratamento pelo processo de compostagem dos resíduos de poda. As bases de cálculo foram adaptadas para o cenário brasileiro e disponilizada aos municípios pela ProteGEEr, um projeto de cooperação técnica entre Brasil e Alemanha, tendo como um dos objetivos a redução do GEE no âmbito dos resíduos sólidos. Os cálculos realizados pela ferramenta consideram que no processo de compostagem convencional, segundo estimativas para o Brasil, a emissão de 23,9 kg de CO_2-eq são evitadas por tonelada de resíduo tratado. Somente entre 2005 a 2018, Camaragibe emitiu cerca de 400.000,00 tCO_2-eq provenientes da disposição irregular no antigo lixão (GAMA, 2020). A partir de outubro de 2020, os resíduos gerados passaram a ser encaminhados para um aterro sanitário com aproveitamento de gás para geração de energia (CTR-Igarassu). Com a utilização da compostagem para o tratamento dos resíduos de poda, verificou-se uma mitigação das emissões dos GEE (figura 2), onde 2.902 toneladas de resíduos de poda tratados pela compostagem evitaram a emissão de 70 toneladas de CO_2-eq no período de 2019 à 2021.

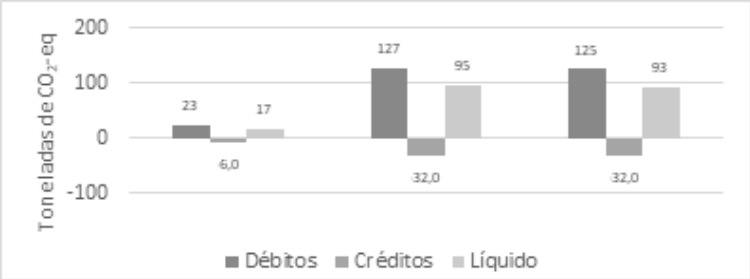


Fig. 2. Emissões de GEE no processo de compostagem em Camaragibe de 2019 a 2021.

O total das emissões de GEE foi calculado considerando a geração total de resíduos sólidos urbanos no município. Dois cenários foram avaliados: um cenário real, com o processo de compostagem dos resíduos de poda, e outro fictício, sem a compostagem. Este **último**, supondo que os resíduos de poda seriam encaminhados para o antigo lixão, desde da implantação do pátio até o encerramento do lixão em meados de 2020. E a partir de então, o encaminhamento dos resíduos para o aterro sanitário onde ocorreria a captação dos gases e aproveitamento energético.

Na figura 3, verifica-se que o cenário real, considerando a combinação do processo de compostagem e a disposição em aterro, apresentou melhores resultados na mitigação de GEE comparado com o cenário sem a compostagem, com reduções de 0,5% em 2019 e 2,7% em 2020 e 2021.

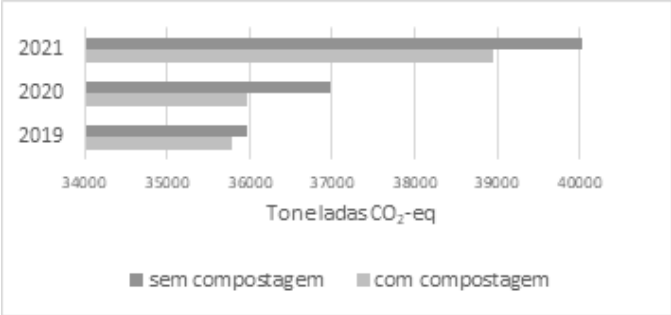


Fig. 3. Influência da utilização da compostagem nas emissões totais de GEE dos resíduos sólidos urbanos gerados em Camaragibe de 2019 a 2021.

2.2 Manutenção das Áreas Verdes

Anualmente, 352 toneladas de adubo mostram-se necessária para a manutenção dos dois principais parques públicos (Parque Camaragibe e o Parque Aldeia dos Camarás) e para as hortas comunitáriais existentes em oito escolas municipais, correspondendo a mais de 8,6 hectares. O preço do adubo orgânico varia na região por tonelada entre R$60 e R$320. Considerando a recomendação técnica de 1 a 3 kg por metro quadrado para adubação de canteiros, covas e sucos durante o plantio (EMBRAPA, 2008), a economia estimada do município com a utilização do composto produzido no pátio atinge valores acima dos 28 mil reais anuais. O adubo químico, material com maior disponibilidade no mercado, apresentou preços bem superiores quando comparado com o adubo orgânico, não sendo, desta forma, investigado neste trabalho.

3. CONCLUSÕES

A compostagem dos resíduos de poda tem contribuído para o desenvolvimento sustentável no município de Camaragibe. Resíduos de poda oriundos dos serviços públicos de limpeza urbana estão sendo reciclados trazendo benefícios ambientais e para saúde pública, produzindo adubo orgânico. **É verificada uma minimização das despesas do município com a compra de adubo e fertilizantes químicos, e a matéria orgânica atua ciclicamente, retornando ao meio ambiente através da aplicação do composto nas praças e hortas comunitárias.** Uma redução das emissões de gases de efeito estufa foi comprovada, favorecendo o compromisso voluntário do Brasil junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas de redução das emissões de gases de efeito estufa. Outra importante aplicação do composto se encontra no projeto de remediação do antigo lixão a ser executado, reduzindo significativamente os gastos e o uso de recursos naturais no projeto.

AGRADECIMENTOS

Nossos sinceros agradecimentos a Deus pela oportunidade, a Prefeita Dra. Nadegi Queiroz pelo incentivo na implantação de iniciativas sustentáveis no município, ao Secretario

de Planejamento e Meio Ambiente, Diego Cabral e a diretora de Meio Ambiente, Laura Oliveira por todo apoio e ao Presidente do CEASA, Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco, Dr. Gustavo Henrique de Andrade Melo pela parceria técnica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ávila A K N *et al* (2021) Plano de coleta seletiva de Camaragibe. In: http://www.portais.pe.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=269fc79d-4f54-46c4-9673 00c9d90acbb7&groupId=12855, Brasil, 24

Costa M D (2015) Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos. In: Tese de Doutorado. UFPE, Recife, Brasil, 39-41

EMBRAPA (2008) Instruções práticas para produção de composto orgânico em pequenas propriedades. In: Comunicado Técnico 53, Brasília, Distrito Federal, Junho 2008, Brasil, 6

Gama A M C F (2020), Estudo das emissões e cenários de mitigação de gases de efeito estufa no setor de resíduos sólidos na região metropolitana do recife. In: Tese de Doutorado, UFPE, Brasil, 140-172

Inácio C T (2010) O papel da compostagem de resíduos orgânicos urbanos na mitigação de emissões de metano. In: Comunicado Técnico 53, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Brasil, 15

Pernambuco (2019) Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade. In: Inventário de Gases de Efeito Estufa do Estado de Pernambuco, 2015-2018, Recife, Brasil, 37-38

Siebert S (2010) Energiebilanzen und Treibhausgasemissionen der Kompostierung. In: Humuswirtschaft & Kompost Aktuell, Nov. 2010, Germany, 1-2

37

USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS: AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS PARA TRABALHADORES RURAIS

Ivete Vasconcelos Lopes FERREIRA[1], Pedro Henrique Araújo de Lima SANTOS[2], Emanuelle Santos BARROS[3] , Daniele Vital VICH[4]

[1] *Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, s/n, Maceió, AL, Brasil, ilopes@ctec.ufal.br*

[2] *Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, s/n, Maceió, AL, Brasil, pedro.lima@ctec.ufal.br*

[3] *Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, s/n, Maceió, AL, Brasil, emanuelle.barros@ctec.ufal.br*

[4] *Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, s/n, Maceió, AL, Brasil, daniele.vich@ctec.ufal.br*

RESUMO

A coleta e tratamento de esgotos é um dos requisitos para a qualidade de vida da população e preservação ambiental, visto que esses efluentes são fontes de transmissão de diversas doenças. O tratamento de efluentes para a remoção de substâncias e patógenos indesejáveis gera um resíduo sólido em quantidade e qualidade variáveis, denominado de lodo de esgoto. Após tratamento adequado, o lodo de esgoto transforma-se em um novo material, os biossólidos, com grande potencial de uso agrícola, por suas propriedades nutricionais para plantas e de retenção de água no solo. O uso agrícola desses subprodutos das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) é uma alternativa para disposição final, porém, o risco à saúde associado à presença de patógenos é um entrave à tal prática. As legislações que regulamentam a aplicação e uso de biossólidos são, por vezes, muito restritivas, e não levam em consideração a avaliação de riscos. Nesse contexto, a Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) é uma ferramenta matemática que pode ser usada para calcular os riscos associados a diferentes patógenos em diferentes cenários de exposição ao risco. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar os riscos microbiológicos em função do uso de biossólido no solo, para fins agrícolas, utilizando a AQRM para diferentes cenários de exposição dos trabalhadores rurais, e tendo como microrganismo alvo *Ascaris lumbricoides*. Foram utilizados dados secundários de caracterização microbiológica de biossólido de duas ETEs localizadas no Distrito Federal (Brasil), para aplicação da AQRM, obtidos a partir da revisão da literatura (Batista & Souza, 2020). Os resultados indicaram que o risco anual de infecção durante a aplicação dos biossólidos variou de $4{,}44 \times 10^{-1}$ a $9{,}66 \times 10^{-1}$ pppa (por pessoa por ano) e o risco anual referente ao manejo das culturas variou de $6{,}70 \times 10^{-3}$ a $4{,}55 \times 10^{-2}$ pppa (alface) e $5{,}43 \times 10^{-3}$ a $3{,}70 \times 10^{-2}$ pppa (cenoura).

Palavras-Chave: AQRM; Biossólido; Reúso de Biossólido.

1. INTRODUÇÃO

Até pouco tempo, o lodo produzido nas ETEs representava apenas custos, devido à necessidade de tratamento, transporte e disposição final. Mas, nos últimos anos, esse entendimento vem mudando à medida em que se evidenciam as possibilidades de valoração desse subproduto do tratamento de esgotos para uso agrícola (Barros *et al*., 2022). Quando devidamente tratado (desidratado, estabilizado e higienizado), o lodo de esgoto transforma-se em um novo tipo de material, o biossólido, que pode ser aplicado em solos como fonte de nutrientes e corretivo de solos em áreas agrícolas, melhorando a capacidade de retenção de água.

Por outro lado, existe a preocupação do uso agrícola de biossólidos em relação à saúde pública, pela presença de microrganismos patogênicos. Nesse aspecto, os helmintos transmitidos pelo solo são de interesse, especialmente em regiões endêmicas, devido à elevada resistência dos ovos às condições ambientais adversas, combinada com a baixa dose infecciosa (Amoah *et al*., 2018).

Um número cada vez maior de países em desenvolvimento estabelece regulamentos para tratar o lodo e reutilizar o biossólido com base nos limites da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, por meio da norma U.S. EPA Parte 503 (1993), ou com base nas diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), ou seja, 0,25 e 1 ovo de helminto/g ST (sólidos totais), respectivamente. O Brasil também seguia os padrões americanos, mas recentemente revisou a legislação sobre os critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólidos em solos e passou a adotar como padrão de biossólido Classe A menos de 1 ovo viável de helminto por grama de sólidos totais (Brasil, 2020).

Esses limites muitas vezes não são alcançados quando o tratamento do lodo é realizado por tecnologias acessíveis. Assim, muitos especialistas criticam o fato de que tais limites foram baseados em evidências epidemiológicas limitadas, e não pela estimativa de risco real para a saúde (Blumenthal *et al*., 2000; Eisenberg *et al*., 2008; Navarro *et al*., 2009).

A AQRM é uma técnica de modelagem probabilística que pode ser usada para calcular os riscos associados a diferentes patógenos em diferentes cenários de exposição ao risco. O uso dessa ferramenta para estabelecer os riscos à saúde envolvidos na aplicação de biossólidos na agricultura pode ser a única abordagem plausível e adequada quando o risco tolerável se encontra abaixo do nível que pode ser mensurado por estudos epidemiológicos (Blumenthal *et al*., 2000; Amoah *et al*., 2018). A AQRM também pode ser usada de forma inversa, pois possibilita estabelecer padrões de concentrações de patógenos no ambiente (água, efluentes tratados, biossólidos, dentre outros) a partir dos riscos considerados aceitáveis ou toleráveis para a saúde, e dessa forma, cumpre um papel importante na gestão de riscos e formulação de políticas públicas.

Este trabalho teve como objetivo avaliar, a partir de dados secundários, os riscos microbiológicos para os trabalhadores rurais em função do uso agrícola de biossólidos, utilizando a AQRM, considerando *Ascaris lumbricoides* como microrganismo alvo.

2. METODOLOGIA

2. 1. Dados de biossólidos

Foram utilizados dados secundários de biossólidos de duas ETEs do Distrito Federal, Brasil, a ETE Brasília Norte e a ETE Gama, cuja caracterização microbiológica apontou concentrações de ovos viáveis de helmintos de 1,19±0,97 e 8,25±6,54 /g matéria seca, respectivamente, em trabalho desenvolvido por Batista e Souza (2020).

2.2. Cenário avaliados

Foram avaliados dois cenários de exposição para trabalhadores rurais de pequenas propriedades, cuja aplicação dos biossólidos ocorre de forma manual, sem uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs), para culturas de alface e cenoura. O primeiro foi a estimativa de riscos aos agricultores durante a aplicação do biossólido (cenário 1) e o segundo para os trabalhadores envolvidos no manejo do sistema solo-planta (cenário 2).

2.3. Aplicação da Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM)

2.3.1. Identificação do perigo

O microrganismo avaliado foi *Ascaris lumbricoides* que representam 90% dos helmintos em alimentos cultivados com biossólidos (Jimenez *et al*., 2006; Navarro *et al*., 2009). Além disso, *Ascaris spp.* é o único helminto transmitido pelo solo com um modelo dose-resposta já estabelecido (Amoah *et al*., 2018).

2.3.2. Avaliação da exposição

Nesta etapa estimou-se a quantidade de microrganismos ingerida (dose) por rota e frequência de exposição, nos dois cenário considerados: (i) aplicação de biossólidos (Eq. 1) e (ii) manejo do sistema solo-planta (Eq. 2).

$$d = C \times Mbios \qquad \text{[Eq. 1]}$$

$$d = C \times F \times D \times Msolo \qquad \text{[Eq. 2]}$$

d: dose de patógenos ingerida a cada evento de exposição; C: concentração de microrganismo no biossólido (em ovos viáveis / g biossólidos). Considerou-se que a concentração de *A. Lumbricóides* é 90% da concentração de ovos viáveis de helmintos; F: fator de diluição do biossólido no solo (g biossólido / g solo); D: decaimento dos patógenos no solo; Mbios: ingestão involuntária de biossólidos pelos trabalhadores durante a aplicação; Msolo: ingestão acidental de partículas de solo pelos trabalhadores durante o cultivo (manejo solo-planta).

O fato desses microrganismos serem muito resistentes e permanecerem infecciosos no solo por 2 a 7 anos, a taxa de decaimento não foi considerada nos cálculos (Eq. 2), pois esse tempo é muito longo frente aos ciclos das culturas de alface (50-80dias) e cenoura

(85-110 dias) (US.EPA, 2003; Bastos *et al*., 2009; Magalhães, 2012).

As variáveis do modelo de exposição foram definidas conforme Bastos *et al*. (2009) e Magalhães (2012).

2.3.3 Análise dose-resposta

Relaciona uma determinada dose do agente microbiológico decorrente de uma única exposição com o risco de uma resposta adversa infecciosa no indivíduo. O modelo dose-resposta escolhido foi o de Beta-Poisson pois leva em consideração as variações existentes nas interações patógeno-hospedeiro, o qual é descrito por dois parâmetros base, a dose infectante média (N_{50}) e o parâmetro de decaimento α. A dose infectante também pode ser representada pela Eq. 4, em função de uma constante de proporcionalidade β.

$$P_i = 1 - \left[1 + (\frac{d}{N_{50}}) \times (2^{\frac{1}{a}} - 1)\right]^{-a} \quad \text{[Eq. 3]}$$

$$N_{50} = \beta \times (2^{\frac{1}{a}} - 1) \quad \text{[Eq. 4]}$$

A partir das Equações 3 e 4 o modelo dose-resposta pode ser simplificado pela Eq. 5:

$$P_1 = 1 - (1 + \frac{d}{\beta})^{-a} \quad \text{[Eq. 5]}$$

Pi: probabilidade de infecção para uma única exposição; d: dose ou número de patógenos ingeridos (Eq. 1 ou 2); N_{50}: dose infectante média; α e β: parâmetros dose-resposta, característicos da interação agente–hospedeiro. Navarro *et al*. (2009) propuseram o ajuste de modelos beta-Poisson a dados de dose-resposta de helmintos (N_{50} = 859; α = 0,104; β = 1,096).

2.3.4. Caracterização de risco

Nesta etapa, determinou-se o risco para múltiplas exposições durante o período de um ano (Eq. 6):

$$P_n = 1 - (1 - P_i)^n \quad \text{[Eq. 6]}$$

Pn: risco anual; Pi: probabilidade de infecção do usuário para uma única exposição [Eq. 5]; n: número de exposições no ano.

A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) assume como carga de doença tolerável 10^{-6} DALY pppa (por pessoa por ano), e considera uma perda de $8{,}25 \times 10^{-3}$ DALY por casos de ascaridíase. Disability Adjusted Life Years (DALY), que significa “anos de vida perdidos ajustados por incapacidade”, é a métrica utilizada pela OMS que permite transformar uma “incapacidade vivenciada” em “anos de vida saudáveis perdidos”, fornecendo um peso

relativo diferente para patógenos com base na gravidade dos resultados da doença (WHO, 2016). Tomando como pior cenário, uma proporção de doença/infecção por Ascaris igual a 1, o risco tolerável de infecção por Ascaris é dado pela relação 10^{-6} /8,25x10^{-3}. Assim, o risco tolerável será de 1,2x10^{-4} pppa (Mara & Sleigh, 2010).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados da AQRM para os cenários avaliados.

Tabela 1. Caracterização do risco anual (Pn) para os dois cenários considerados.

Cenário 1	Biosssólido	Pi	n	Pn (pppa)	Risco aceitável (OMS)
Aplicação do biossólido	ETE Gama	4,40x10^{-2}	75	9,66x10^{-1}	1,2x10^{-4}
	ETE Brasília Norte	7,80x10^{-3}		4,44x10^{-1}	
Cenário 2					
Manejo de alface	ETE Gama	2,22x10^{-4}	210	4,55x10^{-2}	1,2x10^{-4}
	ETE Brasília Norte	3,20x10^{-5}		6,70x10^{-3}	
Manejo de cenoura	ETE Gama	1,79 x10^{-4}		3,70 x10^{-2}	
	ETE Brasília Norte	2,59 x10^{-5}		5,43x10^{-3}	

Pi: risco de infecção para uma exposição; n: frequência de exposição em um ano; pppa: por pessoa por ano.

Observa-se que os riscos anuais de infecção por Ascaris (Pn) durante a aplicação dos biossólidos, assim como para o manejo das culturas, se mostraram mais elevados que o valor de risco tolerável (1,2x10^{-4} pppa), tanto para os biossólidos gerados pela ETE Gama, quanto pela ETE Brasília Norte. Esses resultados demonstram que mesmo utilizando biossólidos com baixa concentração de *A. lumbricoides* (1,07 ovo/g ST), os trabalhadores rurais de pequenas propriedades estão muito vulneráveis a infecções para os padrões de risco da OMS.

O elevado tempo de sobrevivência do microrganismo alvo (*A. Lumbricoides*) pode ter levado a riscos anuais calculados elevados, já que a taxa de decaimento no solo foi desconsidera (Bastos *et al.*, 2009).

Vale ressaltar que os riscos associados ao manejo da cultura de alface (hortaliça) se mostraram superiores aos de cenoura (tubérculo), visto que o cultivo de hortaliças usualmente exige mais cuidados e resulta em maior exposição dos trabalhadores (Magalhães, 2012). Além do mais, o fator de diluição do biossólido no solo para o cultivo de alface é maior em comparação ao da cenoura, em função de suas necessidades nutricionais.

4. CONCLUSÕES

Para todos os cenários avaliados de uso agrícola de biossólidos, os riscos anuais de

infecções por áscaris ultrapassaram o que a OMS considera aceitável ($1{,}2x10^{-4}$ pppa), e isso requer cuidados adicionais no manejo desse material por parte dos trabalhadores rurais, como o uso de EPIs que funciona como barreira sanitária de proteção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amoah, I D, Reddy, P, Seidu, R, Stenström, T A (2018) Concentration of soiltransmitted helminth *eggs* in sludge from South Africa and Senegal: A probabilistic estimation of infection risks associated with agricultural application. Journal of Environmental Management, n.206, 1020-1027.

Barros, K K, Chernicharo, CAL, Andreoli, CV, Chamhum-Silva, LA Bittencourt, S, Kato, MTK (2022). Parte A: Higienização e uso de lodo de esgoto no solo. Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental, v.2, n.1, p. 5-16.

Bastos, RKX, Bevilacqua, PD, Dias, GMF, Barony, FJA (2009) Análise crítica da legislação brasileira para uso agrícola de lodos de esgotos na perspectiva da avaliação quantitativa de risco microbiológico. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica, v. 2, n. 1, 143-159.

Batista, LF, Souza, MAA (2020) Aptidão dos lodos gerados nas Estações de Tratamento de Esgotos no Distrito Federal para condicionamento, utilização e disposição final. Revista DAE, v. 68, n. 226, 179-195. 2020.

Blumenthal, UJ, Mara, DD, Peasey, A, Ruiz-Palacios, G, Stott, R. (2000) Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of the World Health Organization, v. 78, p. 1104-1116.

Brasil (2020) Resolução CONAMA n 498/2020 de 19 de Agosto. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente.

Eisenberg, JNS, Moore, K, Soller, JA, Eisenberg, D, Colford Jr., JM (2008) Microbial risk assessment framework for exposure to amended sludge projects. Environmental Health Perspectives, v.116, n.6, p.727-33.

Jimenez, B, Austin, A, Cloete, E, Phasha, C (2006) Using Ecosan sludge for crop production. Water Science & Technology, v.54, n.5, 169–177p. IWA Publishing.

Magalhães, TB (2012) Uso agrícola de biossólidos: análise crítica da Resolução CONAMA 375/2006 na perspectiva da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico. 202 f., 2012. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, Brasil.

Mara, DD, Sleigh, A (2010) Estimation of *Ascaris* infection risks in children under 15 from the consumption of wastewater-irrigated carrots. Journal of Water and Health, v. 8, n. 1, p. 35-39.

Navarro, IBJ, Cifuentes, E, Lucario, S (2009) Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil. Jornal of Water and Health, 31-44p. IWA Publishing.

U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency (199) The standards for the use or disposal of sewage sludge. Washington, DC: Federal Register, Code of Federal Regulations [CFR], Title 40, Part 503.

World Health Organization -WHO (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. V.4. Wastewater use in agriculture. World Health Organization, Geneva.

World Health Organization -WHO (2016) Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management. World Health Organization, Geneva, 204p.

72

INDICATÓRIO PARA O REÚSO DE ÁGUAS NAS ÁREAS PÚBLICAS NA CIDADE DE GOIÂNIA

Ingrid Karoline Neres DIAS[1], Karla Alcione da Silva CRUVINEL[2], Pollyana Evangelista SILVA[3]

[1] Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil, Ingrid_karoline@discente.ufg.br

[2] Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil, karlaalcione@ufg.br

[3] Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil, pollyanaevangelista@discente.ufg.br

RESUMO

O presente artigo consiste em apresentar uma solução para a irrigação dos canteiros, praças e rotatórias que fazem parte das áreas verdes do Município de Goiânia-Goiás. Assim, neste trabalho foi avaliado o potencial de produção de água para reuso a partir de efluente doméstico tratado da estação de tratamento de esgoto (ETE) Hélio Seixo de Britto para a utilização em irrigação de áreas públicas na cidade de Goiânia. Foi necessário identificar junto a COMURG (Companhia de Urbanização do Município de Goiânia) informações como o número e a localização dessas áreas, volume de carga total dos caminhões. A média de carregamento dos Caminhões Pipa é de 10.000L/dia e estes serão utilizados para irrigar toda a área determinada de praças, rotatórias e canteiros presentes em Goiânia que, de acordo com os dados da COMURG (2021), somam-se em 146.236,98 m^2.

Palavras-Chave: reúso; áreas verdes; urbano; efluente.

1. INTRODUÇÃO

A falta do reúso de águas provenientes do esgoto traz sérios malefícios ambientais e de saúde pública. Os ambientais estão relacionados à escassez hídrica após se fazer uso da água pura e levar ao meio ambiente, de forma inadequada, estas que já estarão - em sua maioria - com componentes químicos e nutrientes em excesso. Este fato é consequência do descaso em investimento com as formas de tratamento em ETE's que, quanto mais tecnológicas e eficientes, mais podem ser usadas de forma restrita - para uso não potável e sem contato direto com a população - e uso irrestrito - usada em ambientes abertos e para benefícios humanos em contato direto -. O reúso irrestrito é uma forma alternativa e amplamente usada para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio dentro da área urbana de acordo com a resolução do COEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente) n° 2/2017. o presente artigo apresenta uma avaliação do potencial de reúso de

efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) em irrigação de praças, rotatórias e canteiros na cidade de Goiânia, considerando a demanda de água para irrigação e a disponibilidade e qualidade dos esgotos sanitários tratados.

2. ENQUADRAMENTO

Através da análise dos dados de qualidade de efluente tratado da ETE obtidos junto a Saneago foi realizada a comparação dos aspectos qualitativos principais da água entre as recomendações do INTERÁGUAS (2018) e a real situação dos efluentes tratado na ETE em estudo, como é mostrada na tabela 1.

Tabela 1: Comparação entre os critérios de qualidade recomendados pelo INTERÁGUAS e existentes na ETE Hélio Seixo de Britto em 2020.

	Dados do efluente ratado	**Recomendações (urbanoirrestrito)**	**Atende a orientação:**
pH	7,08	6,0 - 9,0	positivo
DBO	153,5 mg/L	< 15 mg/L	negativo
Turbidez	75,0 UNT	< 5 UNT	negativo
Coliforme termotolerantes	2,9 x 10^7 NMP/100mL	< 10 NMP/100 mL	negativo

Fonte: autoria própria, 2021

Contudo, mesmo com tratamentos já existentes na ETE, de acordo com o objetivo proposto neste trabalho, os resultados dos parâmetros finais demonstrados na tabela 1 não atendem as orientações do INTERÁGUAS (2018), para fins de irrigação de praças, canteiros centrais e rotatórias. Para o uso específico de reúso urbano irrestrito, segundo PROSAB (2006), foi criado um esquema para os etapas de tratamento disponível abaixo:



Figura 2: Esquema de tratamento de efluentes para reúso irrestrito urbano.
Fonte: autoria própria

De acordo com o informado pela COMURG, quando mudas são plantadas pela cidade, a irrigação é feita de acordo com a necessidade de cada local irrigado durante 6 meses contínuos, após isso, sobrevivem de acordo com as questões naturais. Não tem cronograma

definido para as praças, rotatórias e canteiros de acordo com as semanas ou meses, ou seja, não tem dias e horários definidos para estes processos irrigatórios.

Deste modo, foi criado um mapa para melhor visibilidade dos locais de irrigação no Município de Goiânia, como indicado na imagem.

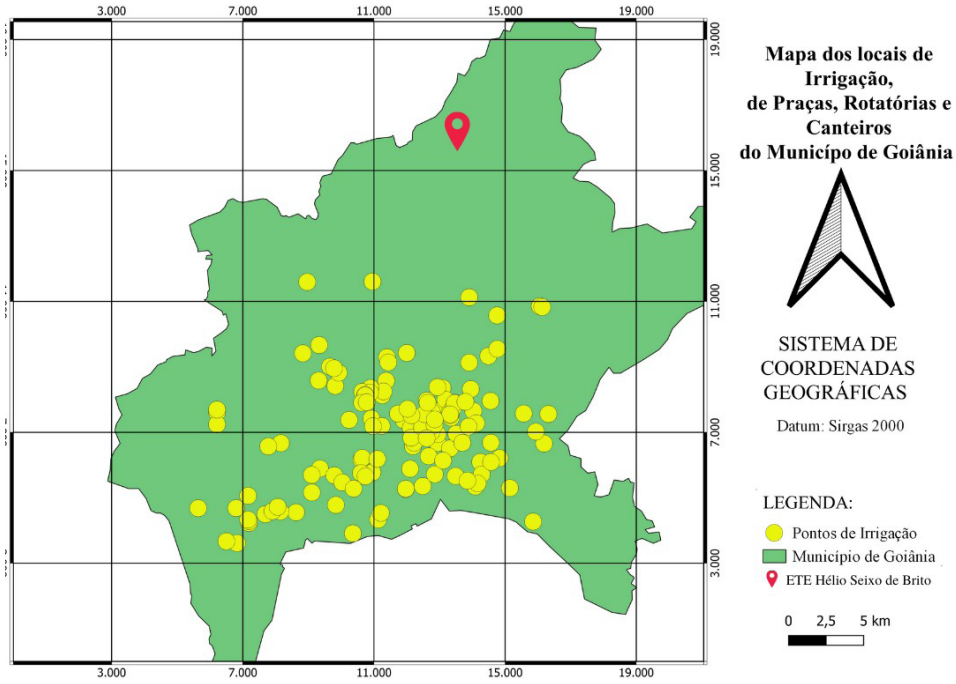


Imagem 1: Mapa dos Locais de Irrigação de Praças, Rotatórias e Canteiros do Município de Goiânia.
Fonte: autoria própria

Em 2020 a média obtida da vazão de efluentes pela ETE era de 1600 L/s. Para que o efluente seja utilizado em processos de irrigação urbana, faz-se o uso de caminhões-pipa - caminhões de carga hídrica -. A média de capacidade dos Caminhões Pipa é de 10.000L/dia e estes serão utilizados para irrigar toda a área determinada de praças, rotatórias e canteiros presentes em Goiânia que, de acordo com os dados da COMURG (2021), somam-se em 146.236,98 m^2.

De acordo com CAMPOS (2012), o processo irrigatório paisagístico demanda uma quantidade de 1 L/m^2 utilizados, logo, considerando que a área total a ser irrigada possui 146.236,98 m^2, necessita-se, por dia, cerca de 146.236,98 Lpara a irrigação total. Dessa forma, considerando-se a utilização de caminhões-pipa, em apenas 1 dia seria necessário o uso de 14 a 15 caminhões para a irrigação total das áreas. Desta forma, o balanço hídrico mostra que tem-se uma oferta de 138.240 m^3/dia proveniente da ETE e uma demanda de 146,23 m^3/dia para irrigação de todas as áreas listadas pela COMURG, ou seja, a demanda de efluente é suficiente para a irrigação total das áreas, sendo apenas necessário para tal irrigação, de acordo com o INTERÁGUAS (2018) o uso do tratamento secundário, filtração e desinfecção.

3. CONCLUSÕES

Por meio deste estudo, foi observado que o reúso do efluente não está adequado para irrigação das praças, rotatórias canteiros, pois não atende aos critérios de qualidade recomendados pelo INTERÁGUAS (2018), para que haja o uso do mesmo, consiste na implantação do uso do tratamento secundário, filtração e desinfecção. O volume tratado atende a demanda de áreas o valor mostra a oferta para irrigação de todas as áreas listadas pela COMURG. É de interesse público, com inovações tecnológicas, procedências em ações que estejam voltadas para a adequação de etapas elevadas do tratamento do reúso irrestrito indicado a benefícios de atividades urbanas, visando a mitigaçãoda água potável, a perda de capital e priorizando a atenção nos cuidados à sociedade.

AGRADECIMENTO

Agradecemos a todos os que colaboraram, direta ou indiretamente para a elaboração deste artigo por todo seutrabalho e dedicação prestados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Saneago. *Relatório. SUPERINTENDÊNCIA DE TECNOLOGIA OPERACIONAL - SUTOP - S0085*. Goiânia, GO, 2020. 1 p.

CAMPOS, Marcus. *Qualidade de investimentos em sistemas prediais de aproveitamento de água pluvial: uso de particles swarm optimization*. Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas - SP, p. 23. 2012

INTERÁGUAS; ELABORAÇÃO DE PROPOSTA DO PLANO DE AÇÃO PARA INSTITUIR UMA POLÍTICA DE REÚSO DE EFLUENTE SANITÁRIO TRATADO NO BRASIL. Produto 3, 2018.

RESOLUÇÃO N° 430; ; Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional Do Meio Ambiente, 13 De Maio De2011.

RESOLUÇÃO N° 357; Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional Do Meio Ambiente, 17 De Março De2005.

REFERÊNCIAS INTERNET

COEMA N°2; *Padrões e Condições Para Lançamento De Efluentes Líquidos Gerados Por Fontes Poluidoras*, 2 De Fevereiro, 2017. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973. Acesso no dia 11 de Março de 2022.

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DEVIDO DESCARTE INADEQUADO DE MANIPUEIRA E RESÍDUOS ORGÂNICOS EM COMUNIDADE NO BAIXO AMAZONAS

Natana Costa FARIAS [1], Tiago Reis SCALABRIN[1], Dayhane Mayara Santos NOGUEIRA[1], Lucinewton Silva de MOURA[1], Israel Nunes HENRIQUE [1]

[1] Universidade Federal do Oeste do Pará, Rua Vera Paz s/n° Santarém-PA, natana.ajrwsm@gmail.com; tiagoscalabrin@gmail.com; dayhanesantos@gmail.com; lucinewton.moura@yahoo.com.br; israelnunes@yahoo.com.br

RESUMO

A cultura de mandioca é a quarta mais importante no mundo, no Brasil a produção ocorre muitas vezes na informalidade, em locais chamados “casas de farinha”, estruturas que processam por método artesanal ou semi-industrial as raízes de mandioca, sendo um processamento com baixo nível tecnológico, para as populações tradicionais amazônicas. Além da importância econômica e alimentícia é uma prática cultural transmitida por gerações. Apesar do baixo uso de tecnologias para a produção de farinha no Baixo Amazonas a cidade de Santarém-PA detém a segunda maior produção de farinha do estado do Pará, esse produto advém do beneficiamento da mandioca e sua produção gera efluentes de características industriais, que são a manipueira e a puba. O primeiro é um líquido de coloração amarela com altas concentrações de carga orgânica, composto de proteínas, glicose, ácido cianídrico (chamada de manipueira), e o segundo possui coloração esbranquiçada e advém da água utilizada para masserar a mandioca antes do processamento da farinha (chamada de puba), também há geração de resíduos sólidos. Diante do exposto, esse trabalho objetivou identificar os impactos socioambientais advindos do processamento da mandioca em casas de farinha no município de Santarém-PA situada no Baixo Amazonas. Foram coletados dados a partir de entrevistas com os trabalhadores através de formulários semiestruturados, com questões abertas e fechadas. Em relação aos impactos sociais, destaca-se que a maioria afetada são do sexo masculino (64%), possuem baixa escolaridade, e os derivados da mandioca são suas fontes de renda. As jornadas de trabalho dos entrevistados são exaustivas, há incidência de relatos de movimentos repetitivos e de posição inadequada pelos trabalhadores, refletindo a insalubridade local. No que se refere as percepções ambientais, poucos tem conhecimentos dos danos ou sabem identificar os impactos que a atividade causa no meio ambiente, ficando expostos a insalubridade ambiental nas casas de farinha.

Palavras-Chave: Amazônia; resíduos da mandioca; mitigação de impactos; trabalhadores rurais.

1. INTRODUÇÃO

Embora tenha uma importância econômica e social com a geração de renda para o pequeno agricultor, os locais de beneficiamento da mandioca ainda enfrentam muitos problemas nas condições higiênico-sanitárias. A exemplo dessas condições França e Norat (2018), verificaram que as casas de farinha localizadas em um Município do Estado do Pará, funcionam em instalações precárias, e sem preocupação com a qualidade do ambiente, ficando evidenciado a deficiência na qualidade sanitária em que os trabalhadores se encontram.

Ressalta-se que mais da metade da produção da mandioca no país, destina-se para a fabricação de farinhas, por isso é considerada como o principal produto derivado da mandioca consumido no Brasil (CONAB, 2017). Considerando que o Pará é o maior produtor de raízes e possui tradição na produção de derivados da mandioca, destaca-se que o Município de Santarém, que conforme dados do IBGE (2017) possui quantitativo de 491 de agroindústrias em funcionamento, ocupando a primeira posição neste *item*. E, considerando o perfil das casas de farinha e as condições dos atores sociais envolvidos no processo de beneficiamento da mandioca essa pesquisa buscou avaliar, conforme a percepção dos trabalhadores, as condições socioambientais de casas de farinha de mandioca localizadas na Região do Planalto no Município de Santarém-PA no Baixo Amazonas.

2. ENQUADRAMENTO

2.1 Local de Estudo

Distrito de Boa Esperança – Região do Planalto Santareno (PA) no Baixo Amazonas, o levantamento de campo foi planejado e realizado junto as casas de farinha de uma cooperativa local, em três comunidades do distrito: Comunidade de Boa Esperança, Comunidade de Paxiúba e Valha-me-Deus conforme figura 1:

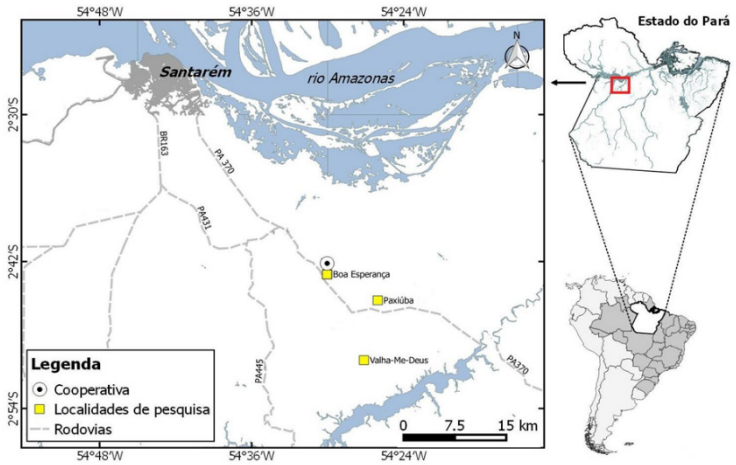


Fig 1. Comunidades onde estão localizadas as casas de farinha pesquisadas.

2.2 Metodologia

De caráter exploratório descritivo com abordagem quantitativo e qualitativo. A coleta de dados ocorreu por meio de entrevista direcionada através de um formulário semiestruturado com questões abertas e fechadas, ao qual, esse foi elaborado a partir da adaptação dos questionários adotados no trabalho de Barros Júnior (2015), Silva (2014). Foi feita a apresentação da pesquisa junto aos associados da cooperativa e, os trabalhadores e proprietários também foram esclarecidos, e só após as explicações foram convidados a participar de maneira voluntária da pesquisa, conforme determina o comitê de Ética em Pesquisa local.

Foram realizadas entrevistas *in loco* com 22 trabalhadores distribuídos nas seis casas de farinha de mandioca. Antes da aplicação foi realizado um pré-teste com 10 trabalhadores para verificar as falhas no instrumento, a clareza das perguntas, o tempo de resposta e o interesse dos respondentes pelo tema. Os respondentes desta fase não foram ouvidos novamente e os dados obtidos não foram analisados, pois conforme Marconi e Lakatos (2012) é um procedimento adequado utilizado somente para garantir a eficiência do instrumento da coleta de dados. E todos 22 entrevistados assinaram o Termo de Consentimento Livre Esclarecido (TCLE), sendo excluídos os menores de 18 anos de idade.

O formulário de roteiro das entrevistas foi dividido em três grupos: *Dados do entrevistado*: incluiu perguntas gerais, a respeito de gênero, idade e escolaridade; *Perfil econômico*: diz respeito a ocupação principal e renda; e *Percepção dos impactos ambientais*: diz respeito aos impactos ambientais que os trabalhadores percebem durante o beneficiamento dos produtos derivados da mandioca.

2.3 Resultados e Discussão

Em conformidade com os dados apresentados, observa-se que a distribuição por gênero e faixa etária dos trabalhadores nas seis casas de farinha visitadas, tem predominância do sexo masculino e um percentual maior de pessoas entre as fases jovem e adultas. Esse mesmo comportamento do perfil de trabalhadores de unidades produtoras de farinha encontrado neste estudo, também foi encontrado por França e Norat (2018) e Santiago (2016) onde ambos encontraram a predominância de trabalhadores do sexo masculino - jovens e adultos (90% e 54%, respectivamente) e uma faixa etária concentrada entre 20 a 65 anos de idade.

Cerca de 95% dos trabalhadores das seis casas de farinha são parentes, assim as casas de farinha caracterizam-se com estrutura familiar. Quanto ao grau de escolaridade dos entrevistados, a metade dos trabalhadores não concluíram o ensino fundamental (50%), 32% concluíram o ensino fundamental, 14% terminaram o ensino médio e 5% (1 trabalhador) possui o ensino superior.

Nesses estabelicemntos, os esgotos domésticos são 100% depositados em fossas

considerada do tipo negra, quanto a destinação do resíduo sólido doméstico, cerca de 77% dos entrevistados tem acesso a coleta de lixo feita pelo serviço público, e os outros 23% não são atendidos pelo serviço e afirmaram queimá-lo. O abastecimento de água é feito para 73% dos trabalhadores através de microssistema de água e 27% com auxílio de poço tubular.

Percebe-se que embora essa população tenha acesso à alguns serviços mesmo que parcialmente, ainda é notório que a mesma é desprovida de mais da metade de alguns serviços de saneamento que é garantido pela Lei Nº 11.445/2007 que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Através das suas percepções quanto a carga horária diária desenvolvidas pelos trabalhadores (Figura 2A), foram registrados 23% dos entrevistados com jornada diárias de trabalho de 10 a 12 horas, 45% de 8 a 10 horas e 32% de 4 a 8 horas. Apesar de ser um trabalho exaustivo e apresentar jornada de trabalho elevada, nenhum trabalhador tem registro profissional, justificado pelo motivo da produção nas casas de farinha se apresentarem como familiar.

Na variavel relacionada ao motivo pela qual os entrevistados trabalham na casa de farinha (Figura 2 B), 59% responderam que estão no ramo da mandiocultura pela falta de oportunidade, 23% para o sustento da família, 14% por tradição familiar e 5% pouca ou nenhuma oportunidade no mercado de trabalho.

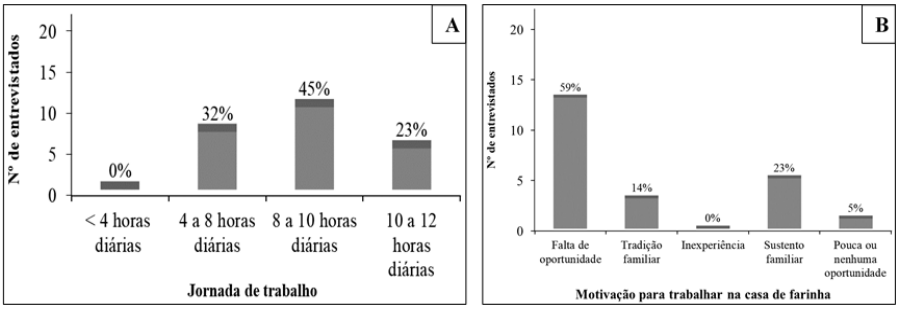


Fig 2. (A)-Jornada de trabalho e (B)- motivação para os trabalhadores nas casas de farinha.

Nenhum estabelecimento visitado possui lincença ambiental para seu funcionamento, e as casas não estão em conformidade como estabelece as legislações vigentes, sendo que algumas se apresentam como local totalmente insalubre e precário. Em relação ao descarte dos resíduos gerados durante o processamento da mandioca, nenhum estabelecimento visitado possui tratamento para a manipueira ou puba, sendo os efluentes todos descartados no ambiente. A manipueira é um efluente com elevada carga tóxica e carga orgânica, que ao ser despejada no meio sem tratamento e em grande quantidade, contribui para o desequilíbrio ecológico do sistema (SOUZA *et al.*, 2017).

O não tratamento da manipueira é proveniente da falta de técnicas de reaproveitamento, do descaso com o meio ambiente, sendo necessário que os envolvidos no beneficiamento da mandioca, conheçam de que maneira o meio ambiente vem sendo impactado, a falta

de tratamento da manipueira pode acarretar problemas sérios a saúde do trabalhador. Dado importante a essa pesquisa é que apenas 14% dos entrevistados declararam não possuírem contato físico com a manipueira, os demais trabalhadores relataram que estão sempre em contato físico com esse efluente, sendo esse contato 27% um contato baixo, 36% médio e 23% alto.

Em relação ao não tratamento dos efluentes nas casas de farinha, quando os trabalhadores foram questionados, se eles sabiam quais impactos ambientais eram causados pela atividade mandioqueira 36% responderam que sim, 32% disseram que não sabiam e 32% não souberam responder. Mesmo comportamento foi observado quando os participantes responderam sobre impacto ambiental, onde 68% afirmaram que sabiam o que era impacto ambiental e 32% falaram que não sabiam, porém dos que responderam que sabiam, apenas 27% disseram que conseguiriam explicar e os 73% não sabiam como explicar. Essa falta de conhecimento dos agricultores sobre os problemas ambientais em razão dos resíduos que são gerados nesses estabelecimentos, torna a situação mais agravante.

Os trabalhadores relataram que não utilizam Equipamentos de Proteção Individual – EPI. De acordo com a Norma Regulamentadora – NR 6 – os EPIs são destinados a proteção do trabalhador contra riscos suscetíveis de ameaça a segurança e a saúde no trabalho (BRASIL, 2015). Com base na não utilização de EPIs questionou-se como fazem para evitar/previnir os riscos de acidentes no local de trabalho, 73% responderam que ficam atentos antes e durante o período de trabalho, e 27% não souberam responder. Esse cuidado que os trabalhadores relataram possuir durante o processamento dos derivados da mandioca, pode ser o motivo pelo qual 77% dos entrevistados declararam não foram acometidos com acidentes de trabalho nas casas de farinha, e somente 23% já sofre algum tipo de acidente no ambiente de trabalho.

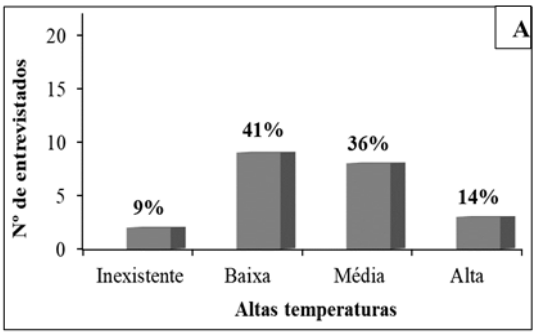


Fig 3. Percepção dos trabalhadores sobre incômodo com altas temperaturas.

Em relação a intensidade dos movimentos repetitivos praticados pelos trabalhadores 45% responderam que a intensidade é média, 41% intensidade alta e 14% baixa, esses podem está interligados com as posições inadequadas durante o processo produtivo. Quanto a temperatura no ambiente de trabalho, os entrevistados declararam sofrer em especial durante o verão amazônico, período em que a temperatura costuma ser mais elevada.

Referente as respostas sobre a temperatura nas casas de farinha, 41% respoderam que sofrem indíce baixo, 36% num indíce médio, 14% indíce alto e 9% disseram não sofrer nenhum incômodo com as altas temperaturas conforme a Figura 3 ao lado.

Pacheco *et al.* (2017), discorrem que os trabalhadores que ficam na etapa de torrefação, são os que ficam mais expostos tanto à fumaça quanto as altas temperaturas nas unidades produtoras de farinha. Outra problemática ambiental é a utilização da lenha para torrefação da farinha, quanto a natureza da procedência da lenha utilizada nas casas de farinha visitadas, 100% é oriunda do roçado da própria plantação da mandioca.

3. CONCLUSÕES

Os impactos socioambientais nas casas de farinha, evidenciou-se que a produção dos derivados da mandioca no distrito de Boa Esperança possui caráter familiar, com importância econômica e social para as famílias envolvidas no processo produtivo. A atividade no ramo da mandioqueira é repassada entre as gerações, com modo de produção artesanal, jornadas de trabalho exaustivas, trabalhadores com baixa escolaridade e pouca perspectiva de melhoria de vida. No que se refere as percepções ambientais, poucos tem conhecimentos dos danos ou sabem identificar os impactos que a atividade causa no meio ambiente, ficando expostos a insalubridade ambiental nas casas de farinha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS JÚNIOR, A. P.; DE SOUZA, W. M.; DE ARAÚJO, M. S. B. Vulnerabilidades, trabalhadores e casas de farinha: Cenário de riscos no agreste pernambucano. Rev.Gaia Scientia, v. 12, n. 3, 2018.

BRASIL. Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB. Conjuntura Mensal. MANDIOCA: raiz, farinha e fécula. Fevereiro de 2017.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11/05/1978; e dá outras providências, 2007.

BRASIL. Ministério do Trabalho e Emprego. Normas Regulamentadoras 6. Brasília, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Produção Agrícola Municipal 2017. Censo Agro 2017.

FRANÇA*, S. A.S.;* NORAT*, M. V. C*. Condições higiênico-sanitárias em casas produtoras de farinha de tapioca: uma análise no Distrito Vila de Americano, Município de Santa Izabel do Pará. Paper do NAEA 394, 2018.

MARCONI, M. A; LAKATOS, E. V. Técnicas de pesquisa. 7ª ed. São Paulo: Editora Atlas, 2012.

PACHECO, A. D. C. *et al*. Condições de trabalho em casas de farinha: continuidade ou mudança no tempo-espaço?. Rev. Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais, v. 6, n. 1, 2017.

SANTIAGO, D. R. Perfil socioeconômico e ambiental das comunidades tradicionais amazônicas: O caso das comunidades limitantes à área de Manejo florestal da P.W. A. Rev. Perspectivas Do Desenvolvimento, 2016.

SILVA, H. C. H. *et al*. A qualidade do saneamento ambiental no assentamento rural Amparo no município de Dourados-MS. Sociedade & Natureza, v. 26, n. 3, 2014.

SOUZA, N. C. O. *et al*. Estudo do Comportamento do Resíduo Líquido Gerado em Casa de Farinha. In: Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. SP, 2017.

97

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO LODO E DA DINÂMICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE REFINARIA DE PETRÓLEO UTILIZANDO BIORREATOR COM MEMBRANA OSMÓTICO

Gabriel R. A. SILVA[1], Gemima S. ARCANJO[2], Priscila B. MOSER[1], Amanda SOALHEIRO[1], Bárbara P. SOUZA[1], Míriam C. S. AMARAL[1]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, Brasil, gabrielrodrigues@gmail.com, priu_moser@yahoo.com.br, mandinhasoalheiro@hotmail.com, babipimentas@gmail.com, miriam@desa.ufmg.br*

[2] *Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, Brasil, gemima.arcanjo@ufba.br*

RESUMO

Com a intensa industrialização e o crescimento populacional presenciados nos últimos séculos, observou-se um aumento nunca antes visto da demanda por água. As atividades industriais de refino do petróleo contribuem consideravelmente para o aumento desta demanda, requerendo grandes quantidades de água para a realização de seus processos e gerando vultuosos volumes de efluente. Esse efluente é conhecido por apresentar altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, metais pesados, óleos e graxas, além de compostos recalcitrantes de difícil degradação. Dessa forma, o seu tratamento é indubitavelmente necessário. O estudo em questão avaliou um biorreator com membrana osmótico (BRMO), utilizando membranas de osmose direta (OD) no tratamento do efluente de refinaria, com solução osmótica (SO) de $MgCl_2$. A diferentça de pressão osmótica entre o efluente e a SO mais concentrada atua como a força motriz para a permeação, o que contribui para a redução da demanda energética do processo. Os resultados mostraram que o sistema de tratamento se mostrou eficiente na degradação da matéria orgânica e do nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$). Foram observadas remoções médias de carbono orgânico total (COT) e $N\text{-}NH_3$ iguais a 94 ± 4% e 99 ± 1%, respectivamente. Foi possível observar, também, que o aumento da salinidade no reator biológico não inviabilizou o metabolismo microbiano, que se mostrou estável quanto a remoção dos poluentes monitorados. Conclui-se, portanto, que a tecnologia empregada neste trabalho é extremamente promissora para a geração de água de reúso no contexto das plantas petroquímicas, podendo contribuir para a redução dos custos e diminuição do uso de água doce nos processos do refino do petróleo.

Palavras-Chave: biorreator com membrana osmótico; reúso; efluente de refinaria.

1. INTRODUÇÃO

As atividades industriais de refino do petróleo requerem grandes quantidades de água doce, cerca de 730 mil m3.dia-1, além de gerar grandes volumes de efluentes com elevada carga poluente (PETROBRAS, 2018; Moser, 2017). Dessa forma, o segmento petroquímico exerce considerável pressão sobre os recursos hídricos. Assim, tecnologias de tratamento que proporcionam o reúso de água são cada vez mais atrativas. O processo biológico, há muito, é utilizado no tratamento de efluentes, tendo como principal finalidade a redução da carga orgânica inicial. Porém, devido à complexidade composicional dos efluentes industriais, o processo biológico, muitas vezes, não é capaz de fornecer água tratada com qualidade suficiente para o lançamento ou para o reúso. Portanto, técnicas mais avançadas de tratamento podem ser utilizadas para alcançar esses objetivos. A conjugação do processo biológico aos processos de separação por membrana oferece uma alternativa viável ao tratamento de matrizes complexas, como o efluente de refinaria, abrindo a possibilidade para o reúso industrial (Alkmin *et al*., 2017).

É válido ressaltar que, atualmente, três das onze refinarias de petróleo no Brasil aplicam Biorreatores com Membranas Convencional (BRM) para o tratamento de seus efluentes, produzindo um permeado com qualidade para diversos usos. Porém, em alguns casos, há a necessidade de polimento da água tratada por eletrodiálise ou osmose inversa para posterior aplicação em usos mais restritivos, os quais requerem águas de maior qualidade. Biorreatores com Membrana Osmótico (BRMO), que utilizam membranas de osmose direta (OD), figuram como alternativa para o tratamento desses efluentes, potencializando a remoção de poluentes, além de reduzir custos operacionais, pois a força motriz da permeação é a diferença de pressão osmótica entre uma solução salina e o meio reacional menos concentrado (Viet *et al*., 2019). Porém, o impacto da salinidade sobre o processo biológico e a incrustação da membrana são gargalos característicos dos BRMOs. Dessa forma, o presente trabalho objetivou avaliar a qualidade do lodo biológico e a dinâmica de remoção de matéria orgânica e nitrogênio do efluente proveniente de uma refinaria de petróleo, utilizando um BRMO.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O reator operou continuamente por 105 dias e o sistema está esquematizado na Figura 1. O módulo de membrana desenvolvido no âmbito da pesquisa foi revestido com membras OD, fornecidas pela Hydration Technology Innovations (HTI), possui área útil de 0,028 m² e foi submerso no tanque biológico. O volume do reator biológico foi fixado em 4,5 L, controlado por uma boia controladora de nível, com aeração constante de 0,5 $Nm^3.h^{-1}$. A solução osmótica cloreto de magnésio ($MgCl_2$), um sal de baixa difusividade, 0,2 $mol.L^{-1}$ foi recirculada no módulo de membrana de OD com velocidade de 0,7 $L.min^{-1}$ por uma bomba peristáltica. A solução foi preparada e trocada semanalmente, a fim de se manter a pressão osmótica em 15 bar. O sistema foi alimentado com um efluente proveniente de uma refinaria de petróleo de Minas Gerais, caracterizado por elevadas taxas de

matéria orgânica e nitrogênio, contendo (Moser, 2017). Para a caracterização do efluente e do permeado produzido, foram avaliados os seguintes parâmetros analíticos: carbono orgânico total (COT), nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e condutividade, conforme o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Para o monitoramento do lodo foram realizadas análise de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos voláteis (SSV), de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2017).

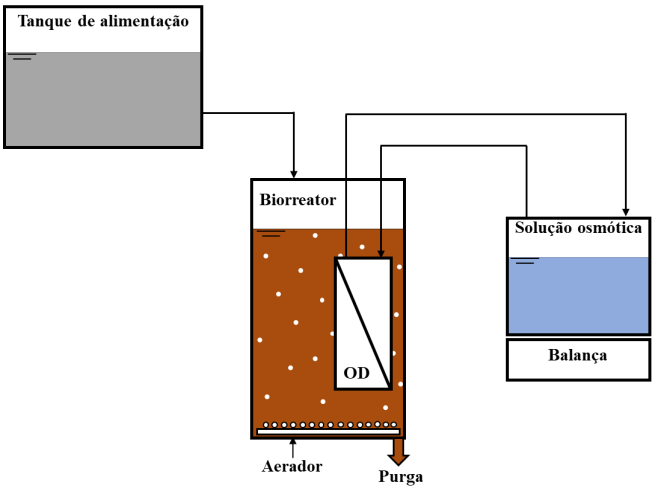


Fig. 1. Configuração do BRMO.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fluxo permeado e salinidade no reator

O monitoramento do fluxo permeado e da salinidade no meio reacional são apresentados na Figura 2 e na Figura 3. O fluxo permeado pela membrana de OD se estabilizou em torno do dia 50 em aproximadamente 0,2 $kg.m^{-2}.h^{-1}$, o que representa 21% do fluxo observado no início da operação. A queda do fluxo no BRMO pode ser atribuída à redução do gradiente de concentração entre a solução osmótica e o meio reacional, observado na Figura 2, uma vez que a diferença de pressão osmótica do sistema é fator preponderante para a efetividade do reator osmótico, responsável pela força motriz que induz à permeação direta (Checkli *et al.*, 2016).

A condutividade média no líquido do reator e na solução osmótica, associadas à concentração do $MgCl_2$ em solução, foram de 8,5 ± 2,3 $mS.cm^{-1}$ e 16,5 ± 2,2 $mS.cm^{-1}$, respectivamente. O aumento da condutividade no lodo indica o acúmulo de sais no meio reacional, o que provocou a queda na diferença de pressão do sistema, influenciando na redução inicial acentuada do fluxo permeado que também está associada a uma elevada incrustação no período inicial de operação (Viet *et al.*, 2019).

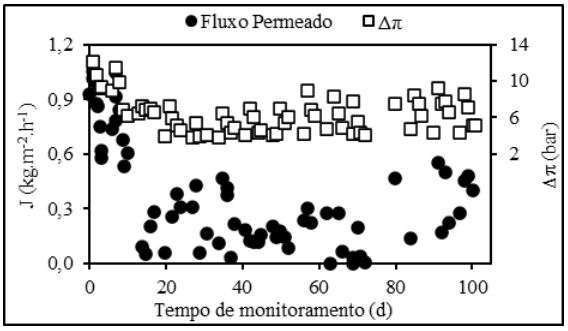


Fig. 2. Fluxo permeado.

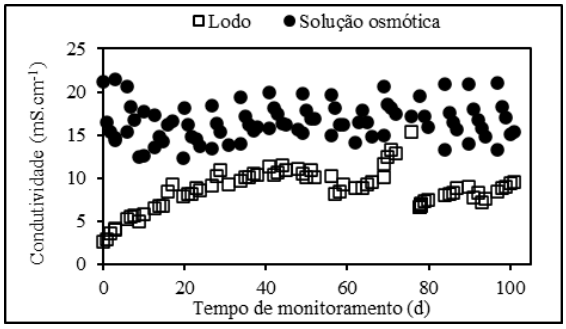


Fig. 3. Condutividade no sistema.

3.2 Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogênio

As concentrações de COT e N-NH_3 no efluente de refinariam variaram entre 23 e 102 mg.L^{-1} e 12 e 22 mg.L^{-1}, respectivamente, durante o tempo de operação, como pode ser observado na Figura 4 e na Figura 5. A concentração médias de COT no permeado foi de 3 ± 2 mg.L^{-1}, correspondendo a uma remoção de 94 ± 4%, enquanto a concentração média de N-NH_3 foi de 0,2 ± 0,1 mg.L^{-1}, implicando em uma remoção média de 99 ± 1%. Moser *et al*. (2019) avaliaram a dinâmica de remoção de matéria orgânica e amônia de efluente de refinaria utilizando um biorreator com membranas convencional, reportando remoções da ordem de 81 ± 15% para COT e acima de 95% para nitrogênio amoniacal. O trabalho de Alkmin *et al*. (2017), com um BRM convencional, apresentou remoção de COT de 79 ± 10% e de N-NH_3 de 92 ± 7%. Tais resultados ressaltam a melhor performance do BRMO quanto a remoção de matéria orgânica e amônia, em comparação à BRM convencionais, devido ao aumento do tempo de contato entre os poluentes da e a massa biológica do reator. A baixa concentração de amônia no permeado resulta da efetividade do processo biológico aeróbio na oxidação da amônia em nitrato (NO_3-) e da alta rejeição da membrana de OD (Moser *et al*., 2019; Zhu *et al*., 2018).

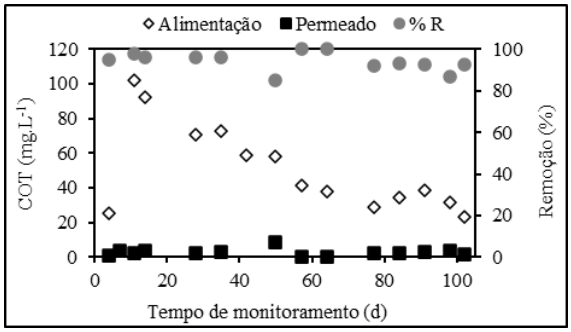


Fig. 4. Remoção de COT no permeado.

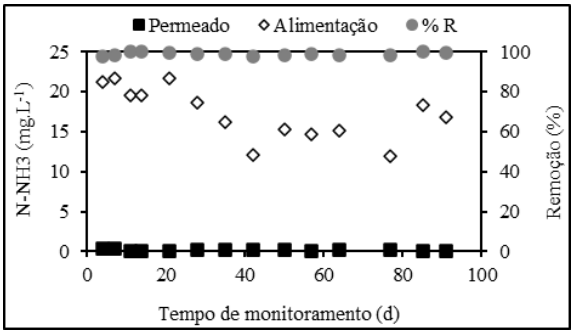


Fig. 5. Remoção de N-NH3 no permeado.

3.3 CARACTERÍSTICAS DO LODO

A concentração de SST e SSV na massa biológica está representada na Figura 6. A razão SSV/SST, que representa a fração biológica ativa na massa do lodo, apresentou média

de 0,6 ± 0,2 mg.L^{-1}, o que indica a manutenção do processo biológico, corroborada pela estabilidade das taxas de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Todavia, verifica-se uma tendência de redução da concentração de SSV com o decorrer do tempo de operação, indicando a influência negativa do aumento da salinidade no meio reacional sobre os microrganismos. Porém, mesmo com o impacto do aumento da salinidade, enfatiza-se que o processo biológico permaneceu efetivo quanto à remoção dos poluentes avaliados.

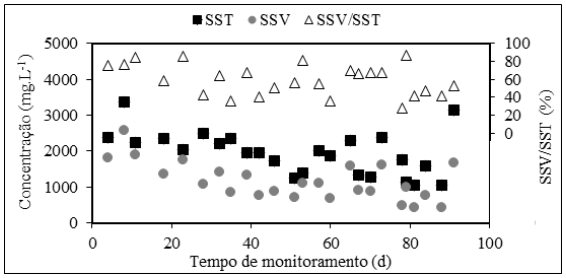


Fig. 6. Sólidos suspensos totais e voláteis.

4. CONCLUSÕES

O BRMO operado com solução osmótica de $MgCl_2$ se mostrou extremamente promissor quanto a geração de água de reúso, implicando em um ganho ambiental nos processos do refino do petróleo. Foram observadas remoções médias de COT e N-NH_3 iguais a 94 ± 4% e 99 ± 1%, respectivamente. A redução do fluxo permeado foi atribuída à redução da diferença de pressão osmótica entre o meio reacional e a solução salina de $MgCl_2$. Verificou-se que o aumento da salinidade no reator não inviabilizou o processo biológico, que se mostrou estável quanto a remoção dos poluentes monitorados. Dessa forma, o estudo indica que a tecnologia avaliada pode contribuir com a redução da demanda de água doce e do descarte de efluente provenientes do setor petroquímico no ambiente, diluindo a pressão do segmento sobre os recursos hídricos, cada vez mais escassos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq, à CAPES, e à FAPEMIG pelo financiamento e pelas bolsas de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alkmim AR, Costa PR, Moser PB, Neta LSF, Santiago VMJ, Cerqueira AC, ReisBG, Amaral MCS (2017) Potential use of membrane bioreactor to treat petroleum refinery effluent: comprehension of dynamic of organic matter removal, fouling characteristics and membrane lifetime. In: Bioprocess and Biosystems Engineering, v. 40, n. 12, p.1839-1850, Sep. 2017

Chekli L, Phuntsho J, Jung KE, Kim J, Choi JY, Choi J-S, Kim S, Kim JH, Hong S, Shon HK (2016) A comprehensive review of hybrid forward osmosis systems: Performance, applications and future prospects. In: Journal of Membrane Science, v. 497, p. 430–449, Jan. 2016

APHA (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, 2017.

Moser PB (2017) Biorreator híbrido com membranas de ultrafiltração e osmose direta como alternativa para o tratamento e reúso do efluente de refinaria de petróleo. 91 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Dec. 2017

Moser PB, Bretas C, Paula EC, Faria C, Ricci BC, Cerqueira AC, Amaral MCS (2019) Comparison of hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor for oil refinery effluent treatment. In: Chemical Engineering Journal, v. 378, p. 121952, Dec. 2019

PETROBRÁS, RECURSOS HÍDRICOS, 2018. Disponível em: <www.petrobras.com.br/pt/sociedade-e-meio-ambiente/meio-ambiente/recursos-hidricos/>. Acesso em 07 Sep. 2019

Viet N D, Cho J, Yoon Y, Jang A (2019) Enhancing the removal efficiency of osmotic membrane bioreactors: A comprehensive review of influencing parameters and hybrid configurations. In: Chemosphere, v. 236, p. 124363, Dec. 2019

Zhu W, Wang X, She Q, Lia X, Ren Y (2018) Osmotic membrane bioreactors assisted with microfiltration membrane for salinity control (MF-OMBR) operating at high sludge concentrations: Performance and implications. In: Chemical Engineering Journal, v. 337, p. 576–583, Apr. 2018

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

98

CONVENÇÃO DA BASILÉIA: PANORAMA BRASILEIRO DA MOVIMENTAÇÃO TRANSFONTEIRIÇA DE RESÍDUOS PERIGOSOS

Rafaella de Moura MEDEIROS[1], Adjane DAMASCENO DE OLIVEIRA[2], Daniela dos Santos SANTANA[3], Ricardo VALADÃO DE CARVALHO[4], José Fernando Thomé JUCÁ[5]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Av. da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife/PE, 50740-550, rafaellamouraa1@gmail.com*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Av. da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife/PE, 50740-550, adjanedeoliveira@gmail.com*

[3] *Universidade Federal de Pernambuco, Av. da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife/PE, 50740-550, daniela.santosgrs@gmail.com*

[4] *Ecologic Ltda. Rua Fortaleza, n.389, Alto da Glória, Goiânia/GO, 74815-710*

rvc.amb@gmail.com

[5] *Universidade Federal de Pernambuco, Av. da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife/PE, 50740-550, jucah@ufpe.br*

RESUMO

Como consequência dos anos finais da Guerra Fria, entre 1980 e 1990, houve um despertar para as questões ambientais no cenário internacional, principalmente em relação ao fluxo de resíduos perigosos de países industrializados para países em desenvolvimento e para a Europa Oriental. Por se tratar de resíduos perigosos têm-se riscos ambientais, sociais e econômicos envolvidos tanto no transporte quanto na destinação, uma vez que, pode-se haver a possibilidade de que os países receptores não possuam condições tecnológicas para gerenciar adequadamente estes resíduos. Deste modo, a Organização das Nações Unidas (ONU) percebendo a importância de mecanismos para controle da movimentação transfronteiriça dos resíduos perigosos, passou a conduzir a discussão e elaboração de uma convenção internacional que regulamentasse o comércio e o depósito destes materiais. A Convenção de Basiléia, como é comumente conhecida, possuiu o intuito de coibir o tráfico ilegal e intensificar a cooperação internacional para a gestão ambientalmente adequada desses resíduos, principalmente para os países pertencentes a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), bem como aos países em desenvolvimento e ainda aos países que causam danos, na maioria, irreversíveis ao meio ambiente; ou seja, surge como forma de controle para que os países desenvolvidos não transformem os países em desenvolvimento em locais irregulares para tratamento e disposição dos seus resíduos perigosos.

Palavras-Chave: importação e exportação de resíduos perigosos; comércio internacional; ODS; PNRS; acordo internacional.

1. INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos perigosos é objeto de discussão internacional desde os anos 80, quando foi incluída como uma das três áreas prioritárias no primeiro Programa de Direito Ambiental do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) em Montevidéu, em 1981. A Convenção da Basiléia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e sua Eliminação foi adotada em 1989 e entrou em vigor em 1992. Atualmente 53 países são signatários desta convenção, dentre eles, o Brasil (BASEL CONVENTION, 1989).

Esse tratado internacional busca coibir o tráfico ilegal e prever a intensificação da cooperação internacional para a gestão adequada dos resíduos perigosos (CETESB, 2022). E retrata a preocupação com a segurança ambiental no transporte e destinação adequada, visto que não havia o controle sobre o fluxo e a quantidade de resíduos perigosos que circulavam entre os países desenvolvidos e os em desenvolvimento, nesta ordem. Além dos riscos atribuídos ao transporte destes resíduos, a busca por opções menos onerosas poderiam gerar a destinação em locais sem a devida capacidade para administrar e tratar esse passivo.

A Agenda 2030, composta por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) também tem atuado como um mecanismo adicional e o ODS 12, que trata de assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, tem como meta alcançar o manejo adequado produtos químicos e todos os resíduos, de acordo com os marcos internacionais acordados (ODS BRASIL, 2022).

Deste modo, realizou-se um levantamento acerca da legislação vigente no Brasil, bem como realizou-se uma compilação dos casos reportados na literatura e dos registros oficiais de movimentação transfronteiriça de resíduos perigosos desde que a Convenção entrou em vigor, em 1992, elaborando um panorama da efetividade da Convenção da Basiléia no Brasil, e demonstrando como a convenção pode contribuir para o atingimento dos ODS.

2. ENQUADRAMENTO

A Convenção da Basiléia surgiu como uma consequência de eventos ocorridos anteriormente, sejam eles de cunho político ou de cunho dos desastres ocorridos pelos movimentos dos resíduos perigosos. Derani (2001) realizou uma análise sobre os princípios do direito ambiental que são aplicáveis à Convenção da Basiléia; segundo o autor:

- o princípio da precaução, uma vez que a Convenção apresenta a necessidade do gerenciamento do movimento de transporte de resíduos, visando a prevenção a danos ambientais e/ou humanos;
- o princípio da cooperação, visto que orienta a formação de políticas que visem o bem-comum, inerente ao estado;

- e, por consequência, pois não foi contemplado na Convenção, o princípio do poluidor pagador, que acabou por ser internalizado nas políticas públicas ambientais brasileiras.
- A Fig. 1 apresenta o quadro legislativo brasileiro atual, constando as principais leis que tratam, direta e indiretamente, de questões relacionadas a Convenção da Basiléia.

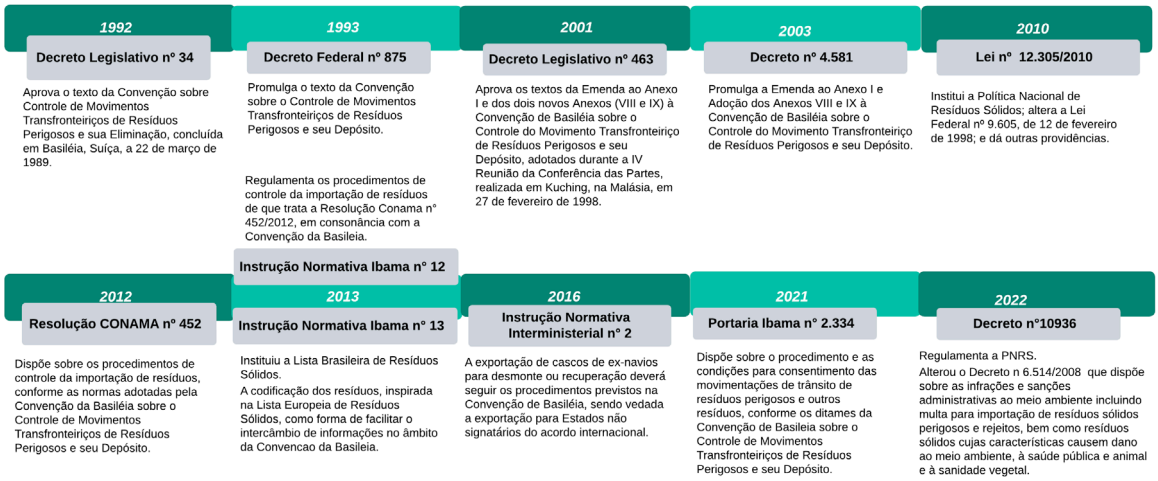


Fig. 1. Legislação brasileira: Convenção da Basiléia.

É importante ressaltar ainda que, por meio da 14ª Conferência das Partes (COP-14), realizada em Genebra, na Suíça, em 2019, incorporou o monitoramento de exportação de resíduos plásticos difíceis de reciclar. Deste modo, a Convenção da Baseleia incluiu, em janeiro de 2020, o tratamento de plásticos nesse pacto destinado até então ao controle de resíduos nocivos (UNEP, 2019). A decisão da COP-14 é caracterizada com um passo de relevância para a correção do desequilíbrio entre o uso, o descarte e o reúso do plástico, além, de mais uma vez se tratar de uma medida visa trazer à luz a responsabilidade para o sistema global de gerenciamento de resíduos plásticos e a transição para economia circular.

Cabe destacar que qualquer movimento transfronteiriço de resíduos perigosos ou outros rejeitos, entre os países signatários, sem as devidas notificações será considerado como tráfico ilegal. Tanto os países de exportação quanto os de importação de resíduos perigosos precisam certificar-se da capacidade de gerenciamento dos resíduos, e o exportador deve proibir o comércio se suspeitar que o país receptor, principalmente aquele em desenvolvimento, não conseguirá realizar seu depósito de maneira ambientalmente adequada (BASEL CONVENTION, 1989).

Desde 01 de outubro de 2021, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA), a autarquia do governo brasileiro responsável pelo controle transfonteiriço de resíduos no país, deixou de emitir consentimento prévio por escrito nos casos em que o Brasil for Estado de Trânsito, confirmando o recebimento da notificação

trânsito somente de forma eletrônica, sendo considerado consentido o trânsito de resíduos perigosos e outros resíduos que tenha sido autorizado pela Autoridade Competente do Estado de Importação.

Em 01 de Janeiro de 2021 entrou em vigor a emenda à Convenção de Basiléia que determina o controle sobre o movimento transfronteiriço de resíduos plásticos. O Brasil ainda não possui regulamentação especifica para esse procedimento no Brasil, desta forma, para a exportação desse tipo de resíduo, o exportador deverá solicitar ao Ibama a autorização para exportação de acordo com os procedimentos indicados para exportação de resíduos controlados, já a importação de resíduos de plástico é permitida e não há necessidade de autorização prévia do Ibama (IBAMA, 2022).

O IBAMA, zelando pelos princípios da publicidade, transparência e eficiência, possui um plano de dados abertos, no entanto, em consulta aos dados disponibilizados não constam informações referentes a importação e exportação de resíduos no país. Em consulta ao órgão por meio do portal da transparência solicitou-se os registros de movimentação de 1992 até 2021, contudo, o órgão respondeu que “a solicitação inclui listagens desde 1992, que não estão disponíveis no Ibama, nem em meio digital, nem em meio físico” (Processo SEI Processo n° 02001.007032/2022-75) e desta forma, nenhum dado foi disponibilizado, portanto, entende-se que os demais também não estão disponíveis para compartilhamento com o público.

As publicações disponíveis de Diagnósticos de Delitos Ambientais para os anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 apresentam descrições de delitos referentes a importação/exportação de pneus inservíveis, baterias de chumbo-ácido, pilhas e baterias, além de cargas abandonadas em recintos alfandegários, mas não há registros específicos de quantidades e localização específica dos delitos, além de resíduos perigosos descartados em navios de trânsito internacional para o ano de 2020, no entanto, não fica claro se há algum enquadramento na Convenção da Basiléia.

No Quadro 1, tem-se a compilação de dados retratados pela literatura e pelos canais de comunicação em geral, no que se refere a importação de resíduos perigosos. Esta lista não esgota os casos, mas exemplifica o problema enfrentado.

As informações do Quadro 1 retratam a urgência de fiscalização das cargas que chegam ao Brasil, uma vez que resíduos perigosos estão sendo encaminhados ao país como se fossem resíduos não perigosos, já que para estes não há restrições de recebimento.

A Convenção estudada, tem potencial para contribuir com o cumprimento dos ODS, uma vez que o indicador 12.4.1 do ODS 12 refere-se à existência ou não de assinatura de acordos multilaterais internacionais sobre resíduos perigosos e outros produtos químicos, no qual está inclusa a Convenção da Basiléia. Este é um indicador binário (sim ou não) e para o Brasil, do período de 2009 a 2019 consta como cumprido (ODS BRASIL, 2022).

Quadro 1. Recorte histórico sobre a importação de resíduos perigosos no Brasil.

Ano	País de origem	Receptor	Resíduo declarado	Resíduo enviado	Quantidade	**Referência**
2003	Holanda	Não desembarcou	Melaço contaminado com hormônio de crescimento MPA (acetato de medraxyporterona)		Não informada	AGÊNCIA BRASIL, 2003
2009	Inglaterra	Porto de Santos (SP) e Porto do Rio Grande do Sul (RS)	Polímero de etileno e resíduos plásticos, que seriam usados na indústria da reciclagem	Resíduo perigoso que continham pilhas, seringas, sacolas plásticas, banheiros químicos, camisinhas usadas, resíduos eletroeletrônicos	16 contêineres com 290 toneladas e 40 contêineres, respectivamente	DIÁRIO DO GRANDE ABC, 2009
2011	Estados Unidos	Porto de Suape (PE)	Tecidos de algodão com defeito	Lençóis descartados de hospitais	46 toneladas	CARTA CAPITAL, 2021
2012	Espanha	Itajaí (SC)		Resíduos hospitalares	20 toneladas	
2013	Canadá e Espanha	Não informado		Resíduos hospitalares	40 e 19 toneladas, respectivamente	
2019-2020	Estados Unidos	Porto de Rio Grande (RS)	Aparas de papelão	Produto importado estava misturado à resíduo tóxico	65 contêineres, com, aproximadamente, 1,1 mil toneladas	
2021	Estados Unidos, Honduras e República Dominicana	Porto de Santos (SP)	Aparas de papel	Os mais variados tipos de resíduos	460 toneladas em 21 contêineres	AGÊNCIA BRASIL, 2021
2021	Estados Unidos e Republica Dominicana	Porto de Santos (SP)	Aparas de papel	Lixo hospitalar (luvas, máscaras e fraldas geriátricas prensadas em papelão)	500 toneladas em 61 conteineres.	AGÊNCIA BRASIL, 2021

3. CONCLUSÕES

É notória a importância global que a Convenção da Basiléia representou no marco para o controle da movimentação transfronteiriça dos resíduos perigosos. No entanto, nota-se a necessidade de maior controle, fiscalização e transparência nos dados referentes a importação e exportação de resíduos no país. E, no contexto da Agenda 2030, muito tem que ser avançado, visto que o monitoramento precisa ser mais efetivo, principalmente nos países em desenvolvimento, que são os alvos de recebimento das cargas de resíduos perigosos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA BRASIL. Embaixador diz que navio holandês nem chegou a deixar costa européia. Disponível em: <http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2003-05-02/embaixador-diz-que-navio-holandes-nem-chegou-deixar-costa-europeia>. Acesso em: 25 mai. 2022.

AGÊNCIA BRASIL Contêineres com lixo hospitalar são encontrados no porto de Santos. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/radioagencia-nacional/geral/audio/2021-09/conteineres-com-lixo-hospitalar-sao-encontrados-no-porto-de-santos>. Acesso em: 31 de maio de 2022.

BASEL CONVENTION. Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal. 1989. Disponível em: <https://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/text/BaselConventionText-e.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2022.

CARTA CAPITAL. Importação clandestina de lixo vira problema nos portos brasileiros. Disponível em: <https://www.cartacapital.com.br/sustentabilidade/importacao-clandestina-de-lixo-vira-problema-nos-portos-brasileiros/>. 2021. Acesso em: 27 mai. 2022.

CETESB. Convenção de Basileia. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/centroregional/convencao-de-basileia/>. Acesso em: 20 mai. 2022.

DERANI, C. Direito Ambiental Econômico. São Paulo, Max Limonad, 2001.

DIÁRIO DO GRANDE ABC. Empresas inglesas enviam 290 toneladas de lixo ao Brasil, diz Ibama. Disponível em: <https://www.dgabc.com.br/Noticia/252630/empresas-inglesas-enviam-290-toneladas-de-lixo-ao-brasil-diz-ibama>. 2009. Acesso em: 20 mai. 2022.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/residuos/importacao-exportacao>. Acesso em: 30 de maio de 2022.

ODS BRASIL - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável – Brasil. Objetivo 12 - Consumo e produção responsáveis. <https://odsbrasil.gov.br/objetivo12/indicador1241>. Acesso em: 30 de maio de 2022.

UNEP - United Nations Environment Programme. Governments agree landmark decisions to protect people and planet from hazardous chemicals and waste, including plastic waste. Disponível em: <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/governments-agree-landmark-decisions-protect-people-and-planet>. Acesso em: 29 mai. 2022.

100

TORRES VEDRAS + BIO: SENSIBILIZAR PARA COMPOSTAR

Sandra PEDRO[1], Fabíola CORREIA[2], Ana SILVA[3]

[1] *Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Torres Vedras, Av. 5 de Outubro – Edifício Multisserviços - 2560-270 Torres Vedras, sandra.pedro@smastv.pt*

[2] *Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Torres Vedras, Av. 5 de Outubro – Edifício Multisserviços - 2560-270 Torres Vedras, fabiola.correia@smastv.pt*

[3] *Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Torres Vedras, Av.5 de Outubro – Edifício Multisserviços - 2560-270 Torres Vedras, Ana.silva@smastv.pt*

RESUMO

O tratamento na origem dos biorresíduos, constitui-se como a melhor opção de tratamento de resíduos urbanos (RU) disponível para os Municípios, os ganhos ambientais e económicos são expressivos e devem ser equacionados quando são definidas as estratégias municipais para os RU. A reforma legislativa e a obrigatoriedade legal de recolha seletiva de biorresíduos, até ao fim de 2023, tem fomentado a mudança de realidade à qual os Municípios têm de se adaptar. Tendo em conta a caracterização física de resíduos urbanos, em Torres Vedras, do ano de 2018, realizada pela Valorsul, a maior percentagem de resíduos recolhidos de forma indiferenciada são biorresíduos, cerca de 44%. Ciente da importância da reciclagem desta fileira, com o objetivo do desvio da deposição em aterro, o Município de Torres Vedras tem vindo a investir na capacitação da população para a reciclagem na origem dos biorresíduos. Em 2018 o Município iniciou, em parceria com a Valorsul, um projeto de compostagem doméstica, tendo assumido a continuidade do mesmo até ao presente com o projeto “Compostar é Valorizar”, onde já foram entregues cerca de 1000 compostores. Em 2019, o Município iniciou um projeto piloto de compostagem comunitária, o “Compostim”. Trata-se de um projeto coordenado por um grupo local de cidadãos e que, alia a compostagem comunitária, com um jardim de aromáticas que os utilizadores podem usufruir. Está preparado para ser utilizado por cerca de três a quatro famílias por equipamento. À data estão instalados 3 compostins, estando previsto o aumento dos equipamentos durante o ano de 2022. O projeto engloba ainda, sensibilização e formação para a compostagem nas escolas e instituições, onde têm sido desenvolvidas ações de formação e colocados compostores, quase sempre associados a hortas biológicas. Num âmbito de formação e capacitação interna, foram também realizadas sessões para os trabalhadores dos Serviços Municipalizados de Torres Vedras (SMASTV) e cedidos compostores.

Palavras-Chave: Município de Torres Vedras; Biorresíduos; Compostagem Doméstica; Compostagem Comunitária.

1. INTRODUÇÃO

Em 2020, foram produzidas 35.200 toneladas de RU no Município de Torres Vedras, das quais 44% são biorresíduos, tendo sido encaminhadas para o aterro cerca de 15.500 t de resíduos orgânicos, resíduos que poderiam ter sido alvo de tratamento na origem através de compostagem, ou recolhidos seletivamente para valorização orgânica.

A Diretiva (EU) 2018/851, de maio de 2018, que altera a Diretiva 2008/98/CE- Diretiva Quadro de Resíduos (DQR) define novas metas para a reciclagem e valorização dos resíduos segundo os princípios da Economia Circular e estabelece, nomeadamente, a obrigação da recolha seletiva de 55% dos biorresíduos em 2025.

O concelho de Torres Vedras tem um potencial significativo para o sucesso de programas de compostagem, em locais onde a recolha seletiva de biorresíduos não tem possibilidade de obtenção de resultados expressivos e terá sempre um custo benefício muito elevado, face à quantidade de quilómetros que é necessário percorrer para recolher pequenas quantidades de biorresíduos.

Existe um crescente interesse e preocupação, por parte da população, para dar um destino adequado a esta fração.

2. ENQUADRAMENTO

Torres Vedras pertence ao distrito de Lisboa e tem 83 075 habitantes (Censos de 2021). O município subdivide-se em 13 freguesias e tem um território maioritariamente rural, com a tipologia unifamiliar como alojamento predominante. O município tem um sistema de recolha de resíduos por proximidade, onde os SMASTV assumem a recolha dos resíduos indiferenciados, estando a recolha seletiva multimaterial a cargo da entidade gestora em alta, Valorsul.

A produção de resíduos, no ano de 2020, no Município de Torres Vedras foi de 35.200 toneladas.

Tendo em conta a caracterização física de resíduos urbanos do ano de 2018, realizada pela VALORSUL, verifica-se que a maior percentagem de resíduos da recolha indiferenciada são biorresíduos (44%), Figura 1.

O tratamento na origem dos biorresíduos, através da compostagem doméstica e da compostagem comunitária permite ao Município: Reduzir a quantidade de resíduos encaminhados para aterro ou valorização energética, dando continuidade à política já iniciada de desvio de aterro da fração multimaterial; Aumentar o quantitativo de resíduos encaminhados para valorização; Produzir um produto final “composto”, com possibilidade de utilização na fertilização das terras; Evidenciar a economia circular local; Aumentar a consciencialização dos cidadãos relativamente aos impactes ambientais e económicos relacionados com a gestão de RU; Reduzir emissões atmosféricas, em especial as resultantes dos transportes de RU, contribuindo efetivamente para a descarbonização; Reduzir os custos com a operação de recolha e tratamento de RU.

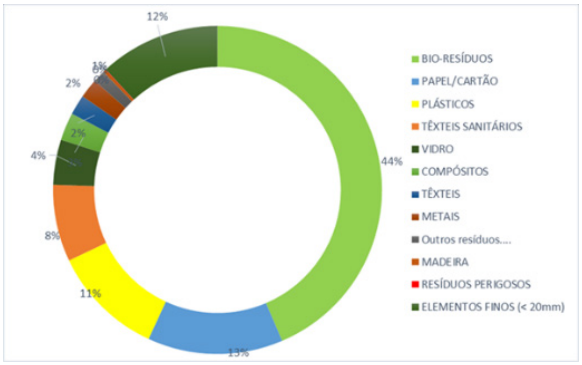


Figura.1. Caracterização de resíduos de recolha indiferenciada na região Oeste, metodologia Portaria 851/2009, valores em percentagem do peso.
(dados VALORSUL)

2.1 Programa para a Compostagem doméstica

O projeto "Compostar é Valorizar", iniciado em 2018 primeiro em parceria com a Valorsul e, a partir de 2019, assumido exclusivamente pelo Município até ao presente, surge com o objetivo de promover a compostagem doméstica, essencialmente em habitações unifamiliares, e com área adequada disponível para a colocação de um compostor.

O projeto consiste na dinamização de sessões de capacitação sobre compostagem com a duração de cerca de 50 minutos. Após a sessão, o Munícipe recebe um Guia de Compostagem e um compostor. Numa primeira fase foram realizadas sessões descentralizadas em todas as freguesias do concelho e numa segunda fase, em contexto de pandemia, as sessões foram realizadas *on line*, na fase atual estão a ser desenvolvidas sessões *on line* e presenciais. A manifestação de interesse em participar na sessão pode ser feita através do preenchimento de ficha de inscrição *on line*.

Na sessão de capacitação, para além da informação referente à realização do processo de compostagem, é ainda salientado que o mesmo gera benefícios ambientais, como o impacto positivo da redução da quantidade de resíduos orgânicos não valorizados e a produção de um adubo natural que, quando aplicado no solo, promove o aumento da sua produtividade e estrutura, assim como melhora a sua capacidade de retenção de água.

Num âmbito de formação e capacitação interna, foram também realizadas sessões para os trabalhadores dos SMASTV com oferta de guias de compostagem e compostores.

Até à data, foram já distribuídos 1000 compostores. O projeto continua a decorrer, tendo o Município estabelecido a meta de distribuição de 22 000 compostores até 2030.



Fig.2. Imagem do projeto "Compostar é Valorizar".

2.2. Programa para Compostagem Comunitária

O projeto “Compostim”, iniciado em 2019, resulta de uma parceria entre o Município e a comunidade local. O processo de cocriação com 2 cidadãos torreenses, deu origem ao “Compostim” que alia a compostagem comunitária à valorização dos espaços verdes, através de um jardim de plantas comestíveis em sistema agroflorestal.

Atualmente existem 3 “Compostins”. O “Compostim” é formado por um compostor em madeira, com capacidade para 1m^3 de matéria orgânica, tendo na sua zona envolvente plantas comestíveis, aromáticas, medicinais e uma árvore. O compostor é de acesso exclusivo aos seus utilizadores, estando por isso fechado com cadeado. A sua utilização está prevista para três a quatro famílias por compostor, ficando um dos participantes responsável pela manutenção do mesmo. O composto daí resultante é depois utilizado pelas famílias na fertilização de plantas em vasos ou canteiros e no próprio jardim que envolve o compostor.

As famílias são capacitadas através da uma sessão sobre compostagem comunitária, em contexto informal e prático, de modo a adquirirem os conhecimentos necessários à realização de compostagem.

O processo de compostagem comunitária, para além dos benefícios ambientais, apresenta ainda benefícios sociais, promovendo a participação comunitária dos cidadãos na gestão dos biorresíduos e o fortalecimento de relações de vizinhança.



Fig.3. Imagem do projeto “Compostar é Valorizar”.

2.3 Programa para a Compostagem na Escola

Integrado no projeto para promoção da sustentabilidade alimentar nas escolas, dinamizado pelo Município, a compostagem surge, naturalmente, aliada às hortas biológicas instaladas em escolas do 1.º Ciclo.

Desde 2019, foram já instalados 7 compostores nas escolas e ministradas sessões de capacitação a alunos e professores, envolvendo um total de 250 participantes. Este programa foi interrompido nos últimos 2 anos, devido ao contexto de pandemia, tendo sido retomado no início de 2022.

3. CONCLUSÕES

O tratamento na origem dos biorresíduos constitui-se como a melhor opção de tratamento de RU disponível para os Municípios, os ganhos ambientais e económicos são expressivos, inequívocos e, devem sempre ser equacionados quando são definidas as estratégias municipais para os RU.

É essencial promover a compostagem nos diversos contextos, nomeadamente nas áreas urbanas, nas áreas rurais e na comunidade escolar. Para áreas onde predomina a habitação multifamiliar com soluções de compostagem comunitária, que alia ganhos ambientais à promoção de relações sociais de vizinhança e que no caso apresentado, permitem ainda, o cultivo de plantas comestíveis, contribuindo assim para a biodiversidade urbana. Nas áreas rurais, onde predomina a habitação unifamiliar, com o incentivo e acompanhamento de proximidade à compostagem doméstica. É também essencial a dinamização da compostagem em espaço escolar que permite educar e capacitar para o processo, mas também promover a reflexão sobre a produção de resíduos e a associar o processo, como no caso apresentado, à sustentabilidade alimentar nas escolas e produção agrícola biológica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APA- Agência Portuguesa do Ambiente. (2019). Estudo prévio sobre a implementação da recolha seletiva em Portugal Continental incindindo em especial sobre o fluxo dos biorresíduos, Relatório final. Portugal

LEGISLAÇÃO

Lei n.º 52/2021, de 10 de agosto. Alteração, por apreciação parlamentar, ao Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro, que aprova o regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852.

REFERÊNCIAS INTERNET

ERSAR- Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos. https://www.ersar.pt/pt/consumidor/qualidade-dos-servicos/pesquisa-por-entidade (acedido em maio de 2022).

SMASTV- Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Torres Vedras. https://www.smastv.pt/residuos-solidos/residuos-solidos-urbanos (acedido em maio de 2022).

153

DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DE UMA MINA DE SAL-GEMA PARA USOS URBANOS NÃO POTÁVEIS E RECUPERAÇÃO DO SAL

Greta GIL[1], Manuela MOREIRA da SILVA[2], Cláudia SEQUEIRA[3], Cristiano CABRITA[4], Jânio MONTEIRO[5]

[1] *Mestre em Ciclo Urbano da Água. Universidade do Algarve Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro gre.symanski@hotmail.com*

[2] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA). msanti@ualg.pt*

[3] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA). cdsequeira@ualg.pt*

[4] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. IDMEC, Lisboa, ccabrita@ualg.pt*

[5] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro. INESC-ID, Lisboa, jmmontei@ualg.pt*

RESUMO

No atual cenário de seca em regiões como o Algarve, são necessárias medidas para evitar a escassez de água, que incluam o uso eficiente e origens alternativas, nomeadamente a dessalinização. Na mina de sal-gema em Loulé, onde está a ocorrer intrusão indevida de água, oriunda de um aquífero adjacente, foi desenvolvido um estudo durante o período de janeiro a outubro de 2021, com o objetivo de caracterizar esta água e desenvolver uma primeira abordagem para a sua dessalinização solar, com vista à produção de água para ser utilizada em usos urbanos exteriores não potáveis, e recuperação do sal para atividades e/ou produtos locais. Para isso desenvolveu-se, instalou-se *in situ* e testou-se um sistema experimental com recurso a tanques em material polimérico reforçado com fibra de vidro, com sensorização e conetividade de dados para monitorização, de forma a identificarem-se as melhores condições experimentais. A água da mina apresentou uma densidade de 1201±1 g/L, sólidos totais de 322±2 g/L, condutividade elétrica de 227±1 mS/cm e salinidade de 320±10 g/L, sendo que o sal recuperado não apresentou contaminação por metais pesados. Os resultados deste estudo indicaram que, nas condições experimentais testadas o tanque médio com tampa de vidro foi o mais produtivo, obtendo-se 0,72 L/dia.m² de água com salinidade < 1 g/L e 1,5 kg de sal. De acordo com a informação recolhida na região relativa aos usos urbanos não potáveis nas proximidades da mina, confirma-se grande potencial de utilização da água dessalinizada, principalmente para lavagens de espaços exteriores e de contentores de resíduos sólidos urbanos. Também o sal recuperado, por não apresentar contaminação química, poderá ter múltiplas utilizações na região do Algarve, nomeadamente, para desinfeção de águas para usos recreativos

em piscinas, parques aquáticos e em indústrias alimentares, podendo ser um importante contributo para a economia circular.

Palavras-Chave: origem alternativa de água não potável; dessalinização solar; sal; economia circular; Algarve.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, as alterações climáticas, a industrialização e os atuais padrões de consumo, têm gerado uma procura cada vez maior de água em todo o mundo, enquanto a sua disponibilidade é cada vez mais incerta (UNWWAP, 2020). Na realidade da região do Algarve, como noutras zonas do Mediterrâneo, os episódios de seca têm sido cada vez mais frequentes (Stigter *et al*., 2017). Atualmente está em curso um Plano de Eficiência Hídrica coordenado pela agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2020), que aposta na eficiência do uso da água e na viabilização de origens alternativas. Cerca de 33,9 % da água que o Algarve consome é em meio urbano, e corresponde quase integralmente a água tratada para consumo humano. No entanto, cerca de 50 % dos usos urbanos são para fins que não requerem água potável, como lavagens de espaços exteriores, de viaturas e rega de espaços verdes. Para além da adopção de medidas integradas, necessárias para se aumentar a resiliência dos recursos hídricos aos períodos de seca, uma melhor gestão da água abrirá oportunidades para a mitigação e adaptação às alterações climáticas. São necessárias medidas para se encontrar origens alternativas de água (como a dessalinização e a reutilização) para alguns usos, e potenciar a utilização de energias renováveis e não hídricas (solar, eólica, etc.), para proteger os recursos hídricos naturais (Wallis *et al*., 2014). Neste sentido é prioritário que se encontrem soluções, preferencialmente locais, para responder a problemas relacionados à reutilização da água.

Este estudo pretendeu encontrar soluções para uma fuga de água salgada no interior da Mina de Sal-gema em Loulé, que representando grandes volumes e não podendo ser armazenada, é transportada por camiões até uma salina em Faro, gerando elevados custos financeiros e ambientais. Pretendeu-se abordar o problema numa lógica de economia circular com a implementação de um sistema de dessalinização solar. Para isso testou-se um sistema experimental com recurso a tanques em material polimérico reforçado com fibra de vidro, de diferentes tamanhos e materiais de cobertura, com sensorização e conetividade de dados para monitorização, de forma a identificarem-se as melhores condições experimentais. Para a concretização deste trabalho foi aprovado um Vale IDT (Portugal 2020), que permitiu financiar, desenvolver e acompanhar o Projeto WER – *Water and Energy Recovery*. A água recuperada será reutilizada para usos externos não potáveis na cidade de Loulé, e o sal para atividades económicas locais.

2. ENQUADRAMENTO

O Projeto WER iniciou-se em janeiro de 2021. Procedeu-se a um desenho experimental

e à aquisição dos respetivos sensores, tanques, reservatórios e tampas. O sistema foi montado *in situ* no espaço exterior da mina de sal-gema em Loulé, com as coordenadas geográficas: zona 29S, longitude 588130 m E e latitude 4110342 m N.



Fig 1. Sistema experimental instalado na empresa TechSalt, Loulé.

Utilizaram-se três tanques com dimensões distintas, fazendo-se variar a altura (40, 80 e 160 cm), e mantendo a largura e o comprimento de 1 m nos três casos. O tanque maior foi posteriormente descartado da experiência por apresentar roturas. Em termos de reservatórios para recolha de água dessalinizada, utilizaram-se as mesmas dimensões, sendo colocados lado a lado dos respetivos tanques.

Os tanques e reservatórios foram construídos em material compósito polimérico reforçado com fibra de vidro (PRFV) por apresentar alta resistência à tração, flexão e ao impacto. Nos tanques pintaram-se as paredes laterais de preto para potenciar a absorção da luz solar e o aquecimento. Foram testadas tampas em policarbonato e vidro, colocadas com uma inclinação de 37 º, correspondente à latitude do local experimental, seguindo a recomendação de trabalhos anteriores (Singh & Tiwari, 2004). Foi colocada uma caleira por tanque para recolha da água dessalinizada percorrer o caminho até ao reservatório,.



Fig 2. Pormenor do sistema mais pequeno.

Para recolher os dados relativos à variável temperatura foram instalados sensores Termopares tipo K, previamente calibrados. Em cada tanque foram instalados quatro

sensores de temperatura submersos (a alturas diferentes e proporcionais, numerados de 1 a 4, sendo o 1 mais próximo da superfície), e um sensor de temperatura interior na parte superior do tanque, fora da água. Além disso, foi instalado no exterior do sistema experimental um sensor de temperatura ambiente (atmosférica), para monitorizar as variações ao longo do dia.

Antes de se iniciar o período experimental, procedeu-se à quantificação na água da mina de sal-gema dos parâmetros Sólidos Totais (ST), densidade, condutividade elétrica e salinidade. Sempre que houve recolha de água dessalinizada nos reservatórios foram analisadas a condutividade e a salinidade. Os parâmetros analisados cumpriram as metodologias analíticas de referência de Baird *et al*. (2017). A água da mina apresentou uma densidade de 1201±1 g/L, sólidos totais de 322±2 g/L, condutividade elétrica de 227±1 mS/cm e salinidade de 320±10 g/L, sendo que o sal recuperado não apresenta contaminação por metais pesados.

O período experimental *in situ* iniciou-se no dia 24 de maio e decorreu até o dia 22 de outubro de 2021. Consideraram-se três etapas experimentais. A Etapa 1 decorreu entre 17 de junho e 08 de setembro de 2021 (83 dias), no tanque mais pequeno e com a tampa de policarbonato. A Etapa 2 ocorreu entre 08 de setembro e 11 de outubro de 2021 (33 dias), substituindo-se a tampa de policarbonato por uma tampa de vidro no tanque mais pequeno e em simultâneo avançando-se com a experimentação no tanque médio, com tampa de policarbonato. Por fim, na Etapa 3, entre 15 de outubro e 22 de outubro de 2021 (7 dias), testou-se a substituição da tampa de policarbonato por uma tampa de vidro no tanque médio para se otimizar os resultados obtidos na Etapa 2. Os resultados obtidos em cada etapa foram conforme Tabela 1. Nos dois casos, a produtividade aumentou ao substituir a tampa de policarbonato por vidro. Em relação aos tamanhos, o tanque de tamanho médio mostrou-se mais produtivo que o mais pequeno.

Tabela 1. Resumo dos resultados de produtividade dos tanques (Etapas 1, 2 e 3).

Tamanho do Tanque	Material da Tampa	Produtividade (L/dia.m²)	Salinidade inicial no tanque (g/L)	Salinidade da água recuperada (g/L)	Condutividade elétrica da água recuperada	Precipitação estimada de sal no fundo do tanque (kg)
Mais pequeno	Policarbonato (Etapa 1)	0,23	320	10	15,4 mS/cm	5,6
	Vidro (Etapa 2)	0,45	320	3	5,2 mS/cm	4,7
Médio	Policarbonato (Etapa 2)	0,62	300	< 1	139 µS/cm	6,1
	Vidro (Etapa 3)	0,72	300	< 1	133,7 µS/cm	1,5

As variações de temperatura (atmosférica e interior no tanque) ao longo do período experimental para o tanque mais pequeno ocorreram de acordo com a Figura 3, e para o tanque médio de acordo com a Figura 4.

Os coeficientes de relação entre entre a temperatura do ar interior e a temperatura atmosférica das etapas foram: r^2 = 0,9128 (tanque mais pequeno com tampa de policarbonato), r^2 = 0,9644 (tanque mais pequeno com tampa de vidro), r^2 = 0,9604 (tanque

médio com tampa de policarbonato) e, por fim, r^2 = 0,9752 (tanque médio com tampa de vidro). Os coeficientes estão de acordo com estudos anteriores que indicam que o vidro é o material mais indicado para sistemas de dessalinização solar (Ayoub & Maleab, 2012).

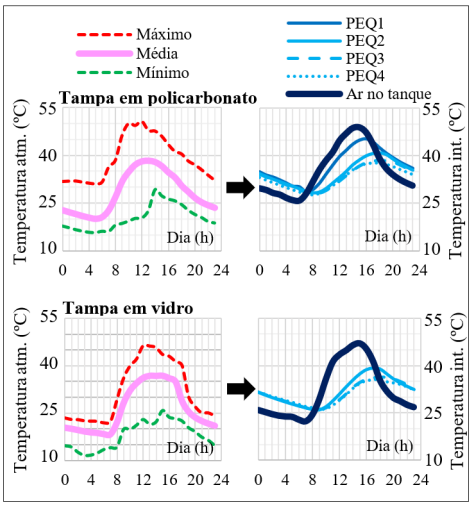


Fig 3. Variação da temperatura atmosférica e da temperatura do ar e da água a diferentes alturas a partir do fundo do **tanque mais pequeno**, durante a Etapa 1 (tampa em policarbonato) e Etapa 2 (tampa em vidro).

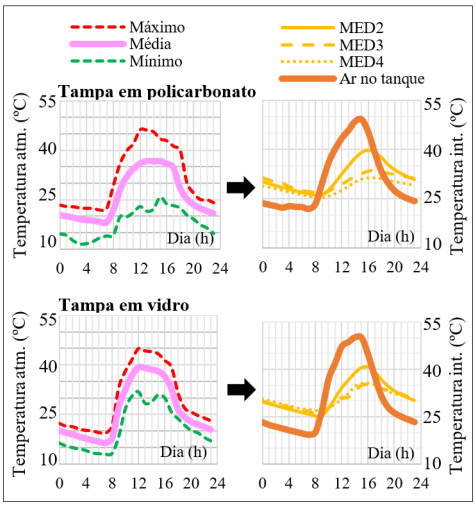


Fig 4. Variação da temperatura atmosférica e da temperatura do ar e da água a diferentes alturas a partir do fundo do **tanque médio**, durante a Etapa 2 (tampa em policarbonato) e Etapa 3 (tampa em vidro).

Numa lógica de economia circular, identificou-se potenciais usos urbanos não potáveis num raio de aproximadamente 600 m, onde são evidentes grande potencional para rega de espaços verdes, lavagens de espaços exteriores, lavagens de contentores de resíduos, e para alguns usos num grande espaço comercial aí existente. De acordo com as estimativas do município consomem-se cerca de 18 m³ por mês de água tratada para consumo humano, principalmente em lavagens de espaços exteriores e de contentores de resíduos sólidos urbanos. Atendendo a que a salinidade máxima da água obtida neste estudo foi de 3 g/L (5,2 mS/cm), portanto superior à recomendada para rega, os primeiros usos a considerar deveriam ser lavagens de espaços exteriores (ruas e passeios) na imediação da mina e de contentores de resíduos sólidos urbanos.

Em relação à reutilização do sal, estão disponíveis para serem dessalinizados 61 m³ de água por dia. Considerando os melhores resultados obtidos no tanque médio, partindo de 300 g/L e obtendo 1 g/L, isto corresponde a cerca de 18,2 t de sal diariamente. Numa lógica de circularidade, numa região onde o turismo é a principal atividade económica e onde o clima Mediterrânico potencia muitas atividades recreativas relacionadas com a água, principalmente piscinas e parques aquáticos, a sua utilização local para desinfeção de águas para usos recreativos teria um enorme potencial. Outra oportunidade seria para tratamentos de beleza e bem-estar físico (talassoterapia) em spas. Por último, seria de se avaliar o uso deste sal na indústria alimentar, para a fabricação de patés e conservas variadas que envolvem a salga do pescado. O sal, devidamente acautelados todos os riscos de toxicidade alimentar, pode também ser comercializado como tal, ou adicionando-se ervas aromáticas locais.

3. CONCLUSÕES

O processo da dessalinização solar da água da mina de sal-gema, com uma salinidade cerca de 10 vezes superior à da água do mar, nas condições experimentais testadas, revelou-se mais demorado do que o observado em trabalhos anteriores com água do mar (Rufuss *et al*., 2016), em que a produtividade variou entre 2 a 4 L/dia.m², e os tanques eram cobertos com tampas de vidro.

Durante a Etapa 1, o tanque mais pequeno com tampa de policarbonato obteve uma produtividade de 0,23 L/dia.m². Neste momento houve muita dúvida se a baixa produtividade estava relacionada com a escolha de policarbonato para a tampa e fez o processo ser mais lento, por isso foi indispensável a troca do material da tampa do tanque mais pequeno. Na Etapa 2, no tanque mais pequeno com tampa de vidro aumentou-se a produtividade para 0,45 L/dia.m² (quase o dobro da tampa de policarbonato, portanto o vidro ajudou a aumentar a produtividade). O mesmo ocorreu na Etapa 2 e Etapa 3 com o tanque médio, que aumentou sua produtidade de 0,62 L/dia.m² para 0,72 L/dia.m² ao substituir-se a tampa de policarbonato por vidro.

Além disso, a avaliação de possíveis utilizações da água dessalinizada em usos urbanos não potáveis revelou que se pode poupar cerca de 18 m³ por mês de água tratada para consumo humano, principalmente em lavagens de infraestruturas e de equipamentos urbanos na envolvente da mina de sal-gema. Para além disso, o sal recuperado parece ter um grande potencial de uso principalmente na desinfeção de águas para usos recreativos em piscinas e parques aquáticos da região.

Será importante dar continuidade a este estudo, testando-se o tanques por períodos mais prolongados, de forma a perceber a variação da produtividade ao longo dos diversos meses do ano, para assim delinear mais detalhadamente a estratégia futura de dessalinização solar da água da mina de sal-gema, de forma a que passe da fase experimental para a escala real.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ayoub, G. M., & Malaeb, L. (2012). Developments in solar still desalination systems: A critical review. Critical reviews in environmental science and technology, 42(19), 2078-2112

Baird, R. B., Rice, C., & Eaton, A. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd. Water Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association.

Rufuss, D. D. W., Iniyan, S., Suganthi, L., & Davies, P. A. (2016). Solar stills: A comprehensive review of designs, performance and material advances. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 63, 464-496

Singh, H. N., & Tiwari, G. N. (2004). Monthly performance of passive and active solar stills for different Indian climatic conditions. Desalination, 168, 145-150

163

PROPOSIÇÃO DE USO EFICIENTE DE ÁGUA E REÚSO DE ÁGUA CINZA EM BAIRRO DE INTERESSE SOCIAL

Hellem Victoria Riveiro dos SANTOS[1], Thaynara Lorrayne de OLIVEIRSA[2], Karla Alcione da Silva CRUVINEL[3], Eva de Melo FERREIRA[4]

[1] *Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, hellemvsantos@gmail.com*

[2] *Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, thaynaralorrayne_@hotmail.com*

[3] *Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Brasil, karlaalcione@ufg.br*

[4] *Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro-Portugal, emferreira.sci@gmail.com*

RESUMO

Uma das tecnologias para a redução da escarssez hídrica é o reúso da água. Isso auxilia na gestão sustentável ao contribuir para a conservação e disponibilidade de água, sendo um recurso valioso em períodos de crise hídrica, além de possibilitar a economia de tarifas de água e esgoto. A partir disso, o presente trabalho tem como objetivo propor o reúso de água cinza em bairro de interesse social com aplicação na irrigação de cultivo de milho em área comunitária e nas descargas das bacias sanitárias. Para tanto, foi realizada uma investigação exploratória e sistematizada, o que resultou em 45 artigos relevantes ao tema, estendendo-se a normas, guias e relatórios. Desta forma, propôs-se, para o tratamento de água cinza nas habitações, um sistema composto por filtro anaeróbio e *wetland* horizontal, considerando o uso da espécie *Pittosporum tobira*, característica do bioma cerrado. O processo de avaliação de risco, por sua vez, apresentou um risco aceitável ($3 \leq R_{global} < 7$) e, ainda, ao empregar a água cinza ocorre uma redução mensal entre R$27,34 e R$37,20 nas tarifas de água e esgoto de cada unidade habitacional, considerando as duas alternativas e ambos os cenários. Para ambas as alternativas propostas, os indicadores financeiros demonstraram viabilidade econômica; no entanto, a primeira alternativa (irrigação e cultivo do milho) mostrou-se mais atrativa que a segunda alternativa (descarga de bacias sanitária) que requer um investimento inicial mais elevado, uma vez que esse arranjo demanda uma maior quantidade de instalações hidrossanitárias. Assim, vê-se que o reúso de água para irrigação e cultivo de milho e para descarga em bacias sanitárias são atrativas e que a primeira alternativa fornece margem para atividades comerciais relacionadas ao cultivo, o que pode melhorar a qualidade de vida dos moradores do bairro ao passo que conserva e aumenta a disponibilidade de água.

Palavras-Chave: avaliação de risco microbiológico; fertirrigação; economia; risco microbiológico.

1. INTRODUÇÃO

As fontes de água alternativas, ou águas cinzas, que permitem a sua reutilização e reciclagem fazem parte de estratégias que podem aumentar a eficiência e segurança na utilização dos recursos hídricos (Wanjiru *et al*., 2017). Reduzir o stress sobre as fontes naturais através da reutilização de água, geralmente para fins não-potáveis, tem se tornado uma prática possível em certas partes do mundo, tal como no Brasil. As águas cinzas, parte do produto do uso pelo utilizador final, são os efluentes domésticos de todas as fontes (exceto os sanitários/sanitas), que incluem água de cozinhas, banhos, lavagem de roupa e lavagem de mãos (McIlwaine & Redwood, 2011).

A utilização de água cinzas, após o seu devido tratamento, é simples para usos não-potáveis, observando as regras em cada país, substituindo e reduzindo a procura por fontes utilizadas para fins nobres. Essa alternativa tem se expandido na américa latina, em regiões como a mediterrânica e em países europeus (Niwagaba *et al*., 2014). Os efluentes reciclados podem ser utilizados nas indústrias e na agricultura juntamente com outros fins como a irrigação de espaços abertos, o arrefecimento de estradas no verão e na descarga em sanitários (Panara, 2018).

Tendo em vista todo o exposto anteriormente sobre a temática e sabendo a necessidade de se aumentar o uso de fontes alternativas de águas em áreas urbanas e rurais, o objetivo principal do presente trabalho foi propor o reúso de água cinza em bairro de interesse social com aplicação na irrigação de cultivo de milho em área comunitária e nas descargas das bacias sanitárias.

2. MÉTODO E COLETA DE DADOS

A pesquisa bibliográfica baseou-se em dados secundários, contendo as palavras-chave “Reuse” and “greywater”, resultando em 350 artigos, dos quais 45 foram relevantes ao tema. Foram consideradas duas alternativas: 1) Reúso agrícola de água cinza para fertirrigação de plantação e cultivo de milho, 2) Reúso de água cinza para descarga de bacias sanitárias. Com os resultados obtidos, realizou-se uma comparação entre a oferta de água cinza gerada nas residências e as demandas de água na irrigação da área de cultivo de milho e na descarga em bacias sanitárias, identificando, assim, o potencial quantitativo de reúso para o bairro.

A análise da qualidade do efluente se baseou nos estudos de Kotsia *et al*. (2020) e Gonçalves *et al*. (2020), bem como nos padrões de reúso agrícola restrito e reúso urbano irrestrito determinados pelo Interáguas (2018). A avaliação do risco microbiológico foi semiquantitativa, de acordo com a normativa ISO 16075 (ISO, 2015) cujas preconizações estão presentes no “Guia para Reutilização de Água: usos não potáveis” da Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2019). Ainda, para avaliar a adequação do sistema proposto no que diz respeito aos custos e economia provenientes do mesmo, fez-se uso, respectivamente, das informações do SINAPI (2021), que fornece preços e custos

em relatórios com referências em insumos e composições de serviço, e dos indicadores financeiros descritos por Soldeira e Kühn (2018), que os presentaram afim de auxiliar gestores nas tomadas decisões necessárias para a realização de investimentos e usos monetários.

3. RESULTADOS, ANÁLISE E DISCUSSÃO

3.1 Conservação, uso racional da água e reúso de água cinza

O volume total de água cinza gerada no bairro, para os 6.048 habitantes, distribuídos em 72 quadras, onde cada quadra, contém 28 lotes, é de 709,54 m^3/dia (SNIS, 2019), considerando que a água cinza, provenientes do lavatório, do chuveiro, do tanque e da máquina de lavar, representa 77% do total consumido na residência (Rocha; Barreto; Ioshimoto, 1999). Adotou-se ainda neste estudo a possibilidade de utilização de aparelhos economizadores, o que acarretaria em uma redução no consumo de água de, no mínimo, 37%.

O tamanho da área de plantio de milho foi calculado a partir do levantamento da vazão de água cinza gerada (considerou-se como a oferta de água para reúso) nas residencias do bairro (709,54m^3/dia), além de se considerar ainda os coeficientes e dados climáticos necessários para o calculo conforme metodologia proposta por SRH (2013). Desta forma, resultou em uma área de 17,2 ha localizada em um único local do bairro.

Com relação a qualidade da água para reúso, deve-se ponderar que a proposta para irrigação de cultura de milho se enquadra na tipologia de reúso agrícola restrito; enquanto a proposta para descarga em bacias sanitárias compõe a tipologia de reúso urbano irrestrito, segundo documento Interáguas (2018). Partindo do padrão de qualidade para estes reúsos, buscou-se a indicação de tecnologia de tratamento aplicada ao estudo em questão. Desta forma, considerou-se a proposta de Kotsia *et al*. (2020) e Gonçalves *et al*. (2021), conforme apresentada na Figura 1, porém com vistas a complentação de melhoria no sistema apresentado pelos autores.

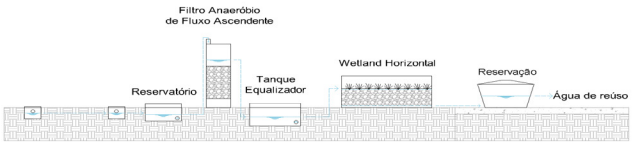


Fig. 1. Esquema do Tratamento de Água Cinza.
Fonte: Adaptado de Kotsia *et al*. (2020) e e Gonçalves *et al*. (2021).

Os resultados obtidos por estes autores para o efluente tratado estão parcialmente em conformidade com os padrões exigidos para o reúso agrícola restrito, entretanto, Gonçalves *et al*. (2021) não conseguiu alcançar com satisfatoriedade a remoção microbiológica. Já para a modalidade de reúso urbano irrestrito, Kotsia *et al*. (2020) e Gonçalves *et al*. (2021)

não obtiveram um efluente dentro dos limites máximos permitidos (Tabela 1).

Desta forma, observa-se que pode-se considerar inicialmente a tecnologia de tratamento apresentado pelos autores citados, porém com a necessidade de complementação ao sistema, considerando o que Interáguas (2017) propõe como tratamento mínimo recomendado para reúso agrícola restrito, que é o nível secundário seguido de desinfecção.

Tabela 1 – Qualidade de águas cinzas após tratamento e parâmetros de qualidade requerida para o reúso.

Parâmetro	Unidade	Kotsia *et al.* (2020)	Gonçalves *et al.* (2021)[3]	Reúso agricola restrito (Interaguas, 2017)	Reúso urbano irrestrito (Interaguas, 2017)
		Resultado	Resultado		
DBO	mg/L	<5	28,7	<30	<15
Cloro Residual	$mg/L_{(min)}$	-	-	> 1,0	> 1,0
Turbidez	UNT	NA	15	NA	< 5,0
Ovos de Helmintos	ovo de helminto/L	-	-	< 1,0	< 1,0
pH		-	-	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0
E-coli	NMP/100mL	$4,5 \times 10^2$	$7,7 \times 10^3$	$< 10^3$	<10

Nota: [1] NA = Não se aplica;

Fonte: adaptado de Kotsia *et al.* (2020) e Gonçalves *et al.* (2021), Interaguas (2017).

3.2 Avaliação de Risco

Para a avaliação de risco microbiológico se considerou um efluente secundário advindo do sistema de tratamento composto por FAn, *wetland* horizontal e cloração (tratamento secundário com 10^3-10^4 *E. Coli*/ 100 mL. Para a determinação do perigo, atribuiu-se um nível demonstrado e fator de importância igual a 7 ao mesmo (APA, 2019).

Para cálculo da vulnerabilidade, identificou-se como receptores tanto os trabalhadores responsáveis pelo plantio e cultivo de milho quanto os consumidores do fruto, então foram definidos os cenários de exposição associados às vias de exposição (ingestão, inalação e adsorção) com os respectivos fatores de importância (Rebelo, 2018; Saaty, 1980). Com isso, fez-se possível calcular uma vulnerabilidade igual a 0,7436 para os trabalhos e igual a 0,7714 para os consumidores. Posteriormente, para o cálculo do dano, foram consideradas cinco barreiras (irrigação por aspersão e crescimento elevado; efluente secundário e desinfecção; cultura com restrição de acesso; alimento consumido sem casca e cozido), assim como a equivalência de cada uma delas e seus respectivos danos parciais. Um dano igual a 0,8472 foi calculado e, em seguida, encontrou-se riscos iguais a 4,41 e 4,58 associados aos trabalhadores e consumidores, respectivamente e um risco global igual a 4,49 considerado aceitável ($3 < R_{global} < 7$) (Rebelo, 2018).

3.3 Análise Econômica

A Tabela 3 apresenta os valores calculados para os indicadores financeiros para o cenário 1, no qual as tarifas de água e esgoto se mantiveram inalteradas e para o cenário 2, que

considera um aumento de 3% ao ano (a.a.) nas tarifas de água e esgoto.

Para ambas as alternativas propostas, os indicadores financeiros indicaram viabilidade econômica; no entanto, alternativa 1 (irrigação e cultivo do milho) mostrou-se mais atrativa que a alternativa 2 (descarga de bacias sanitária) que requer um investimento inicial mais elevado, uma vez que esse arranjo demanda uma maior quantidade de instalações hidrossanitárias.

Tabela 3. Indicadores Financeiros.

Indicador	Cenário 1		Cenário 2	
	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 1	Alternativa 2
$Economia_{TOT}$ (R$)	13.133.207,52	13.689.110,86	17.179.183,04	17.905.105,76
VPL (R$)	4.482.976,69	2.694.842,22	7.211.692,60	5.537.682,63
TIR (%)	12,72	7,58	15,64	10,43
Payback (anos)	7,30	10,28	5,41	7,63

Na Tabela 4 estão apresentadas as economias operacionais advindas da implementação de ambas as alternativas para cada um dos cenários analisados, tanto na ordem de um bairro quanto na ordem de uma unidade habitacional:

Tabela 4. Economia Operacional.

Economia Operacional		Cenário 1 (R$)		Cenário 2 (R$)	
Extensão	Período (ano)	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 1	Alternativa 2
Bairro	20	13.228.911,37	13.784.814,72	17.274.886,89	18.000.809,62
Unidade Habitacional	20	6.561,96	6.837,71	8.568,89	8.928,97
Unidade Habitacional	1	328,10	341,89	428,44	446,45
Unidade Habitacional	1 mês	27,34	28,49	35,70	37,20

Vê-se que, na ordem de um bairro por um período de 20 anos, a economia operacional gerada é superior a 13 milhões de reais e que, para atingi-la, bastou uma economia mensal, em cada unidade habitacional, pouco maior que R$ 27,00 para as duas tarifas consideradas.

4. CONCLUSÕES

Para o reúso de água cinza aplicado à irrigação e cultivo de milho, o sistema de tratamento composto do FAn seguido de *wetland* horizontal alcançou parcialmente a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, não alcançando satisfatoriedade a remoção de microrganismos e, por esse motivo, faz-se necessária a adoção de sistemas desinfecção, como lagoas de maturação, cloração ou até mesmo o sistema de radiação ultravioleta. Entretanto, no que tange ao reúso de água em bacias sanitária, nenhum dos parâmetros técnicos atendem aos valores máximos preconizados pelo Interáguas (2017).

A partir da avaliação de risco microbiológico realizada, obteve-se um risco aceitável ($3 \leq R_{global} < 7$), o que favorece a aceitabilidade dos usuários e contribui para implantação do sistema; além disso, é necessário averiguar o risco em tempos intervalares para melhor gestão do sistema implementado.

Vê-se, com análise econômica, que o reúso de água para irrigação e cultivo de milho e para descarga em bacias sanitárias são atrativas e que a primeira alternativa fornece margem para atividades comerciais relacionadas ao cultivo, o que pode melhorar a qualidade de vida dos moradores do bairro ao passo que conserva e aumenta a disponibilidade de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2019). Guia para a Reutilização de Água: usos não potáveis. Versão 1.0. APA: Portugal.

Gonçalves R F, Vaz L O, Peres M, Merlo S S (2021). Microbiological Risk from Non-Potable Reuse of Greywater Treated by Anaerobic Filters Associated to Vertical Constructed Wetlands. Journal of Water Process Engineering, v. 39, p. 1-11.

Interáguas – Programa de Desenvolvimento do Setor Água (2017). Elaboração de Proposta do Plano de Ação para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil. Produto III – Critérios de Qualidade da Água (RP01B).

ISO - International Organization for Standardization (2015). ISO 16075: Guidelines for Treated Wastewater Use for Irrigation Projects – Part 2: development of the project. Genebra, Suíça.

Kotsia D, Deligiann A, Fyllas N M, Stasinakis A S, Fountoulakis M S (2020). Converting Treatment Wetlands into “Treatment Gardens”: use of ornamental plants for greywater treatment. Science of The Total Environment, v. 744.

McIlwaine S & Redwood M (2011). Greywater use in the Middle East: technical, social, economic and policy issues. Disponível em: <https://www.idrc.ca/en/book/greywater-use-middle-east-technical-social-economic-and-policy-issues> Acesso em 12 de maio de 2022

Niwagaba CB, Dinno P, Wamala I, Dalahmeh SS, Lalander C, Jönsson H (2014). Experiences on the implementation of a pilot grey water treatment and reuse based system at a household in the slum of Kyebando-Kisalosalo, Kampala. Water Reuse, 4, 294–307

Panara AM (2018). Uncovering the Super-Plant: Improving Domestic Water Reuse. IEEE Global Humanitarian Technology Conference (GHTC)

Rocha A L, Barreto D, Ioshimoto E (1999). Caracterização e Monitoramento do Consumo Predial de Água. São Paulo. Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água. (DTA – Documento Técnico de Apoio nº E1).

Saaty T L (1980). The Analytic Hierarchy Process: planning, priority setting, resource allocation. McGraw Hill: New York, NY.

SNIS – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (2019). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. Brasília.

Soldeira D, Kühn D D (2018). Indicadores de Viabilidade Financeira: considerações sobre instrumentos de análise. In: WIVES D G, KÜHN D D. Gestão e Planejamento de Agroindústrias Familiares. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2018. p. 41-59.

Wanjiru EM, Sichilalu SM, Xia X (2017). Optimal control of heat pump water heater-instantaneous shower using integrated renewable-grid energy systems. Applied Energy, 201, 332-342

REFERÊNCIAS INTERNET

Rebelo A (2018). Reutilização de Água: Abordagem para o desenvolvimento de práticas de reutilização de água. In: Congresso da Água, 14º, 2018, Évora. Anais... Évora: Agência Portuguesa de Recursos Hídricos, 2018. Disponível em: https://www.aprh.pt/pt/791-anais-do-14-congresso-da-agua. Acesso em 19 de maio de 2021.

SINAPI – Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil. Referências de Preços e Custos. 2021. Disponível em: https://www.caixa.gov.br/poder-publico/modernizacao-gestao/sinapi/referencias-precos-insumos/Paginas/default.aspx. Acesso em 07 de abril de 2021.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

171

REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA USOS NÃO POTÁVEIS NO CONCELHO DE ÉVORA

Marília MARQUES [1] Anabela REBELO[2], Manuela MOREIRA DA SILVA[3]

[1] *Agência Portuguesa do Ambiente - ARHAlentejo. Av Vasco da Gama, 7 7800-397 Beja. marilia.marques@apambiente.pt*

[2] *Agência Portuguesa do Ambiente. Rua da Murgueira, 9 Zambujal, Alfragide. 2610-124. Amadora. anabela.rebelo@apambiente.pt*

[3] *Universidade do Algarve. Instituto Superior de Engenharia. Campus Penha 8005-132. Faro.*

msanti@ualg.pt

Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA); Centro de Engenharia e Desenvolvimento (CEiiA).

RESUMO

A vulnerabilidade que Portugal enfrenta na gestão da água, evidencia a necessidade de se encontrarem origens alternativas sobretudo para usos não potáveis. A produção de água para reutilização (ApR) surge como uma alternativa viável, se for implementada acautelando-se a proteção ambiental e a saúde pública. Neste estudo avaliou-se a viabilidade da utilização da água residual tratada pela ETAR de Évora, como origem de água alternativa para possíveis usos não potáveis, numa lógica de proximidade. Foi analisada a socioeconomia local, caracterizou-se a ETAR e o seu efluente tratado (quantidade e qualidade), e os usos do solo num raio de 2,5 km. Efetuou-se a avaliação dos possíveis usos da ApR, cruzando-se a qualidade do efluente tratado com as condicionantes legais aplicáveis a cada tipo de uso, descritas no Decreto-Lei 119/2019. Em termos qualitativos, constatou-se que o parâmetro coliformes fecais pode ser um fator limitante para alguns usos. Com a utilização de multibarreiras (barreiras-equivalentes), para minimização do risco, foram definidas algumas sinergias, verificando-se a possibilidade da utilização desta ApR em rega agrícola, usos urbanos e industriais. A adoção de um mínimo de três barreiras, poderá mesmo permitir a rega de hortofrutícolas para consumo em crú. Em termos quantitativos, a ETAR de Évora produz por ano cerca de 4 milhões de m^3, sem oscilações sazonais significativas, o que, é suficiente para suprir as atuais necessidades para rega de vinha, forrageiras e olival. O uso da ApR permite ainda diminuir o uso de fertilizantes de síntese nas culturas e a rejeição para o meio recetor de azoto e fósforo. Este estudo aponta para uma redução anual nos fertilizantes de síntese de 49840 kg de azoto e de 2799 kg de fósforo, contribuindo-se para os princípios da circularidade e para a redução das emissões de carbono.

Palavras-Chave: Água para Reutilização; Usos não potáveis; Multibarreiras; Circularidade; Évora

1. INTRODUÇÃO

O consumo crescente de água para múltiplos fins, tais como o abastecimento público, a produção agrícola e pecuária, a indústria, os usos recreativos, tem vindo a impor uma pressão gradualmente crescente sobre os recursos hídricos (Rebelo *et al*., 2020). Esta pressão pode ser variável ao longo do ano, em função da variação sazonal da procura de água, e pode ser potencialmente agravada perante cenários de alterações climáticas, onde as situações de seca prolongada poderão ser mais frequentes. No Sul da europa, são cada vez mais frequentes, casos de elevadas necessidades, conjugados com elevadas temperaturas atmosféricas, baixa pluviosidade ou mesmo ausente e elevada evapotranspiração, gerando situações de escassez de água prolongada. Têm sido apresentados cenários para o período 2070-2100, que projetam uma diminuição da precipitação total acumulada anual para o Alentejo de cerca de 20 %, ou seja, de 630 mm para 519 mm, e em particular para o Baixo Alentejo, de 500 mm para 400 mm. Estas circunstâncias terão certamente efeitos no balanço hidrológico da bacia hidrográfica, e mesmo eventualmente alterações nas condições de fornecimento de água para consumo humano (Vizinho *et al*., 2021; Santos & Portela, 2007). Para além disso o Alentejo apresenta um clima temperado com Verão quente e seco, com irregularidade pluviométrica e uma precipitação média anual inferior a 600 mm (PORDATA, 2021), e portanto,

torna-se cada vez mais premente a necessidade de se viabilizarem origens alternativas de água. A reutilização da água é uma opção que se tem vindo a revelar eficaz, com muitos exemplos de sucesso a nível mundial. Permite reduzir o consumo de água tratada para consumo humano, aliviar a pressão sobre os recursos hídricos, minimizando impactes ambientais e consumos energéticos, bem como os encargos financeiros envolvidos na gestão da água (Takeuchi & Tanaka, 2020). A produção agrícola necessária nas próximas décadas, atendendo à procura crescente de alimentos, está cada vez mais dependente de origens de água alternativas (Wada *et al*., 2014). Tratar as águas residuais com um nível de eficiência ajustado à rega das diversas culturas agrícolas (ou pelo menos de algumas) será uma solução poderosa para a atual escassez de água no setor. No entanto, deve ter-se presente que utilizar água residual tratada na rega agrícola, pode representar riscos que dependerão do tipo de culturas e do eventual contacto alimento-ApR, portanto, as características físico-químicas e microbiológicas da ApR são da maior relevância e dependem dos tratamentos (e da sua eficiência) a que foi sujeita na ETAR, podendo o contacto alimento-ApR ser minimizado através da adoção de barreiras.

2. ENQUADRAMENTO

O concelho de Évora integra uma área urbana de 1643 ha, incluindo 19 freguesias, das quais 7 são consideradas urbanas (3 localizam-se no Centro Histórico) e 12 são consideradas rurais. Durante a última década, tem-se verificado uma diversificação progressiva da sua base económica, com uma tendência bastante significativa para a terciarização, incluindo comércio e serviços, onde o alojamento e restauração, e os

serviços públicos (administração pública, defesa, segurança social, educação, saúde e ação social) prevalecem, a par de um crescimento do setor da indústria transformadora. Apesar destas transformações dos últimos anos, a agricultura continua a ser uma atividade de relevo, assumindo uma importância significativa sobretudo nos concelhos limítrofes e ocupando uma faixa importante da sua população ativa. As explorações agrícolas apresentam grandes dimensões em relação à média do país, e a paisagem tem evoluído da cultura de cereais em regime extensivo, zonas de pastagens e manchas de floresta de sobro e azinho, para culturas de regadio como olivais, amendoais e vinhas. Os principais cursos de água na área envolvente à cidade de Évora são o Rio Xarrama, e as Ribeiras de Degebe, de Peramanca, de Valverde e da Viscossa, caracterizadas por apresentarem caudais irregulares devido à fraca precipitação e à baixa permeabilidade das suas rochas dominantes. As águas residuais produzidas no concelho de Évora, são tratadas em dezoito ETAR existentes no concelho sendo o seu volume total de 5,5 hm^3. A ETAR de Évora é responsável por tratar 91,18 % da totalidade das águas residuais, incluindo as produzidas pela malha urbana da própria cidade. Foi intervencionada em 2012 para ampliação e remodelação, para melhorar as condições do seu funcionamento genérico e dotá-la de tratamento terciário para remoção de azoto, adicionalmente à remoção de fósforo e carbono já implementada. Estes requisitos eram necessários, uma vez que o meio recetor do efluente tratado da ETAR de Évora é o rio Xarrama afluente à Albufeira do Vale do Gaio, classificada como zona sensível à eutrofização (área de influência da zona sensível: albufeira de Vale do Gaio). Este aspeto foi determinante para a implementação na ETAR de um tratamento mais avançado do que o secundário, incluindo a remoção de nutrientes (P e N), de acordo com o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho, na sua redação atual, que transpôs para direito nacional a Diretiva 91/271/CEE.

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Num raio de 2,5 km da ETAR de Évora encontraram-se 17 usos do solo (Figura 1), incluindo várias herdades agrícolas, dois parques fotovoltaicos e um Parque de Indústria Aeronáutica. A ETAR produz anualmente cerca de 4 milhões de m^3de efuente tratado, com pequenas variações sazonais (Figura 2), o que é suficiente para se responder durante mais de um ano aos diversos usos existentes na envolvente. As pequenas variações sazonais do volume de efluente tratado, serão ajustáveis às eventuais oscilações da procura de água na envolvente.

Fez-se uma análise prévia dos requisitos a cumprir de acordo com o Decreto-Lei nº 119/2019, de 21 de agosto. A avaliação da compatibilidade da qualidade da água residual tratada na ETAR de Évora indica que, esta pode constituir uma origem alternativa de água para rega e mesmo para outros usos, como por exemplo, a lavagem de arruamentos, da pista do aeródromo e de painéis fotovoltaicos. Por outro lado, a adoção de uma ou mais barreiras-equivalentes, ou seja, multibarreiras, permitirá ultrapassar algumas limitações e ampliar as possibilidades da sua reutilização. A adoção de um número mínimo de

três barreiras, poderia permitir inclusivamente a rega de culturas de alimentos que se consomem crús. Numa lógica de circularidade, o uso de ApR na rega agrícola permite minimizar o consumo e aplicação de fertilizantes sintéticos, e por outro lado diminuir a rejeição de azoto e fósforo no meio ambiente. Assim, o uso da ApR produzida anualmente pela ETAR de Évora poderá reduzir a aplicação de 49840 kg de azoto e de 2799 kg de fósforo por ano, contribuindo para diminuir os custos associados à produção agrícola, evitar fenómenos de eutrofização, diminuir a pressão sobre os ecossistemas aquáticos (superficiais e/ou subterrâneos), e reduzir as emissões de carbono relacionadas com o transporte de água e com a produção de alimentos agrícolas.



Figura 1 - Fonte: SILiAmbGeo, set, 2021 (adaptado pela autora).

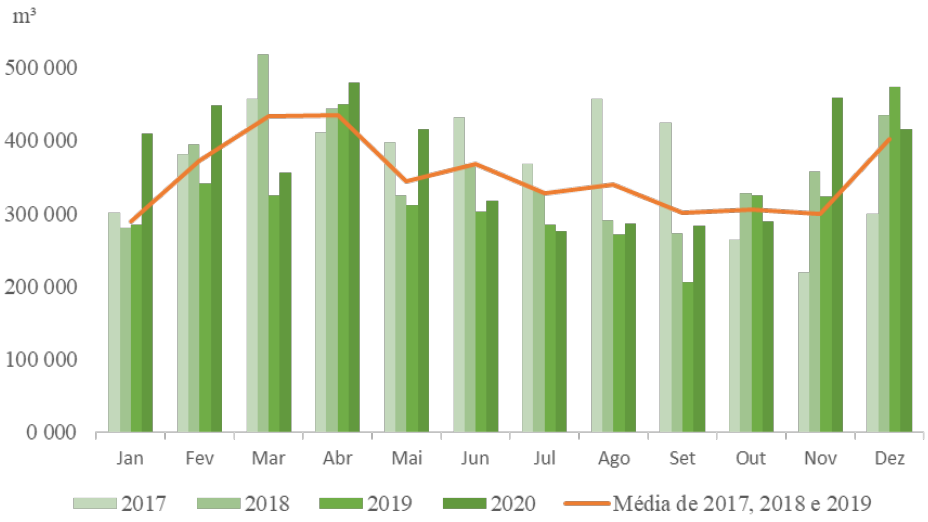


Figura 2- - Evolução mensal do Efluente Tratado no período em estudo, excluindo-se o ano de 2020 da média com os anos anteriores.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho constitui um primeiro estudo da viabilidade do uso de ApR na cidade de Évora e zona envolvente, cuja concretização terá de passar por uma avaliação do risco. Porém, a apreciação da conjugação da qualidade com multibarreiras, permite desde já inferir sobre a viabilidade de adoção de medidas de controlo e gestão do risco. No atual momento, em que enfrentamos períodos cada vez mais longos de seca, a gestão sustentável da água passa pela identificação de origens alternativas como as ApR, sobretudo para usos não potáveis. Este estudo permitiu demonstrar que, numa região como o Alentejo, onde a agricultura é uma atividade económica de maior importância, o recurso às ApR para a rega, não só alivia a pressão sobre os ecossistemas aquáticos naturais, como permite diminuir o impacte ambiental da produção de alimentos e reduzir as despesas de produção com os fertilizantes de síntese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Rebelo, A., Quadrado, M., Franco, A., Lacasta, N., & Machado, P. (2020). Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. Water Cycle, 1(May), 41–53. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.006

Santos, J. F., & Portela, M. M. (2007). Tendências em séries de precipitação mensal em Portugal continental: aplicação do teste de Mann-Kendall. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. http://hdl.handle.net/10400.26/1303

Takeuchi, H., & Tanaka, H. (2020). Water reuse and recycling in Japan — History, current situation, and future perspectives. Water Cycle, 1, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.001

Vizinho, A., Avelar, D., Branquinho, C., Lourenço, T. C., Carvalho, S., Nunes, A., Sucena-paiva, L., Oliveira, H., Ana, L., Santos, F. D., Jos, M., & Penha-lopes, G. (2021). Framework for Climate Change Adaptation of Agriculture and Forestry in Mediterranean Climate Regions. Land, 10(161), 1–33. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/land10020161

Wada, Y., Wisser, D., Bierkens, M. F. P. (2014). Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. Earth System Dynamics, 5(1), 15–40. https://doi.org/10.5194/esd-5-15-2014

REFERÊNCIAS INTERNET

PORDATA – Estatísticas sobre Portugal e Europa. FFMS 2021. Disponível em www.pordata.pt. Acesso em 16 de setembro de 2021

LEGISLAÇÃO

Diário da República. (1997). Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho. Diário Da República, I-Série A, 4775–4780. https://dre.pt/application/conteudo/365343

Diário da República. (2019). Decreto-Lei n.o 119/2019, de 21 de agosto. Diário Da República n.o 159/2019, 21–44. https://dre.pt/home/-/dre/124097549/details/maximized

EU, P. E. (1991). Diretiva n.o 91/271/CEE: relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. Jornal Oficial Das Comunidades Europeias, L 135/40, 13. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/34860b42-95cc-4a57-b998-2e445d5befa9

CARACTERÍSTICAS SAZONAIS DO LODO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE DOIS MUNICÍPIOS DO INTERIOR PAULISTA

Beatriz Engel DIAS[1], Gustavo Lemos SANTOS[2], Rosane Freire BOINA[3]

[1] FCT UNESP, Presidente Prudente, beatrizngl@yahoo.com.br

[2] FCT UNESP, Presidente Prudente, guslemos05@gmail.com

[3] FCT UNESP, Presidente Prudente, rosane.freire@unesp.br

RESUMO

As estações de tratamento de água (ETAs) são unidades empregadas para produção de água potável, adequada para o consumo humano. O processo gera um subproduto denominado lodo que necessita ser gerenciado. Apesar do aspecto aquoso, os lodos de ETA (LETA) são considerados como resíduos sólidos, sendo necessárias soluções técnicas e economicamente viáveis, de modo que sejam tratados e dispostos sem provocar danos ao meio ambiente. Apesar de existir diretivas para reuso do LETA em processos de incorporação, há poucos estudos que mostram a variação de suas caraterísticas de composição ao longo do tempo. Haja vista sua origem, o conhecimento das alterações do LETA causada pelos efeitos de sazonalidade traz como vatagem o direcionamento dessa matéria-prima para fins e aplicações mais interessantes. O presente trabalho teve por objetivo apresentar os resultados da caracterização do LETA de dois municípios do interior paulista. As amostras de lodo coletadas foram submetidas a medidas de pH, determinação de sólidos, umidade, composição química e mineralógia, análise termogravimétrica e análise textutal. Observou-se que o LETA do município 1 possui classe textural franco arenosa, areia franca; e, franco arenoso,franco argiloso e franco argiloarenosa no município 2. Na composição química, o pH manteve-se na faixa neutra e constatou-se presença de silício, alumínio e ferro majoritariamente em ambos LETAs. Pode-se categorizar as amostras no grupo caulinita, com presença de quartzo e filossilicato. Houve perda massa na ordem de 45% para amostras do município 1 e 35% no município 2, à 550ºC, indicando fração orgânica importante. Os efeitos da sazonalidade foram verificados nas análises de umidade, sólidos totais, fixos e voláteis, devido a ocorrência de precipitação pluviométrica nos mananciais de captação de água bruta. A partir dos resultados, foi possível direcionar formas de destinação e reuso diversas, como disposição em áreas degradadas, cerâmica, concreto, pavimentos rodoviários, catálise e compostagem.

Palavras-Chave: ETA, caracterização temporal, destinação do lodo, reuso do lodo

1. INTRODUÇÃO

O método aplicado para adequaçãoda água bruta para fins potáveis é composto por coagulação, floculação, decantação, filtração e cloração. Os resultados desses processos são a água potável e a geração de resíduo denominado lodo. O lodo de estação de tratamento de água (LETA) é composto basicamente por partículas do solo, material orgânico carreado para água bruta, subprodutos gerados da adição de produtos químicos e água. Tomando por base que a geração de resíduos de ETA é de 5% sobre a produção diária de água (ANDREOLI, 2001), os estudos sobre avaliação de aproveitamento do lodo e suas potencialidades são fundamentais.

Um dos problemas da gestão do lodo de estação de tratamento de água (LETA) não é apenas o volume gerado, mas também a possibilidade de contaminação do solo e das águas da área de disposição Com a implantação de leis fiscalizadoras no sertor do saneamento, um dos desafios tem sido a adoção de alternativas adequadas para a destinação do lodo gerado sob os aspectos: econômico, técnico e ambiental.

Na perspectiva de prover outras formas de uso e reuso, o LETA se mostra promissor ao servir como matéria-prima para diversos setores da economia, incluindo o saneamento. Nesse caso, tem-se o atendimento das prerrogativas do conceito de Economia Circular, visando o aproveitamento máximo do seu valor (MALLORY *et al*., 2020). Contudo, pouco se conhece sobre o lodo de ETA dentro de um aspecto temporal quanto às suas características de composição, bem como quais as diferenças entre composição de ETAs de mananciais diferentes. Essas particularidades podem trazer inviabilidade na execução de determinadas propostas de destino, tornando uma temática importante a ser explorada.

Com o exposto, esse trabalho objetivou apresentar os resultados da caracterização do LETA de dois municípios do interior paulista, com enfoque no acompanhamento da variação o longo do tempo. Considerando a sua origem o conhecimento das alterações do LETA causada pelos efeitos de sazonalidade traz como vatagem o direcionamento dessa matéria-prima para fins e aplicações mais interessantes.

2. METODOLOGIA

Para avaliar a influência temporal nas características do lodo de ETA, foram realizadas coletas de amostras durante um período de 10 meses em duas estações de tratamento de água de ciclo convencional, localizadas no interior paulista, nomeadas município1 e município 2. A coleta foi manual e realizada durante a execução de limpeza dos decantadores. Ambas ETAs empregam o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante, destacando o município 1 na adição de carvão ativo para controle de odor. O material foi acondicionado em bombonas plásticas de 20 L. Após cada coleta, era separado uma amostra líquida de 1L *in natura* para determinação de pH (HANNA, H19126) e dos teores de umidade, sólidos, resíduos fixos e resíduos voláteis, conforme os procedimentos descritos na NBR 10664/1989- Métodos J, L e M.

O material restante era desaguado gravitacionalmente, empregando meio filtrante (não tecido), em ambiente aberto e à sombra.O produto resultante do desaguamento foi denominado lodo desaguado (LD) e encaminhado para análises laboratoriais. O LD foi encaminhado à estufa (125°C) para remoção da umidade residual. O lodo seco foi destorroado até obter uma aparência homogênea de partículas finas e peneiradas com auxílio de uma peneira Tyler 42 (< 0,350 mm) para homogeneização.

Para a análise textural foi utilizado o método da Pipeta, do Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997). A composição química foi determinada por fluorescência de raios X (Shimadzu, modelo XRF-700), uma análise de caráter qualitativo-quantitativo. As análises mineralógicas foram feitas com o uso de um difratômetro de raio X (Shimadzu, modelo DRX-6000). A análise térmica foi realizada através de um equipamento TA Instruments, modelo SDTQ600.

3. RESULTADOS

A partir das análises texturais foi possível determinar a porcentagem de areia, argila e silte em cada amostra, além do peso de cada componente. Observa-se que a classificação textural do solo do município 1 se difere do município 2, devido a formação geológica, pedológica e hídrica dos mananciais de captação. A primeira tem uma predominância de Franco Arenosa com ressalvas em Areia Franca, e a segunda mantém o Franco Arenosa como principal classificação, porém com presenças de Franco Argilo Arenosa e Franco Argiloso. O LETA pertencente às classes texturais de areia franca no geral, como o município 1, apresentam massa específica de 1,55 g/cm^3 (SARTORI et. al, 2011) e são classificados com baixo potencial de escoamento superficial, permitindo uma permeabilidade elevada. Já as texturas franco argilosa e franco argilo arenosa, encontrada no município 2, têm potencial moderadamente elevado de escoamento superficial e apresentam baixa permeabilidade.

Nas amostras do município 1, foi verificada uma grande variação de sólidos totais entre os meses de Junho a Agosto, um aumento significativo devido a variação de pluviosidade. O mesmo constatou-se nas amostras do município 2, que obtiveram um aumento significativo, porém nos meses seguintes, sendo eles Setembro a Novembro, também em razão da pluviosidade. Verificando os sólidos fixos, constatou-se uma pequena variação nas amostras dos dois municípios, novamente nos meses de Junho a Agosto para o município 1 e Setembro a Novembro para o município 2. Os sólidos presentes nos cursos d'água podem ser originados através de processos erosivos naturais ou acelerados do solo, lançamento de efluentes domésticos e industriais, disposição de resíduos sólidos no ambiente, carreados pelas chuvas através da drenagem superficial ou, ainda, através de processos de urbanização de bacias hidrográficas. Desta forma, pode-se dizer que as principais fontes de sólidos na água estão associadas à intervenção humana ao meio ambiente (MOREIRA, 2012).

Outro fator estudado foi o pH e a condutividade, de acordo com Metcalf e Eddy (2003),

a composição típica de lodos estudados no Brasil possui alcalinidade total na faixa de 500 – 1500 (mg CaCO3/L), os subprodutos estudados apresentaram poucos desvios quanto ao padrão característico, pois foram encontrados valores abaixo da faixa citada. Já os valores mais altos, fora do padrão de condutividade, se devem à possível presença de concentrações elevadas de sal presente no lodo, o que leva ao aporte de N-NO3 (nitrogênio mineral) (BETTIOL E FERNANDES, 2004). Observa-se que o valor de pH se encontra dentro do intervalo considerado normal, pois permanece numa faixa próxima ao pH neutro, variando de aproximadamente 6,41 a 6,77, esses valores se devem ao fato da utilização da cal durante o processo de tratamento da água, com o objetivo de reduzir a densidade de microrganismos patogênicos (GONÇALVES & LUDOVICE, 2000).

Com as análises de fluorescência de raio-X realizadas, constatou-se que os principais constituintes do lodo de ETA são o silício (Si), o alumínio (Al) e o ferro (Fe), os teores desses elementos estão relacionados ao solo de cada região de estudo (ANDREOLI *et al*., 2006a; CORDEIRO, 2001). Do ponto de vista mineralógico, o lodo de ETA apresenta fases cristalinas identificadas em ambas as amostras, sendo: caulinita, quartzo, filossilicato (argilo-mineral), o que confirma a grande presença de óxido de silício (II), óxido de alumínio (III) e óxido de ferro (III), apresentadas pelo FRX. Observa-se também indício da presença de mineral micáceo. No entanto, importantes diferenças são observadas nas intensidades dos picos de difração da caulinita e quartzo.

Já as análises térmicas apresentaram um comportamento similar entre elas, todas obtiveram uma perda de massa gradual em função do aumento da temperatura, até chegar ao ponto de estabilização, em torno de 600°C e perda de 30% majoritariamente. A partir das análises obtidas, observa-se que ocorreu uma perda inicial de massa com

temperatura maior que 100°C de aproximadamente 20% para as amostras do município 1, e 15% para o município 2, que é devido a água não estrutural, ou seja, umidade. A seguir ocorrem perdas de massa graduais conforme aumento da temperatura, entre 200 a 500°C, de 20% para o município 1 e 15% para o município 2, devido a queima de matéria orgânica, ou hidróxidos de ferro ou água interlamelar, presentes em lodo e de hidroxila pela caulinita e ilita. A partir dos 600°C as perdas de massas das amostras começam a se estabilizar, contudo, acima dessa temperatura e gradualmente até 1000°C, houve perda de 5% nas duas amostras, devido a provável perda de hidroxilas pelas micas e/ou queima de matéria orgânica na forma de grafite. Este resultado confirma a predominância da caulinita, a qual foi determinada anteriormente na análise de raios-x. A perda total de massa foi de 45% para o município 1 e 35% para o município 2. Além disso, o município 1 tive 10% a mais de perda, em relação ao outro, em razão da maior quantidade de material orgânico oriunda do carvão utilizado no tratamento de água da ETA, para diminuição do odor em período de estiagem.

4. CONCLUSÃO

A partir das análises realizadas, pode-se caracterizar o LETAs em relação à sazonalidade,

textural, química e mineral, fatores essenciais para definição da destinação e reúso. A variação sazonal está interligada a variação de pluviosidade e a formação geológica de cada região. Com isso, identificou-se características essenciais para possíveis destinos, indicando alternativas de gestão, considerando o contexto local e regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR. 10004/2004. Resíduos Sólidos - Classificação.

ANDREOLI, Cleverson Vitório (Coord.). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2001. 282 p. Disponível em: <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/CLeverson.pdf>. Acesso em: 29/12/2021.

ANDREOLI, C.V. *et al*. Uso de Lodo de Esgoto na Produção de Substrato Vegetal. In:_____. (Coord.). Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2006b. p. 235 – 281.ANDREOLI, C.V. *et al*. Uso de Lodo de Esgoto na Produção de Substrato Vegetal. In: _____. (Coord.). Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2006b. p. 235 – 281.

BETTIOL, W. & FERNANDES, S.A.P. Efeito do lodo de esgoto na comunidade microbiana e atributos químicos do solo. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2004. (Comunicado Técnico).

BIDONE, F.; SILVA, A.P.; MARQUES, D.M. Lodos Produzidos nas Estações de Tratamento de Água (ETAs): Desidratação em Leitos de Secagem e Codisposição em Aterros Sanitários. In: ANDREOLI, C.V. (Coord.). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: Rima, ABES, Projeto PROSAB, 2001. p. 215 – 244.

BOINA, R. F., BELLOTTI, L. R. Estado da Arte: Lodo de Estação de Tratamento de Água no Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA, 1., 2021. Anais [...]. 2021. p. 31-34.

CORDEIRO, J. S. Remoção natural de água de lodos de ETAs utilizando leitos de secagem e lagoas de lodo. In: REALI, M. A. P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 125-142 (Projeto PROSAB).

CORDEIRO, J. S. O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas. 1993. 342f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

DI BERNARDO, Luiz; DI BERNARDO, Angela; CENTURIONE FILHO, Paulo Luiz. Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. [S.l: s.n.], 2002.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. São Carlos: Editora LDiBe, 2012.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de. Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997. 212p.

ETCHEBEHERE, M.L.C.; SAAD, A.R.; SANTONI, G.C.; CASADO, F.; FULFARO, V.J. Detecção de prováveis deformações neotectônicas no vale do Rio do Peixe, região ocidental paulista, mediante aplicação de índices RDE (Relação Declividade-Extensão) em segmentos de drenagem. Geociências, v. 25, p. 271-288, 2006.

GOMES, A. DE CARVALHO.; ZHOU, J. L.; Li, W.; LONG, G. Progress in manufacture and properties of constructuin materials incorporating water treatment sludge: a review. Resourses, Conservation & Recycling, v 145, p. 148-159, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/busca.html?searchword=agua+tratada. Acesso em: 07 jan. 2022.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

LARA, A. I.; ANDREOLI, C. V.; ANDREOLI, F. N. Conservação e mananciais: A visão das companhias de saneamento. In: Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental (20: 1999: Rio de Janeiro). Anais (CD). ABES. 1999. p. 3760-3764.

MALLORY, A.; AKROFI, D.; DIZON, J.; MOHANTY, S.; PARKER, A.; VICARIO, D. R.; PRASAD, S.; WELVITA, I.; BREWER, T.; MEKALA, S.; BUNDHOO, D.; LYNCH, K.; MISHRA, P.; WILLCOCK.; HUTCHINGS, P. Evaluating the circular economy for satination: Findings from multicase-approach. Science of Total Environment. v. 744, 2020.

MEGDA, C. R.; SOARES, L. V.; ACHON, C. L. (2005) Propostas de aproveitamento de lodos gerados em ETAs. In: 23o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... Campo Grande-MS.

METCALF; EDDY; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, c2003. xxviii, 1819 p.

REALI, M.A.P. (Coord.). Principais Características Quantitativas e Qualitativas do Lodo de ETAs. In: _____. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estação de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 1999. p. 20 – 39.

REALI, M.A.P.; PATRIZZI, L.J. Espessamento de Lodo de ETAs. In: _____. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estação de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 1999. p. 40 – 84.

Vieira, M.T.; Catarino, L.; Oliveira, M.; Souza, J.; Torralba, J.M.; Cambronero, L.E.G.; Mesones, F.L.G.; Victoria, A. Optimization of the sintering process of raw materials wastes. Journal of Materials Processing Technology, Lausanne, 92-93: 97-101, 1999.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DE PUBLICAÇÕES NA ÁREA DE RESÍDUOS DOMICILIARES E COMPORTAMENTO PRÓ-AMBIENTAL

de Albuquerque Fujiwara FLORA LYN[1], Javier Contreras Pineda FRANCISCO[1]

[1] *Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hidrícos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte 70910-900 - Brasília, DF – Brasil, flora. fujiwara@aluno.unb.br, pineda@unb.br*

RESUMO

A relação entre resíduos sólidos domiciliares (RSD) e comportamento pró-ambiental (CPA) vêm sendo explorada pela literatura, dando luz à busca por soluções não apenas estruturais, mas que motivem os indivíduos em prol de comportamentos voltados à intenção de preservar o meio ambiente. Embora haja uma expressiva quantidade de publicações voltadas para as áreas de RSD e CPA, a sistematização e análise dessa bibliografia limita-se a publicações voltadas para CPA específicos, faltando uma análise integrada dos temas e suas relações em um espectro mais amplo. Esse artigo tem como objetivo: (1) explorar como os conceitos de comportamentos pró-ambientais estão sendo relacionados à temática de resíduos sólidos domiciliares na literatura; (2) avaliar a evolução das publicações sobre CPA e RSD e suas palavras-chaves em termos quantitavos; e (3) identificar potenciais áreas de desenvolvimento de estudo sobre RSD e CPA. A análise foi feita a partir de publicações em periódicos na base de dados *Scopus*, de 1992 a 2022, em língua inglesa e a ferramenta de análise bibliométrica *SciMAT* foi usada para avaliar os 465 artigos selecionados. Os resultados revelaram (1) aumento na quantidade de publicações e de palavras-chaves relacionadas à temática de RSD e CPA; e (2) os temas de comportamento mais abordados pela literatura referem-se a comportamento de reciclagem e descarte. Análises mais aprofundadas, visando uma revisão sistêmica dos artigos levantados poderá elucidar o entendimento de conceitos que tem ganhado notoriedade no campo, como resíduos de alimentos (“*food-waste*”).

Palavras-Chave: resíduos sólidos domiciliares; comportamento pró-ambiental; bibliometria.

1. INTRODUÇÃO

Questões ambientais são entendidos por grande parte da população global como importantes problemas da sociedade moderna, no entanto poucos são os indivíduos que de fato se engajam em comportamentos que efetivamente contribuam para as soluções dessas questões (Gifford, 2011)but too few global citizens engaged in high-greenhouse-gas-emitting behavior are engaged in enough mitigating behavior to stem the increasing

flow of greenhouse gases and other environmental problems. Why is that? Structural barriers such as a climate-averse infrastructure are part of the answer, but psychological barriers also impede behavioral choices that would facilitate mitigation, adaptation, and environmental sustainability. Although many individuals are engaged in some ameliorative action, most could do more, but they are hindered by seven categories of psychological barriers, or “dragons of inaction”: limited cognition about the problem, ideological worldviews that tend to preclude pro-environmental attitudes and behavior, comparisons with key other people, sunk costs and behavioral momentum, discredence toward experts and authorities, perceived risks of change, and positive but inadequate behavior change. Structural barriers must be removed wherever possible, but this is unlikely to be sufficient. Psychologists must work with other scientists, technical experts, and policymakers to help citizens overcome these psychological barriers.”,”container-title”:”American Psychologist”,”DOI”:”10.1037/a0023566”,”ISSN”:”1935-990X, 0003-066X”,”issue”:”4”,”journalAbbreviation”:”American Psychologist”,”language”:”en”,”page”:”290-302”,”source”:”DOI.org (Crossref. Diversos são os fatores que distanciam a preocupação da ação humana, demandando das investigações interdisciplinaridade. A problemática ambiental dos resíduos sólidos tem ganhado notoriedade na sociedade, e a investigação dos aspectos comportamentais podem fundamentar as discussões, afim de promover mudanças duráveis e que de fato garantam a continuidade do comportamento de preservação do meio ambiente (Kaiser *et al*., 2017).

A definição de comportamento pró-ambiental envolve a discussão sobre comportamentos que são orientados ao fato ou ao objeto. Dessa forma, conceitos mais abrangentes podem considerar comportamentos pró-ambientais todos aqueles que são entendidos pelo individuo como contribuidores para a conservação do meio ambiente. Por outro lado, uma definição estrita pode limitar os comportamentos pró-ambientais àqueles que não apenas são entendidos como positivos para a preservação do meio ambiente, mas que de fato contribuam para esta causa (Kurisu, 2015). Os diferentes conceitos irão portanto dialogar com a finalidade da abordagem, que pode avaliar os CPA desde a inteção do indivíduo, até o real impacto do seu engajamento.

O panorama das publicações científicas que tratam dos comportamentos pró-ambientais na problemática dos resíduos sólidos pode fornecer o entendimento dos temas emergentes e lacunas das publicações na área. Nesse sentido, o mapeamento bibliométrico será utilizado como instrumento de análise bibliométrica, afim de favorecer a visualização de aspectos estruturais e dinâmicos da pesquisa científica na área (Borner *et al*., 2003).

2. METODOLOGIA

2.1 Estabelecimento de critérios de inclusão e exclusão

A base de dados utilizada foi a *Scopus*, pela sua relevância em termos de quantidades de citações revisadas por pares. Foram selecionados apenas publicações na língua inglesa,

pela sua predominância do campo acadêmico, entre os anos de 1992 e 2022, nas áreas de “ciências ambientais”, “ciências sociais”, “engenharia”, “negócios, gestão e finanças”, “psicologia”, “agricultura e ciências biológicas”, “*decision Science*”, “multidisciplinaridades”, “ciências da terra” e “engenharia química”. A abrangência dos assuntos objetivou a inclusão de artigos que possam ser classificados em diferentes áreas devido o tipo de resíduo que tratam, ou o tipo de comportamento. As palavras chaves usadas foram “*Behaviour*”, “*Behavior*”, “*Waste*”, “*Household*”. A busca ocorreu nas palavras-chaves e os operadores booleanos utilizados foram o AND e OR, sendo o último aplicado apenas para contemplar a variação das escritas “*Behaviour*” e “*Behavior*” (Figura 1).

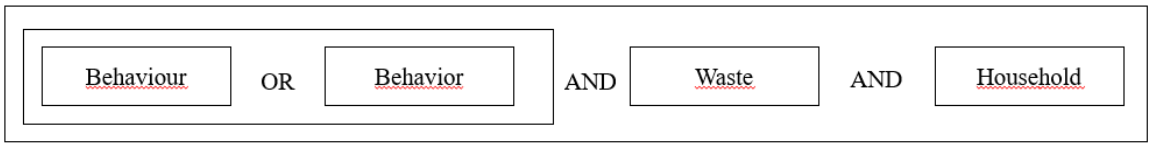


Fig. 1. Estrutura das palavras-chave e operadores boolenos utilizados na seleção das publicações.

2.2 Pré processamento

A etapa de pré-processamento foi realizada a fim de reduzir possíveis erros da fonte de dados, como por exemplo erros de grafia e a detecção de itens duplicados (Cobo *et al*., 2012). O pré-processamento foi feito no *SciMAT*, que incorpora métodos e algoritmos para a visualização de dados bibliométricos por meio de um software de código aberto (Cobo *et al*., 2012). Foram aplicadas funções de agrupamento de palavras seguindo sequencialmente: (1) agrupamento de palavras duplicadas; (2) agrupamento de palavras singulares e plurais; (3) Verificação de grafia por meio de escritas com distância de até 3 caracteres; e (4) agrupamento manual de palavras. A última etapa foi adotada afim de contabilizar ocorrências que individualmente foram baixas, mas que estão relacionadas à um grupo que pode ser representativo na análise. Na etapa de verificação manual, o título e resumo dos artigos onde as palavras foram identificadas foram conferidos, afim de promover o agrupamento correto. O pré-processamento reduziu o total 1.373 para 1.244 palavras.

Tabela 1. Exemplos de palavras agrupadas manualmente.

Nome do grupo	Palavras agrupadas	Nome do grupo	Palavras agrupadas
WASTE-SORTING--BEHAVIOUR	WASTE-SORTING-BEHAV-IOR-(WSB) WASTE-SORTING-BEHAVIOUR	**BATTERIES-RE-CYCLING-BEHA-VIOR**	BATTERIES-RECYCLING-BEHAV-IOR BATTERY-RECYCLING
FOOD-CONSUMP-TION	FOOD-CONSUMPTION FOOD-CONSUMPTION-STYLE	**HOUSEHOLD--WASTE**	HOUSEHOLD-WASTE DOMESTIC-WASTE

Foram adotados cinco períodos de análise: 1992 a 2002; 2003 a 2010; 2011 a 2014; 2015 a 2018 e 2019 a 2022, de modo a agrupar os períodos com o mínimo de 10 publicações por intervalo de anos.

3. DESENVOLVIMENTO

O levantamento de documentos retornou 465 artigos, sendo 51% das publicações feitas entre 2019 e 2022 (Figura 2).

O período 1 registrou publicações em seis dos 11 anos que compõe o intervalo, o período 2 em sete dos oito anos do intervalo. A partir de 2011, foram identificadas publicações todos os anos.

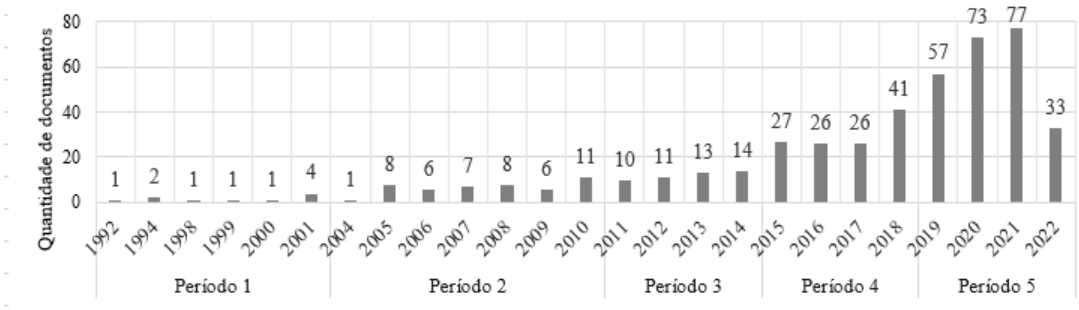


Fig. 2. Distribuição das publicações por ano.

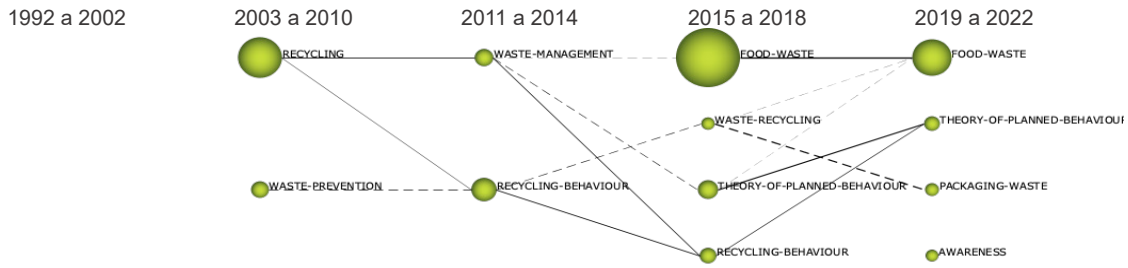


Fig. 3. Mapa de evolução – documentos centrais – soma de citações.

No mapa de evolução (Figura 3) são apresentados os relacionamentos entre os temas. O tamanho dos círculos são proporcionais aos números de publicações, e as arestas representam as relações entre os itens. As linhas sólidas indicam que os conjuntos vinculados compartilham itens centrais, enquanto que as linhas pontilhadas indicam compartilhamento de itens não centrais. As espessuras das arestas são proporcionais ao índice de inclusão.

Observa-se que antes de 2002 não foram contabilizados termos com mais de três ocorrências devido à baixa quantidade de publicações (10) levantadas nesse período. Dessa forma, o mapa de evolução só apresentou termos a partir do segundo período (2003 a 2010). O tema de “prevenção de resíduos” (*waste-prevention*) presente no segundo período foi relacionado no período seguinte à temática de “comportamento de reciclagem” (*recycling-behaviour*) e extinto do mapa nos demais períodos, indicando um crescente volume de publicações na área de reciclagem - vinculado à comportamentos rotineiros - e

uma redução de investigações voltadas à prevenção - que estão relacionados à mudanças mais profundas de padrões de consumo (Kurisu & Bortoleto, 2011).

O termo "*recycling*", apareceu no mapeamento a partir do período de 2003 a 2010 e apresentou relações com terminologias mais especificas no período seguinte ("*waste-management*" e "*recycling-behaviour*"). A temática de comportamento de reciclagem ("*recycling-behavior*") posteriormente foi relacionada à "teoria do comportamento planejado", tema que se apresentou como emergente no terceiro período, relacionado aos "resíduos de alimentos" (*food waste*).

A temática de "gerenciamento de resíduos" (*waste-management*) foi relacionada indiretamente à temática de "resíduos de alimentos", que no quarto período (2015 a 2018) foi o tema com mais publicações de todo o levantamento. A temática dos resíduos alimentares em publicações feitas entre 2019 e 2022 foram relacionadas com os temas do período anterior de "reciclagem de resíduos" (*waste-recycling*) e "teoria do comportamento planejado".

Outra questão relevante foi a emergência do tema de "resíduos de embalagens" (*packaging-waste*) no último período, vinculado ao tema de "reciclagem de resíduos". O último período também apresentou uma distribuição mais uniforme entre as citações dos temas em comparação ao anterior. Os círculos aproximaram-se em tamanho, reduzindo a diferença da temática de "resíduos de alimentos" (*food waste*) para os demais temas mapeados.

A Figura 4 apresenta a rede vinculada ao tema dos "resíduos de alimentos" nos dois últimos períodos analisados. Percebe-se que houve uma significativa ampliação dos temas relacionados, indicando uma extensa investigação do assunto no cenário atual das pesquisas em resíduos sólidos e comportamento pró-ambiental.

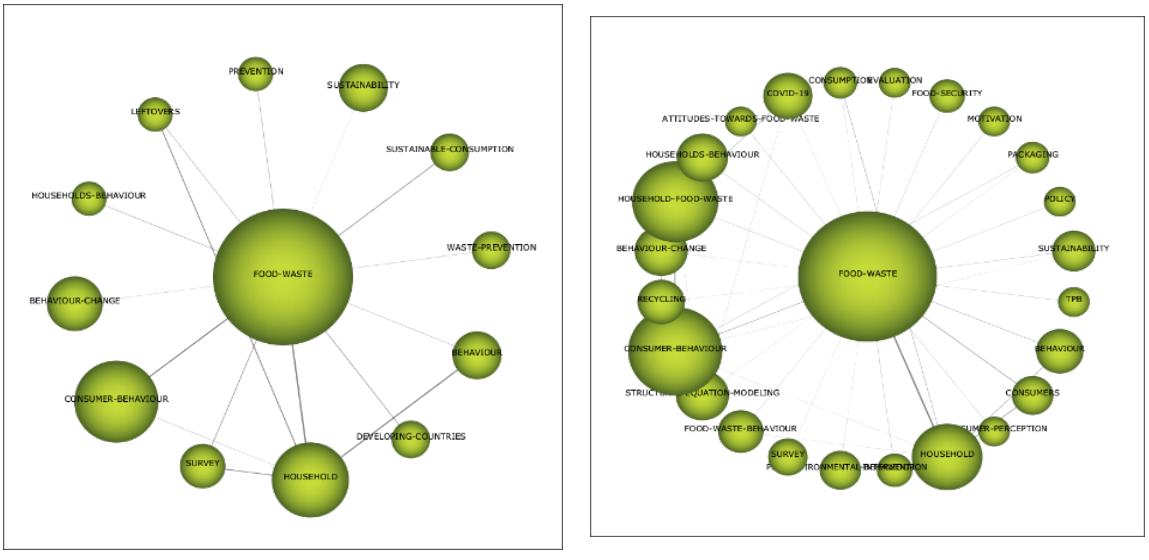


Fig. 4. Rede do tema de "resíduos de alimentos" respectivamente nos períodos 4 e 5.

4. CONCLUSÕES

O estudo indicou uma crescente quantidades de publicações voltadas para a as áreas de RSD e CPA. A temática de reciclagem, até 2014, concentrou o maior número de publicações, no entanto a partir do período de 2015 observou-se uma maior exploração do tema de resíduos de alimentos. O último período (2019 a 2022) apresentou uma distribuição mais uniforme entre os temas centrais das publicações, e a temática dos resíduos de alimentos foi relacionada com uma maior variedade de temas em comparação ao período anterior.

Em 2015 foi identificada a emergência do tema da teoria do comportamento planejado, indicando um aprofundamento na interdisciplinaridade de estudos de comportamento com a temática de RSD.

Embora o volume de publicações e as redes entre os temas tenham expandido nos últimos anos, é relevante observar a extinção do tema de prevenção de resíduos no mapeamento realizado, indicando uma maior exploração de comportamentos rotineiros (por exemplo reciclagem), e uma redução de estudos voltados a mudanças mais profundas em termos comportamentais, como a alterações do padrão de consumo e prevenção de resíduos.

Análises mais aprofundadas, visando uma revisão sistêmica dos artigos levantados poderá elucidar o entendimento de conceitos que tem ganhado notoriedade no campo, como resíduos de alimentos ("*food-waste*") e como temas vinculados à comportamentos ambientais diferentes da reciclagem têm sido trabalhados na literatura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Börner, K., Chen, C., & Boyack, K. (2003). Visualizing knowledge domains. Annual Review of Information Science and Technology, 37, 179–255.

Cobo, M.J., López-Herrera, A.G., Herrera-Viedma, E., Herrera, F. (2012) SciMAT: A new science mapping analysis software tool. In: Journal of the American Society for Information Science and Technology, v. 63, n. 8, p. 1609–1630.

Gifford, R. (2011) The dragons of inaction: Psychological barriers that limit climate change mitigation and adaptation. In: American Psychologist, v. 66, n. 4, p. 290–302.

Kaiser, F. G.; Kibbe, A.; Arnold, O. (2017) Self-Determined, Enduring, Ecologically Sustainable Ways of Life: Attitude as a Measure of Individuals' Intrinsic Motivation. In: Handbook of Environmental Psychology and Quality of Life Research, International Handobooks of Quality-of-Life, Springer International Publishing Switzerland, 185-195.

Kurisu, K. H.; Bortoleto, A. P. (2011) Comparison of waste prevention behaviors among three Japanese megacity regions in the context of local measures and socio-demographics. In: Waste Management, v. 31, n. 7, 1441–1449.

Kurisu, K. (2015) Pro-environmental behaviors. Springer, Tokyo, 1-4. 176p.

190

USO DE INÓCULO ACLIMATADO PARA A METANIZAÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR

Laís Roberta Galdino de OLIVEIRA[1], Derovil Antonio dos SANTOS FILHO[2], José Fernando Thomé JUCÁ[2], Maurício Alves da Motta SOBRINHO[2], Sérgio Peres Ramos SILVA[3]

[1] *Universidade Federal de Goiás, Goiânia/GO, laisroberta@ufg.br*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE derovilsantos@gmail.com, jucah@ufpe.br, mottas@ufpe.br*

[3] *Universidade de Pernambuco, Recife/PE, sergperes@gmail.com*

RESUMO

O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos pode resultar na poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar. Portanto, a digestão anaeróbia vem sendo bastante utilizada para o tratamento e aproveitamento energético de resíduos orgânicos. Nesse sentido, o presente trabalho, objetiva avaliar a metanização oriunda da digestão anaeróbia de resíduos alimentares (RA) com um inóculo aclimatado. Para tanto, foi empregado e caracterizado um digestato proveniente de um reator anaeróbio, que codigeriu lodo de esgoto doméstico (anaeróbio), resíduo ruminal bovino, esterco caprino e resíduo de hortifrútis. Posteriormente, foram realizados ensaios de avaliação do potencial bioquímico de metano do inóculo separadamente e com RA, sendo realizada a caracterização antes e após o processo de digestão anaeróbia. Desta forma, o digestato possui uma alta umidade, carga orgânica e biodegrabilidade, e um pH ideal a metanogênese. No entanto, a relação C:N indica excesso de nitrogênio e carência de carbono. Quanto a geração de metano, o digestato separadamente e em conjunto com o RA produziram um volume de 44,6 e 2.732,1 NmL, respectivamente, ambos com 30 dias. Assim, pode-se inferir que tais variações foram produto das reações ocorridas durante a digestão anaeróbia, onde acontece a degradação da matéria orgânica e conversão da mesma em metano.

Palavras-Chave: resíduo orgânico; digestão anaeróbia; metano.

1. INTRODUÇÃO

O manejo inadequado dos resíduos sólidos causa de inúmeros episódios críticos de poluição, relacionados, principalmente, com a ausência de tratamento e má disposição. Este fato provoca a contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados, solventes orgânicos halogenados e resíduos de defensivos agrícola (Philippi Jr. *et al.*, 2013). Além do potencial de produção de gases do efeito estufa (GEE), durante o processo de decomposição natural dos compostos orgânicos (Santos Filho, 2018).

Por outro lado, o processo de digestão anaeróbia, é uma tecnologia eficaz para resolver a problemática da escassez de energia e dos problemas de poluição ambiental das indústrias e de atividades residenciais (Zhang *et al*., 2013). E segundo Divya *et al*. (2015), a digestão anaeróbia é um conjunto de processos pelos quais os micro-organismos transformam resíduos orgânicos em biogás e material digerido (ou digestato) na ausência de oxigênio. Além disso, o metano contido no biogás é um combustível renovável que pode ser utilizado para produzir energia elétrica, mas também como gás de cozinha e combustível de veículos automotivos, e o digestato pode ser aproveitado como fertilizante na agricultura (Holm-Nielsen *et al*., 2009).

No entanto, Steinmetz (2016) ressalta que a maior dificuldade para metanização de resíduos orgânicos é a obtenção de um inóculo anaeróbio em condições estáveis para realização dos testes de digestão, visto que no Brasil, especificamente, a aquisição desse tipo de inóculo é bastante difícil, em função das distâncias e menor nível tecnológico dos reatores anaeróbios disponíveis, necessitando, com isso, a aclimatação do inóculo ao substrato que será tratado.

Desta forma, o presente estudo tem objetivo otimizar a metanização de resíduos alimentares, através do uso de um inóculo aclimatado.

2. METODOLOGIA

O resíduo alimentar (RA) utilizado nesse estudo foi obtido no Restaurante Universitário (RU) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), sendo o mesmo composto de resíduos provenientes da cozinha (cascas e pedaços estragados de frutas e verduras) e do refeitório (resto de comida processada). E o digestato foi oriundo de um reator anaeróbio, que codigeriu lodo de esgoto doméstico (anaeróbio), resíduo ruminal bovino, esterco caprino e resíduo de hortifrútis (do Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco), na proporção 5:4:1:5, aproximadamente e respectivamente, denominado de DG.

Para a caracterização do RA foi realizada uma amostragem por quarteamento, de acordo com NBR 10.007 (ABNT, 2004), em seguida extraiu-se o solubilizado do resíduo, utilizando uma relação de 1:20 para a massa da amostra (resíduo alimentar) e o volume do extrator (água destilada), seguindo a metodologia Lange *et al*. (2002), visando a determinação dos seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio - DQO (método da espectrofotometria), e pH (método potenciométrico). Tais análises também foram realizadas com as amostras in natura (líquida) do inóculo. Uma fração das amostras de RA e DG foram encaminhadas para secagem em estufa, na temperatura de 105ºC, até a constância da massa, conforme WHO (1979), objetivando a quantificação do teor de água e preparação de amostras para ensaios em base seca. O RA seco foi triturado em um moinho de facas, e o inóculo (também seco) foi destorroado com o auxílio de um almofariz e pistilo de porcelana, e em seguida foram realizadas as seguintes análises: sólidos voláteis (SV) de acordo com a NBR13999 (ABNT, 2003); análise elementar (carbono, e nitrogênio) pelo método de Pregl-Dumas; análise bioquímica, seguindo o método Van Soest (1967), para celulose,

hemicelulose, lignina, e método de Soxhlet (1879) para lipídeos.

Para a avaliação do potencial de produção de metano foi realizado o ensaio de BMP (Biochemical Methane Potential ou Potencial Bioquímico de Metano), no Sistema automático de potencial de metano (marca Bioprocess Control) com agitação constante (100 rpm) e temperatura mesofílica constante (~37º).

Vale salientar que as proporções de água destilada e substrato, e de inóculo e água destilada+substrato foram de 3:2 (em massa), proporção com maior quantidade de substrato recomendado pelo manual do equipamento, e a dosagem de bicarbonato de sódio levou em consideração a proporção de 0,2 g de HCO^{3-}/g DQO, que apresentou o melhor desempenho no reator mesofílico estudado por Doll e Foresti (2010), sendo considerado apenas a DQO do resíduo alimentar.

O RA e o DG foram utilizados no experimento in natura, sendo o RA, triturado para melhorar a homogeneização e reduzir o tamanho das partículas em um liquidificador industrial, visto que segundo Souza (1984), a redução do tamanho da partícula tende a facilitar a digestão anaeróbia.

Após o preenchimento, os reatores foram pesados para a quantificação exata da biomassa total a ser biodigerida. Em seguida os reatores foram fechados, e foi realizada a recirculação de nitrogênio gasoso (2,5 L/min), por cerca de 2 minutos, para a purga do oxigênio atmosférico contido no frasco e estabelecimento da anaerobiose.

Todos os referidos tratamentos foram conduzidos em triplicata, conforme sugerido por Angelidaki *et al*. (2009), para que possuam significância estatística.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A umidade de RA e DG são bastante elevada, sendo, respectivamente, 84,6 e 92,1%, no entanto, conforme Rizzoni *et al*. (2012), o teor de água deve estar em torno de 90% para não ser prejudicial à digestão, visto que trata-se de um meio fundamental para o transporte de nutrientes. Desta forma, o resíduo alimentar encontra-se abaixo nesse patamar, demonstrando, com isso, a possível necessidade de um aporte de água.

Quanto a relação SV/ST, nota-se que a mesma é maior para o resíduo alimentare (0,94) e menor para o inóculo (0,59), visto que o mesmo já sofrereu uma degradação biológica, onde grande parte da matéria orgânica foi consumida. Hallam (2016), em estudo realizado com sobras e rejeitos dos pratos do Restaurante Universitário da Unisinos, obteve uma faixa de relação SV/ST entre 0,94 e 0,96. Zhang *et al*. (2011) e Zhang *et al*. (2013) também caracterizaram resíduos alimentares e encontraram, respectivamente, valores de SV/ST de 0,95 e 0,91.

Segundo Pereira *et al*. (2009), o intervalo entre 6,5 e 7,5 é ótimo de crescimento dos micro-organismos produtores de metano, especialmente os metanogênicos. No entanto, o pH do resíduo alimentar esteva abaixo da referida faixa (5,7), que pode inibir a atividade

da metanogênica. Por outro lado, o pH do digestato ficou acima da faixa supracitada (7,6), o que é esperado, devido ao processo de digestão e aclimatação anaeróbia, que culmina na elevação do pH, visto que há um consumo dos AGVs.

Zhang *et al*. (2014) demonstraram que a digestão anaeróbia procede de forma satisfatória com a relação C:N entre 15 e 20. No entanto, pode-se observar que tanto o resíduo quanto o inóculo possuem uma relação C:N menor do que as faixas recomendadas, indicando excesso de nitrogênio e carência de carbono. Vale salientar que a relação C:N do RA foi semelhante a encontrada por Felizola *et al*. (2006), que obteve uma proporção de 12,1, na caracterização da fração orgânica proveniente do descarte de alimentos de restaurantes.

A produção acumulada de metano de DG e DG + RA foram de 44,6 e 2.732,1 NmL, respectivamente (em 30 dias). Segundo Gueri *et al*. (2018) e Melo (2010), em ensaios BMP, os reatores permanecem incubados em temperatura constante por um tempo de retenção hidráulica (TRH) mínimo de 30 dias para substratos simples e de 120 dias para substratos lignocelulósicos ou recalcitrantes, embora a norma ASTM E2170-01 recomende um TRH de 51 dias ou até que a produção de gás assuma estabilidade.

Vale salientar que a produção de biogás e metano é bastante influenciada pelo teor de SV, no entanto, uma elevada carga orgânica pode gerar uma sobrecarga no sistema, devido ao acúmulo de AGVs (especialmente em reatores tipo batelada e de uma fase só), inibindo, com isso, a produção de metano (Neves *et al*., 2004). Por outro lado, de acordo com Silva (2014), quanto maior a proporção de inóculo, mais rápida é a conversão do substrato e menores são os efeitos inibitórios para a produção de metano.

4. CONCLUSÕES

O resíduo alimentar (RA) apresentou valores de pH e relação C:N abaixo da faixa propícia a produção de metano, por outro lado, a elevada umidade, carga orgânica e biodegrabilidade, podem benéficas a digestão. No tocante ao inóculo, o mesmo possue uma alta umidade, carga orgânica e biodegrabilidade e um pH superior ao intervalo ideal a metanogênese. Além disso, a relação C:N do inóculos foi inferior a relação propícia aos micro-organismos metanogênicos. Nesse sentido, a codigestão dos materiais supracitados pode tornar as condições ambientais mais favoráveis, em decorrência da complementaridade das características destes substratos. Nessa perspectiva, foram utilizados nessa pesquisa um digestato (composto de um inóculo aclimatado ao substrato e resíduos de hortifrúti, codigeridos por 120 dias), denominado DG.

Ao correlacionar os parâmetros antes e depois da digestão anaeróbia, tanto dos inóculos separadamente, quanto das codigestões, nota-se um comportamento semelhante ao processo de aclimatação, mesmo não havendo nenhuma intervenção (adição de água e peneiramento). De uma forma geral, houve uma redução da massa total e do teor de SV, bem como aumento da umidade e do pH. Tais variações foram produto das reações ocorridas em cada etapa da digestão anaeróbia, inclusive na degradação/conversão

da matéria orgânica em metano, sendo mais expressiva na codigestão, devido a maior quantidade de matéria orgânica biodegradável, bem como alcalinidade do meio.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), a Universidade de Pernambuco (UPE), a Universidade Federal de Goiás (UFG), a EMBRAPA Suínos e Aves, ao Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA/PE), ao Abatedouro Regional da Paudalho, a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), a Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) e Ao projeto PROBIOGÁS, de cooperação técnica entre o Governo Brasileiro, por meio do Ministério das Cidades, e o Governo Alemão, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13999: Papel, cartão, pastas celulósicas e madeira – determinação do resíduo (cinza) após a incineração a 525ºC. Rio de Janeiro: ABNT, 2003.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10007: Amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonella, D.; Borzacconi, L.; Campos, J. L.; Guwy, A. J.; Kalyuzhnyi, S.; Jenicek, P.; van Lier, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. Water Science & Technology, v. 59, n. 5, p. 927, 2009.

Divya, D.; Gopinath, L. R.; Christy, P. M. A Review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v.42, p. 690-699, 2015.

Doll, M. M. R.; Foresti, E. Efeito do bicarbonato de sódio no tratamento de vinhaça em AnSBBR operado a 55 e 35°C. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, p.275-282, 2010.

Felizola, C. S. Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos. Dissertação (Mestrado). Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 2006.

Gueri, M. V. D.; Souza, S. N. M.; Kuczman, O.; Schirmer, W. N.; Buratto. W. G.; Ribeiro, C. B.; Besinella, G. B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. Biofix Scientific Journal, v. 3, n. 1, p. 08-16, 2018.

Hallam, J. M. Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reator anaeróbio para digestão de resíduos alimentares. Dissertação (Mestrado). São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos. 2016.

Holm-Nielsen, J. B.; Seadi, T. A. L.; Oleskowicz-Popiel, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technology, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

Lange, L. C.; Simões, G. F.; Ferreira, C. F. A.; Santana, D. W. E. A.; Garcia, L. N. Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de resíduos sólidos urbanos. In: Federación Méxicana

de Ingenieria Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. Gestión inteligente de los recursos naturales: Desarrollo y salud. México, D.F., FEMISCA, 2002. p.1-8, Ilus.

Melo, E. S. R. L. Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential). Dissertação (Mestrado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2010.

Neves, L.; Oliveira, R.; Alves, M. M. Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. Process Biochemistry, v. 39, n. 12, p. 2019-2024, 2004.

Pereira, E. L.; Campos, C. M. M.; Moterani, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. Revista Ambiente & Água, v. 4, p. 157-168, 2009.

Philippi Jr, A.; Roméro, A. M.; Bruna, G. C. Curso de Gestão Ambiental. 2. ed. São Paulo: Manole. 2013.

Rizzoni, L. B.; Tobias, A. C. T.; Del Bianchi, M.; Garcia, J. A. D. Digestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária, Ano IX, n.18, 2012.

Santos Filho, D. A. Estudo da influência de inóculos e configurações de reatores no processo digestão anaeróbia de resíduo sólido orgânico. Tese (Doutorado). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2018.

Silva, M. C. P. Avaliação de lodo anaeróbio e dejeto bovino como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

Souza, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. Revista DAE, v. 44, p. 88-94, 1984.

Soxhlet, F. Die gewichtsanalytische bestimmung des milchfettes. Polytechnisches Journal, Erlangen, v. 232, n. 5, p. 461-465, 1879.

Van Soest, P. J. Development of a comprehensive system of feed analysis and its application to forage. Journal Animal Science, v. 26, n. 1, p. 119-128, 1967.

WHO – International reference center for wastes disposal. Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost. Switzerland, 1979.

Zhang, L.; Leeb, Y-W.; Jahnga, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. Bioresource Technology, v. 102, n. 8, p. 5048–5059, 2011.

Zhang, T.; Liu, L.; Song, Z.; Ren, G.; Feng, Y.; Han, X.; Yang G. Biogas Production by Co-Digestion of Goat Manure with Three Crop Residues. Plos One, v. 8, 2013.

Zhang, C.; Su, H.; Baeyens, J.; Tan, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 38, p. 383-392, 2014.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

207

AGRONOMIC POTENTIAL OF EXCRETA-BASED BIOFERTILIZERS MADE FROM TREATED HUMAN FECES AND URINE FOR CROP PRODUCTION

Priscila CARLON[1], Fernanda D. G. FERREIRA[2], Amanda da S. NUNES[3], Rafael N. SILVEIRA[4], Laura de Lucca MELLER[5], Vitor Pereira VAZ[6], Cácea F. Maggi CARLOTO[7], Maria Elisa MAGRI[8]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, priscila.carlon@gmail.com,*

[2] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, goncalvesfer.d@gmail.com,*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, amandaanunes19@gmail.com,*

[4] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, rafa.nicolazisilveira@gmail.com.,*

[5] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, mellerlaura01@gmail.com,*

[6] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, vitorpereiravaz@gmail.com,*

[7] *Universidade Federal da Fronteira Sul, Laranjeiras do Sul, cacea.maggi@uffs.edu.br,*

[8] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, maria.magri@ufsc.br.*

RESUMO

O uso de excretas humanas na agricultura é motivado pela escassez de água, degradação dos recursos hídricos e maior demanda por alimentos. Este trabalho investigou o potencial agronômico de biofertilizantes produzidos de fezes e urina humanas tratados para a produção de alimentos. Nesse contexto, uma pesquisa de campo com 18 lisímetros (6 tratamentos e 3 blocos) foi conduzida com a aplicação de quatro biofertilizantes para cultivo de *Lactuca sativa* var. Valentina. Os tratamentos empregados foram controle negativo (T1), fertilizante químico (T2), fezes tratadas com ureia (T3), fezes compostadas com resíduos orgânicos (T4), urina estocada (T5) e estruvita (T6). O desenvolvimento das plantas foi avaliado semanalmente medindo a altura e o diâmetro de planta. Como resultado, os biofertilizantes promoveram um crescimento maior do que o controle negativo (T1) e inferior ao controle positivo (T2), com exceção da urina estocada, que não apresentou diferença significativa do T1. O tratamento com estruvita se destacou, com altura de planta 98% superior ao controle negative e número de folhas sem diferença significativa do fertilizante químico. Dessa forma, excretas humanas tratadas apresentaram potencial para fertilizar o solo e permitir a absorção de nutrientes pelas plantas, mesmo com um solo inicialmente pobre em nutrientes.

Keywords: Ecological sanitation; human excreta, feces, urine, nutrient recycling.

1. INTRODUCTION

More fertilizers are needed to attend to the demand for food of an ever-growing world population. In 2018, 26% of the world's population suffered from food insecurity (FAO, IFAD, UNICEF, WFP, & WHO, 2019), and the food demand is expected to rise by 60% by 2050 (FAO, 2012). Regarding fertilizers, their expensive prices challenge providing nutrients for crop production, especially in rural regions with low income (Pettersson & Wikström, 2016). As an alternative, human excreta are a sustainable source of nutrients for plant development, as one person excretes in feces an average of 55 g of nitrogen and 183 g of phosphorus, and in urine 4,000 g of nitrogen and 365 g of phosphorus in one year (Vinnerås, 2002). Studies employing sanitation subproducts for plant growth, e.g., treated human feces and urine, sewage sludge, and pit latrine, demonstrated satisfactory results and, occasionally, presented higher productivity than chemical fertilizers (Chrispim, Tarpeh, Salinas, & Nolasco, 2017; Everaert, Degryse, McLaughlin, De Vos, & Smolders, 2017; Kutu, Muchaonyerwa, & Mnkeni, 2011; Triastuti, Sintawardani, & Irie, 2016).

Besides the benefits of the biofertilizers made from feces and urine to the soil, their use helps promote sanitation, especially in rural areas. In 2017, only 45% of the world's population had access to sanitation services (UNICEF & WHO, 2019). As a result, 2016 data estimated 870 thousand deaths related to non-safe water sources, inefficient sanitation systems, and poor hygiene worldwide (WHO, 2018). Hence, access to sanitation services is fundamental to guarantee the population's health, avoiding the transmission of waterborne diseases (WHO, 2014).

This study aimed to evaluate the productivity of a short-term crop, *Lactuca sativa,* grown in soil amended with four excreta-based biofertilizers, urea-treated feces, composted feces with organic waste, stored urine, and struvite.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Soil and biofertilizers properties

Soil type is silt loam with 47.6% sand and 52.4% silt (Lemos & Santos, 1996). Soil properties were pH of 4.7, 0.2% of organic matter, 2.4 mg P dm^{-3}, 8.8 mg K dm^{-3}, 0.0 mg NH3 dm^{-3}. The liming was done 90 days before planting at 9.1 tons of dolomitic limestone ha^{-1}.

The urea-treated feces received a static treatment, using a mixture of ash, ground oyster shells, and urea added after each defecation (Magri, Philippi, & Vinnerås, 2013). The treatment of the urea-treated feces lasted 3 months. The composted feces were treated in static windrows using the UFSC composting method (Inácio & Miller, 2009). Wastes were added in a volume proportion of 1:3 of feces and kitchen organic waste twice a week for 6 weeks. After, the maturation phase lasted 4 weeks. The human urine was collected from healthy volunteers and stored in plastic containers for 6 months at a temperature between 15 and 20ºC. Struvite precipitation was carried out in a self-built 20 L reactor made in PVC. Struvite production was made in batches of 18 L urine (pH ca. 9.0) and 33.8 g of

magnesium chloride hexahydrate (MgCl2 • H2O), standing for a molar ratio of 3.3 Mg:P. The urine and MgCl2 were stirred for 15 min at 130 rpm and left to settle for 60 min. The precipitate was dried at 50ºC to constant weight. The nutrient content of each biofertilizer was assessed before the cultivation (Table 1).

Table 1. Biofertilizers properties and the amount added in kilograms.

Biofertilizer	% N	% P_2O_5	% K_2O	Amount applied (kg)
Urea-treated feces	0.5	2.2	2.1	2.88
Composted feces	3.7	5.3	4.0	1.41
Stored urine	0.7	0.1	0.2	4.74
Struvite	5.2	62.5	6.4	0.17

2.2 Experimental setup

Eighteen lysimeters composed of polyethylene tanks, 1 m³ volume, 1.51 m diameter, and 0.76 m in height were positioned with a 1% slope. PVC pipes were connected to each lysimeter for the drainage system, leading to 50 L storage tanks. A 10 cm layer of gravel (19 – 25 mm) was placed at the bottom, covered with geotextile fabrics, followed by a 60 cm layer of soil.

The study followed a completely randomized design (CRD) with 6 treatments and 3 replications. The treatments applied were negative control with no fertilizer (T1), positive control with urea, triple superphosphate (TSP) and muriate of potash (MOP) (T2), urea-treated feces (T3), composted feces (T4), stored urine (T5) and struvite (T6).

Solid fertilizers, i.e., urea, TSP, MOP, urea-treated feces, composted feces, and struvite, were mixed into the soil before the transplantation of the seedlings. The urine was applied after transplantation on days 0, 18, and 27th of the experiment, corresponding to 30, 30, and 40% of the mass, respectively. The quantity was calculated according to the fertilizing manual for the region (CQFS-RS/SC, 2004), using the limiting nutrient to avoid overdosage (Table 1). For the commercial fertilizers 70.43 g of urea, 96.00 g of TSP and 72.00 g of MOP were applied per lysimeter.

In each lysimeter, 16 seedlings of *Lactuca sativa* var. Valentina were transplanted to evaluate the plant development for 36 days. Each week, 4 plants were selected randomly to measure: plant height using a measuring tape and leaf number. Plant measurement and soil data were treated statistically using SPSS software version 27. Outliers were removed ($\alpha = 0.05$), and normal distribution was verified. Variance analysis (ANOVA) was applied using CRD and Tukey's post hoc test ($\alpha = 0.05$) to obtain the significant differences.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Weekly plant height and leaf number measured are shown in Fig. 1. The treatment with chemical fertilizers (T2) exhibited the highest final values, with 21 cm plant height, showing significant difference to the other treatments, and 37 leaves, with no significant difference to

the struvite treatment (T6). The biofertilizer that showed better results was struvite, with 29 leaves, showing significant statistical difference from urea-treated feces (T3), composted feces (T4), and urine (T5) treatments. As for the plant height, none of the biofertilizers showed significant statistical difference, apart from the stored urine (T5), which showed the lowest final height, with 6 cm.

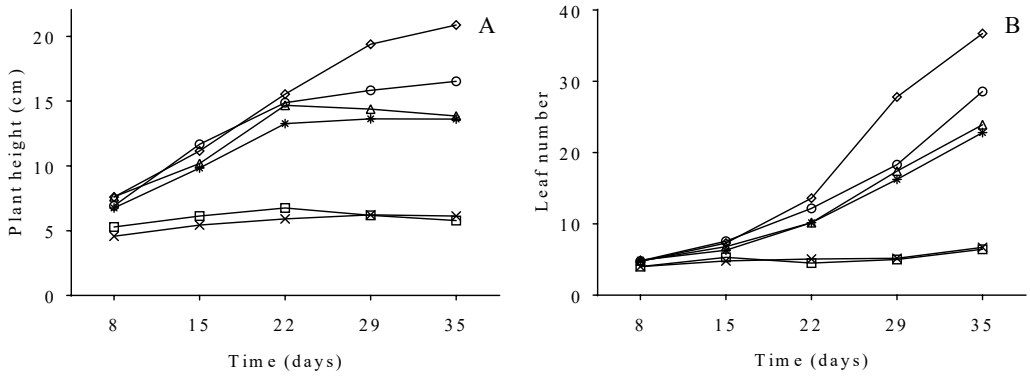


Fig. 1. Weekly *Lactuca sativa* plant height (A) and leaf number (B) on treatments with no fertilizer T1 (×), chemical fertilizer T2 (◊), urea-treated feces T3 (✳), co-composted feces T4 (△), urine T5 (□), and struvite T6 (○). Average concentrations from the three replicates of each treatment.

Until the 22nd day of the experiment, there was no significant statistical difference between the plants grown with the chemical fertilizers (T2) and the biofertilizers (T3, T4, and T6). After, however, the chemical fertilizer treatment had the highest plant height and leaf number. In that regard, the treatment T2 was the only one that fully met the demand of N, P, and K, as the biofertilizers had met only one nutrient demand, i.e., N, P, or K, which was calculated to avoid nutrient buildup in the soil. Studies that complemented the biofertilizers with chemical fertilizers showed similar results to solely chemical fertilizers (Germer, Addai, & Sauerborn, 2011; Girija, Shettigar, Parama, & Gagana, 2019; Liu, Rahman, Kwag, Kim, & Ra, 2011) and, when separately collected, it can substitute for fertilisers. A high valorisation of urine in crop production requires that each nutrient be balanced to match the actual demand. The objective of the present study was to evaluate the effectiveness of phosphorus- (P. Therefore, probably the plants would have a growth comparable to the T2 if the deficit of the other nutrients were met.

Regarding stored urine, there were no significant differences from the no-fertilizer treatment. Botto *et al*., 2018 applied a volume 25% higher to compensate for ammonia volatilization. However, in the present study, the urine mass applied was the amount needed by the plant, based on the nitrogen content, indicating a possible loss.

4. CONCLUSIONS

The biofertilizers improved the lettuce plant's development compared to no-fertilizer,

especially the struvite. Even though the soil was considered poor in nutrients at the beginning of the experiment, the biofertilizers urea-treated feces, composted feces, and struvite were able to promote a better plant development than the negative control. Therefore, excreta-based biofertilizers can provide nutrients for plant growth even in soils with low nutrient contents. However, the stored urine did not exhibit the same result, as there was no significant difference from the negative control. Hence, we recommend applying a higher quantity or better application to compensate or avoid nitrogen volatilization losses. Sectioning the application in more than three episodes could also help improve the plants' nutrient availability. We recommend investigating the combination of biofertilizers to fully supply the demand of N, P, and K and to better compare to chemical fertilizers. Finally, the biofertilizers present the potential to complement chemical fertilizers, therefore diminishing the use of non-renewable minerals.

ACKNOWLEDGEMENT

CNPq, the National Council for Scientific and Technological Development, CAPES, Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel, and Epagri.

REFERENCES

Botto, M. P., Muniz, L. F., Aquino, B. F. de, & Santos, A. B. dos. (2018). Crescimento e produtividade do milho híbrido fertilizado com urina humana na agricultura de pequeno porte. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, *9*(2), 195–206. https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.002.0017

Chrispim, M. C., Tarpeh, W., Salinas, D. T. P., & Nolasco, M. A. (2017). The sanitation and urban agriculture nexus: Urine collection and application as fertilizer in São Paulo, Brazil. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 1–11. https://doi.org/10.2166/washdev.2017.163

Everaert, M., Degryse, F., McLaughlin, M. J., De Vos, D., & Smolders, E. (2017). Agronomic Effectiveness of Granulated and Powdered P-Exchanged Mg-Al LDH Relative to Struvite and MAP. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *65*(32), 6736–6744. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.7b01031

FAO. (2012). *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security* (T. Lawrence, Ed.). Rome: Food and agriculture organization of the united nations. https://doi.org/http://www.fao. org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf

FAO, IFAD, UNICEF, WFP, & WHO. (2019). *The state of food security and nutrition in the world. Safeguarding against economic slowdowns* (FAO, Ed.). Rome: FAO. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2300145

Germer, J., Addai, S., & Sauerborn, J. (2011). Response of grain sorghum to fertilisation with human urine. *Field Crops Research*, *122*(3), 234–241. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.03.017

Girija, R., Shettigar, N. A., Parama, V. R. R., & Gagana, S. (2019). Evaluation of co-composted faecal sludge application in agriculture. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, *238*, 701–711. https://doi.org/10.2495/SC190601

Inácio, C. T., & Miller, P. R. M. (2009). *Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos* (Vol. 156). Rio de Janeiro.

Kutu, F. R., Muchaonyerwa, P., & Mnkeni, P. N. (2011). Complementary nutrient effects of separately collected human faeces and urine on the yield and nutrient uptake of spinach (Spinacia oleracea). *Waste Management and Research*, *29*(5), 532–539. https://doi.org/10.1177/0734242X10374900

Lemos, R., & Santos, R. (1996). *Manual de descrição e coleta de solo no campo* (3rd ed.). Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Liu, Y. H., Rahman, M. M., Kwag, J. H., Kim, J. H., & Ra, C. S. (2011). Eco-friendly production of maize using struvite recovered from swine wastewater as a sustainable fertilizer source. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, *24*(12), 1699–1705. https://doi.org/10.5713/ajas.2011.11107

Magri, M. E., Philippi, L. S., & Vinnerås, B. (2013). Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. *Applied and Environmental Microbiology*, *79*(7), 2156–2163. https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12

Pettersson, J., & Wikström, J. (2016). Human fertilizer and the productivity of farming households. *Agroecoloy and Sustainable Food Systems*, *40*(1), 48–68. https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1100694

Triastuti, J., Sintawardani, N., & Irie, M. (2016). Characteristics of Composted Bio-Toilet Residue and Its Potential Use As a Soil Conditioner. *Indonesian Journal of Agricultural Science*, *10*(2), 73. https://doi.org/10.21082/ijas.v10n2.2009.p73-79

UNICEF, & WHO. (2019). Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. In *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000-2017*.

Vinnerås, B. (2002). Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. *Department of Agricultural Engineering*, *1*(1), 88.

WHO. (2014). Preventing diarrhoea through better water, sanitation and hygiene. In *Exposures and impacts in low- and middle-income countries*. Geneva: World Health Organization. https://doi.org/ ISBN 978 92 4 156482 3

WHO. (2018). *World health statistics 2018: monitoring health for the SDGs, sustainable developments goals*. Geneva: World Health Organization.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

DESCARTE RESPONSÁVEL: UMA REFLEXÃO CRÍTICA A PARTIR DOS CONTENTORES DE DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA ESPANHA

Beatriz Martins ARRUDA[1], Rebecca Lorenzetti BEZERRA[2], Emília Wanda RUTKOWSKI[1], Rafael Costa FREIRIA[2]

[1] *Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo UNICAMP, Campinas, Brasil, b072834@dac.unicamp.br, emilia@fec.unicamp.br*

[2] *Faculdade de Tecnologia UNICAMP, Limeira, Brasil, r147764@dac.unicamp.br, rafaelcf@unicamp.br*

RESUMO

A destinação responsável de resíduos e rejeitos, evitando que se encaminhem para os corpos d'água e oceanos, é uma medida de controle da poluição dos ecossistemas aquáticos e de proteção da biodiversidade. Faz-se necessário fomentar o descarte responsável, além de promover iniciativas que colaborem para a não geração e a redução de resíduos nos diversos ambientes da sociedade, contribuindo com um processo de sensibilização ambiental fundamental para garantir a segregação, o tratamento e a disposição final ambientalmente adequada. Nesse sentido, o presente estudo objetiva apresentar os contentores de depósito de resíduos sólidos como elementos de sensibilização em espaços públicos. A pesquisa de abordagem qualitativa, por meio de revisão bibliográfica e análise documental, reúne evidências primárias e secundárias das cidades espanholas Barcelona e Hernani. Discute-se as possibilidades dos contentores de depósito de resíduos sólidos exercerem um papel socioambiental de forma a agregar valor à sua dimensão física, refletindo sobre o valor cultural de sua inserção como objeto da rede técnica de resíduos sólidos. Espera-se contribuir para a ampliação e qualificação do debate interdisciplinar acerca da gestão dos resíduos em espaços públicos, evidenciando o descarte como parte do processo de sensibilização para um comportamento de consumo responsável, prevenindo riscos de contaminação associados à segregação incorreta e/ou ao uso inadequado dos elementos de suporte disponíveis no meio urbano.

Palavras-Chave: Gestão de resíduos domésticos; Consumo responsável; Descarte responsável; Lixo Zero.

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos e os rejeitos constituem uma problemática ambiental significativa no século XXI, principalmente devido aos modos de vida que estão diretamente relacionados a sistemas de produção e consumo insustentáveis. A cooperação social é imprescindível para o sucesso de ações para mitigar a poluição dos ecossistemas

terrestres e aquáticos, o que envolve sensibilizar a população para hábitos ambientalmente responsáveis. Dispor resíduos e rejeitos conscientemente, destinando-os como recursos a outros processos ou à disposição final adequada, impede que estes encontrem os corpos hídricos como destino. Tendo isso em vista, faz sentido pensar que uma gestão de resíduos ambientalmente sustentável requer que a etapa de separação seja priorizada e realizada de forma eficiente.

Nesse sentido, diversas cidades europeias têm incentivado o descarte responsável com estratégias de fomento à coleta seletiva de resíduos. Barcelona, por exemplo, desde 2004 dispõe de contentores especiais para a segregação dos resíduos na fonte, contemplando diferentes tipos de geradores individuais (Maciá *et al*., 2010). Em grande medida, os resultados positivos advém de sistemas que posicionam estrategicamente os contentores de depósito de resíduos sólidos no meio urbano e informam o público sobre como proceder, sensibilizando para ações individuais conscientes no ato de descarte de resíduos. Assim, cabe observar como as cidades europeias vem obtendo bons resultados na gestão dos seus resíduos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O Acordo Verde Europeu de 2019 (European Union, 2020) objetiva transformar o continente europeu no primeiro com impacto climático neutro. A Comissão Europeia adotou um conjunto de propostas legislativas para tornar as políticas da UE em matéria de clima, energia, transportes e fiscalidade aptas a alcançar uma redução das emissões líquidas de gases com efeito de estufa de, pelo menos, 55% até 2030, em comparação com os níveis de 1990 (European Union, 2020). A geração anual de resíduos está projetada para aumentar em 70% até 2050 (World Bank, 2018 apud European Union, 2020).

O aporte do conceito de redes da ecologia para o campo da gestão urbana fundamenta o entendimento das relações entre os elementos constitutivos dos variados sistemas materiais e imateriais que dão forma e conferem identidade aos lugares articulados por redes urbanas. Concernente ao aspecto territorial dessas redes, trata-se de localizar e caracterizar os elementos urbanos como nós de uma complexa teia de conexões tecnicamente construídas que viabilizam a circulação e a comunicação de matérias, energia, seres vivos e informações nos espaços das cidades.

A partir de Demantova (2009, p.162), entende-se “rede técnica” como “um sistema integrado de objetos técnicos (fixos no espaço) e de fluxos (matéria, serviços e informação em circulação), que criam conexões entre os objetos técnicos no território”. Sob o prisma das redes técnicas, mobílias urbanas são elementos nodais fixos de uso colectivo que organizam fluxos e criam pontos referenciais no espaço urbano, imprimindo-lhe formas, funções e significados.

Nessa perspectiva a responsabilidade é compartilhada entre o setor industrial e a sociedade civil, sendo o primeiro incumbido pelo redesign dos produtos, enquanto esta se encarrega

de reduzir, reutilizar e reciclar/compostar. Segundo Connet (2013), planejar uma estratégia de gestão Lixo Zero não significa apenas alcançar o ideal de uma sociedade sustentável, mas a conquista de cada um dos avanços ao longo do processo de construção. Iniciativas que incentivam a separação dos resíduos sólidos desde a fonte geradora e o fomento de ações de sensibilização ambiental com participação comunitária estão diretamente relacionados à estratégia Lixo Zero, pois esta fornece fundamentos para que as políticas públicas ambientais sejam orientadas para uma economia circular, tal qual preconizada no Acordo Verde Europeu.

2. METODOLOGIA

Buscou-se inspiração em exemplos de cidades que tiveram a implementação bem sucedida de políticas públicas para suprir uma possibilidade de melhoria no serviço de coleta seletiva. Com abordagem metodológica predominantemente qualitativa, realizou-se um estudo sobre duas cidades: Hernani, localizada na província de Guipúscoa, uma comunidade autônoma do País Basco, e Barcelona, capital espanhola. Os procedimentos de coleta de dados envolveram revisão de literatura e análise de documentos oficiais supranacionais e locais de acesso público, de fotos de contentores de depósitos de resíduos existentes em Hernani e em Barcelona, obtidas mediante visita técnica presencial em 2019 e 2022, respectivamente, e de comunicações orais online de 2021 do V Seminário Internacional Rotas Tecnológicas da Reciclagem. A análise dos registros fotográficos de primeira e segunda mão subsidia uma discussão sobre o papel dos contentores na prática do descarte responsável em espaços públicos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O plano e as ações de gestão propostos pela Câmara Municipal de Barcelona em 2012 têm uma operação de recolha, redução e reutilização muito semelhante ao que é apresentado na literatura como uma estratégia de desperdício zero, com o objetivo de reduzir a geração de resíduos em 10% até 2018. Este é o plano que se mantém em vigor até o momento, levando em consideração que diferentes atividades possuem quantidades e características diferentes de resíduos gerados e, portanto, devem ser gerenciados de forma específica. Para ajudar a orientar esse processo, o plano propõe a seguinte sequência de ações: Separação de frações; Adequação das necessidades de gestão de acordo com cada setor produtivo; Diferenciação da gestão pública por áreas comerciais e residenciais; Adaptação tarifária; Incentivar a separação (Ajuntament de Barcelona, 2012).

A estratégia de contentores de resíduos em Barcelona é referência global de gestão participativa dos resíduos sólidos urbanos, induzindo o cidadão a descartar corretamente e priorizando a segregação na fonte através de comunicação visual implícita no formato dos contentores e nos símbolos que os acompanham e informam quais tipos de resíduos podem ser depositados, relacionando função e cores no mobiliário urbano. Os resíduos urbanos comuns são recolhidos através de contentores de lixo distribuídos por toda a

cidade, provenientes de residências e empresas. Os resíduos urbanos volumosos são os que ultrapassam as dimensões dos contentores e necessitam de um processo de recolha específico (também oferecido pela Câmara Municipal, mas com uma taxa diferenciada). O lixo municipal especial, de risco biológico, possui coleta à parte e disposição em incineradores.

Tabela 1: Dados comparativos entre Barcelona e Hernani.

Cidade	Barcelona	Hernani
População	1.636.732 habitantes	20.438 habitantes
Área	101,35 km²	total de 40 km², mas zona urbana de apenas 1,5 km²
Perfil gerador	excessiva demanda turística sazonalmente supera a população residente em duas a quatro vezes; 5o. destino mais visitado no mundo em 2018	predomínio de residentes permanentes; atividade turística é desencorajada no município
Segregação	em 6 frações, com cores específicas de contentores de depósito de resíduos sólidos: azul (papel, cartão, revista e jornal), verde (vidro), cinza claro (cerâmica, escombro, guarda-chuva), amarelo (metal e sacolinha plástica), marrom (orgânicos, roupas), cinza escuro (rejeito).	em 4 frações: plásticos e outras embalagens tal como tetrapak; metal; papel e papelão; orgânicos e rejeitos.
Incumbências das empresas de comunicação	Campanhas de comunicação com a população mediante ofertas de cursos, jornadas, oficinas e seminários; elaboração de guias e manuais instrucionais; emissão de boletins mensais e artigos de imprensa sobre sustentabilidade e gestão de resíduos; realização de exposições e feiras relacionadas ao tema	Reuniões com a população em todos os bairros e associações para viabilizar a coleta porta-a-porta, com definição de horário (predominantemente noturno) e frequência das coletas em cada região (3 dias: orgânicos; 2 dias: embalagens; 1 dia: papéis; 1 dia: rejeitos); instrução sobre como separar; definição de tipos e localização de contentores para coleta

Fonte: Adaptado de Instituto de Estadística de Cataluña (2021), CaixaBank Research (2021), E. W. Rutkowski (2019), M. A. Olasagasti (comunicação oral, 25 de maio, 2021).

O ato do descarte faz parte de um processo que envolve infraestrutura de separação amparada por uma estratégia de logística que requer, além do engajamento cidadão, a consolidação de parcerias. Em Hernani cada fração de resíduos coletados é entregue a um operador diferente após a coleta para promover a reinserção na cadeia de resíduos. Uma empresa pública de compostagem pertencente ao governo da província Guipuzkoa assimila os orgânicos. Embalagens chegam à Ecoembes, empresa de separação e pré-tratamento criada pelos produtores para realizar este trabalho na Espanha. Papéis e papelões são vendidos diretamente para a indústria. Já os rejeitos são destinados a um aterro operado pelo governo da província Guipuzkoa. A prefeitura de Hernani é responsável pelo sistema de coleta e também de educação e comunicação da população. Os registros de Rutkowski (2019) evidenciam formas de integração entre objeto técnico e ação de sensibilização junto ao contenedor de depósito de resíduos com elementos textuais bilíngue e gráficos. A infraestrutura de coleta de resíduos em Hernani não se limita ao mobiliário público. Cada Gerador Doméstico recebeu um contentor numerado na

calçada, em poste, ou na portaria. Prédios recém construídos preveem um compartimento exclusivo para entrega dos resíduos. Em caso de inadequação, o motorista do caminhão coletor marca o contentor, anota o ocorrido no Relatório de Viagem e não retira o conteúdo. Posteriormente, como medida educativa adicional, quando o gerador liga para reclamar do ocorrido, é informado da inadequabilidade e como evitar repetição, invés de sofrer punição imediata.

5. CONCLUSÕES

A introjeção do conceito de sustentabilidade em cidades turísticas tem como desafio adicional à cooperação o engajamento da população flutuante, formada por pessoas que podem advir de locais menos sensibilizados às práticas pró-ambientais, nos quais a cultura de segregação na fonte não se configura como realidade. Apesar do sucesso socioambiental das iniciativas de Hernani e Barcelona, sinalizações que privilegiam o texto sem incorporar outros idiomas além do local reduzem a chance de compreensão e adesão à segregação correta. O que aumenta o risco de contaminação e deterioração de material dentro do contentor, convertendo os resíduos em lixo. Tal tipo de desperdício pode ser combatido com estratégias integradas de informação visual que evidenciam a função reunindo forma e comunicação gráfica para induzir um comportamento adequado sobre resíduos em espaços públicos. Por um lado, há o aspecto físico, o design do contentor de depósito de resíduo sólido que contribui com a segregação adequada. Por outro, há a possibilidade de incorporar uma sinalização eficiente junto aos contentores, com informação facilmente apreensível mediada por desenhos para atingir um público dinâmico e diverso, que agrega residentes e visitantes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à prefeitura de Hernani e à Prof. Dra. Mireia Esparza, da Universitat de Barcelona, por acolherem, respectivamente, as pesquisadoras Prof. Dra. Emília Rutkowski e Rebecca Bezerra, viabilizando coleta de dados em campo, e aos palestrantes que apresentaram exemplos inspiradores, fundamentais para formularmos a questão geradora desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ajuntament de Barcelona (2012). Plan de prevención de residuos de Barcelona 2012-2020. Disponível em: <https://ajuntament.barcelona.cat/ecologiaurbana/sites/default/files/Plan%20de%20prevencion%20de%20residuos%20de%20Barcelona%202012-2020.pdf>. Acesso em 4 de abril de 2022.

Connett, P. H. (2013). The zero waste solution: untrashing the planet one community at a time. White River Junction, Vermont: Chelsea Green Publishing.

CaixaBank Research (2021) Turismo Informe Sectorial 1er semestre 2022. Disponível em: <https://www.caixabankresearch.com/sites/default/files/content/file/2022/01/17/91185/is_turismo1_2022_esp.pdf>. Acesso em 9 de maio de 2022.

Demantova, G. C. (2009). Redes Técnicas ambientais: diversidade e conexão entre pessoas e lugares. Tese de doutoramento, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas.

European Union (2020). Circular economy action plan for a cleaner and more competitive Europe.

Instituto de Estadística de Cataluña (2021) El municipio en cifras: Barcelona (Barcelonès). Disponível em: <https://www.idescat.cat/>. Acesso em 6 de abril de 2022.

Macià, J. L., González-Román, C. V., & Solé, D. C. (2010). Participación en el diseño de los nuevos contenedores de RSU de Barcelona. In XIV International Congress On Project Engineering (pp. 2519–2533).

Rutkowski, E. W. (2019) Visita Hernani. Relatório Técnico.

XX silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

232

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO SETOR HOTELEIRO EM ÁREAS URBANAS: CASO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB, BRASIL

Igor QUARESMA[1], Gilson ATHAYDE JÚNIOR[1] Rémy BAYARD[2], Joácio MORAIS JÚNIOR[1], Igor BELLI[3], Adjane OLIVEIRA[4]

[1] *Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa - Brasil, igor_nq@hotmail.com, gilson.athayde@academico.ufpb.br, joacio.morais@academico.ufpb.br*

[2] *Instituti National de Sciences Appliquées de Lyon, Lyon - França, remy.bayard@insa-lyon.fr*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolos - Brasil, igorbelli95@gmail.com*

[4] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife – Brasil, adjane.damasceno@ufpe.br*

RESUMO

A gestão dos resíduos sólidos nas áreas urbanas é assegurada pelos municípios, que são responsáveis pela coleta resíduos domésticos e pelo seu tratamento final. Se os resíduos produzidos pelos atores econômicos não apresentarem natureza perigosa, sua coleta e seu tratamento são apoiados pelos municípios. Entre as atividades econômicas estão as atividades turísticas, com forte crescimento do setor hoteleiro no Brasil, e mais particularmente em áreas urbanas litorâneas como a cidade de João Pessoa. No entanto, torna-se necessário identificar e quantificar com precisão os resíduos sólidos do setor hoteleiro para propor os métodos de sua gestão em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos: prevenção, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final. Nessa perspectiva, foi implementado um levantamento de dados direcionado à hotéis de João Pessoa, sendo aplicados: questionários junto aos diretores dos estabelecimentos, e gestores do setor de governança. A análise da informação permitiu identificar os tipos estabelecimentos, caracterizar os resíduos sólidos em termos identificação de suas origens e determinar as suas condições de coleta e tratamento: os maiores setores e serviços geradores de resíduos sólidos são a cozinha/restaurante, serviços de quarto, áreas verdes e auditórios. Dos hotéis analisados, mais de 70 % dos destinam todos seus resíduos sólidos para aterro, enquanto os demais estabelecimentos implantaram a triagem na fonte de resíduos recicláveis. Os resíduos orgânicos raramente são separados na fonte e, portanto, acabam misturados aos demais resíduos. Apenas 14,3% dos hotéis possuem Plano de Gestão de Resíduos Sólidos, importante ferramenta de gestão e fiscalização. Tendo em conta a situação atual do setor hoteleiro e em conformidade com a regulamentação brasileira, afigura-se necessário desenvolver uma estratégia de gestão de resíduos sólidos com vista à sua valorização material e energética, e reduzir o fluxo de resíduos sólidos a serem destinados ao aterro sanitário.

Palavras-Chave: Resíduos sólidos; Gestão ambiental, Tratamento; Valorização; Industria Hoteleira

1. INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos nas áreas urbanas é assegurada pelos municípios, que são responsáveis pela coleta resíduos domésticos e pelo seu tratamento final. Se os resíduos produzidos pelos atores econômicos não apresentarem natureza perigosa, sua coleta e seu tratamento são apoiados pelos municípios, sendo eles caracterizados como resíduos domiciliares, e por consequência aos RSU (Brasil, 2010). Entre as atividades econômicas estão as atividades turísticas, com forte crescimento do setor hoteleiro no Brasil, e mais particularmente em áreas urbanas litorâneas como a cidade de João Pessoa. Além disso, a indústria do turismo se destaca por ser uma das maiores responsáveis pelo crescimento do Produto Interno Bruno mundial (Wttc, 2018).

Neste contexto, segundo Pirani e Arafat (2014), a geração de RSU é um dos impactos mais significativos causados pelos meios de hospedagem, sendo estimada uma geração per capita entre 0,32 e 6,57 kg.hóspede-^{1}.dia-^{1}, podendo ser caracterizados como grandes geradores de resíduos sólidos (Son *et al*.,2018; Guidoni *et al*., 2018). Tal geração pode variar de acordo com inúmeros fatores, como o número de leitos, número de quartos e serviços ofertados gerada (Abdulredha *et al*., 2018).

Em relação à composição dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, os orgânicos constituem grande parte destes, sendo relatadas composições médias superiores a 50% (Quaresma, Athayde Júnior & Nascimento Filho (2021), Speier *et al*. (2019), Phu *et al*. (2018), Bashir & Goswami (2016) e Chaabane, Nassour & Nelles, (2018), composição semelhante aos RSU destinados a aterros sanitários brasileiros, 51,4% (Brasil, 2012).

Apesar de poderem ser caracterizados como grandes geradores de resíduos, os hotéis destinam seus resíduos para aterros sanitários, afetando diretamente o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de regiões turísticas (Bashir & Goswami, 2016; Appaw-Agbola & Freeman, 2015; Radwan, Jones & Minili, 2010). Um exemplo é relatado por Luna *et al*. (2019), que mostram que 70% dos hotéis analisados pelos autores, destinam a totalidades dos seus resíduos sólidos para aterros sanitários da cidade de João Pessoa. Desta forma, é primordial que a gestão dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro seja efetiva. Assim, o objetivo desta pesquisa foi analisar o gerenciamento dos resíduos sólidos de um conjunto de hotéis localizados na cidade de João Pessoa, Brasil.

2. MÉTODO

Esta pesquisa abordou sete hotéis localizados na orla marítima da cidade de João Pessoa. Para analisar a gestão dos resíduos sólidos produzidos nestes empreendimentos, foi aplicado um questionário que teve como público alvo os gerentes dos empreendimentos hoteleiros participantes da pesquisa e os chefes dos serviços de governança. Foram assegurados todos os aspectos éticos, sendo o questionário submetido ao comitê de ética da Universidade Federal da Paraíba, com parecer favorável Nº 4.927.535. O questionário foi dividido em quatro partes: A primeira parte diz respeito à características

gerais do empreendimento, como o ano de fundação, número de funcionários, área construída, número de leitos e número de quartos. A segunda etapa da entrevista consiste em informação referentes aos serviços ofertados pelo empreendimento. Em seguida os gerentes foram abordados sobre a gestão de resíduos do hotel, sendo questionados sobre a existência de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, e sobre as práticas de gestão de maneira geral, como por exemplo a forma de segregação dos resíduos em sua fonte de geração, a destinação dos resíduos gerados no hotel, e sobre práticas de reciclagem ou reutilização de resíduos. Por fim, os gerentes foram questionados a respeito dos maiores problemas causados pelos resíduos sólidos em relação ao hotel.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características dos hotéis analisados

Os hotéis analisados possuem características distintas (Tabela 1). O número de quartos variou entre 50 e 170, correspondendo a uma variação de 157 a 350 leitos. Já o número de funcionários e a área total variou entre 17 e 47, e 3750m² e 9334m³, respectivamente. Nesta pesquisa o número de leitos foi utilizado para classificar os hotéis analisados quanto a seu porte, corroborando com Bashir & Goswami (2016). Assim, os hotéis com 299 leitos ou mais foram considerados como sendo de grande porte, enquanto que os empreendimentos que possuem entre 199 e 298 leitos foram classificados como médio porte e os hotéis com menos de 199 leitos foram considerados como pequeno porte. Os principais serviços ofertados pelos hotéis analisados são o restaurante, com a possibilidade de ser aberto ao público ou restrito apenas aos hóspedes, academias, auditórios, lavanderias e áreas verdes, como jardins e hortas. No caso desta pesquisa, todos os restaurantes eram abertos ao público em geral. No caso dos Hotéis A, B, C, os restaurantes são terceirizados, utilizando a estrutura do hotel, mas funcionando como um restaurante comum.

Tabela 1 – Características dos hotéis analisados.

Hotéis	Número de leitos	Número de quartos	Número de funcionários	Classificação
Hotel A	350	170	38	Grande porte
Hotel B	337	110	45	Grande porte
Hotel C	299	138	47	Grande porte
Hotel D	249	101	30	Médio porte
Hotel E	236	110	31	Médio porte
Hotel F	230	96	29	Médio porte
Hotel G	157	50	17	Pequeno porte

3.2 Gestão dos resíduos sólidos provenientes dos hotéis analisados

Os resíduos oriundos do conjunto de hotéis analisados são produzidos em diversos setores dos empreendimentos, como a cozinha, restaurante, quartos, banheiros, setores

administrativos e auditórios. De acordo com os gestores dos setores de governança, os serviços ofertados que mais contribuem para a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro são o restaurante, através do café da manhã, almoço e jantar, respectivamente, o serviço de quarto, o bar, as áreas verdes e auditórios, enquanto que a academia e a lavanderia são os serviços que menos contribuem para a produção de resíduos sólidos.

De acordo com os gerentes dos hotéis analisados, os maiores problemas enfrentados pelos empreendimentos relacionados aos resíduos sólidos são o grande volume produzido, os custos relacionados a gestão, como mão de obra e a taxa paga à prefeitura, além do espaço disponível para armazenamento interno e a proliferação de vetores. Os resíduos oriundos dos hotéis são compostos majoritariamente por resíduos orgânicos, como frutas, legumes, pães e restos de alimentos em geral, provenientes da cozinha, restaurante e serviços de quarto, corroborando com Quaresma, Athayde Júnior & Nascimento Filho (2021), Speier *et al*. (2019), Phu *et al*. (2018), Bashir & Goswami (2016) e Chaabane, Nassour & Nelles, (2018), que relatam que os resíduos orgânicos compõem grande parte dos resíduos sólidos provenientes do setor hoteleiro. Além dos orgânicos, são produzidos resíduos secos, como papel, oriundos dos setores administrativos, plásticos, vidros e metais variados, gerados na cozinha e restaurante, além de rejeitos, que de maneira geral são produzidos nos banheiros dos empreendimentos.

A coleta dos resíduos produzidos pelos hotéis analisados é realizada pela Prefeitura Municipal de João Pessoa, mediante o pagamento de uma taxa de coleta que varia entre R$ 1200,00 a R$ 6000,00 por mês, a depender do volume de resíduos gerado por cada empreendimento.

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira, os resíduos devem ter uma destinação ambientalmente adequada, seja a reutilização, reciclagem, compostagem ou aproveitamento energético, sendo que apenas os rejeitos devem ser dispostos em aterro sanitário (Brasil, 2010). Contudo, dos hotéis aqui analisados, apenas 28,6% segregam seus resíduos na fonte geradora, sendo esta separação realizada apenas para os resíduos secos. Dessa forma, estes hotéis destinam os resíduos secos para cooperativas de catadores, enquanto que os resíduos orgânicos e rejeitos são coletados e dispostos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa. Por outro lado, 71,4% dos hotéis analisados enviam a totalidade de seus resíduos ao aterro sanitário, sejam eles resíduos orgânicos, secos ou rejeitos.

Portanto, todo os resíduos orgânicos produzido pelos hotéis analisados é disposto em aterro sanitário, da mesma forma que, além dos orgânicos, 71,4% dos hotéis analisados também destinam seus resíduos secos para este mesmo destino. Além disso, apenas 14,3% dos hotéis possuem Plano de Gestão de Resíduos Sólidos, importante ferramenta de gestão e fiscalização, e obrigatório para grandes produtores de resíduos (BRASIL, 2010). Assim, pode-se dizer que estes empreendimentos não estão em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que impõe uma destinação ambientalmente adequada para os resíduos sólidos, de modo que apenas os rejeitos devem ser dispostos em aterros

sanitários (Brasil 2010). Este resultado corrobora Luna *et al*. (2019), que apontaram que 70% dos hotéis analisados pelos autores destinam a totalidade de seus resíduos para aterros sanitários. Além disso, os resultados vão ao encontro com os resultados obtidos por Bashir; Goswami, 2016; Appaw-Agbola; Freeman, 2015; Radwan; Jones; Minili, 2010, que indicam que os meios de hospedagem podem afetar o sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos.

Assim, considerando a massa de resíduos sólidos gerada, a composição dos resíduos oriundos do setor hoteleiro, e disposição destes resíduos em aterro sanitário, é necessário desenvolver uma estratégia de gestão de resíduos sólidos com o objetivo de garantir a sua valorização material e energética, reduzindo assim o fluxo de resíduos sólidos a serem dispostos em aterro sanitário.

4. CONCLUSÕES

Os principais resíduos produzidos pelos hotéis são os orgânicos oriundos dos restaurantes e cozinhas, sendo o café da manhã, almoço e jantar, respectivamente, os serviços com o maior peso na geração de resíduos sólidos. Contudo, os hotéis analisados nesta pesquisa destinam a totalidade dos resíduos orgânicos e rejeitos para o aterro sanitário da cidade de João Pessoa, além disso, mais de 70% dos hotéis também dispõem seus resíduos secos para este equipamento, enquanto que aproximadamente 28% dos hotéis destinam seus resíduos secos para cooperativas de catadores. Dessa forma, percebe-se que os hotéis não estão em conformidade com a Polítia Nacional de Resíduos Sólidos. Assim, tendo em conta a situação atual do setor hoteleiro e em conformidade com a regulamentação brasileira, afigura-se necessário desenvolver uma estratégia de gestão de resíduos sólidos com vista à sua valorização material e energética, e reduzir o fluxo de resíduos sólidos a serem destinados ao aterro sanitário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdulredha M, AL Khaddar R, Jordan D, Kot P, Abdulridha A, Hashim K (2018) Estimating solid waste generation by hospitality industry during major festivals: A quantification model based on multiple regression**.** Waste Management, v. 77, p. 388–400. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.025

Appaw-Agbola E, Freeman B (2015) Solid Waste Management in the Tourism Sector of Ghana. A Study of Selected Hotels in Ho the Regional Capital of Volta Region. Journal of Tourism, Hospitality and Sports**,** v.10.

Bashir S, Goswami S (2016) Tourism induced Challenges in Municipal Solid Waste Managemen in Hill Towns: Case of Pahalgam**.** Procedia Environmental Sciences, v. 35, p. 77 – 89. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.048

Brasil. Presidência da República. Casa Civil. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm

Chaabane W, Nassour A, Nelles M (2018) Solid Waste Management Key Indicator Development for Hotels: A Tunisian Case Study Analysis. Recycling, v. 3, n.4. https://doi.org/10.3390/recycling3040056

Guidoni LLC, Peruchini B, Corrêa LB, Marques RV, Vieira LA, Siqueira TM, Corrêa EA (2018) Solid waste generation in a hotel event service. Rev. Int. Contam. Ambiente, v. 34, n. 2, p. 237-247. http://dx.doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.05

Luna YHDM, Guedes NS, Oliveira MM, Lins RB, Quaresma I.N (2019) Diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos em hotéis da orla marítima de João Pessoa-PB. Fórum Internacional de Resíduos Sólidos. João Pessoa, 2019.

Phu STP, Hoang MG, Fujiwara T (2018) Analyzing solid waste management practices for the hotel industry. Global J. Environ. Sci. Manage, v. 4, n. 1, p. 19-30. 10.22034/GJESM.2018.04.01.003

Quaresma IN, Athayde Júnior GB, Nascimento Filho JE (2021) Análise da geração de resíduos sólidos em um hotel no Brasil: quantificação, composição e estratégias para minimização do fluxo a ser disposto em aterro sanitário. Revista AIDIS de ingeniaria y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y práctica, v. 14, n. 1, http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69949

Radwan HRI, Jones E, Minili DM (2010) Managing solid waste in small hotel. Journal of Sustainable Tourism, v. 18, n. 2, p. 175-190.

Son LH, Matsui Y, Trang TT, Than NP (2018) Estimation of the Solid Waste Generation and Recycling Potential of the Hotel Sector: A Case Study in Hue City, Vietnam. Journal of Environmental Protection, v. 9, p. 751-769. https://doi.org/10.4236/jep.2018.97047

Speier CJ, Nair RR, Mondal MM, Weichgrebe D (2019) Multisector evaluation of generation, composition and sustainable treatment systems for commercial waste streams in India. Journal of Material Cycles and Waste Management, v. 21, p. 1155 – 1166.

World travel & tourism council. Travel & Tourism: Global economic impact & issues 2018. London, United Kingdom: 2018a

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

233

TRATAMENTO E RECUPERAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: ANÁLISE E COMPARAÇÃO DA SITUAÇÃO REGULATÓRIA NA UNIÃO EUROPEIA E NO BRASIL

Igor QUARESMA[1], Gilson ATHAYDE JÚNIOR[1], Rémy BAYARD[2], Joácio MORAIS JÚNIOR[1], Armando BORGES DE CASTILHOS JUNIOR[3], Igor MARCON BELLI[3]

[1] *Universidade Federal da Paraíba, Brasil. João Pessoa, igor_nq@hotmail.com; gilson.athayde@academico.ufpb.br; joaciojr@hotmail.com*

[2] *Institut national des sciences appliquées de Lyon. Lyon, França. remy.bayard@insa-lyon.fr*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, Brasil. armando.borges@ufsc.br; igorbelli95@gmail.com*

RESUMO

No Brasil, estoma-se que em 2020 aproximadamente 30 milhões de toneladas de resíduos orgânicos foram coletadas. Destes, apenas 0,27 milhões de toneladas de resíduos orgânicos foram destinados à compostagem, correspondendo a 0,89% dos resíduos orgânicos coletados, sendo o restante disposto em aterros sanitários ou lixões. Em termos de legislação, a principal norma brasileira sobre gestão de resíduos sólidos é a Lei Federal 12.305/2010. Atualmente, apesar dos desafios da reciclagem das diferentes fracções de resíduos, não existe um objetivo concreto de triagem e valorização dos resíduos orgânicos. Assim, o objetivo deste artigo é comparar os atuais contextos regulatórios sobre a gestão de resíduos orgânico na União Europeia (UE) e no Brasil, especificando a estratégia da UE para gestão de resíduos orgânicos e as oportunidades para sua valorização. Cerca de 500 kg/habitante/ano de resíduos sólidos urbanos foram produzidos em 2020 na UE, incluindo 171 kg de biorresíduos. No âmbito do Pacote Economia Circular europeia (PEC), a Diretiva “resíduos” constitui o quadro de referência em termos de gestão de resíduos. Esta diretiva incentiva o desenvolvimento de canais específicos de tratamento de biorresíduos, com sua triagem na fonte. Esta é uma questão importante devido às muitas externalidades negativas associadas à sua natureza bioevolutiva, incluindo os riscos ambientais das emissões de gases de efeito estufa e os riscos à saúde associados à sua atividade biológica e ao desenvolvimento de patógenos. Misturados com outros resíduos, a presença de orgânicos dificulta as operações de triagem, a valorização térmica por incineração e sua disposição. As vantagens da triagem de resíduos orgânicos na fonte são inúmeras: recuperação de material através da produção de composto para agricultura, e recuperação de energia através da produção de biometano. Essas externalidades devem ser levadas em consideração para otimizar a valorizaçao de resíduos no Brasil.

Palavras-Chave: Resíduos Sólidos; Resíduos orgânicos; Tratamento; Valorização; Regulamentos ambientais.

1. INTRODUÇÃO

Entre os anos de 1995 e 2020 a quantidade de RSU dispostos em aterros sanitários da União Europeia diminuiu em 58%, enquanto a quantidade de resíduos orgânicos destinados a usinas de compostagem ou digestão anaeróbia aumentou 186%. Em 2020 o percentual de resíduos reciclados e destinados a compostagem atingiu a marca de 47,76% em relação ao total gerado (Eurostat, 2022). Já no Brasil, estima-se que em 2020, 66,64 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) foram coletados, destes, estima-se que 45,30% sejam orgânicos (Brasil, 2021; Brasil, 2022). Assim, é possível estimar que 30,18 milhões de toneladas de resíduos orgânicos foram coletadas no Brasil em 2020. Contudo, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento apenas 0,27 milhão de toneladas de resíduos orgânicos passaram por valorização material por compostagem, correspondendo a 0,89% dos resíduos orgânicos coletados, sendo o restante destinado para aterros sanitários e lixões. (Brasil, 2021). Assim, o objetivo deste artigo é comparar os atuais contextos regulatórios sobre a gestão de resíduos orgânico na União Europeia (UE) e no Brasil, especificando a estratégia da UE para gestão de resíduos orgânicos e as oportunidades para sua valorização. Dessa forma, foi realizada uma análise das pinripais regulamentaçãos brasileiras e europeias relacionadas à gestão de resíduos sólidos urbanos.

2. RESULTADOS

As principais regulamentações no Brasil sobre gestão de resíduos sólidos e que mencionam resíduos orgânicos ou compostagem são: Lei Federal 12.305/2010 - institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 14.026/2020 - estabelece diretrizes nacionais para o Saneamento básico, a Norma NBR 13.591/1996 e Resolução CONAMA 481/2017 - dispõem sobre o processo de compostagem. De acordo com a Lei Federal 12.305/2010, a responsabilidade pela implantação do sistema de compostagem é do titular dos serviços públicos, ou seja, dos municípios ou estados. (Brasil, 2010). Corroborando a citada lei, a Lei Federal 14.026/2020, estabelece que a compostagem é um dos serviços públicos de gestão de resíduos sólidos urbanos e limpeza pública (Brasil, 2020). Ainda segundo a Lei Federal 12.305/2010, os resíduos sólidos deverão ter uma uma destinação ambientalmente adequada, seja ela a reutilização, reciclagem, compostagem ou aproveitamento energético, sendo os rejeitos os únicos materiais dispostos em aterro sanitário (Brasil, 2010). Desta forma, a destinação majoritária de resíduos orgânicos para aterros sanitários e lixões representa uma não conformidade em relação a PNRS. Contudo, existem apenas 74 usinas de compostagem no Brasil, ao passo que há 652 aterros e 2.162 lixões (Brasil, 2021). Neste sentido, a Lei Federal 14.026/2020 impõe às cidades brasileiras a data limite de agosto de 2024 para o encerramento dos lixões (Brasil, 2020).

Além das regulamentações federais, algumas cidades e estados brasileiros dispõem de legislação específica para a gestão de resíduos orgânicos, como o Distrito Federal, os Estados de Goiás, do Rio de Janeiro, as cidades de Florianópolis, de Goiânia, de Manaus e

de Porto Velho. A Lei Distrital 6.518/2020 prevê a obrigatoriedade do tratamento de resíduos orgânicos no Distrito Federal por processos biológicos, além de proibir a disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários. Como objetivo, a regulamentação determina que até 2024, 100% dos resíduos orgânicos devem ser reciclados por compostagem (Distrito Federal, 2020). Na cidade de Florianópolis a Lei Municipal 10.501/2019 determina a obrigatoriedade do envio de resíduos orgânicos para reciclagem e compostagem. Esta lei se aplica a pessoas públicas e privadas, e edifícios residenciais ou comerciais, de modo que até 2030, 100% dos resíduos orgânicos devem ser compostados. De acordo com a Lei Municipal 10.501/2019, grandes produtores de resíduos orgânicos são prioritários para a implantação de projetos de compostagem (Florianópolis, 2019). A Lei Municipal 2.791/2021 Institui o Programa Municipal de Compostagem de Resíduos Orgânicos na Cidade de Manaus. Assim como as leis citada anteriormente, esta lei estabelece a obrigatoriedade do envio de resíduos orgânicos para compostagem e determina que grandes produtores de resíduos orgânicos sejam alvos prioritários para a implantação de projetos de compostagem. Além disso, a Lei Municipal 2.791/2021 estabelece que até 2027, 100% dos resíduos orgânicos devem ser recuperados por compostagem (Manaus, 2021).

À nível federal, em 2022 foi publicado pelo governo brasileiro o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), contendo diretrizes, metas e estratégias para a gestão de resíduos. Em relação aos resíduos orgânicos destacam-se as Metas 07 e 08. A primeira visa aumentar a reciclagem da fração orgânica de RSU projetando uma recuperação de 13,5% dos resíduos orgânicos, em relação a massa total de RSU, até o ano de 2040. Esta meta ainda indica que até 2040 todas as cidades brasileiras deverão ter alguma iniciativa de valorização de resíduos orgânicos, como a coleta seletiva, compostagem e digestão anaeróbia (Brasil, 2022). Já a Meta 08 tem como objetivo aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás gerado pela fração orgânica dos RSU. Neste contexto, esta meta indica que 4% da massa total de RSU será destinada para digestão anaeróbia, além dos aterros sanitários com capacidade para captação de biogás para aproveitamento energético com eficiência mínima de 50%. Assim, a Meta 08 indica que até 2040, o biogás gerado em processos de digestão anaeróbia e em aterros sanitários poderá abastecer até 9,5 milhões de domicílios com eletricidade (Brasil, 2022). Apesar das recentes metas propostas pelo Governo Federal brasileiro, o país necessita de ações e programas concretos voltados para a redução da produção de resíduos, destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos, com a valorização dos resíduos secos e orgânicos, e o encerramento dos lixões ainda ativos no Brasil, visando sempre a conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira – Lei Federal 12.305/2010.

Neste sentido, estima-se que impactos sociais e ambientais decorrentes de lixões podem afetar negativamente a vida de 76 milhões de brasileiros (Iswa & Abrelpe, 2015). Além disso, misturados com outros resíduos, a presença de orgânicos dificulta as operações de triagem, sua valorização térmica por incineração e sua disposição. Ademais, a valorização

dos resíduos orgânicos obedece ao conceito da destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos, além de ser uma exigência da Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira (Brasil, 2010). Assim, o desvio do fluxo destes resíduos do aterro sanitário poderá proporcionar ganhos ambientais, já que a disposição de resíduos sólidos em aterros está relacionada a impactos ambientais mais significativos em comparação com cenários que consideram a valorização material e energética dos resíduos recicláveis e orgânicos, sendo os principais impactos relacionados ao potencial de aquecimento global, como a eutrofização, acidificação e formação fotoquímica de ozônio (Richard *et al*., 2021; Oliveira & Pires, 2020; Khandelwala *et al*., 2019).

Neste sentido, o Pacto pela economia circular europeia (PEC) propõe uma luta contra as mudanças climáticas, e tem como objetivo conservar e valorizar os recursos naturais da União Europeia, bem como proteger o bem-estar dos cidadãos (Comissão Europeia, 2019). Assim, quatro Diretrizes foram propostas pelo PEC, sendo elas a Diretiva Europeia Nº 849/2018: Relativa a veículos em fim de vida e baterias; Diretiva Europeia Nº 850/2018: relativa à deposição de resíduos em aterros; Diretiva Europeia Nº 851/2018: relativa aos resíduos; Diretiva Europeia nº 852/2018: relativa à embalagens e resíduos de embalagens

Um dos objetivos da Diretiva 850/2018 é de garantir a redução progressiva da disposição de resíduos passíveis de valorização (Ue, 2018a). Neste caso, os Estados Membros da União Europeia devem estabelecer estratégias para reduzir os resíduos biodegradáveis destinados a aterros, como a compostagem e a reciclagem, de modo que até 2030 nenhum resíduo passível de valorização seja disposto em aterro sanitário (Ue, 2018a). Como consequência, o Eurostat mostra que a quantidade de resíduos sólidos municipais disposta em aterro sanitário na União Europeia reduziram de 286 kg/habitante em 1995 para 115 kg/habitante em 2020, uma redução de 60%. Além disso, a quantidade de resíduos reciclados por habitante aumentou 177%, passando de 54 kg/habitante para 151 kg/habitante. Ademais, entre 1995 e 2020 a quantidade de resíduos compostados cresceu 171%, de 33 kg/habitante para 90 kg/habitante (Eurostat, 2022). A Diretiva 851/2018 define os biorresíduos como sendo resíduos biodegradáveis provenientes de jardins ou parques, resíduos alimentares ou de cozinha oriundos de residências ou de atividades econômicas, assim como de escritórios, restaurantes e comércios. A fim de atender os objetivos propostos pela Diretiva 31/1999, a Diretiva europeia 851/2018 estabelece que até 2023 os biorresíduos deverão ser triados e reciclados na fonte, além de serem coletados separadamente dos outros tipos de resíduos sólidos. Além disso, os Estados Membros deverão encorajar a reciclagem, compostagem e a digestão anaeróbia dos biorresíduos, além de promover a utilização dos produtos oriundos destas atividades (Ue, 2018b).

As vantagens da triagem de resíduos orgânicos na fonte são inúmeras: recuperação de material através da produção de composto para agricultura, recuperação de energia através da produção de biometano, desvio dos resíduos orgânicos do fluxo de resíduos destinados ao sistema de destinação final, redução da quantidade de resíduos sólidos tratados pelo município em aterros sanitários, e assim, limitar a ampliação ou criação de

novas instalações, e aumento da qualidade dos resíduos recicláveis (Ademe, 2020).

Neste contexto, as regulamentações podem influenciar diretamente a forma como os resíduos sólidos são geridos em geral ou a gestão dos biorresíduos em particular, uma vez que, na União Europeia, tem havido um aumento da quantidade de resíduos valorizados por compostagem ou reciclagem a partir do Regulamento Europeu 31/ 1999, bem como há uma redução na quantidade de resíduos dispostos em aterros. O objetivo da valorização depende de cada país: a produção de composto é o objetivo prioritário na Espanha e na Itália, enquanto a Alemanha e a Suécia priorizam a produção de energia (Bletzacke *et al*., 2009).

Assim, as Diretivas 850/2018 e 851/2018, presentes no Pacto pela Economia Circular europeia, constituem um quadro de referência em termos de gestão de resíduos sólidos e destinação ambientalmente adequada dos resíduos. Estas diretivas incentivam o desenvolvimento de canais específicos de tratamento de biorresíduos, como sua triagem na fonte. Esta é uma questão importante devido às muitas externalidades negativas associadas à sua natureza bioevolutiva, incluindo os riscos ambientais das emissões de gases de efeito estufa e os riscos à saúde associados à sua atividade biológica e ao desenvolvimento de patógenos.

3. CONCLUSÕES

Os resíduos sólidos urbanos brasileiros são compostos primordialmente por orgânicos, resíduos que são passíveis de valorização material e energética. Contundo, por não haver metas, incentivos e programas estruturados, estes resíduos são coletados e dispostos em aterros sanitários e em lixões, em conjunto com resíduos secos e rejeitos, desfavorecendo sua valorização, além de provocar diversos impactos negativos, sejam eles sociais, ambientais ou econômicos. Por outro lado, a União Europeia por meio das Diretivas resultantes do Pacto pela Economia Circular vem obtendo sucesso na redução dos resíduos secos e orgânicos destinados para aterros sanitários, ao passo que há um aumento na quantidade de resíduos secos reutilizados e reciclados e dos resíduos orgânicos compostados.

Dessa forma, enquanto o Brasil ainda anseia o encerramento dos lixões e começa a estimar metas para tal e para uma melhor valorização dos seus resíduos, a União Europeia está um passo adiante e busca reduzir a quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários, ampliando a valorização dos resíduos secos e orgânicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agence de la transition ecologique. Tri à la source et collecte séparée des biodéchets. 2020. Disponível em: <https://librairie.ademe.fr/>

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Qualidade Ambiental. Brasília, 2022. Disponível em: < https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_

solidos-1.pdf>

Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento. Diagnóstico Temático – Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2020. Brasilia, 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>

Brasil. Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm>

Brasil. Presidência da República. Casa Civil. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>

Comission Européenne. Communication de la commission au parlement européen, au conseil européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions - Le pacte vert pour l'Europe. Bruxelles, 2019. Disponívem em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A52019DC0640>

Distrito Federal. Lei Nº 6518 de 12 março 2020. Dispõe sobre a obrigatoriedade de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal por processos biológicos. Brasília, 2020.

Eurostat. Municipal waste statistics. 2022. Disponívem em: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Further_Eurostat_information_> Acesso em 20 de janeiro de 2022

Florianópolis. Lei Municipal 10.501/2019. Dispõe sobre a obrigatoriedade da reciclagem de resíduos sólidos orgânicos no município de Florianópolis. Florianópolis, 2019.

International solid waste association; Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Saúde desperdiçada: o caso dos lixões. 2015. Disponível em: http://abrelpe.org.br/download-saude-desperdicada/

Khandelwala H, Thalla AK, Kumar S, Kumar R. (2019) Life cycle assessment of municipal solid waste management options for India. Bioresource Technology. v. 299. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121515

Bletzacker L Chiapello H, Delorme M, Ferrand P, Henaut A *et al*. (2009) Que faire de nos biodéchets : production d'énergie ou production de compost ? État des connaissances et des techniques de traitement pour une valorisation optimale. Ingénieries eau-agriculture-territoires, Lavoisier ; IRSTEA ; CEMAGREF, pp.89-100.

Manaus. Lei municipal 2.791/2021. Dispõe sobre a instituição do Programa Municipal de Compostagem de Resíduos orgânicos. Manaus, 2021.

Oliveira ALAR, Pires AAC (2020) Avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal. In: Darly Fernando Andrade (Org.). Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte – MG. Poisson.

Richard EN, Hilonga A, Machunda RL, Njau KN (2021) Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania: the case of Arusha City. Sustainable Environment Research, v. 31, n. 1. https://doi.org/10.1186/s42834-020-00075-3

União Europeia. Directive Européenne Nº 851/2018 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018. Modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets. 2018a. Disponível em:< https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018L0851>

União Europeia. Directive (UE) 2018/850 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 1999/31/CE concernant la mise en décharge des déchets. 2018b. Disponível em:< https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018L0851>

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

242

COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ANÁLISE DO CENÁRIO LEGAL E NORMATIVO NO BRASIL E NA UNIÃO EUROPEIA

Adjane Damasceno de OLIVEIRA[1], José Fernando Thomé JUCÁ[2], Sérgio Ramos PERES[3], Gaëlle DUCOM[4], Rémy BAYARD[5], Igor QUARESMA[6]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife - Brasil, adjanedeoliveira@gmail.com*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife - Brasil, jucah@ufpe.br*

[3] *Universidade de Pernambuco, Recife - Brasil, sergperes@gmail.com*

[4] *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Lyon - França, gaelle.ducom@insa-lyon.fr*

[5] *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Lyon - França, remy.bayard@insa-lyon.fr*

[6] *Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa - Brasil, igor_nq@hotmail.com*

RESUMO

A maior parcela do resíduo sólido urbano (RSU) brasileiro é encaminhada para disposição final sem recuperação prévia de matéria ou energia. Uma das alternativas para valorização é a produção de combustíveis derivados de resíduos sólidos (CDR) para substituição de combustíveis convencionais. Políticas públicas e normalização apropriadas garantem que estes combustíveis atendam as exigências assegurando viabilidade para produção e uso. Desta forma, o objetivo deste estudo é analisar os contextos regulatórios e normativos sobre CDR no Brasil e na União Europeia, enfocando o contexto francês para promoção da valorização energética dos RSU. A legislação brasileira não apresenta um marco regulatório para produção e recuperação de energia do CDR. A Diretiva 2018/850/CE da União Europeia (UE) estabelece metas para restrição de disposição de resíduos em aterros sanitários, incentivando a valorização material e energética e a França possui legislação e plano para gestão de resíduos que incluem aproveitamento energético, além de requisitos legais tanto para produção do CDR quanto para instalações que o utilizam. Além disso, a União Europeia e a França possuem normas que definem desde termos técnicos a métodos aplicáveis para determinar parâmetros que caracterizam e classificam o CDR, enquanto a norma brasileira trata de elegibilidade dos resíduos e classificação do CDR. A reformulação das políticas públicas brasileiras e desenvolvimento de normalização mais robusta têm potencial para incentivo a estruturação do setor, contribuindo para economia circular com redução dos riscos ao meio ambiente e melhoria da qualidade de vida.

Palavras-Chave: combustíveis derivados de resíduos; aproveitamento energético; legislação ambiental; valorização de resíduos sólidos urbanos.

1. INTRODUÇÃO

Retornar resíduo a cadeia de valor é um desafio global em busca da transição para economia circular. À medida que se descarta, promove-se desperdício de matéria e energia, que são estrategicamente essenciais para o desenvolvimento econômico. Além disso, resulta na necessidade de maior exploração dos recursos naturais.

No Brasil, dos 66,6 milhões de toneladas de RSU coletados em 2020, 2% foi reciclado, 73% disposto em aterros sanitários e 26,2% disposto em locais inadequados (SNIS, 2021). O CDR produzido com RSU é utilizado pela indústria cimenteira, mas não há dados oficiais do montante produzido e consumido no país.

As políticas públicas devem direcionar o setor de gestão de resíduos com o adequado planejamento e execução das ações para atingimento do cenário desejado, além de promover ajustes e investimentos necessários para estruturação de um sistema perene e eficiente. Este estudo faz a análise dos contextos regulatórios e normativos sobre CDR no Brasil e na UE, com foco na estratégia adotada pela França, no que tange aos RSU.

2. ENQUADRAMENTO

As legislações de gestão de resíduos sólidos da UE vêm evoluindo, e à medida que são atualizadas, incorporam metas mais ambiciosas para promoção da destinação adequada dos resíduos. A Figura 1 apresenta os principais marcos legais que influenciam direta e indiretamente, na estruturação do sistema em vigor. A UE elabora diretivas e estabelece metas para os Estados-Membros que se organizem de forma a atingir o panorama planejado. A Diretiva 75/442/CE determinava a necessidade de promoção da prevenção, a reciclagem e a transformação dos resíduos para obtenção de matérias-primas e energia. Com a Diretiva 2006/12 o termo valorização foi empregado pela primeira vez e utilização como fonte de energia foi considerada dentro da ordem de prioridade de gestão.

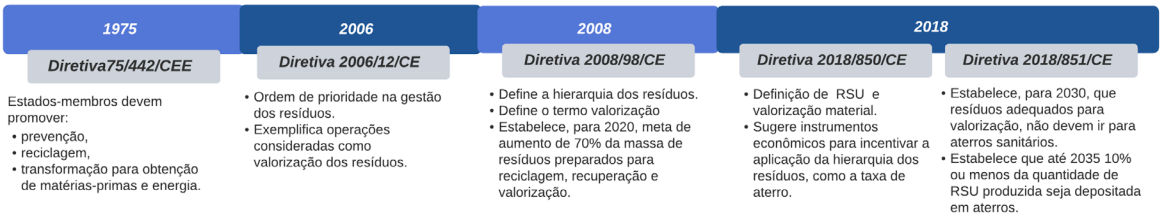


Fig. 1. Evolução da legislação da União Europeia, com foco na valorização energética dos RSU.

A Diretiva 2008/98/CE definiu o termo valorização e estabeleceu a hierarquia para os resíduos. Essa diretiva estabeleceu meta, para até 2020, de aumento mínino em 70% em peso na preparação para reutilização, reciclagem e valorização dos resíduos. A Diretiva 2018/851/CE inclui a definição de RSU e valorização material na Diretiva 2008/98/CE. Nesta alteração há metas somente para a reutilização e reciclagem, no entanto, a diretiva sugere instrumentos econômicos para incentivar a aplicação da hierarquia dos resíduos,

dentre eles as taxas e restrições aplicáveis à disposição em aterros.

A Diretiva 2018/850/CE determina que a partir de 2030, todos os resíduos adequados para valorização não devem ir para aterros e que, até 2035, a quantidade de RSU depositada em aterros seja menor ou igual a 10% que a quantidade total produzida. A UE utiliza as legislações para modelar o cenário almejado a longo prazo, impondo aos Estados-Membros metas para alcançá-lo. As legislações não tratam diretamente de tecnologias específicas, mas convergem para a busca de alternativas de máximo aproveitamento de materiais e energia dos resíduos.

Na França, desde 2000, o número de instalações de recuperação de resíduos domésticos e similares aumentou em cerca de 50% e a taxa de reciclagem de materiais e orgânicos aumentou de 24% para 47%. Ao mesmo tempo, a disposição em aterro sanitário diminuiu de 43% para 20% das toneladas (Ministère da Transicion Écologique, 2022). A Figura 2 apresenta as principais legislações que contribuíram para essa evolução do cenário, com ênfase naquelas que trazem em seu escopo a valorização energética dos RSU, com foco no CDR.



Fig. 2. Evolução da legislação francesa, com foco na valorização energética dos RSU por meio do CDR.

A Lei 90-1130 criou a Agência de Meio Ambiente e de Energia (ADEME) e desde 2009, o Estado fornece créditos à ADEME, por meio do fundo de resíduos versus Economia Circular e fundo de calor, para apoiar a politica de resíduos e de transição energética. A agência tem um papel importante nas ações para desenvolvimento do mercado de CDR, que vão desde pesquisas a chamamentos para financiamento de projetos.

A Lei n° 92-646 definiu que a partir de 2002, somente rejeitos irão para aterros, e os demais resíduos devem ser recuperados na forma de materiais ou energia, além de instituir a taxa de aterro. O Decreto n° 96-1008 determinou que os planos de resíduos devem contemplar a fixação das proporções dos resíduos que a serem recuperados.

Em 2000, foi instituído o Código de Meio Ambiente, alterado pela Ordem n° 2010-1579 estabelecendo a hierarquia de métodos de tratamento de resíduos e a Lei de Transição Energética para o Crescimento Verde (LTECV), o alterou, incluindo a meta de reduzir as quantidades de resíduos não inertes não perigosos nos aterros em 30% em 2020 em comparação com 2010, e em 50% em 2025.

O Decreto nº 2016-630 criou a Rubrica 2971 referente as instalações de produção de calor ou de electricidade que utilizem CDR como combustível. A partir daí, a combustão do CDR não é mais considerada como tratamento de resíduos por meio de incineração, mas como fornecimento de energia correspondente à co-incineração. As Portarias de 23 de maio de 2016 e de 20 de outubro de 2020 estabeleceram as regras especificas para estas instalações e para o preparo do CDR para utilização nestas instalações.

A Lei n° 2020-105 alterou a meta do Código de Meio Ambiente e prevê a redução das quantidades RSU admitidos em aterro em 2035 para 10%. Esta alteração incluiu no código a meta de recuperação de energia de pelo menos 70% dos resíduos que não podem ser reutilizados ou reciclados até 2025, assegurando a recuperação de energia.

Além das leis, o Plano Nacional de Gestão de Resíduos incentiva a melhoria da eficiência e encerramento das unidades de incineração sem recuperação de energia e prevê desenvolvimento do setor de CDR, uma vez que contribui para redução de resíduos em aterros, garante a recuperação de energia e reduz o consumo de energia fóssil primária. Ainda em desenvolvimento inicial na França, o uso do CDR diz respeito principalmente à co-incineração em fábricas de cimento.

A Programação Plurianual de Energia prevê aumento de 33% do consumo de energia de fontes renováveis, com meta de atingir a neutralidade de carbono até 2050, além de multiplicar por 5 a quantidade de calor e frio de origem renovável. Para recuperação energética a partir dos resíduos, o foco é a produção de calor.

A Figura 3 mostra a evolução das legislações brasileiras que podem contribuir para valorização energética, mas a nível nacional, ainda não há marco específico sobre o CDR. A primeira legislação que tratou do aproveitamento energético do resíduo foi a Resolução n° 264/1999 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONAMA) que tratava do licenciamento de fornos clínquer para coprocessamento de resíduos, posteriormente substituída pela Resolução n° 499/2020.

A Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) adotou ações de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) como compromisso nacional voluntário. O Decreto n° 9.578/2018 incluiu como projetos prioritários da PNMC aqueles que abranjam atividades relacionadas com a mitigação das mudanças climáticas e a adaptação aos seus efeitos dentre eles os relacionados a destinação final adequada de resíduos sólidos, o que inclui o coprocessamento, a recuperação e o aproveitamento energético.

O Plano Nacional de Mudança do Clima considera que o setor de resíduos pode contribuir com a mitigação das emissões de GEE, mas evidencia que o aproveitamento do potencial

energético de RSU enfrenta desafios relacionados a questões técnicas, regulatórias e institucionais.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos inclui o aproveitamento energético como uma destinação final adequada e estabeleceu uma ordem de prioridade na gestão: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A Portaria Interministerial n° 274/2019 disciplina a recuperação energética dos RSU, no entanto, o foco é somente na estrutura de tratamento térmico.

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos tem metas para aumentar até 2040 a recuperação energética por meio de tratamento térmico que será responsável por cerca de 30% de toda a massa desviada da disposição final, o equivalente a 14,6% dos RSU gerado (BRASIL, 2022), no entanto, mesmo com a estratégia de incentivar a produção e utilização de CDR, não há meta específica para produção e uso deste combustível alternativo.

O Plano Nacional de Energia recomendou a precificação das externalidades negativas da inadequada destinação do RSU para incentivar a recuperação energética. A diversificação da matriz energética requer aperfeiçoamento dos arranjos institucionais, legais e regulatórios tanto para internalizar as externalidades ambientais nos preços de energia quanto tornar o mercado mais competitivo e diversificado (BRASIL, 2020).

No que tange a normalização, o Brasil possui 1 norma para combustíveis produzidos a partir dos resíduos sólidos não perigosos, o qual a norma denomina de resíduo sólido urbano energético (RSUE). A composição do RSUE deve ser de, no mínimo, 50% de RSU, o que pode inviabilizar o enquadramento do CDR produzido na norma em vigor. Na Europa não há esta distinção. A UE possui 34 normas referentes a CDR, das quais 13 são da Organização Internacional de Normalização (ISO). A França adota 24 das 33 normas da UE, das quais 11 são normas da ISO.



Fig. 3. Evolução da legislação brasileira, com foco na valorização energética dos RSU.

3. CONCLUSÕES

As políticas públicas tem evoluído e o movimento para transição para uma economia circular tem impulsionado as metas para recuperação de materiais e energia dos resíduos. No entanto, no que tange a produção e uso do CDR, nota-se ainda a necessidade de fortalecimento mercadológico. A França possui um aparato legal mais robusto, ao definir regras para o preparo e uso do CDR e estabelecer mecanismos sólidos de investimentos para impulsionar o setor por meio dos fundos de calor e de resíduos. Os investimentos em pesquisa e tecnologia realizados por meio da ADEME permitem a elaboração e execução de politicas públicas que contribuem para melhoria da gestão dos RSU. O Brasil ainda enfrenta grande dificuldade neste aspecto, e além disso, as atribuições determinadas a cada ente federativo e questões político-partidárias distanciam as ações que deveriam ser articuladas. Um outro ponto de fragilidade no emprego do CDR na matriz energética é a fonte diversificada de materiais que podem integrar sua composição, assim, a insegurança regulatória referente a qualidade e as regras para utilização e comercialização pode fazer dele um insumo de baixa atratividade ao mercado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares [recurso eletrônico] / coordenação de André Luiz Felisberto França... [et. al.]. – Brasília, DF: MMA, 2022. Disponível em: < https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf>. Acesso em: 22 de maio de 2022.

Brasil, Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética Plano Nacional de Energia 2050 / Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2020.

Ministère da Transicion Écologique. Production de déchets et recyclage en 2018 et 2019 - Synthèse de connaissances. Disponível em: <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/production-de-dechets-et-recyclage-en-2018-et-2019-synthese-des-connaissances?rubrique=35&dossier=183>. Acesso em: 20 mai 2022.

SNIS – Sistema Nacional de Informacão sobre Saneamento. Painel de Resíduos Sólidos. Ministério do Devenvolvimento Regional. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>. Acesso em: 30 de maio de 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

EFEITOS DO USO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO NA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE *CAESALPINIA FERREAE*

Ariane de Brito SILVA[1], Lucas da SILVA[2]

[1] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus de Quixadá, Av. José de Freitas Queiroz, 5000 - Quixadá, CE, 63902-580, Brasil, email: aryanebrito235@gmail.com*

[2] *Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus de Quixadá, Av. José de Freitas Queiroz, 5000 - Quixadá, CE, 63902-580, Brasil, email: lucasilva@ifce.edu.br (orientador)*

RESUMO

A produção de lodo por estações de tratamento de esgoto (ETE) alcança volumes cada vez maiores, sendo necessário um descarte ambientalmente adequado para esse resíduo. Atualmente são encontradas diversas alternativas para seu descarte correto, sendo uma delas como substrato para plantas. Com base nisso, foi realizado um estudo com objetivo de avaliar a germinação de sementes de espécies nativas da Caatinga em meio à aplicação de lodo gerado em uma ETE. A espécie utilizada nos experimentos foi a Caesalpinia ferrea. O experimento de germinação foi realizado em um viveiro florestal experimental, que apresenta 50% de sombreamento. Foram realizados 5 testes com 27 repetições, com aplicação de lodo de esgoto. Para quebra de dormência, as sementes foram submetidas a escarificação química com ácido sulfúrico por 5 minutos. Foram semeadas ao total 135 sementes em tubetes, preenchidos por substrato comum, composto por solo, adubo e bagana em proporções iguais (1:1:1) e lodo. O teste T1 foi fixado como testemunha e os testes T2, T3, T4, T5 tiveram aplicação de lodo em percentagens de 25%, 50%, 75% e 100%, respetivamente. A contagem foi encerrada quando não houve novas germinações. Com o número de sementes germinadas, foi possível calcular as seguintes variáveis: Índice de Velocidade de Emergência (IVE) e percentagem de emergência (PE). Os tratamentos mais eficazes para IVE foram os testes T2 e T3, com valores de 2,09 e 1,81, respetivamente. Para a variável TME, o teste T2 obteve o melhor resultado, com 8,06 dias. Já para PE, foram os testes T3 e T4, ambos com 62,96%. Desse modo, o lodo gerado das estações de tratamento de esgoto (ETE) é viável para germinação de mudas de Caesalpinia ferrea, sendo condicionador de solo no substrato na produção de mudas de espécies nativas da caatinga.

Palavras-Chave: Substrato; Jucá; Caatinga; Sustentabilidade; Reaproveitamento.

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga, conhecida e amplamente difundida como sendo um bioma tipicamente brasileiro, enquadra-se no cenário global como Savana Semiárida. Esse bioma, que tem sua maior parcela situada no Nordeste do Brasil, apresenta uma degradação intensa e profunda, o que tem resultado em uma diminuição considerável de sua biomassa, exposição do solo, entre outros sintomas (COUTINHO, 2019). Clima e solo são fatores essenciais para o desenvolvimento e distribuição dos biomas, todavia, determinar o grau de importância para mais ou para menos é algo complexo, tendo em vista a correlação intrínseca entre solo, clima e vegetação (BRAGA, 2005). Nesse sentido, dentre os fatores listados por Braga (2005), o que mais facilmente pode sofrer intervenção para o avanço da recuperação do bioma é a vegetação, através do aumento de indivíduos, pelo reflorestamento.

Nesse âmbito, a *Caesalpinia ferrea*, comumente conhecida como jucá ou pau-ferro, é uma espécie de ocorrência na Caatinga que apresenta importância medicinal, potencial de paisagismo, indústria madeireira e sombreamento de culturas. Além disso, é uma espécie de madeira dura, densa, resistente e durável, sendo, portanto, bastante visada economicamente e podendo ser utilizada também em reflorestamento e recuperação de áreas degradadas, uma vez que se desenvolve muito bem em áreas abertas e é muito resistente (CORRÊA, 1984; LORENZE, 1992). Desse modo, desenvolver métodos para o cultivo dessa espécie pode representar caminhos para diminuir impactos ambientais.

Para o desenvolvimento de produções e cultivo de espécies, tem-se utilizado materiais orgânicos para a formação de substratos, sendo necessário estabelecer quais os que melhor atendem às necessidades de cada espécie, visando fornecer adequadamente as carências nutricional e física das plantas, tais como retenção de água, aeração, facilidade para penetração das raízes, etc (GUIMARÃES *et al*., 2006). Essa prática agrícola atua como uma forma de minimizar o impacto ambiental causado pela disposição de resíduos orgânicos, de modo que, em vez de descartado inadequadamente, o resíduo pode ser utilizado em substratos, com baixo custo e de forma abundante (NEVES *et al*., 2010).

As atividades geradas pelas necessidades da sociedade humana têm gerado cada vez mais impactos ambientais, impulsionando a busca ativa por soluções ambientalmente corretas e viáveis economicamente. Nesse cenário, o lodo gerado no tratamento de efluentes, têm alcançado progressivamente volumes maiores (ROCHA; SHIROTA, 1999). Baseado nisso, a geração desse resíduo se tornou um problema ambiental, uma vez que a sua destinação deve ser dada de forma correta, dada sua composição físico-química e biológica, como a concentração de matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e patógenos.

Nesse sentido, o biossólido produzido em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), tem gerado um dos principais problemas para esses sistemas, notadamente ao que se refere a cadeia coleta- tratamento- disposição final. A destinação final desse resíduo envolve uma série de decisões a serem tomadas relativas ao condicionamento, estabilização,

desidratação, transporte, reúso, impactos e riscos ambientais do lodo gerado necessitando, portanto, de estudos para que possam ser realizadas de forma satisfatória. O reúso desse resíduo, por sua vez, se mostra como uma alternativa relacionada com as soluções possíveis de destinação final. Entre os vários reúsos possíveis, tem-se o uso agrícola, sendo altamente recomendado, uma vez que verificada a qualidade fisico-química e biológica, sua adequação ao uso pretendido e as exigências legislativas, se apresenta como uma alternativa sustentável para o destino do lodo, além de aumentar a produtividade agrícola (JORDÃO e PESSOA, 2014).

O lodo de esgoto pode, portanto, atuar como um condicionador do solo ou substratos orgânicos, tendo em vista seu potencial orgânico e de incorporação de nutrientes necessários ao desenvolvimento de plantas. O presente trabalho, portanto, tem como objetivo elaborar uma análise acerca da germinação de sementes de *Caesalpinia ferrea* cultivadas por meio da aplicação uso de lodo produzido em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) no substrato, a fim de verificar o potencial da aplicação desse resíduo para o desenvolvimento de espécies de nativas do bioma caatinga.

2. METODOLOGIA

Os experimentos de germinação foram conduzidos em viveiro florestal experimental com 50% de sombreamento, localizado no Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologias do Ceará (IFCE) *campus* Quixadá (4°58’41.40”S; 39° 3’25.67”O). O lodo de esgoto utilizado no estudo foi fornecido pela Companhia de Água e Esgoto (CAGECE), coletado na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Quixadá. O município dispõe de clima tropical quente semiárido, com pluviometria de 838,1 mm, com chuvas concentradas na quadra chuvosa (fevereiro à maio), e temperatura média anual de 26 a 28°C (IPECE, 2017). A espécie nativa da Caatinga selecionada para o estudo foi a *Caesalpinia ferrea*. Foram semeadas em tubetes ao total 135 sementes, uma única semente em cada tubete, que foram preenchidos por substrato comum, composto por solo, adubo e bagana, em proporções iguais (1:1:1), e lodo. Foram realizados 5 testes, com 27 repetições cada. O lodo foi aplicado em 4 proporções diferentes. O teste T1 foi fixado como testemunha, contendo somente substrato comum. Os testes T2, T3, T4 e T5 tiveram aplicação de lodo em percentagens de 25%, 50%, 75% e 100%, respetivamente. Para quebra de dormência das sementes foi realizada escarificação química com ácido sulfúrico durante 5 minutos. Cinco dias após a semeadura foi iniciada a contagem de germinações 5 dias por semana, com intervalo de dois dias. Para fins de contagem, considerou-se como plântulas germinadas apenas aquelas que apresentavam cotilédones abertos (BRASIL, 2009). A contagem foi encerrada quando não houve novas germinações. A partir da contagem de sementes germinadas foi possível mensurar e avaliar a seguintes variáveis:

(1) Percentagem de Emergência:

$$PE = E/N \times 100 \quad [Eq. 1]$$

onde,

PE: Percentagem de Emergência

E: Número de plântulas emergidas;

N: Número de sementes semeadas.

(2) Índice de Velocidade de Emergência:

$$IVE = (E1 + E2 + ... + En) / (N1 + N2 + ... + Nn) \quad [Eq. 2]$$

onde,

IVE: Índice de Velocidade de Emergência;

En: : Número de plântulas emergidas computadas na primeira, segunda e enésima contagem;

Nn: Número de dias de semeadura à primeira, segunda e enésima contagem;

(3) Tempo Médio de Emergência:

$$TME = (\Sigma niti) / (\Sigma ti) \quad [Eq. 3]$$

onde,

TME: Tempo Médio de Emergência;

ni: número de plântulas que emergem no tempo ti;

ti: Tempo entre o início do experimento e o último tempo observado (dia).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de germinação das sementes de *Caesalpinia ferrea* obtidos com os experimentos realizados em meio aplicação de diferentes proporções de lodo são demonstrados na Tabela 1.

Tabela 1: Variáveis de germinação.

	T1	T2	T3	T4	T5
IVE	1,78	2,09	1,81	1,24	0,4
TME (dia)	9,47	8,06	11,29	14,12	13,4
PE (%)	55,6	59,26	62,96	62,96	18,51

Fonte: Elaboração própria.

O Índice de Velocidade de Emergência (IVE) demonstrou melhores resultados para os testes T2 e T3, com 25 e 50% de lodo aplicado no substrato, respetivamente (Tabela 1). As proporções de lodo de esgoto de 25 e 50% apresentaram Tempo Médio de Emergência (TME) mais próximos do teste testemunha, de modo que nenhum teste com aplicação de lodo apresentou resultado satisfatório em relação ao teste de comparação, contudo, 25% foi a concentração de lodo que apresentou melhor Tempo Médio. No que se refere à Percentagem de Emergência (PE), apenas o teste T5 apresentou valor inferior à testemunha, sendo os testes T2 e T3 os que obtiveram o maior número de sementes germinadas. Maques *et al.* (2017) em seu estudo utilizando substratos orgânicos para produção de mudas de *Eugenia uniflora L.* com 50% de lodo aplicado ao substrato, também obteve resultado superior a 50% de sementes germinadas, assim como Rieling *et al.* (2014) em seu experimento de efeito residual do lodo de esgoto na produção de mudas de *Schinus terebinthifolius* e *Paraptadenia rigida*.

Apenas o teste T5 apresentou resultados insatisfatórios para as variáveis mensuradas. A partir disso, pode-se levantar a hipótese de que concentrações muito elevadas de lodo de esgoto, ou até mesmo a utilização exclusiva desse resíduo como substrato, não se apresenta como a melhor opção de cultivo. Desse modo, a alta concentração de matéria orgânica e a composição argilomineral desse tipo de lodo aumenta a capacidade de retenção de água no substrato (EMBRAPA, 2018), consequentemente, o excesso de umidade pode provocar um decréscimo germinativo das sementes, visto que dificulta a penetração de oxigênio, culminando na redução das atividades metabólicas resultantes (IPEF, 1998). Logo, o ideal é a utilização das proporções intermediárias.

4. CONCLUSÃO

Conclui-se que o lodo gerado das estações de tratamento de esgoto (ETE) é viável para germinação de mudas de Caesalpinia ferrea, sendo condicionador de solo no substrato na produção de mudas de espécies nativas da caatinga. Desse modo, tem-se uma solução viável para minimizar os impactos ambientais possíveis devido às diversas características do lodo produzido.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos Programa Institucional de Bolsas De Iniciação Científica – PIBIC IFCE/ CNPq/FUNCAP e ao Laboratório Do Estudos Ecológicos e Ambientais Do Bioma Caatinga - LEEABC.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Braga, B. *et al*. (2005) Introdução à Engenharia Ambiental. 2. ed. São Paulo: Pearson Pretice Hall, 2005.

Corrêa, M. P. (1984) Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas. Rio de Janeiro: MA/IBDF, 1984.

Coutinho, L. (2019) Biomas Brasileiros. São Paulo: Oficina de Textos, 2019.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). (2018) Lodo de esgoto é ótimo componente de substratos para plantas. EMBRAPA: Brasília, 2018. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/32485890/lodo-de-esgoto-e-otimo-componente-de-substratos-para-plantas. Acesso em: 04 de junho de 2022.

Guimarães, M. M. B. *et al*. (2006) Produção de muda de mamoneira em substrato contendo diferentes resíduos orgânicos e fertilizante mineral. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 2, 2006, Aracaju. Anais. Aracaju: Embrapa, 2006.

Instituto de Pesquisa E Estratégia Econômica do Ceará (IPECE). (2018) Perfil Municipal 2017, Quixadá. IPECE: Fortaleza, 2018.

Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF). (1998) Acervo Histórico IPEF: Informações Técnicas. Piracicaba: IPEF, 1998. Disponível em: https://www.*ipef*.br/publicacoes/acervohistorico/informacoestecnicas/fatoresinfluenciamgerminacaosementes.aspx#:~:text=Dentre%20os%20principais%20fatores%20que,de%20%C3%A1gua%20e%20o%20oxig%C3%AAnio. Acesso em: 04 de junho de 2022

Jordão, E. P; Pessoa, C. A. (2014) Tratamentos de Esgoto Doméstico. 7. ed. Rio de Janeiro, 2014.

Marques, A. R. F. Et al. Utilização de substratos orgânicos na produção de mudas de Eugenia uniflora L. Caderno de Pesquisa, v. 30, n. 1, , jan. 2018, 9-20

Neves, J. M. G.; SILVA, H. P.; DUARTE, R. F. (2010) Uso de substratos alternativos para produção de mudas de moringas. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 5, n. 1, p, 2010, 173-177

Rieling. R. C.; ZAMPAR, R.; NAVARRETE, L. P.; Silva, J. P. (2014) Efeito residual do lodo de esgoto na produção de mudas de espécies nativas para reflorestamento. SaBios-Revista de Saúde e Biologia, v. 9, n. 2, 2014, 31-39

Rocha, M. T.; SHIROTA, R. (1999) Disposição final de lodo de esgoto. Revista de Estudos Ambientais, v. 1, n. 3, 1999, 1-25

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

A PRÁTICA DA COMPOSTAGEM COMO METODOLOGIA ATIVA NA EDUCAÇÃO PARA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Jacqueline R. BRINGHENTI[1], Adriana M. N. KORRES[1], Wanda M.R. GUNTHER[2]

[1] *Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Espírito Santos, Av. Vitória, 1729 - Jucutuquara - Vitória - Espírito Santo - CEP: 29040-780 - Brasil, jacquelineb@ifes.edu.br, akorres@gmail.com*

[2] *Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, Av. Dr. Arnaldo, 715 - Cerqueira César - São Paulo - SP, 01246-904 - Brasil, wgunther@usp.br*

RESUMO

A educação para a gestão dos resíduos sólidos é importante estratégia para o avanço de políticas setoriais e contribui para o alcance dos ODS. Neste contexto, é fundamental oferecer maior vivência prática na formação de profissionais que atuam nas áreas de saneamento e meio ambiente. Para ilustrar uma prática de ensino-aprendizagem em curso de engenharia sanitária e ambiental, é apresentado relato de experiência desenvolvida com alunos do Instituto Federal do Espírito Santo - Ifes, Brasil. Com objetivo de gerar conhecimentos e promover vivência prática individual e coletiva sobre resíduos sólidos, o estudo (ou a prática?) focou nas características físicas dos resíduos domiciliares e no planejamento, construção e operação de composteiras caseiras artesanais. Ininterruptamente desde 2013, esse método pedagógico vem sendo aplicado na disciplina Resíduos Sólidos, como parte do plano de ensino, envolvendo diversas etapas do gerenciamento de resíduos orgânicos, sendo integrado pelas etapas de sensibilização, planejamento, projeto e construção de composteira domiciliar artesanal, assim como operação e monitoramento pelo período de 60 dias. A utilização dessa prática pedagógica no período de 2013 a 2020 permitiu acumular informações que, quando organizadas e analisadas, resultaram na identificação de fatores relevantes relacionados à prática da compostagem doméstica como: materiais, características operacionais e aspectos que interferem no uso e operação das composteiras. Considerando os desafios enfrentados pelos estudantes na prática da compostagem caseira, como indicativos do que ocorre em domicílios de centros urbanos, tais dados representam valiosa contribuição para o planejamento de ações e projetos relacionados à compostagem descentralizada. A estratégia de sensibilização de futuros engenheiros na prática da compostagem mostrou-se adequada e poderá ser aplicada, com adequações, a outras áreas e níveis de ensino, com ganhos pedagógicos no âmbito do ensino-aprendizagem, assim como fator de impacto no comportamento cidadão e na melhoria das condições ambientais.

Palavras-Chave: Gestão de resíduos sólidos; resíduos orgânicos; compostagem; educação; sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

As últimas décadas assistem ao crescimento mundial da preocupação com relação aos impactos no meio ambiente, com destaque para a crescente geração de resíduos sólidos. O Banco Mundial estima que a geração global de resíduos sólidos aumente de 2,01 bilhões de toneladas em 2016 para 3,40 bilhões de toneladas em 2050 (SILPA *et al*, 2018). Segundo esses autores, em 2016, o destino de pelo menos 33% desses resíduos consistia em disposição no solo a céu aberto ou queima ao ar livre, gerando 1,6 bilhões de toneladas de carbono equivalente, o que representou cerca de 5% das emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) naquele ano. Constataram, ainda, que enquanto em países de alta renda mais de um terço dos resíduos produzidos eram recuperados por meio de reciclagem e compostagem, apenas 4% do montante gerado em países de baixa renda foram reciclados.

Feil et.al. (2015), ao realizarem análise global sobre as características das frações dos resíduos sólidos urbanos RSU gerados em residências, destacam a parcela dos resíduos orgânicos (RO) e sua relação indireta com as condições socioeconômicas dos países. Em média, o percentual de RO presente na composição gravimétrica dos RSU é menor em países desenvolvidos (34,32%), que em países em desenvolvimento (61,33%) e subdesenvolvidos (64,21%). Os autores enfatizam que a adequada gestão dos RSU requer conhecimento sobre sua natureza e composição, pois diferentes composições de resíduos necessitam de diferentes processos de gestão.

A Agenda 2030, principal plano de ação global em curso para combater a pobreza, proteger o ambiente e enfrentar as alterações climáticas, propõe 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas que incluem a questão dos resíduos sólidos (ONU, 2015). O alcance de resultados efetivos depende do comprometimento dos países, sendo urgente educar, motivar e engajar as pessoas e a sociedade no processo. Nesse contexto, a formação e a capacitação de jovens estudantes em questões ambientais, mais especificamente nos temas que envolvem a produção e o consumo com consequente geração de resíduos de toda ordem e o seu descarte no ambiente, tornam-se fundamentais para a compreensão do modelo de desenvolvimento, a dinâmica da contaminação ambiental e as possibilidades de reversão desse quadro.

Na visão de López-Zuazo & Vales (2020), as universidades devem se comprometer na mobilização e no envolvimento dos alunos para o cumprimento dos ODS e na liderança social, demonstrando seu comprometimento institucional. Para Fernandes *et al*. (2017) as experiências resultantes das relações do homem com a realidade devem ser valorizadas no processo de aprendizagem e as metodologias ativas são estratégias úteis por estimular a autonomia e a tomada de decisão que levarão para a vida profissional.

Para ilustrar uma prática de ensino-aprendizagem em curso de engenharia sanitária e ambiental, é apresentado relato da experiência desenvolvida junto a alunos do Instituto Federal do Espírito Santo - Ifes, Brasil, com o objetivo de gerar conhecimentos e promover

a vivência prática individual e coletiva, a partir do estudo das características físicas dos resíduos sólidos domiciliares, assim como do planejamento, construção e operação de composteiras caseiras artesanais, em suas residências.

2. MÉTODO

O método vem sendo aplicado, anualmente, de forma ininterrupta desde 2013, na disciplina de resíduos sólidos, como parte do plano pedagógico proposto e contempla as diversas fases de gerenciamento dos RO até a disposição final. As etapas metodológicas aplicadas estão apresentadas na Figura 1 e são descritas a seguir.

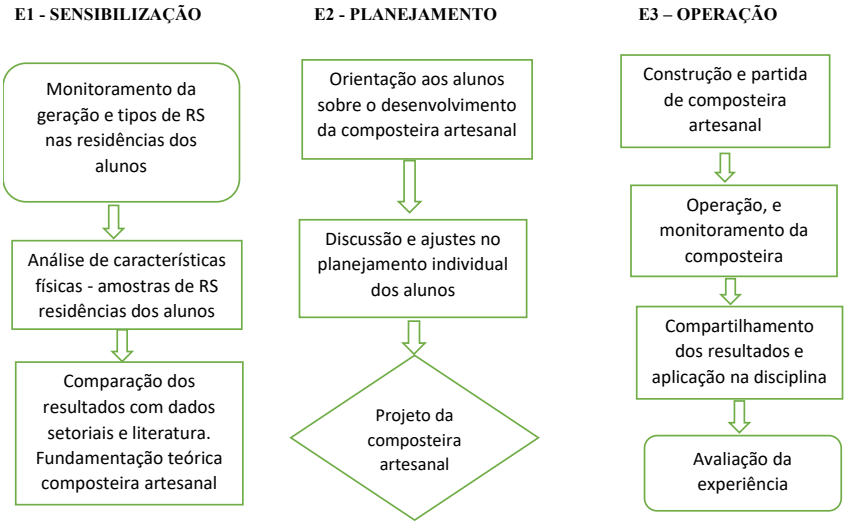


Figura 1 – Etapas metodológicas aplicadas ao estudo de caso.

Após etapa inicial de sensibilização (E1), os estudantes desenvolvem o projeto e detalham a rotina operacional (E2) da composteira artesanal que deverão construir, operar e monitorar no local onde moram (E3). Ao final de cada etapa, os resultados são compartilhados e discutidos na turma.

Como estratégia de aprendizagem ativa, os estudantes são orientados a assumir o gerenciamento dos resíduos sólidos de sua residência durante a execução da atividade, devendo iniciar pela observação e conhecimento da geração de resíduos no local (E1). Para tal, são instigados a organizar os resíduos de sua residência em dois grupos (recicláveis e rejeitos), sendo padronizado o uso de sacolas de supermercado para o acondicionamento, de modo a permitir a comparação entre os resultados na turma.

Na etapa de planejamento (E2) os alunos devem selecionar o modelo de composteira mais adequado para a sua residência, incluindo materiais a serem utilizados para confecção do reator, resíduos a serem compostados, necessidade de segregação prévia, rotina de operação da composteira (frequência de adição de resíduos, preparação prévia dos orgânicos, revolvimentos, etc.), parâmetros a serem monitorados com uso de planilha de

monitoramento, como serão registradas as situações não previstas, procedimentos de segurança e salubridade do ambiente e para quem manuseia a composteiras (odores, vetores, etc).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Como resultado foi possível identificar, de forma comparativa por turma anual, os materiais construtivos e os métodos de compostagem utilizados pelos estudantes (Tabela 1 e figura 1).

Tabela 1 - Características das composteiras avaliadas, por tipo de habitação, material construtivo das composteiras e método de compostagem utilizado, entre os anos de 2013 a 2020.

Nº. Total de alunos	Tipo de habitação	Material utilizado na construção da composteira	Método de compostagem
117	.apartamento (59/117) . casa (58/117)	. balde pequeno* (46/117) . caixa/bandeja plástica (28/117) . pote de sorvete 2,0 l (19/117) . garrafa PET 2,0 l (8/117) . outros *** (8/117) . balde médio** (7/117)	. natural com revolvimento . natural (batelada) . vermicompostagem sem revolvimento (minhocario)

NOTA: *balde plástico com 3,0 e 5,0 l; **balde plástico acima de 5,0 l;

***Outros: corresponde a galões de água mineral, latas ou outras embalagens diversas.



A B C D

Figura 1 – Composteiras artesanais construídas pelos estudantes (A e B), solução para monitoramento da variação de volume (C) e cartaz informativo utilizado (D).

A avaliação dos impactos sanitários e ambientais, realizada a partir dos registros de ocorrências ao longo do monitoramento do experimento de cada aluno, identificou como pontos críticos: i) dúvida sobre quais resíduos inserir na composteira; ii) presença de larvas, durante a degradação dos resíduos; e iii) eventos pontuais de ocorrência de odor. Obter a efetiva adesão dos membros das famílias para a segregação dos resíduos orgânicos e operação das composteiras também foi destacado como fator dificultador. As principais dificuldades da prática de compostagem relatados pelos estudantes estão identificados no Quadro 1.

O registro rotineiro da quantidade (em massa ou volume e percentual) de resíduos

orgânicos inseridos nas composteiras permitiu calcular o respectivo potencial de desvio de resíduos orgânicos do aterro sanitário. Esse é um dado possível de embasar discussões mais amplas sobre impactos ambientais e mudanças globais e torna mais palpável essa contribuição. Na prática trabalhada, o potencial de redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE) a partir de práticas sustentáveis em pequena escala e passíveis de serem aplicadas a ambientes urbanos despertou grande interesse dos alunos. Cada estudante pode chegar ao valor real (diário, mensal, anual) que resultou de sua participação via compostagem caseira e perceber como esse valor agrega na contribuição global, por meio da valorização de RO. Este é fator motivador que reforça a disposição para a continuidade do processo.

Quadro 1 – Fatores dificultadores relacionados à operação da composteira pelos estudantes, por ano.

Ano	Fatores dificultadores							
	Dúvidas sobre quais RO colocar composteira	Equilibrar a geração de RO com a capacidade da composteira	Manter o equilíbrio entre RO e material seco	Rotina de operação da composteira (tempo motivação)	Odor, presença de insetos	Controlar umidade e drenar o chorume	Envolver e obter apoio da família	Usar o composto e o biofertilizante
2013	X	X		X	X	X		X
2014	X		X				X	
2015	X	X	X	X	X	X		X
2016	X	X			X	X	X	X
2017	X	X	X	X	X		X	
2018	X		X	X	X	X	X	X
2019	X	X	X		X		X	
2020	X	X	X	X			X	

Smith e Jasim (2007), em estudo sobre compostagem em pequena escala em Londres e ao longo de três anos, constataram que apenas cerca de 20% das famílias envolvidas permaneceram efetivamente engajadas na prática, em função de fatores como dificuldades de monitoramento, manejo dos resíduos e atração de vetores. Tais aspectos também foram identificados nos resultados trazidos pelos estudantes ao longo do tempo.

O envolvimento da sociedade é fundamental na adoção e difusão de práticas sustentáveis, como a compostagem de RO, nos próprios locais de geração. Atualmente, pode-se contar com maior divulgação da técnica na mídia e redes sociais, porém existem gargalos em sua utilização pelos usuários. Desta forma, ações que promovam a percepção sobre a importância e melhoria deste processo são essenciais para ampliar sua utilização.

4. CONCLUSÕES

A estratégia de sensibilização dos futuros engenheiros mostrou-se adequada e eficiente. A construção e uso de composteira artesanal propiciou aos estudantes a experiência de lidar com os resíduos gerados em suas próprias residências, além de contextualizar os estudos acadêmicos sobre o tema, o que contribuiu para o enriquecimento de sua formação técnica

e profissional e para a consolidação desta prática pedagógica no curso de engenharia sanitária e ambiental. Essa experiência poderá ser aplicada para outras áreas e níveis de ensino, considerando a necessidade de algumas adequações.

A educação para gestão dos resíduos sólidos deve ser priorizada em políticas públicas setoriais, sendo também essencial para o alcance das metas de sustentabilidade traçadas neste início de século, como é o caso dos ODS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FEIL, A.; SPILKI, F.; SCHREIBER, D. Análise global das características de frações de resíduos urbanos residenciais. Revista Brasileira de Ciências Ambie FERNANDES, F.A.S.; SANTOS, E.G.; MORAIS, L.B. Utilização da PBL como metodologias ativas na graduação: área de exata na cidade de Palmas/TO. Rev. Educ., Brasília, ano 40, n. 154, p. 192-206, jul./dez. 2017.ntais, n. 38, p. 63-77, 30 dez. 2015.

LÓPEZ-ZUAZO, E.T.; VALES, P.M. Incorporación de los ODS en Escuelas de Ingeniería. Aplicación práctica en Ingeniería Sanitaria . 4th International Virtual Conference on Educational Research and Innovation. ISBN 978-84-09-22966-6. REDINE (Ed.). (2020). Conference Proceedings CIVINEDU 2020. Madrid, Spain: Disponível em: http://www.civinedu.org/wp-content/uploads/2020/11/CIVINEDU2020.pdf

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Objetivos de desenvolvimento sustentável. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/>. Acesso em 20 mai. 2018.

SILPA, K.; YAO, L.C.; K.S.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development; Washington, DC: World Bank. 2018. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>. Acesso em 17 jun. 2021.

SMITH, S. R.; JASIM, S. Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. Waste Management & Research, v.27, n.4 p. 2009.

255

UTILIZAÇÃO DO PÓ DE ACIARIA ELÉTRICA COMO CATALISADOR NO FOTOTRATAMENTO DE EFLUENTE REAL PROVENIENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL

Arthur Marinho CAHINO[1], Igor do Nascimento QUARESMA[2], Larissa Granjeiro LUCENA[3], Elisângela Maria Rodrigues ROCHA[4]

[1] *Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/BR, arthur.cahino@academico.ufpb.br.*

[2] *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon/FR, igor_nq@hotmail.com.*

[3] *Universidade Federal do Ceará, Ceará/BR, larissa_lucena05@hotmail.com.*

[4] *Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/BR, elis_eng@yahoo.com.br.*

RESUMO

O processo globalização acarretou no crescimento da matriz industrial e dentre elas, têm-se a indústria têxtil que gera elevado volume de efluentes, provocando agressões ao meio ambiente que os processos convencionais de tratamento não são capazes de solucionar de maneira eficiente. Torna-se necessário estudar alternativas para o tratamento e destinação destes efluentes, utilizando, sempre que possivel, resíduos já disponiveis na natureza. Neste sentido, a presente pesquisa visa avaliar a utilização do pó de aciaria elétrica (PAE), resíduo proveniente da indústria siderúrgica, como catalisador heterogêneo alternativo na fotodegradação de compostos presentes em efluente proveniente de indústria têxtil via processo de fotocatálise heterogênea solar. O catalisador foi caracterizado através de Difração de Raios-X (DRX) e Refletância Difusa para o cálculo do *band gap*. Por meio de planejamento fatorial, foi avaliada a adsorção (após 30 minutos) e eficiência de remoção da cor do efluente sob luz solar (após 120 minutos) no pH natural do efluente têxtil, variando concentração de catalisador e de H_2O_2. O DRX mostrou que o principal componente do catalisador são os óxido ferrosos. O band gap do catalisador foi de 2,98 eV, próxima a catalisadores conhecidos como TiO_2 e ZnO e, portanto, possuem reconhecida propriedades óticas para aplicação em fotocatálise. Foi possível verificar que a utilização do pó de aciaria teve uma influência positiva na degradação de compostos que conferem cor ao efluente têxtil, obtendo remoção de aproximadamente 17,6% após adsorção e remoção total de 28,5% após 120 minutos de exposição a radiação solar quando se utilizou 1,0 g/L de catalisador e sem utilização de H_2O_2. Concluiu-se que os catalisadores heterogêneos alternativos possuem elevada capacidade adsortiva e fotocatalítica, podendo ser uma alternativa a remoção de cor de efluentes têxteis.

Palavras-Chave: resíduos ambientais; fotocatálise solar heterogênea; indústria têxtil, óxidos, pó de aciaria

1. INTRODUÇÃO

A indústria têxtil, por sua vez, se caracteriza pelo consumo elevado de água em seu processo produtivo, acarretando em altos volumes de efluentes com alta carga produtos químicos danosos ao ambiente, tais como: corantes, surfactantes, íons inorgânicos, agentes umectantes, todos com recalcitrância elevada (Yassen & Scholz, 2019).

Os residuos oriundos de industrias siderurgicas possuem elevada incidência no Brasil e possui composição altamente diversificada, contendo, por exemplo, óxidos de zinco e de ferro (ZnO e Fe_2O_3, respectivamente), que são materiais reconhecidamente fotocatalíticos. Assim, poderia ser aplicado ao tratamento de matrizes aquosas, promovendo a redução/ oxidação das espécies orgânicas presentes através dos elétrons/vacâncias fotogerados durante processo fotocatalítico.

O pó de aciaria eletrica (PAE), resíduo siderúrgico proveniente da etapa de aciaria elétrica, é rico em óxidos metálicos como zinco na fase zincita (ZnO) e franklinita ($ZnFe_2O_4$) e ferro na fase magnetita (Fe_3O_4), que são materiais reconhecidos como bons fotocatalisadores, e têm sido estudado para auxiliar na descontaminação de efluentes e compostos orgânicos (Alcaraz *et al*., 2020).

A fotocatálise solar heterogênea é um tipo de processo oxidativo avançado (POA) cujo princípio envolve a ativação de um catalisador através da luz solar, disponível em quantidade na região nordeste do Brasil, através da absorção de fótons com energia superior a energia de band gap, resultando na promoção de um elétron da banda de valência para a banda de condução (Rueda-Marquez *et al*., 2020).

Várias iniciativas têm buscado alternativas na conquista de processos mais ecológicos, como a eliminação ou a conversão de lodo e o processamento de matérias-primas de esgoto, por exemplo (Almeida *et al*., 2013).

Diante do exposto, o trabalho busca investigar a eficiência do processo de fotocatálise solar heterogênea utilizando o Pó de Aciaria Elétrica como catalisador alternativo na remoção da cor de efluente proveniente de indústria têxtil por meio da fotocatálise solar heterogênea.

2. METODOLOGIA

2.1 Coleta do efluente têxtil

O efluente têxtil utilizado na presente pesquisa foi cedido por uma indústria de beneficiamento de tecido de algodão com alvejamento e tingimento, localizada no distrito industrial de João Pessoa/PB. O efluente produzido pelo empreendimento é tratado por um sistema físico-químico.

2.2 Preparação do catalisador: Pó de aciaria

O resíduo proveniente da etapa de aciaria foi oriundo de uma siderúrgica localizada no

estado do Ceará, que possui processo produtivo integrado, ou seja, produzem aço a partir da fabricação de ferro-gusa liquido em seus altos fornos. O pó de aciaria elétrica foi peneirado em malha Mesh 200 TY para retirada de impurezas que possam ter sido adicionadas durante o manuseio, transporte e tempo de permanência no depósito de estocagem da empresa. O PAE, então, torna-se granulometricamente definido e a amostra torna-se homogênea.

2.3 Caracterização do catalisador: Difração de Raios X e Cálculo do band gap

Para a identificação das fases cristalinas presentes no pó de aciaria elétrica (PAE), utilizou-se um difratômetro de raios X BRUKER (modelo D2 PHASER, radiação Cu-Kα), operando com tubo de alvo de cobre a uma tensão de 30,0 kV e 10,0 mA de corrente, com detector de 55D160. As medidas varreram a faixa entre 10° e 90° (2θ) com fendas 1 (fendas de divergência: DS): 1 (fendas de espalhamento: SS): 0,3 (fendas de recepção: RS); com passo de 0,02º (2θ).

A energia de band gap dos catalisadores estudados foi calculada a partir da espectroscopia de reflectância difusa em temperatura ambiente utilizando a análise de Kubelka-Munk (K-M) (Morales *et al*., 2007) pelo método direto (Muzakki *et al*., 2016).

2.4 Procedimento fotocatalítico

Foi realizado um planejamento fatorial 2^2 com ponto central em duplicata, sendo um para cada catalisador estudado, conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Matriz de ensaios do planejamento fatorial 2^2 com efluente têxtil e PAE.

Ensaios	Catalisador (g/L)	H_2O_2 (mg/L)
C1	-	-
C2	+	-
C3	-	+
C4	+	+
C5	0	0
C6	0	0

As variáveis independentes avaliadas nestes ensaios foram a concentração dos catalisadores e de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). O pH foi fixado em 10,25 (pH natural do efluente) e o tempo de reação foi de 30 minutos de adsorção no escuro seguido de 120 minutos de exposição a radiação solar. A Tabela 2 detalha os níveis e valores de concentração empregados nos experimentos.

A avaliação do efluente a partir da cor remanescente por meio da leitura de absorbância no espectrofotômetro da Hach (modelo DR6000) foi realizada utilizando como base a metodologia do número de cor (NC) (Primo; Rivero; Ortiz, 2008).

Tabela 2 – Variáveis e níveis do planejamento fatorial 2^2 com efluente têxtil e PAE.

VARIÁVEIS	NÍVEIS		
	Inferior (-)	Central (0)	Superior (+)
Catalisador (g/L)	0,0	0,5	1,0
H_2O_2 (mg/L)	0,0	50	100

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Caracterização do catalisador: Difração de Raios X e Cálculo do *band gap*

Em termos estruturais das partículas das quatro amostras de casca do ovo e uma amostra do PAE, pode-se observar, mediante a Figura 1a, a presença de picos bem definidos, com alta intensidade e elevada largura basal para todos difratogramas avaliados, o que pode indicar que os materiais são cristalinos.

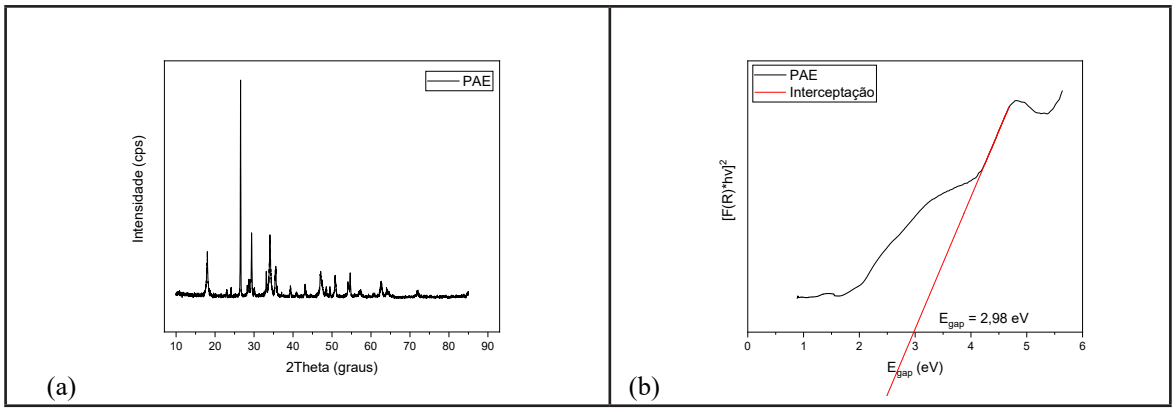


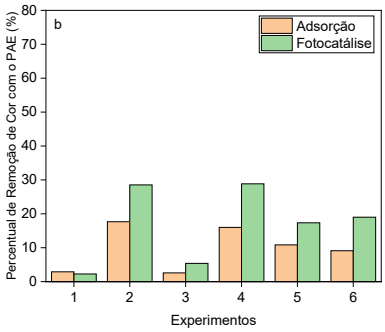
Figura 1 – DRX (a) e Cálculo do band gap (b) do pó de aciaria elétrica.

A presença de discretos sinais em 2θ = 35° no difratograma do PAE pode indicar a presença de magnetita (Fe_3O_4), ferrita de zinco ($ZnFe_2O_4$) e/ou maghemita (γ-Fe_2O_3). Já o pico de maior incidência, na faixa de 2θ = 27º pode estar relacionado a presença de compostos de cálcio, como portlandita ($Ca(OH)_2$) e óxido de cálcio A presença destas fases no PAE é bastante comum e foi observado em outros trabalhos da literatura (ZHANG *et al*., 2019).

O cálculo do *band ga*p para o pó da aciaria elétrica estão apresentados na Figura 1b. O valor do band gap obtido para o PAE foi de 2,98 eV, valor muito próximo ao do ZnO (3,20 eV) e TiO_2 (3,20 eV para anatase e 3,02 eV para rutilo), que são semicondutores com reconhecidas propriedades óticas para aplicação em fotocatálise (LEE *et al*., 2016). O resultado também ficou próximo ao relatado por Almeida (2020), que estudou o pó de aciaria elétrica para aplicação em fotocatálise e obteve um valor de band gap de 3,26 eV.

3.2 Procedimento fotocatalítico

A Figura 3 descreve os resultados de adsorção após 30 minutos e fotocatálise após 120 minutos, em termos de percentual de remoção de cor do efluente têxtil, dos planejamentos experimentais realizados para o PAE.



A eficiência máxima de adsorção ocorreu nos experimentos 2 e 4 (17,6 e 15,9% de remoção) com maior concentração de catalisador (1,0 g/L). Em relação a fotocatálise, os melhores resultados ocorreram também para os experimentos 2 e 4 (28,5 e 28,2% de remoção), indicando que a concentração de catalisador é importante parâmetro na melhoria do processo.

Almeida (2020) estudou a degradação do corante preto remazol (concentração de 40 mg/L) e obteve remoção de 81% (em pH 4) e 84% (em pH 10) quando se utilizou 600 mg/L do pó de aciaria elétrica e 51 W de radiação UV artificial. Os resultados foram superiores aqueles obtidos na presente pesquisa, porém, é importante ressaltar a utilização de um contaminante sintético e da radiação artificial, que pode potencializar o processo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcaraz L, Urbieta A, Rabanal ME, Fernández P, López FA (2020) Photocatalytic activity of electric-arc furnace flue dusts. J. Mater. Res. Technlol. v. 9, n. 2, p. 1261–1272, 2020.

Almeida CMVB, Bonilla SH, Gianetti BF, Huisingh D (2013) Cleaner production initiatives and challenges for a sustainable world: an introduction to this special volume. Journal of Cleaner Production, v. 47, 2013, 1-10.

Almeida MM (2020) Caracterização do resíduo da siderurgia pó de aciaria elétrica e aplicação em fotocatálise para degradação de contaminante orgânico. 66 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, 2020.

Lee KM, Lai CW, Ngai KS, Juan JC (2016) Recent developments of zinc oxide based photocatalyst in water treatment technology: A review. Water Research. v. 88, 2016, p. 428-448.

Morales E, Mora ES, Pal U (2007) Use of diffuse reflectance spectroscopy for optical characterization of un-supported nanostructures. Revista Mexicana De Física. v. 53, n. 5, 2007, p. 18–22.

Muzakki A, Shabrany H, Saleh R (2016) Synthesis of ZnO/CuO and TiO_2/CuO nanocomposites for light and ultrasound assisted degradation of a textile dye in aqueous solution. AIP Conference Proceedings, v. 1725, 2016.

Primo O, Rivero MJ, Ortiz I (2008) Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. Journal of Hazardous Materials, v. 153, n. 1-2, 2008, p. 834–42.

Rueda-Marquez JJ, Levchuk I, Fernandez-Ibãnez P, Sillanpaaa M (2020) A critical review on application of photocatalysis for toxicity reduction of real wastewaters. Journal of Cleaner Production. v. 258, n. 120694, 2020.

Yaseen DA, Scholz M (2019) Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. International Journal of Environmental Science and Technology, n. 16, 2019,1193–1226.

Zhang M, Li J, Zeng Q, Mou Q (2019) An experimental study on the reduction behavior of dust generated from electric arc furnace. Applied Science, v.9, 2019.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

COMO INICIAR A GESTÃO DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS AMBIENTALMENTE CORRETA EM UMA EMPRESA DE SANEAMENTO?

Nathália Bandeira CARVALHO DOS SANTOS[1], Rosangela Monteiro GOMES[2], Tatiane Maria Lafayette GOIS[3],Natercia Maria CORREIA DE ARAUJO[4], Gabriel José de Brito Leite NUNES[5], Mercia Cristiane BRITO DOS SANTOS[6]

[1] *Companhia Pernambucana de Saneamento, Pernambuco,nathaliasantos@compesa.com.br*

[2] *Companhia Pernambucana de Saneamento,Pernambuco,rosangelamonteiro@compesa.com.br*

[3] *Companhia Pernambucana de Saneamento,Pernambuco,tatianegois@compesa.com.br*

[4] *Prefeitura do Recife,Pernambuco,naterciamcaraujo@hotmail.com*

[5] *Companhia Pernambucana de Saneamento,Pernambuco,gabrielnunes@compesa.com.br*

[6] *Companhia Pernambucana de Saneamento,Pernambuco,merciabrito@compesa.com.br*

RESUMO

Com o avanço constante da tecnologia, inúmeros benefícios para a sociedade foram gerados, como por exemplo, a maior agilidade na comunicação viabilizada por equipamentos eletroeletrônicos, em contrapartida surgiram também os impactos negativos advindo dessa modernização, e uma delas é a geração de resíduos eletroeletrônicos (REE's). A partir do século XX à visão sobre o gerenciamento efetivo dos REE's se obteve com maior preocupação devido principalmente à sua composição química, bem como ao grande volume gerado, o qual descartado incorretamente ocasiona riscos e danos ao meio ambiente. A Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), em 2021, visando minimizar os impactos oriundos dessa ação antópica e atender ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 11 e 12 "Cidades e Comunidades Sustentáveis e Consumo e Produção Responsáveis", respectivamente; lançou o Programa intitulado "Coleta e Destinação de Resíduos Eletroeletrônicos", o qual tem como objetivo coletar os REE's gerados pelos colaboradores da própria Companhia, a fim de realizar o descarte correto dos resíduos. Para isso, a Compesa utilizou da sua própria infraestrutura para implantação do programa, como por exemplo: reutilização de embalagens plásticas utilizadas em tratamento de água, para realização dos descartes desses resíduos. Os resíduos coletados, são disponibilizados para a "Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis (COOCECIPE)" em Olinda, Pernambuco, o qual utilizam desses equipamentos para aulas práticas com jovens de regiões periféricas de comunidades, além de realizarem o descarte correto dos resíduos que não podem ser reaproveitados. Neste sentido, implantou-se o programa em dezesseis gerências da empresa, desde a Região Metropolitana do Recife ao interior do estado de Pernambuco, conseguindo coletar, até o momento 2.500 kg, e assim contribuindo para realizar a geração de renda para comunidades, bem como a mitigação de riscos e danos para o nosso meio ambiente.

Palavras-Chave: ODS; recursos hídricos; resíduos eletroeletrônicos; saneamento; sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

Considerando que o avanço constante da tecnologia, tem proporcionado inúmeros benefícios para a sociedade, como por exemplo uma maior agilidade na comunicação viabilizada por equipamentos eletroeletrônicos, tem-se como consequência uma maior produção e o consumo desses materiais e equipamentos que estão presentes em nossas rotinas pessoais e profissionais (YURA, 2014).

Quando os produtos caem em desuso tornam-se resíduos, e se não forem gerenciados de forma eficiente os mesmos serão tratados como rejeitos, perdendo assim sua valoração. Segundo Rocha, Rosa e Cardoso (2010, p. 223), resíduos são todos os restos das atividades humanas consideradas pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis. E, segundo Barsano e Barbosa (2019, p. 214), rejeito é um tipo específico de resíduo sólido, onde todas as possibilidades de reaproveitamento ou reciclagem já foram esgotadas e não apresenta condições para reinserção na cadeia produtiva. Portanto, ao tornarem-se rejeitos, esses volumes são destinados a aterro sanitários e/ou lixões.

A preocupação com o volume de resíduos descartáveis foi tratada com evidência no final do século XX, enquanto que no início do século XXI, a atenção aumentou em razão do crescimento dos produtos eletroeletrônicos que constituem o que se chama comumente de lixo eletrônico. Conhecido também como: resíduos eletrônicos, ewaste, lixo tecnológico, e-lixo, dentre outras. O alto consumo desses equipamentos, favorece o acúmulo deste lixo que representa um problema enfrentado pelas diferentes esferas da sociedade, visto que ainda não há interesse em relação aos componentes deste material, bem como onde depositá-los, já que sua disposição inadequada gera elevados riscos ao meio ambiente e a saúde da população (BRITO, 2014).

O e-lixo ao ser descartado de forma incorreta, oferece inúmeros malefícios a população e ao meio ambiente devido aos inúmeros metais pesados e outras substâncias presentes nos equipamentos, sem falar dos diversos materiais que poderiam ser reaproveitados. Os metais pesados, como por exemplo, o mercúrio, ao entrar em contato com o solo contamina os lençóis freáticos, disseminando a poluição para os diversos cursos d'água (SILVA *et al*., 2015).

Diante deste cenário, a lei 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos dispõe sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, regulamentando em termos dos resíduos eletroeletrônicos a responsabilidade compartilhada por meio de acordos setoriais entre o poder público e os geradores.

Segundo a Associação Brasileira de Desenvolvimento Industrial (ABDI), equipamentos eletroeletrônicos são todos aqueles produtos cujo funcionamento depende do uso de corrente elétrica ou de campos eletromagnéticos. Os equipamentos eletroeletrônicos podem ser divididos em quatro categorias, que são: linha branca, marrom, azul e verde. Na Figura 1, abaixo, apresentada a divisão dos REE's correspondentes a cada linha.

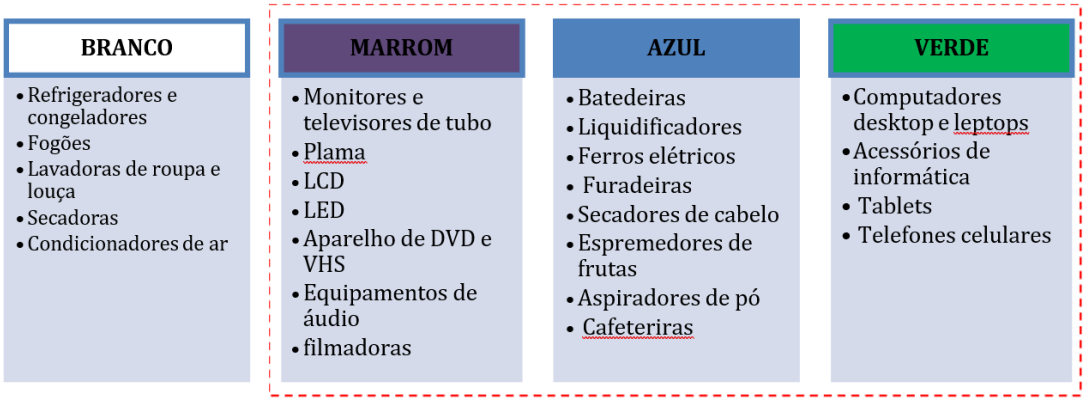


Figura 1: exemplos de resíduos eletroeletrônicos por categoria. (Fonte: Compesa, 2020, adaptado da ABDI).

Diante desse contexto, a Companhia Pernambucana de Saneamento teve como objetivo implantar o sistema de coleta e destinação de resíduos eletroeletrônicos das linhas marrom, azul e verde nas unidades da Compesa intitulado “Programa de Coleta e Destinação de Resíduos Eletroletrônicos”, assim incentivando os colaboradores ao realizarem o descarte corretos dos REEs, bem como geração de renda para jovens de regiões periféricas de comunidades do município de Olinda, Pernambuco.

2. GESTÃO DOS RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS

O Marco Regulatório nos Resíduos Sólidos no Brasil é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída por meio da Lei federal Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e desencadeou a propositura de Planos de Resíduos Sólidos ao longo do território nacional e em diversos níveis da federação.

A destinação final ambientalmente adequada, que segundo o PNRS, em seu Art. 3º, inciso VII, define como sendo a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes, entre elas a disposição

final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Sendo assim, representantes da Compesa estruturaram o Programa em epígrafe para coletar os resíduos eletroeletrônicos produzidos pelos seus colaborades, providenciando ecopontos, monitorando o descarte adequado e articulando com a COOCECIPE para realizar o transporte externo e destinação final ambientalmente adequada.

2.1. Ponto de coleta

O Programa foi apresentando aos gerentes das dezesseis regionais, as quais encontram-se distribuídas desde a Região Metropolitana do Recife ao interior do estado de Pernambuco.

Os pontos de descarte foram em locais de área coberta, com piso impermeável e com circulação de vento. Nas Figuras de 2 a 4 pode ser observado os coletores padronizados, o ponto de coleta localizado no prédio sede da Companhia e o depósito dos REE's, respectivamente. Portanto, para a implementação do mesmo, preparou-se 50 (cinquenta) coletores, reutilizando embalagens plásticas manipuladas com cloro para o tratamento de água.



Figura 2: organização dos recipientes para coleta dos REEs Fonte: Compesa, 2021.



Figura 3:coletores dos REEs.
Fonte: Compesa, 2022.

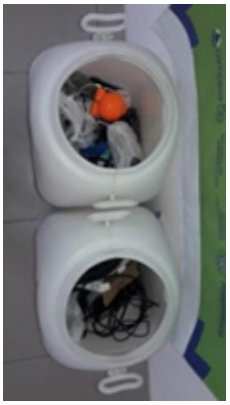


Figura 4:coletores com os REEs
Fonte: Compesa, 2022.

2.2 Transporte externo dos resíduos eletroeletrônicos

Para a realização do transporte dos REEs coletados, foi firmado parceria com a Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis (COOCENCIPE). Então, os resíduos acondicionados são transportados em veículos apropriados para determinados fins. O transporte acontece quando os coletores encontram-se cheios, mediante contato com a empresa supracitada. Após esse procedimento, os mesmos são pesados, e posteriormente reutilizados, sendo transformados em produtos que proporcionam geração de renda para comunidades.



Figura 5: coleta dos REEs pela COOCECIPE Fonte: Compesa, 2022

3. CONCLUSÕES

O Programa foi implementado em 2021 na Compesa, tendo coletores em dezesseis gerências e mais dois coletores no prédio sede da Companhia, conseguindo assim atingir desde a Região Metropolitana do Recife ao interior do estado de Pernambuco, conseguindo coletar um total de 2.500 kg, até o presente momento, contribuindo para realizar geração de renda para comunidades, bem como a mitigação de riscos e danos ambientais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) pela oportunidade de implementar, a todos os colaboradores que aderiram essa inicitava, e a COOCECIPE pela parceria firmada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDI (AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL). Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de Viabilidade Técnica e Econômica. Brasília, nov. 2012. Disponível em: <http://www.mdic.gov.br/arquivos/dwnl_1416934886.pdf>. Acesso em: 20 maio. 2022.

BARBOSA, R. P. Meio Ambiente: Guia Prático e Didático. Saraiva Educação SA.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília, DF, ago 2010.

Brito, D. M. RESÍDUOS SÓLIDOS: UM ESTUDO DE CASO NA ILHA DE COTIJUBA-PA. GEOGRAFIA, GESTÃO E SEGURANÇA AMBIENTAL, 117.

PERNAMBUCO. Lei nº 14. 236, de 13 de dezembro de 2010 - Política Estadual de Resíduos Sólidos, Recife, dez 2010. Rocha, J. C., Rosa, A. H., & Cardoso, A. A. (2009). Introdução à química ambiental. Artmed Editora.

Silva, A. R. D. S., Júnior, F. N. D. A., Chaves, K. F., Paula, M. A. D., & Barros, M. J. D. S. (2015). A gestão do lixo eletrônico em Limoeiro do Norte–CE.

YURA, Erika Tatiane Ferreira. Processo de implantação dos sistemas de logística reversa de equipamentos eletroeletrônicos previstos na Política Nacional de Resíduos Sólidos: uma visão dos gestores. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

263

ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LODOS DE ETA NOS MUNICÍPIOS PAULISTAS DA BACIA DO VALE DO PARAÍBA-SP

Ana Carolina BRANTS[1], Fabiana Alves FIORE[2]

[1] *Instituto de Ciência e Tecnologia- ICT UNESP, São José dos Campos- SP, Brasil. ana.brants@unesp.br*

[2] *Instituto de Ciência e Tecnologia- ICT UNESP, São José dos Campos- SP, Brasil. fabiana.fiore@unesp.br*

RESUMO

O crescimento populacional induz ao aumento da demanda de água potável, recurso essencial para a humanidade. As águas captadas têm sua qualidade adequada ao consumo humano nas estações de tratamento de água (ETAs) e, no Brasil, o tratamento convencional é o mais utilizado. Este processo gera resíduos nos decantadores e na lavagem dos filtros, conhecidos como os lodos de ETAs (LETAs). A maior parte das ETAs no Brasil não dimensionam a quantidade de resíduos gerados e não fazem análises de suas características, simplesmente destinando esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, gerando impactos ao meio ambiente. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi estimar a geração de LETAs nos municípios paulistas da bacia do Vale do Paraíba, que é composta por 34 municípios e possui população total que ultrapassa 2,2 milhões de habitantes. Para atingir o objetivo proposto foi realizada revisão bibliográfica, com o uso do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA). Para estimar os LETAs gerados no território foi aplicada a fórmula empírica abordada por *American Water Work Association* (AWWA, 1978), com o uso dos dados médios de turbidez disponibilizados pela Companhia Estadual do Estado de São Paulo (CETESB), da série histórica dos anos de 2015 a 2019. Os resultados foram equiparados com aqueles disponíveis no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo.

Palavras-Chave: LETAs; quantificação de lodos; Vale do Paraíba Paulista; resíduos dos serviços de saneamento.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional induz ao aumento da demanda de água potável, recurso essencial para a humanidade. As águas captadas têm a sua qualidade adequada ao consumo humano nas estações de tratamento de água (ETAs) e, no Brasil, o tratamento convencional é o mais utilizado. Este processo gera resíduos nos decantadores e na lavagem dos filtros, conhecidos como os lodos de ETAs, ou LETAs (SANTOS, MICHELAN e JESUS, 2021).

Este é um resíduo sólido de acordo com a NBR 10.004/2004 e, dessa forma, seu manejo deve convergir com as premissas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL,

2010). A maior parte das estações de tratamento de água no Brasil não dimensionam a quantidade de resíduos gerados e não fazem análises de suas características, simplesmente destinando esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, à revelia do regramento legal existente (ACHON, BARROSO, CORDEIRO, 2013).

O descarte *in natura* desses resíduos é prejudicial ao meio ambiente, podendo acarretar toxicidade a organismos aquáticos, alterações biológicas, assoreamento, entre outros impactos (TAFAREL et. al., 2016). A contaminação por mercúrio em pilhas de lodos de ETA foi reportada no Brasil por Wasserman *et. al.* (2018), o que evidencia a necessidade de aprofundamento dos estudos relacionados aos impactos ambientais da disposição inadequada de LETAs.

A quantificação dos lodos gerados nas unidades de tratamento de águas é um passo determinante para a realização de estudos das formas mais sustentáveis de tratamento desses resíduos e para o planejamento da destinação final ambientalmente adequada (SANTOS, MICHELAN e JESUS, 2021). Segundo Katayama (2012), há três métodos principais para a quantificação dos LETAs, sendo eles: o balanço de massa, a determinação direta em campo e as fórmulas empíricas.

As fórmulas empíricas ganharam popularidade no Brasil, devido ao baixo custo e tempo de execução dos *jar tests*. Estas fórmulas partem do mesmo princípio, porém diferem nas variáveis independentes, levando em consideração normalmente os dados das águas brutas do manancial de captação, como a turbidez (UNT) e os sólidos suspensos totais (mg SST/L), além dos produtos químicos e coagulantes utilizados no processo de tratamento. As principais fórmulas e seus respectivos autores são mostrados na Tabela 1 (KATAYAMA, 2012).

Tabela 1. Principais fórmulas empíricas utilizadas no território nacional.

American Water Work Association- AWWA (1978)	$P = 3,5 \times 10^{-3} \times Tu^{0,66}$
Water Research Centre- Dillon (1996)	$P = (SS + 0,07 \times C + H + A) \times 10^{-3}$
Association Francaise pour l'Etude des Eaux- AFEE (1983)	$P = (1,2 \times Tu + 0,07 \times C + 0,17 \times D + A) \times 10^{-3}$
Cornwell (1897)	$W = 86,4 \times Q \times (2 \times Ca + 2,6 \times Mg + 0,44 \times DSAl + 2,9 \times DFe + SST + A) \times 10^{-3}$
Kawamura (1991)	$P = (D \times Fc_1) + (Tu \times Fc_2)$
American Water Work Association- AWWA (1999)	$W = 86,4 \times Q \times (4,89 \times DAl + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3}$
American Water Work Association- AWWA (1999)	$W = 86,4 \times Q \times (2,9 \times DFe + SST + Dp + Dcap + 0,1 \times Dcal) \times 10^{-3}$

Dessa forma, a quantificação dos LETAs pode viabilizar estudos mais aprofundados que levam em consideração não apenas a viabilidade técnica, mas também a viabilidade

econômica dos usos benéficos que garantirão a inclusão dos princípios da economia circular nesses sistemas. Nesse contexto, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de estimar a geração de lodo de ETA na região paulista do Vale do Paraíba.

2. METODOLOGIA

Esta pesquisa é um estudo de caso que visa aprofundar os conhecimentos sobre os municípios paulistas do Vale do Paraíba. A região do Vale do Paraíba é uma das 136 mesorregiões brasileiras apresentadas pelo IBGE em 1990. A maioria dos municípios da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 2 (UGRHI 2) pertencem à bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que é responsável pelo abastecimento público de 184 municípios dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais e que também tem suas águas transpostas para a capital paulista (CEIVAP, AGEVAP, 2007). A área de estudo abrange a porção paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, com 34 municípios. Neste contexto territorial onde o crescimento populacional estimula a ampliação dos serviços de abastecimento de água e, consequentemente, a geração de lodos, se faz necessários estudos que abordem estes resíduos.

Na primeira etapa da pesquisa foi realizada uma revisão bibliográfica, com o uso do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA) (SEARCY, MENTZER, 2003), nas bases de dados Scopus e Web of Science com o uso das palavras-chaves *"Sludge"*, *"Drinking Water"* e "*Impacts*", limitada aos anos de 2016 e 2021, com o objetivo de reconhecer os impactos ambientais já reportados na literatura.

Foram adquiridos e sistematizados os dados secundários de turbidez dos pontos de monitoramento da UGRHI 2 de monitoramento da água superficial da Companhia Estadual do Estado de São Paulo (CETESB), nos anos de 2015 a 2019- disponíveis em: < https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas/ >. Considerado o disposto por Oliveira e Megda (2020), de que os valores de pluviosidade afetam diretamente os de turbidez, sendo que meses mais chuvosos tendem a ter valores mais altos devido ao escoamento de matéria para os corpos d'água e assoreamento, os dados foram categorizados para os períodos chuvosos e secos. De acordo com a Estação Meteorológica do IAG/USP, o período de seca em São Paulo ocorre entre os meses de maio e agosto, e o período chuvoso entre os meses de setembro a abril. Dessa forma, para este estudo, os dados de todos os meses disponíveis pela CETESB foram sistematizados em planilha no Excel, por meio do qual foi calculada a média e o desvio padrão dos dois períodos abordados.

Os produtos químicos e coagulantes adicionados no processo de tratamento não estão disponíveis em sites, dessa forma, para a presente pesquisa, que pretende ser aprofundada posteriormente, foi utilizada apenas a fórmula empírica abordada por *American Water Work Association* (AWWA, 1978), fórmula 1, que usa o parâmetro turbidez da água bruta.

$$P = 3,5 * 10^{-3} * Tu^{0,66} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Sendo P = Produção de sólidos (kg de matéria seca / m^3 de água bruta tratada)

Tu = Turbidez da água bruta (UNT)

Para aplicação da fórmula, foram utilizados os pontos de coleta da CETESB, para cada ETA convencional da porção paulista da bacia do Vale do Paraíba, de acordo com a proximidade dos pontos de coleta das ETAs de cada município. Foram utilizados os dados de vazão de água tratada do SISAGUA-2020. Além disso, o Plano de Resíduos Sólidos de SP (2020) trás uma estimativa da vazão de água tratada (m^3/dia) e da geração de lodo T/ano (base seca), que serão utilizadas para equiparar os resultados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos pontos da CETESB que monitoram o parâmetro de turbidez foi elaborado o mapa mostrado na Figura 1. Os pontos de monitoramento que se encontravam próximo ao ponto de coleta das ETAs, e no mesmo rio ou ribeirão foram utilizados para coletar os dados de turbidez em uma série histórica de 2015 a 2019. As ETAs que não possuíam ponto de monitoramento próximo, tiveram seus mananciais de captação classificados de acordo com o Decreto 10.755, de 1977, e seus valores de turbidez máximos foram encontrados de acordo com esta classificação, com o uso da Resolução CONAMA 357, de 2005.

Com todos os dados de turbidez coletados, foi aplicada a equação 1 para verificação da geração de lodo em kg/m3 de água tratada. Com os dados da vazão de água tratada do SISAGUA e horas por dia de funcionamento das ETAs, foram calculados os valores de lodo gerado por ano, em kg (base seca), nos períodos chuvosos e secos. O Plano de Resíduos Sólidos do estado de São Paulo (2020) também estimou um valor de lodo gerado, utilizando a metodologia proposta por AWWARF, 1897, adaptada. Os valores obtidos se encontram na Tabela 2.

4. CONCLUSÕES

O presente estudo estimou a geração de lodos ocorrente em 34 municípios de uma UGRHI no Brasil. Os resultados mostram uma faixa de valor preocupante, de 4.770 a 7.700 toneladas de lodos de ETA gerados por ano na bacia do Vale do Paraíba. A maior parte das ETAs destinam esses lodos aos corpos d'água mais próximos sem qualquer tipo de tratamento, revelando uma problemática ambiental de elevada magnitude, se considerados os potenciais impactos ao meio ambiente e à saúde humana associados a esses resíduos. A quantificação dos lodos **é um passo determinante para a** determinação das formas mais sustentáveis de tratamento e para o planejamento da destinação final ambientalmente adequada desses resíduos. Também contribuem para a determinação de estudos mais aprofundados que levam em consideração não apenas a viabilidade técnica, mas também a viabilidade econômica.

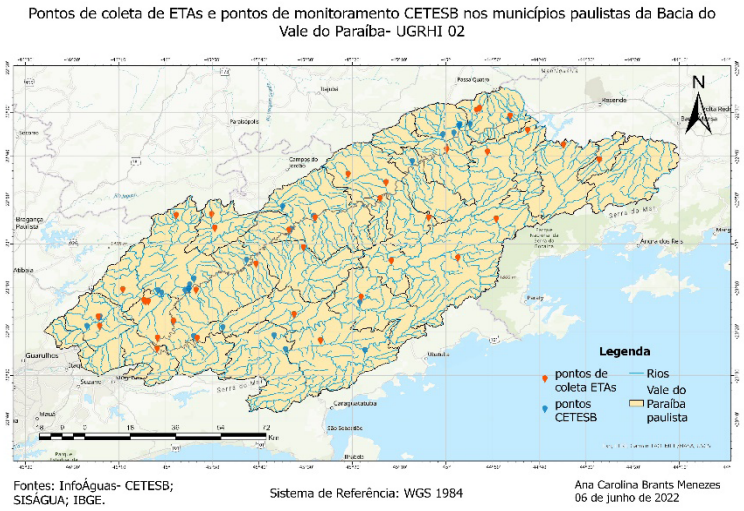


Fig. 1. Pontos de coleta das ETAs e pontos de monitoramento CETESB, UGRHI 02.

Tabela 2. Geração de lodos de ETA no Vale do Paraíba em T/ano.

Geração de lodos de ETA no Vale do Paraíba em ton/ano		
AWWA, 1978	Período seco	5663,46
	Período chuvoso	7700,35
Plano de Resíduos Sólidos do estado de SP		4770,00

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de bolsa de iniciação científica (Processo: 2021/03070-6).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S.. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 115-122, Junho 2013.

AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION- AWWA- Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5th ed. New York: MacGral-Hill-1999.

KATAYAMA, V. T.. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da USP, São Paulo, 2012.

OLIVEIRA, F.; MEGDA, C.. Quantificação da produção de lodo da ETA de Votuporanga. CONICT - Congresso de Inovação, Ciência e Tecnologia, Brasil, nov. 2020.

SANTOS, L. A. R.; MICHELAN, D. C. de G.; JESUS, T. M. Verification of the production of WTP sludge as a function of the quantity and quality of raw water. Revista Brasileira de Engenharia

de Biossistemas, Tupã, São Paulo, Brazil, v. 15, n. 2, p. 235–258, 2021. DOI: 10.18011/bioeng2021v15n2p235-258.

SEARCY, D. L.; MENTZER, J. T. A Framework for conducting and evaluating research, Journal of Accouning. Literature, vol. 22, no. 7374607, pp. 130–167, 2003.

TAFAREL, N. F.; MACIOSKI, G., CARVALHO, K. Q.; NAGALLI, A. F.; DAIANE C.; PASSIG, F. H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. Matéria (Rio de Janeiro), volume 21. n 4, p 974-986, dez, 2016.

WASSERMAN J. C. *et al*. Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil. Environmental Science and Pollution Research. Vol 25, Pages 28713 - 28724. 1 October 2018.

REFERÊNCIAS INTERNET

AGEVAP, Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório Anual 2014. Disponível em: <http://agevap.org.br/conteudo/relatorio-de-atividades-agevap-2014.pdf>. Acesso em 23 de março de 2022.

BRASIL (2010). Lei Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 e 02 agosto 2010.

IAG/USP- Estação Meteorológica- Seção Técnica de Serviços Meteorológicos. Disponível em: <http://www.estacao.iag.usp.br/seasons/index.php>. Acesso em 05 de março de 2022.

SÃO PAULO (1977). Decreto 10.755- Dipõe sobre o enquadramento de corpos d'água. Disponível em: < https://sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf>. Acesso em 04 de junho de 2022.

SÃO PAULO (2020). Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente.

SISAGUA- Portal brasileiro de dados abertos. Disponível em: <https://dados.gov.br/dataset/sisagua-controle-mensal-quantitativos-de-analises>. Acesso em 04 de fevereiro de 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

280

VALORIZAÇÃO DE LAMAS DE ETAR – AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE

Elisabete SILVA[1 2], Ana RODRIGUES[1], Cláudia DUARTE[1], Isaura SILVA[1], Mariana SELL[1], Anna BARRETO[1], Francisco GRAÇA[1], Lenise SANTOS[1], Rafaela FERREIRA[1], Pedro ANTUNES[1], Isabel BRÁS[1 2 *]

[1] *Departamento de Ambiente, Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viseu, Campus Politécnico de Repeses, 3504-510 Viseu, Portugal,*

[2] *Centre for Research in Digital Services (CISeD), Polytechnique Institute of Viseu, Viseu, 3504-510, Portugal beta@estgv.ipv.pt, guidapr@sapo.pt, claudiacduarte@hotmail.com, isaurasilva17@hotmail.com, pv23806@alunos.estgv.ipv.pt, pv22182@alunos.estgv.ipv.pt, xicosvb@gmail.com, pv22183@alunos.estgv.ipv.pt, rafaelaarferreira997@gmail.com,*
** ipbras@estgv.ipv.pt*

RESUMO

As metas definidas para a reutilização e a reciclagem de resíduos, associadas à economia circular, têm incrementado a procura de soluções sustentáveis à sua gestão. As lamas de depuração são um resíduo do processo em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), e que apresentam grande potencial de reciclagem. As lamas poderão constituir uma fonte de nutrientes para as plantas, no entanto, podem conter metais pesados, compostos orgânicos tóxicos e microrganismos patogénicos, com efeitos negativos no crescimento das plantas, em águas superficiais e subterrâneas, no solo e na cadeia alimentar. Neste trabalho foi avaliado o potencial fitotóxico de lamas de ETAR, a valorizar como fertilizantes, através de testes de crescimento de plantas e de ensaios de germinação. Avaliou-se a taxa especifica de crescimento, a percentagem de inibição do crescimento e concentração de clorofila *a* da planta *Lemna minor* e o índice de germinação (IG) do *Lepidium sativum* quando expostos a diferentes concentrações de extrato das lamas de ETAR em estudo (0%, 25%, 50%, 75% e 100%). O extrato foi realizado numa razão de 1:10 (p/v) considerando a massa seca equivalente de lamas. O extratante usado foi o meio nutritivo e água destilada estéril para o teste de crescimento e ensaios de germinação, respetivamente. Observou-se a redução da taxa de crescimento das Lemnas com o aumento das concentrações obtendo-se o valor máximo de 0,055 folhas.dias^{-1} para a concentração 0% de extrato. Para a concentração de 100% ocorreu uma taxa de crescimento nula e inibição total. A diminuição da concentração da clorofila *a* foi significativa a partir dos 25% de extrato, mantendo o valor próximo de 0,07 mg clorofila *a*/L nas restantes concentrações. O IG diminui com o aumento das concentrações de extrato, contudo apenas a concentração de 100% apresentou caracteristicas fitotóxicas (29%). Os resultados apontam para a toxicidade das lamas, indicando a presença de poluentes, não devendo ser usadas como fertilizantes sem prévia estabilização.

Palavras-Chave: Fitotoxicidade; ETAR; Lamas de depuração; Fertilização.

1. INTRODUÇÃO

As metas definidas para a reutilização e a reciclagem de resíduos, associadas à economia circular têm incrementado a procura de diversas soluções sustentáveis para a reciclagem de resíduos. As lamas de depuração de águas residuais resultam do tratamento das águas residuais em estações de tratamento, com potencial de reciclagem. Em particular, as lamas resultantes do tratamento de águas residuais urbana são muitas vezes utilizadas como fertilizantes agrícolas, porém, e ainda que possuam muitos nutrientes e matéria orgânica, podem também conter metais pesados, organismos patogénicos e contaminantes orgânicos (Araújo & Monteiro, 2005; Kapanen *et al*., 2013; Seleiman *et al*., 2020), sendo potencialmente promotoras de dispersão destes poluentes nos ecossistemas terrestres e aquáticos se não devidamente estabilizadas. A avaliação da toxicidade das lamas e efluentes pode ser feita por meios químicos e por meios biológicos (Gałuszka *et al*., 2013). A análise química é complexa e morosa, devido à elevada variedade de compostos presentes nestes resíduos. Os testes biológicos podem constituir uma melhor opção para a avaliação da toxicidade, uma vez que, apesar de não possibilitarem a identificação dos poluentes, são passíveis de indicar a existência de uma potencial ameaça para a saúde humana e para os ecossistemas (Häder, 2018). Os testes de fitotoxicidade têm recebido especial atenção no que toca à avaliação da segurança de utilização das lamas em meios agrícolas (Araújo & Monteiro, 2005). Estes testes são uma forma de avaliar os efeitos tóxicos através da análise do crescimento de plantas.

Neste trabalho foi avaliado o potencial fitotóxico de lamas de uma ETAR urbana, que potencialmente podem ser utilizadas como fertilizantes, através de testes de crescimento e de ensaios de germinação.

2. METODOLOGIA

A avaliação do potencial fitotóxico das lamas de ETAR, foi realizada através de testes de crescimento e de ensaios de germinação seguindo a norma OCDE 221 (2006) e Zucconi *et al*. (1981), respetivamente. O teste de crescimento foi realizado usando como bioindicador a planta *Lemna minor, ensaio realizado em triplicado, avaliando-se* a taxa especifica de crescimento de acordo com o número de folhas desenvolvidas, a percentagem de inibição do crescimento e a concentração de clorofila *a* nas folhas no final do ensaio. *O ensaio de germinação foi realizado com 7 réplicas, testando o* índice de germinação (IG) do *Lepidium sativum. Em a*mbos os ensaios os bioindicadores foram expostos a diferentes concentrações de extrato obtido das lamas de ETAR (0%, 25%, 50%, 75% e 100%), numa razão de 1:10 (p/v) considerando a massa seca equivalente de lamas. O extratante usado foi o meio nutritivo e água destilada estéril para o teste de crescimento e ensaios de germinação, respetivamente.

3. RESULTADOS

3.1 Teste de crescimento da Lemna Minor

De forma a avaliar a taxa de crescimento e, por conseguinte, o potencial tóxico das lamas, utilizaram-se dois parâmetros: a taxa especifica de crescimento e a percentagem de inibição do crescimento. Após o período de incubação, observou-se que a pigmentação das folhas da *L. minor* nas concentrações de extrato superiores a 50% era maioritariamente castanha, indicando a morte da planta e dando uma primeira indicação da toxicidadade das lamas. Os resultados relativos à taxa de crescimento e percentagem de inibição tendo por base o número de folhas encontram-se discriminados na Fig. 1.

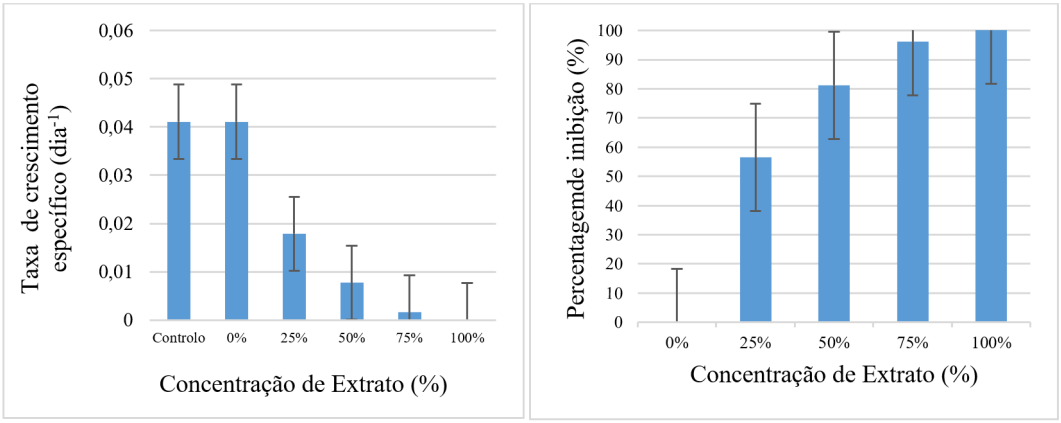


Fig. 1. Efeito do extrato obtido das lamas no crescimento da *Lemna Minor*: a) Taxa de crescimento específico do nº de folhas por dia e b) Percentagem de inibição do crescimento em função da concentração de extrato.

A taxa de crescimento específico da *L. minor,* atendendo ao número de folhas e a percentagem de inibição, são inversamente proporcionais. Observou-se a redução da taxa de crescimento da *L. minor* com o aumento das concentrações do extrato, obtendo-se o valor máximo de 0,041 folhas.dias^{-1} para a concentração 0%. Para 25% de extrato verificou-se a uma inibição de 56% e valores superiores a 80% para maiores concentrações de extrato. Para a concentração de 100% ocorreu uma taxa de crescimento nula e inibição total. Este resultado evidencia a incapacidade de crescimento das *Lemnas* num meio rico em extrato de lamas, levando a crer que este tem um potencial tóxico elevado. Duarte (2016) obteve percentagens de inibição de 80% com concentrações de extrato de 30%, indicando a necessidade de avaliar o efeito inibitório das lamas. Segundo Radić *et al*. (2010) a taxa de inibição de crescimento das folhas é um dos indicadores mais sensíveis à toxicidade por metais. Estes autores referem ainda a existência de outros fatores que inibem a taxa de crescimento, como a peroxidase lipídica, que é inversamente proporcional à taxa de crescimento. A peroxidação lipídica, é um indicador de stress oxidativo em plantas, podendo ser induzido por espécies reativas de oxigénio (ROS) que são o resultado da presença de metais pesados nas plantas (Radić *et al*., 2010). Este processo decorre da destruição dos pigmentos fotossintéticos que comprometem a cadeia de transporte de eletrões, inibindo as enzimas associadas à biossíntese da clorofila.

Os biomarcadores, como a concentração de pigmentos fotossintéticos e carotenoides, são muito usados em testes de toxicidade (Radić *et al*., 2010). A diminuição da concentração da clorofila *a* foi significativa a partir dos 25% de extrato, mantendo o valor próximo de 0,07 mg clorofila *a*/L nas restantes concentrações (Fig. 3).

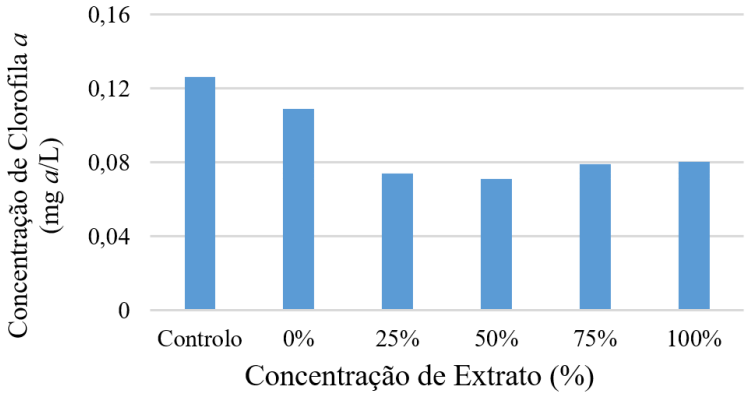


Fig. 3. Efeito do extrato obtido das lamas no crescimento na concentração da clorofila *a* (mg/L).

Os pigmentos fotossintéticos (clorofila) funcionam como fotorrecetor da luz visível utilizada no processo fotossintético, logo qualquer alteração significativa, neste parâmetro, vai ter impacte no metabolismo da planta (Radić *et al*., 2010). Estes autores referem ainda que metais como Zn, Ni, Cu e Pb podem ser os responsáveis pela degradação da clorofila e inibição da biossíntese provocando uma diminuição da fotossíntese e do crescimento do número de folhas.

3.2 Ensaios de germinação do *Lepidium sativum*

O valor de IG de 60% é referido como indicativo duma inibição de germinação moderada (Zucconi *et al*., 1981), enquanto valores superiores a 80% sugerem que uma lama, ou outro material em avaliação, está livre de fitotoxinas (Zucconi *et al*., 1981). Nos testes realizados verificou-se que o IG diminui com o aumento das concentrações de extrato, contudo apenas a concentração de 100% apresentou caracteristicas fitotóxicas (IG de 29%) (Fig. 4).

Os resultados apontam para a toxicidade das lamas, indicando a presença de poluentes, não devendo ser usadas como fertilizantes sem prévia estabilização. Mañas & De las Heras (2018), reportaram valores de IG abaixo de 50% para concentração de extrato de 3% e 10% relacionando estes valores com a elevada concentração de metais pesados. Contudo muitos outros poluentes orgânicos podem ter efeitos significativos no desenvolvimento das plantas.

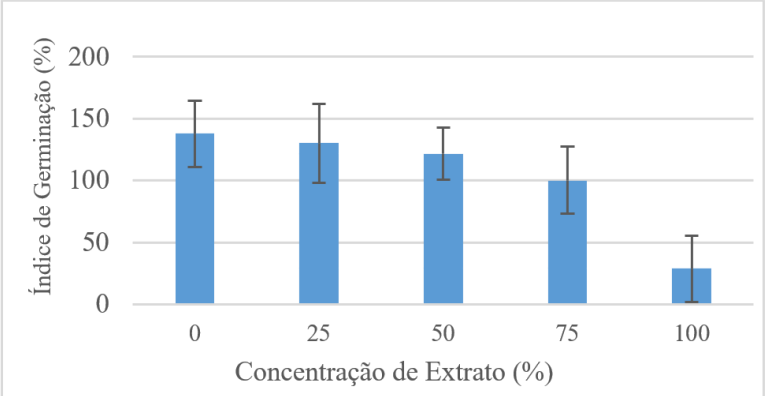


Fig. 4. Índice de Germinação do *Lepidium sativum.*

4. CONCLUSÕES

Os testes de crescimento e de germinação realizados com bio-indicadores, apesar de não permitirem identificar quais os compostos tóxicos presentes nas lamas, permitem tirar conclusões importantes relativas à toxicidade das mesmas, de forma económica e simples. Os resultados obtidos usando *L. minor* e *Lepidium sativum* mostraram que os lixiviados obtidos das lamas influenciam negativamente a taxa de crescimento e de germinação, respetivamente, apresentado fitoxicidade quando em concentrações elevadas. Os resultados apontam para a toxicidade das lamas, indicando a presença de poluentes, não devendo ser usadas como fertilizantes sem a sua prévia estabilização.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado por Fundos Nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia, I.P., no âmbito do projeto Refª UIDB/05583/2020. Os autores gostariam ainda de agradecer ao Instituto Politécnico de Viseu e ao Research Center for Digital Services (CISED) pelo seu apoio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araújo ASF, Monteiro RTR (2005) Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. Scientia Agricola, 62(3), 286–290. https://doi.org/10.1590/S0103-90162005000300013

Duarte DMR (2016) Avaliação da toxicidade de lamas de ETAR. Tese de Dissertação de mestrado em Biologia e gestão da Qualidade de Água. Faculdade de Ciência da Universdidade do Porto.

Gałuszka A, Migaszewski Z, Namieśnik J (2013) The 12 principles of green analytical chemistry and the SIGNIFICANCE mnemonic of green analytical practices. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 50, 78–84. https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.04.010

Häder D-P (2018). Ecotoxicological monitoring of wastewater. Em Bioassays (pp. 369–386). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811861-0.00018-8

Kapanen A, Vikman M, Rajasärkkä J, Virta M, Itävaara M (2013) Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. Waste Management, 33(6), 1451–1460. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.02.022

Mañas P, De las Heras J (2018) Phytotoxicity test applied to sewage sludge using Lactuca sativa L. and Lepidium sativum L. seeds. International Journal of Environmental Science and Technology, 15(2), 273–280. https://doi.org/10.1007/s13762-017-1386-z

OECD (2006) OECD guidelines for the testing of chemicals, guideline 221: Lemna sp. Inhibition Test.

Seleiman M F, Santanen A, Mäkelä PSA (2020) Recycling sludge on cropland as fertilizer – Advantages and risks. Resources, Conservation and Recycling, 155, 104647. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104647

Radić S, Stipaničev D, Cvjetkon P, MikelićIL, Rajčić MM, Širac S, Pavlica M (2010). Ecotoxicological assessment of industrial effluent using duckweed (Lemna minor L.) as a test organism. Ecotoxicology, 19(1), 216. https://doi.org/10.1007/s10646-009-0408-0

Zucconi F, Pera A, Forte M, de Bertoldi M (1981) Evaluating toxicity of immature compost. Biocycle 22, 54–57.

285

CARGAS DE FÓSFORO NA ETE BRASÍLIA NORTE: POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO E IMPACTO DA RECIRCULAÇÃO DO LÍQUIDO CLARIFICADO DAS CENTRÍFUGAS

Daniel BELTRÃO[1], Vitória RIBEIRO[1], Ana Maria MOTA[2], Lucilene BATISTA[2], Ariuska AMORIM[3]

[1] *Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília/DF, beltraodaniel2@gmail.com; vitoria.rib@hotmail.com*

[2] *Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, Brasília/DF, anamota@caesb.df.gov.br; lucilenebatista@caesb.df.gov.br*

[3] *Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília/DF, ariuska@unb.br*

RESUMO

O fósforo (P), que é encontrado em elevadas concentrações no esgoto, pode causar efeitos negativos em corpos hídricos. Este nutriente é importante para a agricultura, mas é um recurso não renovável que pode esgotar-se nos próximos anos. Por este motivo, o potencial de reaproveitamento do P de esgotos sanitários domésticos tem despertado grande interesse da comunidade acadêmica. Baseado nessa possibilidade, é importante avaliar o potencial de recuperação de fósforo no esgoto doméstico. A partir do fenômeno de eutrofização no Lago Paranoá, localizado no Distrito Federal, ocorrido na década de 1970, corpo receptor do efluente da ETE Brasília Norte (ETEB Norte), operada pela Companhia de Saneamento Ambiental de Brasília (CAESB), foi incorporada a etapa terciária à estação. Com isso, o tratamento passou a ser realizado por meio de remoção biológica de nutrientes seguido de polimento final. Não há, porém, processo para recuperação de fósforo e, após ser removido do esgoto, ele permanece nos lodos gerados na estação que passam pela degradação anaeróbia e posteriormente pelo deságue por centrífugas. A fase líquida resultante é recirculada ao início do tratamento. Esse líquido apresenta grande potencial para recuperação de fósforo devido à alta concentração desse nutriente (91,30 mg/L ± 33,87), o que representa uma carga de mais de 12 toneladas de P por ano que retorna ao tratamento e, se recuperada, pode ser integrada novamente na cadeia produtiva. Esse estudo buscou, portanto, analisar a possibilidade de recuperação do P dos efluentes da ETEB Norte, processo que também diminuiria a carga afluente de fósforo na estação e os custos relacionados com a remoção desse nutriente.

Palavras-Chave: Remoção de Fósforo; Recuperação de nutrientes; Estação de Tratamento de Esgoto.

1. INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um elemento essencial para os organismos vivos. Nas plantas, este nutriente é responsável pelo seu crescimento completo e saudável, sendo, portanto, muito importante para a agricultura, utilizado como fertilizante (IPNI, 1999). No entanto, a produção destes fertilizantes tem gerado preocupações do ponto de vista ambiental, visto que o P é extraído das rochas fosfáticas, é um recurso não renovável e estima-se que poderá se esgotar futuramente. Este nutriente é encontrado em grandes concentrações nos esgotos domésticos e precisa ser removido durante o tratamento para evitar desequilíbrio ambiental, como o processo de eutrofização dos corpos receptores. Por estes motivos, o esgoto doméstico é um efluente que tem recebido atenção devido ao seu potencial de remoção, recuperação e reaproveitamento do P. A recuperação do P se torna uma alternativa para que as fontes de P subutilizadas sejam aproveitadas e que as fontes de poluição ambiental sejam reduzidas (MA e ROSEN, 2021). Para o reaproveitamento do P, de maneira sustentável e eficiente, é necessário avaliar o potencial e a possibilidade de recuperação desse nutriente de efluentes de ETE.

Devido aos episódios de eutrofização na década de 1970 e 1980 no Lago Paranoá, o processo de tratamento na ETEB Norte, inicialmente composto por lodos ativados convencional, foi modificado ao longo do tempo até chegar ao tratamento atual, composto por remoção biológica de nutrientes pelo sistema Bardenpho modificado e tratamento terciário para remoção de fósforo e nitrogênio, por meio de coagulação/floculação com sulfato de alumínio e flotação por ar dissolvido. A remoção dos nutrientes, neste processo, se dá por meio da remoção do lodo em excesso, rico em fósforo, e, atualmente, não há meios de recuperação deste nutriente para sua possível reutilização.

Dessa forma, este estudo tem como objetivo analisar as cargas de P na ETE Brasília Norte (ETEB), operada pela Companhia de Saneamento Ambiental de Brasília (CAESB), avaliando a possibilidade de recuperação e o impacto da recirculação do líquido clarificado das centrífugas que deságuam o lodo gerado no tratamento.

2. O FÓSFORO NA ETE BRASÍLIA NORTE

A Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Norte é responsável pelo tratamento dos efluentes domésticos gerados por cerca de 260.000 habitantes, de forma que a vazão média de tratamento da estação é de aproximadamente 560L/s, de acordo com a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – Caesb (2022). Essa, portanto, constitui-se como a principal carga de fósforo afluente à estação.

No entanto, há ainda outros três pontos que contribuem para a vazão de entrada e, consequentemente, para a carga de fósforo de alimentação da ETEB Norte, como pode ser visto na Fig. 1, que apresenta as etapas do tratamento na estação. O primeiro corresponde ao efluente do tanque de equalização, responsável pela regularização da vazão afluente, atenuando os valores de pico que ultrapassam 920 L/s; o segundo, ao líquido gerado

pela etapa de desidratação do lodo gerado na estação que é recirculado para o início do tratamento após passar pelo decantador adensador com adição de cal (DAD) e, o terceiro corresponde ao sobrenadante do lodo excedente dos reatores biológicos, adensados por flotação.

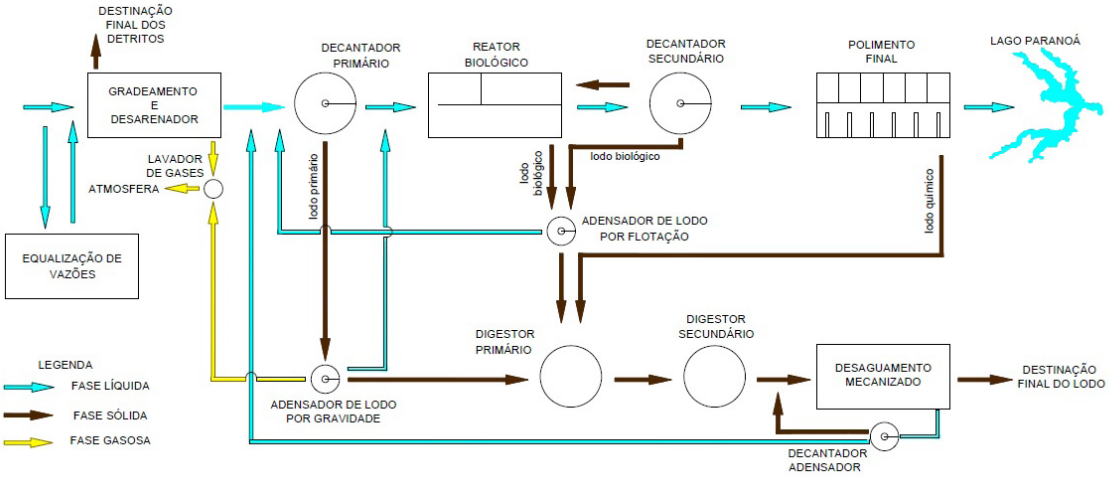


Fig. 1. Fluxograma do tratamento da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Norte (Bertolossi, 2019).

O fósforo, assim como outros componentes presentes no esgoto, necessita de remoção a valores aceitáveis para o lançamento nos corpos receptores. Na ETEB Norte a remoção de fósforo ocorre principalmente em dois momentos: na remoção biológica, alternando as condições do meio entre aeróbio, anaeróbio e anóxico – sistema Bardenpho modificado, e na remoção físico-química, por meio dos processos de coagulação/floculação com sulfato de alumínio seguindo de flotação.

Dessa forma, o esgoto tratado na estação atinge valores de acordo com a carga máxima admissível para o lançamento no Lago Paranoá, que não eram alcançados apenas pela remoção biológica (Bertolossi, 2019) e que são abordados no *item* 2.1.

2.1 Monitoramento de fósforo na ETE Brasília Norte

A Caesb realiza coletas periódicas para avaliar a concentração de fósforo na ETEB Norte em diversos pontos do tratamento, dentre eles: afluente à estação (1), afluente ao tratamento primário (2), afluente aos reatores (3), efluente do tratamento biológico (4), efluente final (5), efluente da centrífuga (6) e sobrenadante do DAD (7).

Os dados de monitoramento foram obtidos juntos à Caesb no período de agosto de 2017 a fevereiro de 2022 para a elaboração deste trabalho e a média da concentração de fósforo para cada etapa se encontra na Tabela 1.

Tabela 1. Concentração média de Fósforo Total (mg/L) nos pontos de monitoramento da ETE Brasília Norte (ago/2017-fevereiro/2022)

1	2	3	4	5	6	7
7,1 ± 0,41	8,4 ± 1,26	7,3 ± 1,12	2,6 ± 0,54	0,3 ± 0,07	91,3 ± 33,87	39,3 ± 13,66

Além disso, outros parâmetros relevantes foram necessários para a análise da remoção de fósforo, que são: os volumes médios anual de esgoto tratado na ETE, de lodo que alimenta da centrífuga, de lodo desidratado e de efluente clarificado da centrífuga (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros de tratamento da ETE Brasília Norte (ago/2017-fev/2022).

Volume tratado (m³/ano)	Volume afluente de lodo (m³/ano)	Volume de lodo desidratado (m³/ano)	Volume de efluente clarificado (m³/ano)
15.922.424 ± 593.601,49	155.236 ± 18.996,23	22.560 ± 3312,78	132.676 ± 16.648, 29

A partir dessas informações, foi possível calcular a eficiência de remoção do fósforo na ETE Brasília Norte, obtendo-se as cargas de fósforo que são removidas do esgoto tratado, eliminadas no lodo desidratado e que retornam ao início do tratamento, sendo apresentadas no *item* 3.

3. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO E CARGAS RECIRCULADAS

A eficiência de remoção de fósforo (R) na ETEB Norte foi calculada por meio da Eq. 1, onde (2) corresponde à concentração de fósforo máxima, atingida antes do tratamento primário e (5) à concentração de fósforo no efluente final que é destinada ao corpo receptor.

$$R(\%) = \frac{(2) - (5)}{(2)} \times 100\% \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Já a carga de fósforo (C) foi calculada por meio da Eq. 2, multiplicando as concentrações de fósforo (Cf) do efluente e o volume conhecidos (V).

$$C(kg/ano) = V \times Cf \qquad \text{[Eq. 2]}$$

Dessa forma, dos 133.748,36 quilogramas de fósforo que entram à estação todos os anos, apenas 4.814,94 retornam ao meio ambiente, correspondendo a uma eficiência de remoção de P média de 96,4%. Em sistemas de tratamento semelhantes à ETEB Norte, Vucic *et al*. (2021) relataram uma média de 89,21% de remoção de fósforo, enquanto Bashar *et al*. (2018) relataram eficiência média de 83,5% em estudo que analisaram os custos e a eficiência da remoção de fósforo no tratamento de efluentes.

A maior parte do fósforo removido na ETEB Norte está presente nos lodos gerados do tratamento da fase líquida que são digeridos anaerobiamente e encaminhados para a desidratação por centrífugas. O efluente da centrífuga é o de maior concentração de fósforo total com uma carga de aproximadamente 0,09 Kg/m3 (90 mg/L), o que indica maior potencial para recuperação desse nutriente. Cornel e Schaum (2009) destacam que concentrações de fósforo total acima de 0,05kg/m³ (50 mg/L) indicam a viabilidade econômica da recuperação do fósforo.

Esse foi encontrado também nos estudos de Ribarova *et al*. (2017), que investigou o potencial de recuperação de fósforo em uma ETE com remoção de nutrientes por lodos ativados, onde foram obtidas concentrações maiores que 0,05kg/m³ no lodo digerido e no lodo incinerado.

Na ETEB Norte, o volume médio anual de lodo gerado nos processos da estação e que são desidratados é de 155.236 m³. Desse total, 22.560 m³/ano são transformados em resíduos sólidos após a desidratação por centrífugas e levados para a destinação final. O restante, 132.676 m³/ano, constitui o líquido clarificado efluente às centrífugas que passa por etapa de decantação/adensamento com adição de cal, onde o sobrenadante retorna ao início do tratamento e o material decantado volta para a etapa de desidratação por centrífugas. Isso corresponde a 12.113,34 quilogramas de fósforo que, de alguma forma, retorna anualmente ao tratamento da estação e que apresenta potencial para ser recuperado e reutilizado.

4. CONCLUSÕES

Através da análise da concentração de fósforo presente nos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Norte no período de agosto de 2017 a fevereiro de 2022 foi calculada a eficiência de remoção de P, que resultou no valor de 96,4%. Ao comparar com a literatura, esta remoção é superior à de ETEs com sistemas de tratamento semelhantes. Dentre as amostras analisadas pela CAESB, o efluente da centrífuga desaguadora de lodo é o que apresenta maior concentrações de fósforo total, com média de 0,09kg/m³, o que indica viabilidade econômica de recuperação deste nutriente. A recuperação do fósforo deste líquido implica em grandes vantagens para a estação, uma vez que o P apresenta valor econômico e pode ser reinserido na cadeia produtiva, além de demandar menor consumo de produtos químicos para a remoção de P no esgoto. Por fim, destaca-se que já existem tecnologias disponíveis para remoção e recuperação do fósforo dos esgotos domésticos e que estudos mais aplicados devem ser realizados para a seleção da melhor opção para o cenário da ETE Brasília Norte.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq pelas bolsas de mestrado e doutorado que apoiaram dois dos autores, à FAP/DF pelo auxílio concedido para participação no evento e à Caesb pela disponibilização dos dados utilizados neste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bashar R, Gungor K, K.G. Karthikeyan, Barak P (2018). Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. Journal Chemosphere 197, 280-290.

Bertolossi V. M. (2019). Avaliação do processo de ultrafiltração como alternativa à flotação por ar dissolvido para tratamento do efluente de lodos ativados – estudo em escala piloto aplicado ao caso da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Norte. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 117 p.

Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Esgotamento Sanitário. Disponível em <https://www.caesb.df.gov.br/3-portal/esgoto.html>. Acesso em: 08/04/2022.

IPNI, 1999. Functions of phosphorus in plants. Better Crop 83 (1). Disponível em: <http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/53639639D7A590D68525798000820183/$FILE/Better%20Crops%201999-1%20p06.pdf> Acesso em 1 de junho de 2022.

Ma P, Rosen C. (2021) Land application of sewage sludge incinerator ash for phosphorus recovery: A review. Chemosphere 274, 1-17.

Ribarova I, Dimitrova S, Lambeva R, Wintgens T, Stemann J, Remmen K (2017). Phosphorus recovery potential in Sofia WWTP in view of the national sludge management strategy. Resources, Conservation and Recycling 116, 152-159.

Vučić V, Süring C, Harms H, Müller S, Günther S (2021) A framework for P-cycle assessment in wastewater treatment plants. Science of the Total Environment 760, 1-13.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

293

DESAFIOS DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL E PORTUGAL

Ana GAMA[1], Mário RUSSO[2]

[1] *Investigadora, UI ProMetheus, Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Rua Onda Azul 41, Silveira – Torres Vedras, e-mail: anacfgama@gmail.com, Orcid: 0000-0003-4022-0705,*

2 Professor/Coordenador, Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Av. Atlantico, Viana do Castelo, e-mail: mariorusso@estg.ipvc.pt, Orcid:0000-0002-4515-5554.

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo analisar a gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil e em Portugal, com foco nas Áreas Metropolitana de Lisboa e do Porto e na Região Metropolitana de Recife - RMR em Pernambuco. Foi utilizada a pesquisa exploratória com levantamento de dados secundários, visitas técnicas a instituições e empresas do setor de resíduos e uma análise comparativa da situação das áreas estudas. Com relação à gestão, enquanto em Portugal, ocorreu significativa evolução na gestão RSU, em que no período anterior a 1995 existia uma lógica predominantemente municipal que evoluiu para uma gestão plurimunicipal e no final de 2010, já encontravam-se constituídos os 23 sistemas multimunicipais e intermunicipais atuais responsáveis pelo serviço de tratamento e destino final adequado nos 278 Concelhos (municípios) de Portugal Continental. No Brasil, em 2010, foi editada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que até aos dias atuais não foi totalmente implementada, ainda persistindo em boa parte dos municípios a disposição em lixões, ressalte-se que os municipios da RMR a disposição ambientalmente adequada já ocorre. Os resultados revelam que o Brasil, carece de uma melhor atuação no que diz respeito a destinação final, regulação dos serviços e coleta seletiva, enquanto em Portugal apresenta uma gestão organizada, todavia, apesar das evoluções que se têm feito sentir, persistem desafios a vencer porque os progressos não têm sido suficientes para atingir as metas estabelecidas nas Políticas da União Europeia de modo a cumprir o Novo Quadro Legislativo para a gestão de resíduos, devendo ser incrementada a recolha seletiva, a melhoria na segregação na fonte e a recolha seletiva dos biorresíduos. As especificidades e a conjuntura são evidentemente díspares entre os países, todavia, o que chama à atenção é a diferença na eficácia na implementação das políticas públicas editados pelos diplomas legais dos dois países para a gestão dos resíduos sólidos.

Palavras-Chave: Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos; Políticas Públicas; Portugal; Brasil; Região Metropolitana de Recife, do Porto e de Lisboa.

1. INTRODUÇÃO

Portugal, em 25 de abril de 1974, com a Revolução dos Cravos, ganha uma nova Constituição pioneira a nível mundial que foi promulgada em 1976, trazendo no artigo 660 que “Todos tem um direito a um ambiente de vida humano, sadio e ecologicamente equilibrado e o dever de o defender e incumbe ao Estado, por meio de organismos próprios e por apelo a iniciativa populares, a assegurá-lo”, da mesma forma, o Brasil reconheceu o ambiente e à qualidade de vida como um direito dos Cidadãos brasileiro, ao editar, em 1988, a sua Constituição cidadã, na qual o artigo 225 reza que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Com o olhar nas similaridades entre o Brasil e Portugal, com foco no meio ambiente, nas determinações do saneamento ambiental, este artigo pretende fazer um comparativo entre as políticas públicas para a gestão integrada dos resíduos sólidos nos dois países.

2. PORTUGAL E BRASIL: A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Portugal, oficialmente República Portuguesa, é um Estado da Europa Meridional, fundado em 1143, ocupa uma área total de 92.212 Km2. Portugal se divide, entre a região continental e a região insular (MNE, 2022). Segundo o Censo provisório de 2021, Portugal tem 10,6 milhões de habitantes e uma densidade demográfica de 115,4 habitantes/km2, com uma maior concentração populacional junto à faixa litoral (INE, 2022). A figura 1 representa o mapa de Portugal, cujo território está dividido as entre as regiões autônomas: Ilhas da Madeira e dos Açores e o Continente: Norte, Centro, Área Metropolitana de Lisboa, Alentejo e Algarve.



Figura 1 - Mapa Portugal.
Fonte: Google, 2022



Figura 2 – Mapa do Brasil.
Fonte: UOL, 2022

O Brasil por sua vez, é uma República Federativa, com uma divisão geopolítica composta de 5 regiões e por 26 estados e o Distrito Federal, onde situa-se a capital Brasília, possui 5.570 municípios e uma área de 8.510.345.540 Km2, cuja população é de 213.317.639 habitantes (IBGE,2021). Deve realçar-se que 4923 dos municípios brasileiros são pequenos, com menos de 50 mil habitantes. Apenas 87 municípios têm população superior a 300 mil habitantes. Outro aspeto a ter em atenção é que há milhares de pequenos municípios espalhados pelo país muito distanciados, uns dos outros, que impede a partilha de infraestruturas em consórcio para a gestão de resíduos sólidos. Apresenta-se na Tabela 1 uma síntese de dados de ambos os países, segundo fontes oficiais.

Tabela 1 – Dados gerais e de resíduos sólidos comparativos de Brasil e Portugal.

		Brasil	Portugal
Dados sobre Resíduos (**)	População (2021)	213 317 639	10 344 802
	Capitação de RSU (kg/hab.dia)	1.07	1.4
	Taxa de cobertura da recolha	92.1%	100%
	Taxa de reciclagem	2.2%	41%
	% de RSU em lixões	30.4 %	0%
	Custo anual per capita c/ gestão de resíduos	US$ 24,37	US$ 104,80
Dados do país (*)	PIB per capita (US$)	US$ 6 796,00	US$ 22 437,00
	GNI per capita (US$)	US$ 7 850,00	US$ 22 000,00
	IDH	0.765	0.864

* dados sobre os países World Bank Data Report - 2020 (The World Bank (2021). World Development Indicators, (database), https://databank.org ** Dados sobre resíduos: Brasil – SNIS (2019) e ABRELPE (2021); Portugal: ERSAR,2020 (Relatório anual dos serviços de água e resíduos em Portugal – vol 1. ERSAR), RARU/APA (Relatório Anual de Resíduos Urbanos 2021).

2.1 Política de gestão de resíduos sólidos em Portugal

A gestão de resíduos sólidos em Portugal teve verdadeiro impulso a partir da entrada do país na União Europeia, com a transposição das suas Diretivas, cujos princípios gerais se baseiam na prevenção e precaução e definiu objetivos e metas a serem cumpridas pelos seus 28 Estados - Membros. A partir das diretivas, Portugal desenvolveu o seu ordenamento jurídico no setor dos resíduos e estabeleceu os seus planos estratégicos para a gestão de resíduos. Na década de 1990, a gestão era realizada de forma tradicional, predominantemente municipal, com uma legislação restritiva às atividades do setor público, com recursos insuficientes e com planos municipais, que quando existiam, eram generalistas. Neste contexto, existiam em 1995, nos 278 municípios portugueses, 341 lixeiras (lixões, no Brasil) com a presença de catadores em alguns deles, 05 centrais de compostagem e 13 aterros controlados (um eufemismo para lixeiras com operação similar a aterros sanitários).

Os primeiros passos para a concretização da política de resíduos portuguesa, foi a aprovação em 1997, do Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU) que estabeleceu diretrizes e metas para o período de 1997 a 2005 que culminou no encerramento

de todos as lixeiras, a criação de 40 sistemas multimunicipais e intermunicipais de gestão de RSU que posteriormente houve uma fusão ficando 23 entidades gestoras de RSU, em substituição da gestão municipal com 278 entidades municipais, bem como a construção de infraestrutura de valorização e tratamento de resíduos e o incremento da coleta seletiva multimaterial. Em 2005, o sistema estava formado por 08 centrais de compostagem, 02 incineradores e 32 aterros (Silva *et al*, 2012). Ao se proceder ao balanço da concretização dos objetivos e metas do PERSU I, passou por revisão em 2006 e originou o PERSU 2020, que apresentou medidas baseadas em princípios de eficiência e de valorização dos resíduos como recursos, privilegiando a atuação a montante da cadeia de valor e a integração do Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos. A transformação do setor dos resíduos em Portugal teve sucesso, não apenas pela organização, mas, em particular, porque as medidas foram sempre acompanhadas de recursos financeiros adequados ao desafio, com comparticipação da UE e do Estado Português, nas diversas fases, em cerca de 3,5 mil milhões de euros. Investimentos que permitiram a construção do parque de infraestruturas para o tratamento e valorização de resíduos existentes em 2022 composto por 29 estação de triagem, 5 tratamento mecânico, 18 mecânico biológico, 05 biológico para biorresíduos, 5 unidades de produção de combutíveis derivado de (CDR) e 2 centrais de valorização energética e 32 aterros sanitários.

O setor dos resíduos é regulado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), que tem responsabilidades de regulação e de supervisão dos setores de abastecimento público de água às populações, de saneamento de águas residuais urbanas e de gestão de resíduos sólidos urbanos. Em 2021 foram gerados 5.278.502 toneladas de resíduos, com geração *per capita* de 1.4 kg/hab./ano e praticamente 100% de recolha, entre coleta indiferenciada e seletiva. Em 2020, a pandenia da Covid-19 trouxe uma maior disposição em aterros, em função das diretrizes das autoridades sanitárias, invertendo por curto período de tempo, a lógica do sistema.

Dados do INE, indicam que no período de 1995 a 2011, a variação populacional teve um crescimento de 3,3%, enquanto na produção de resíduos foi de 62%. Já no período de 2011 a 2021, houve decréscimo no número de habitantes de 2,7%, porém a produção aumentou em 1,8% (Tabela 2).

Tabela 2 - Variação de população/resíduos sólidos urbanos – RSU (1995 a 2021).

Descrição	Unidade	1995	2011	2021
População	Hab.	10.300.376	10.637.346	10.344.802
Variação populacional		+ 3,3%		- 2,7%
Produção de RSU	T	3.207.000	5.183.569	5.278.502
Variação produção RSU		+62%		1,8%

Fonte: Adaptado INE (1995, 2021).

Estes resultados mostraram a tendência de aumento da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) registada nos últimos anos, contrariando a meta de redução na produção,

o que é ratificado nos relatórios anuais da Agência Portuguesa de Ambiente – APA e resumido na Figura 3 na qual pode ser observado a variação da produção total de RSU em milhões de toneladas e da geração per capita diária que ficou aproximadamente em 1,4 kg/hab.dia.

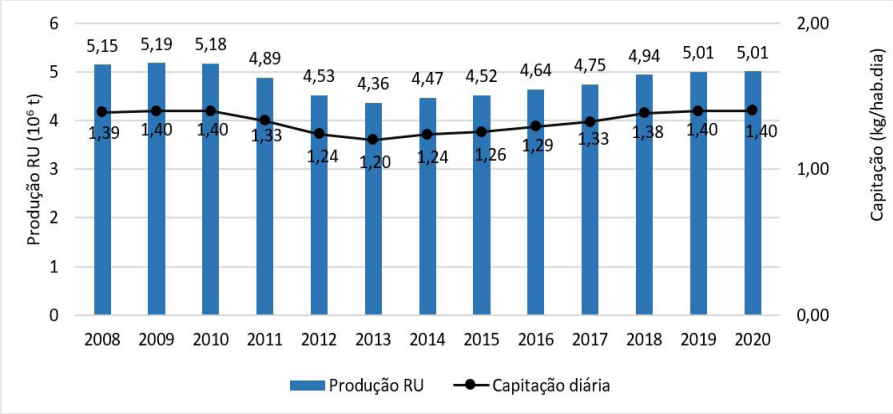


Figura 3 – Variação da produção de resíduos em Portugal Continental.
Fonte: APA, 2021

Do gráfico da Figura 3 pode observar-se que de 2011 a 2013 houve diminuição da produção de resíduos e, consequentemente menor capitação, mas a partir de 2014 iniciou a recuperação da produção de resíduos. A diminuição foi uma consequência conjuntural da crise económica que se abateu em Portugal e a intervenção da Tróika, com um plano de austeridade que encolheu a economia e o consumo.

Quanto ao cumprimento das metas estabelecidas pela legislação da UE e de Portugal, o país não cumpre integralmente com o esperado, sendo que em 2020, devido à pandemia da Covid-19 se acentuou a divergência.

2.2 Política de gestão de resíduos sólidos no Brasil

No Brasil a Lei 11.445/2007 (BRASIL, 2007) instituiu a Política Nacional de Saneamento (PNS), trazendo uma mudança de paradigma, quando instituiu que a abrangência da questão do saneamento ambiental vai além do tratamento de esgoto, abastecimento de água e drenagem de águas pluviais, incluindo a limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos (Gama, 2020). Destaca, ainda, como limpeza urbana um conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final dos resíduos sólidos urbano (RSU) (Brasil, 2007). Por sua vez, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, instituída pela Lei No 12.305 de 2010, traz a concepção de gestão integrada de resíduos sólidos e definiu o encerramento dos lixões em agosto de 2012, o que não ocorreu mesmo decorridos 10 anos da PNRS. O novo marco do saneamento instituido pela Lei No1406 de 2020, trás novos prazos para encerramento dos lixões escalonado, até 2021 para as regões metropolitanas e até 2024 os municípios com população menor que 50 mil habitantes, e disposição adequada dos

rejeitos, obrigatoriedade que seja assegurada a sustentabilidade financeira pela cobrança dos serviços e cria a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, para formular normas de referências para regulação dos serviços públicos de sanemento básico devendo os Estados fazerem a sua regulação (Brasil, 2020).

No Brasil foram gerados em 2021, 82.477.300 toneladas de RSU, dos quais 39,8% ainda tem disposição inadequada em lixões. Com geração per capita de 1,07kg/hab/dia uma cobertura de 92,2% na coleta convencional, apresenta e 74,45% dos municípios que procedem a alguma forma de coleta seletiva (ABRELPE, 2021), que, no entanto, é incipiente para os objetivos da PNRS, ficando apenas entre 3 e 4% dos resíduos gerados. Vale ressaltar que a geração de RSU no país também sofreu influência direta da pandemia da COVID-19 durante o ano de 2020, havendo um aumento expressivo na geração devido a novas dinâmicas sociais que, em boa parte dos descartes diários de resíduos passaram a acontecer nas residências e a coleta seletiva suspensa em muitos municípios por precaução sanitária, mas entretanto suspensa, voltando à situação pré-pandemia. Na tabela 2 pode ser verificada a evolução da geração dos resíduos entre 2010 e 2020, no Brasil e regiões com expressivos 23,7% de crescimento.

Tabela 2- Evolução da geração de RSU no Brasil.

Brasi/Regiões – RSU(t/aono)	2010	2019	2020
Brasil	66.695.720	79.069.585	82.477.300
Região Norte	4.406.280	5.866.645	6.103.320
Região Nordeste	17.397.725	19.700.875	20.371.893
Centro Oeste	5.076.055	7.162.760	6.185.796
Região Sul	7.162.760	8.243.890	8.907.548
Região Sudeste	32.652.900	39.442.995	40.991.219

Fonte: Adaptada ABRELPE, (2020 – 2021).

3. CONCLUSÕES

Os resultados revelam que o Brasil, carece de uma melhor atuação no que diz respeito a implementação da Política Nacional de Resídusos Sólidos, com a destinação final adequada, a regulação e cobrança dos serviços públicos e incentivo à coleta seletiva de resíduos, enquanto Portugal apresenta um sistema de gestão organizado em todo território nacional, pese embora penalizado pelo efeito da pandemia do vírus da Covid-19, apresentou recuos nos objetivos da destinação final de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários e na preparação para a reciclagem. Apesar das evoluções que se têm feito sentir, expurgando o efeito pandemia, os progressos não têm sido suficientes para acompanhar as Políticas da União Europeia e cumprir o Novo Quadro Legislativo para a gestão de resíduos, devendo ser incrementada a separação multimaterial para reciclagem e a recolha dos biorresíduos, fortalecendo o Plano de Transição para uma Ecomonia Circular. As especificidades e a

conjuntura são evidentemente díspares entre os países, todavia, o que chama atenção é a diferença na eficácia na implementação das políticas públicas editados pelos diplomas legais dos dois países para a gestão dos resíduos sólidos. No Brasil, a praxis até ao momento sugere que falta um quadro claro do financiamento atrelado a metas objetivas em termos quantitativos e temporais, como a União Europeia estabeleceu apra os seus Estados-Membros. Há uma cultura de subfinanciamento do setor dos resíduos (o Brasil gasta per capita com a gestão de resíduos cerca de 23% do que Portugal gasta, que é o padrão na Europa), que persiste, porque apenas uma minoria dos municípios tem tarifas de resíduos (normalmente os de maior dimensão e mais organizados).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Instituto Politécnico de Viana do Castelo/Portugal e Secretaria de Desenvolvimento Urbanos e Habitação do Estado de Pernambuco/Brasil, pela oportunidade de realizar a pesquisa pós - doctoral.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE, 2021. Panorama dos resíduos sólidos do Brasil. São Paulo, 2021.

ABRELPE, 2020. Panorana dos resíduos sólidos do Brasil. São Paulo, 2020.

APA.PT, Dados RU- https://apambiente.pt/residuos/dados-sobre-residuos-urbanos acessado em 14.03.2022.

APA.PT. SGRU. https://apambiente.pt/residuos/sistemas-de-gestao-e-infraestruturas, acesso em 29.04.2022.

BRASIL, 2022. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares [recurso eletrônico] /Coord. de André Luiz Felisberto França...[et. al.]. – Brasília, DF: MMA/SQA, 2022.

BRASIL, 2020. Ministério do Desenvolvimento Regional. Política Nacional de Saneamento: Novo marco regulatório. Brasília, DF. MDR, 2020.

BRASIL, 2007. Ministério das Cidades. Politica Nacional de Saneamento Básico. Brasília, DF. MCidades 2007.

BRASIL, 2010. Ministério de Meio Ambiente. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. MMA, 2010.

GAMA. A.C.F, 2020. Estudo das emissões e cenários de mitigação de gases de efeito estufa no setor de resíduos sólidos na Região Metropolitana do Recife. Recife, 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco. 2020.

GOOGLE. Mapa de Portugal. Disponível em https://www.google.com/search?q mapa+divis%C3%A3o+geopolitica+de+portugal&sxsrf. Acessado em 01.04.2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geográfico a Estatística. Cidades. 2021. Acesso em https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/panorama em 17.05.2022.

INE, 2022. https://www.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html acessado em 23.03.2022.

MNE, 2022. https://ue.missaoportugal.mne.gov.pt/pt/portugal/sobre-portugal/dados-gerais acesso em 23.03.2022.

SILVA, Correia Lívia; Roza, B. Costa; Rathmann Régio, 2012. Gestão de resíduos sólidos na cidade do Porto: um exemplo de prática sustentável? Revista Gestão Social e Ambiental – RGSA, São Paulo, V 5 n.2, pg. 60-70, 2012.

UOL. Mapa do Brasil. Disponível em https://mundoeducacao.uol.com.br/geografia/mapa-brasil.htm# Acesso em 24.05.2022.

310

BIOTRANSFORMAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS E INORGÂNICOS POR TRÊS ESPÉCIES DE MICROALGAS DULCÍCOLAS

Gabriele Araujo Correa da ROCHA[1], Vinicius Malta RABELLO[1] , Thaís Barros Matheus PINHO[1], André Luís de Sá SALOMÃO[1]

[1] *Dep.de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro,Brasil, agabybabbyrocha@gmail.com; bvinicius.malta.rabello@gmail.com; cthais.matheus03@gmail.com; dandre@andresalomao.com*

RESUMO

A ficorremediação para tratamento de águas residuais foi reconhecida como uma abordagem alternativa e tem recebido atenção considerável nos últimos anos. A capacidade das espécies de microalgas de remover contaminantes orgânicos e inorgânicos em águas residuais e de sobreviver sob condições ambientais extremas torna-as excelentes candidatas para uso em uma etapa final de polimento. O objetivo foi avaliar três espécies, em monoculturas, de microalgas fotossintéticas unicelulares (*Chlorella vulgaris*, *Desmodesmus subspicatus* e *Raphidocelis subcapitata*) quanto à remoção/biotransformação de compostos orgânicos e inorgânicos, usualmente presentes em efluentes domésticos, para futura aplicação como tratamento terciário em sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais. As microalgas foram expostas à uma solução com 600 mg/L de DQO, 24 mg/L de nitrogênio total e 10 mg/L de fosfato, em água mineral em densidades diferentes (10^5 e 10^7 algas/mL), com aeração constante, temperatura 23-27°C e fotoperíodo de 16:8h (claro:escuro). Após 96h, foi observada produção de biomassa de algas para as três espécies de microalgas, com aumento na biomassa seca de 17,3x na densidade de 10^5 algas/mL e 11,4x em 10^7 algas/mL, em comparação com dois controles estabelecidos com água mineral e meio de cultivo, que tiveram produção de biomassa de 2 e 8,7x, respectivamente. A redução da DQO foi relacionada à densidade de algas, sendo maior nos bioensaios de 10^7 algas/mL. Entretanto, em todos os bioensaios, a redução da DQO foi superior a 78%. A maior remoção de nitrogênio (80% ou 19,1 mg/L) foi observada no bioensaio de *C. vulgaris* (10^7 algas/mL). Entretanto, *D. subspicatus* promoveu a maior remoção de fosfato (34% ou 3,8 mg/L). Contudo as remoções de nitrogênio e fosfato considerando todos os bioensaios alcançaram em média 68% e 21%, respectivamente. Esses resultados reforçaram o potencial do uso de microalgas como uma etapa final de polimento em sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais.

Palavras-Chave: ficorremediação; densidade de microalgas; biomassa; biotransformação; tratamento terciário de efluentes.

INTRODUÇÃO

A ficorremediação para tratamento de águas residuais foi reconhecida como uma abordagem alternativa e tem recebido atenção considerável nos últimos anos devido ao seu baixo custo de implementação, manutenção e operação (infraestrutura e consumo de energia). Algumas espécies de microalgas verdes unicelulares, como *Chlorella vulgaris, Desmodesmus subspicatus* e *Raphidocelis subcapitata* **vêm sendo usadas (separadamente ou em consórcios de espécies) em investigações de toxicidade, remoção e biodegradação de produtos farmacêuticos e outros compostos químicos**, bem como no tratamento de efluentes, em decorrência da capacidade de remover contaminantes orgânicos e inorgânicos em águas residuais e de sobreviver sob condições ambientais extremas, o que as torna excelentes candidatas para uso em uma etapa final de polimento (DANESHVAR *et al*., 2018 e SALOMÃO *et al*., 2014).

Este trabalho buscou avaliar três espécies, em monoculturas, de microalgas fotossintéticas unicelulares (*Chlorella vulgaris, Desmodesmus subspicatus e Raphidocelis subcapitata*) quanto à capacidade de redução da demanda quimica de oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo, usualmente presentes em efluentes domésticos, para futura aplicação como tratamento terciário em sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Água e Efluentes (LABIFI), da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Os cultivos das microalgas unicelulares fotossintéticas *C. vulgaris, D. subspicatus e R. subcapitata* foram mantidos, de acordo com a Norma ABNT NBR 12648 (ABNT, 2018).

Os inóculos foram preparados cinco dias antes do início dos ensaios para que as células algáceas estivessem em fase exponencial de crescimento com densidade de 10^5 células/mL no início do ensaio, sendo mantidos sob a temperatura de 23 a 27ºC, luz contínua (4500 lux) e aeração constante, para evitar a sedimentação.

No dia do ensaio os inóculos de cada espécie foram centrifugados (15 min, 1.500 rpm a 4°C) em tubos Falcon e o sobrenadante foi descartado. Após a centrifugação, as microalgas sedimentadas foram transferidas para bequer contendo água mineral para o ajuste das densidades finais das microalgas para os bioensaios. A contagem celular (células/mL) foi realizada em microscópio óptico (Nikon, modelo Elipse E200, Tóquio, Japão) com 400x aumento e em uma câmara de Neubauer.

Os bioensaios monoespecíficos foram conduzidos com duração de 96 h, com densidades iniciais de 105 e 107 microalgas/mL e em Erlenmeyers de 250 mL, contendo 200 mL de água mineral com as seguintes características físico-químicas: 600 mg/L de DQO, 24 mg/L de nitrogênio total e 10 mg/L de fosfato. As concentrações nominais dos compostos inorgânicos (amônia, nitrato e fósforo) e orgânicos foram obtidas a partir do cálculo estequiométrico dos seguintes compostos: Molibdato de amônia tetrahidratado

($(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$); Nitrato de potássio (KNO_3); Fosfato de potássio dibásico anidro (K_2HPO_4) e Glucose anidro ($C_6H_{12}O_6$), e foram analisados de acordo com os métodos padrão (APHA, 2012). Os frascos foram mantidos com aeração constante, temperatura 23-27°C e fotoperíodo de 16:8h (claro:escuro) (4.500 lux).

Após o preparo das soluções, foram realizadas as análises laboratoriais de amônia, nitrato, fosfato e DQO, assim como o procedimento de filtração das amostras para a quantificação da biomassa seca para cada espécie de microalga, nas duas densidades. Com isso, amostras de 50 mL foram coletadas ao término do ensaio (96h) para a determinação da produção de biomassa e para a quantificação dos compostos de interesse livres na água. A produção de biomassa de algas foi realizada pela determinação da biomassa seca, com a filtração de 25 mL em membrana de fibra de vidro de 0,2 - 0,6 µm, com pesagem do material retido após secagem em estufa a 30ºC por 2 h (ou até peso constante). Após 96h, os resultados obtidos foram analisados, sendo possível verificar a redução do DQO e a remoção do fosfato, amônia e nitrato, sendo esses dois últimos analisados como nitrogênio total, além do aumento da biomassa das microalgas. Através de gráficos em Excel e análises estatísticas foi possível fazer comparações entre o desempenho das diferentes microalgas e suas diferentes densidades.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção de biomassa de microalgas

Na densidade de 10^7 algas/mL, a maior produção de biomassa algal foi observada para *C. vulgaris* (aumento de 1.181% e uma produção de biomassa de 328 mg/L) seguida por *D. subspicatus* (aumento de 1.182% e uma produção de biomassa de 260 mg/L), e *R. subcapitata* (aumento de 757% e uma produção de biomassa de 106 mg /L). Na densidade de 10^5 algas/mL, a maior produção de biomassa foi também por *C. vulgaris* (aumento de 1825% e uma produção de biomassa de 146 mg/L), seguido por *D. subspicatus* (aumento de 1175% e uma produção de biomassa de 94 mg/L) e *R. subcapitata* (aumento de 1900% e uma produção de biomassa de 76 mg/L). Vale ressaltar que, embora *R. subcapitata* (10^5 algas/mL) tenha uma taxa de crescimento superior (%), foi verificada uma maior produção de biomassa (mg/L) para *C. vulgaris*.

Su *et al*. (2012) investigaram a relação da densidade do inóculo de microalgas com a produção de biomassa e a taxa de remoção de nutrientes. De acordo com seus resultados a menor densidade do inóculo de algas levou a uma maior taxa de acúmulo de biomassa. Uma possível explicação para este fenômeno foi que a razão entre o nutriente disponível e o número de células de algas estava alto, o que teria promovido uma maior taxa de crescimento de algas. Por outro lado, segundo Guieysse *et al*. (2002) uma maior densidade inicial do inóculo de algas pode gerar um sombreamento mútuo dentro da população de algas e assim diminuir a incidência luminosa no cultivo, reduzindo as taxas de crescimento das microalgas. Segundo Daneshvar *et al*. (2018) baixas concentrações de nitrato e fosfato

em água residual industrial podem interferir significativamente na produção de biomassa de *C. vulgaris*. Tal fato foi também comprovado por Nayak *et al*. (2016) que observou que o crescimento ideal de microalgas depende da concentração de nitrogênio, fósforo e compostos de carbono como nutrientes essenciais.

Remoção de nitrogênio total

A densidade de 10^7 algas/mL foi a que apresentou maior eficiência na remoção de nitrogênio total para as três espécies de microalgas, sendo que, a maior remoção, foi observada no bioensaio com *C. vulgaris* com 80% (19,1 mg/L), seguido por *D. subcapitata* com 71% (16,9 mg/L) e *R. subspicatus* com 67% (15,8 mg/L). Nos bioensaios com a densidade de 10^5 algas/mL foram observadas as seguintes reduções de nitrogênio total: *C. vulgaris* diminuiu 69% (18,1 mg/L); *D. subcapitata* reduziu 63% (14,6 mg/L) e *R. subspicatus* reduziu 58% (15,0 mg/L).

O nitrogênio é um parâmetro importante na gestão de águas residuais porque pode causar impactos ecológicos e afetar a saúde pública. Suas principais formas são nitrogênio orgânico, amônia (NH_4^+ ou NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Todas as formas de nitrogênio são absorvidas como nutriente pelas microalgas, mas os mais assimilados são amônia (NH_4^+) e nitrato (NH_3^-) (OLIVER e GANF, 2000). De acordo com estudos da literatura, diferentes espécies de microalgas podem apresentar maiores ou menores eficiências de redução da concentração do nitrogênio em suas diferentes formas presente no meio. Zhou *et al*. (2014) analisaram a remoção de nitrogênio total em águas residuais por quatro espécies de microalgas verdes de água doce, *Chlamydomonas reinhardtii, Scenedesmus obliquus, Chlorella pyrenoidosa e Chlorella vulgaris*. Após 7 dias de experimento foi removido 76,7%, 88,9%, 91,7% e 92,3% de nitrogênio total por *C. reinhardtii, S. obliquus, C. pyrenoidosa e C. vulgaris,* respectivamente.

Remoção de fosfato

Após 96 h, a redução da concentração de fosfato nos bioensaios com 10^5 algas/mL foi de 23% (2,6 mg/L) por *D. subspicatus*, 15% (1,7 mg/L) por *C. vulgaris* e 13% (1,5 mg/L) por *R. subcapitata*. Nos bioensaios com densidade de 10^7 algas/mL, a redução na concentração de fosfato foi de 34% (3,8 mg/L) por *D. subspicatus*; e 25% (2,8 mg/L) por *C. vulgaris* e 14% (1,6 mg/L) por *R. subcapitata*.

Zhou *et al*. (2014) analisaram a remoção de fósforo em águas residuais por quatro espécies de microalgas verdes de água doce, *Chlamydomonas reinhardtii, Scenedesmus obliquus, Chlorella pyrenoidosa e Chlorella vulgaris*. Após 7 dias de experimento foi removido 67,5%, 70,5%, 81,2% e 82,2% de fósforo total, respectivamente. Sendo assim, embora neste estudo as microalgas tenham removido com eficiência o fósforo total (0,05 mg/L por dia), as taxas de remoção foram significativamente menores do que os valores relatados na literatura. Por exemplo para *C. vulgaris*, Lau *et al*. (1998) relatou 1,30 mg/L por dia para depleção de fósforo. Uma possível razão para o resultado encontrado por Zhou *et al*.

(2014) é que o crescimento das algas foi limitado pelos baixos níveis de microelementos e fontes de carbono biologicamente disponíveis (HIROOKA *et al*., 2005).

Redução da Demanda química de Oxigênio

A eficiência na biodegradação da carga orgânica, avaliada como DQO para a densidade de 10^5 algas/mL, após 96h, foi de 85% (515 mg/L) por *D. subspicatus*, 84% (507,5 mg/L) por *C. vulgaris* e 78% (472,5 mg/L) por *R. subcapitata*. Nos bioensaios com densidade 10^7 algas/mL, a redução da carga orgânica foi de 89% (538,7 mg/L) por *C. vulgaris*, 86% (520,0 mg/L) por *D. subspicatus* e 81% (492,5 mg/L) por *R. subcapitata*.

Daneshvar *et al*. (2018), em estudo com *C. vulgaris* no uso de tratamento de efluentes, revelaram que esta espécie de microalga foi capaz de usar carbono orgânico e reduzir fortemente as concentrações de DQO em águas residuais. Rao *et al*. (2011) também realizou um estudo com a *C. vulgaris*, porém no tratamento do efluente de uma indústria química de processamento de couro na Índia. Após o tratamento em escala laboratorial a taxa de redução da DQO foi de 38% em estudo de campo, e em escala piloto foi de 50%. Os valores obtidos de redução da DQO do efluente neste estudo foram atribuídos à alta taxa de crescimento de algas e a atividade fotossintética.

CONCLUSÃO

Após 96h, foi observada produção de biomassa de algas para as três espécies de microalgas, com aumento na biomassa seca de 17,3 vezes na densidade de 10^5 algas/mL e 11,4 vezes em 10^7 algas/mL, em comparação com dois controles estabelecidos com água mineral e meio de cultivo, que tiveram produção de biomassa de 2 e 8,7 vezes, respectivamente. A redução da DQO foi relacionada à densidade de algas, sendo maior nos bioensaios de 10^7 algas/mL. Entretanto, em todos os bioensaios, a redução da DQO foi superior a 78%. A maior remoção de nitrogênio (80% ou 19,1 mg/L) foi observada no bioensaio de *C. vulgaris* (10^7 algas/mL). Entretanto, *D. subspicatus* promoveu a maior remoção de fosfato (34% ou 3,8 mg/L). Contudo as remoções de nitrogênio e fosfato considerando todos os bioensaios alcançaram em média 68% e 21%, respectivamente. Esses resultados reforçaram o potencial do uso de microalgas como uma etapa final de polimento em sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e as bolsas PIBIC da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ e do Instituto de Inovação Departamento da UERJ (InovUERJ).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (Chlorophyceae) - NBR 12648:2018. Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.].

Daneshvar, E, Antikainen, L, Koutra, E, Kornaros, M, Bhatnagar, A (2018). Investigation on the feasibility of *Chlorella vulgaris* cultivation in a mixture of pulp and aquaculture effluents: treatment of wastewater and lipid extraction. Bioresource technology, 255, 104-110.

Guieysse, B, Borde, X, Muñoz, R, Hatti-Kaul, R, Nugier-Chauvin, C, Patin, H, Mattiasson, B (2002). Influence of the initial composition of algal-bacterial microcosms on the degradation of salicylate in a fed-batch culture. *Biotechnology letters*, *24*(7), 531-538.

Hirooka, T, Nagase, H, Uchida, K, Hiroshige, Y, Ehara, Y, Nishikawa, JI, ... & Hirata, Z (2005). Biodegradation of bisphenol A and disappearance of its estrogenic activity by the green alga *Chlorella fusca var. vacuolata*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *24*(8), 1896-1901.

Lau, PS, Tam, NFY, Wong, YS (1998). Effect of carrageenan immobilization on the physiological activities of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource technology*, *63*(2), 115-121.

Nayak, M, Karemore, A, Sen, R (2016). Performance evaluation of microalgae for concomitant wastewater bioremediation, CO_2 biofixation and lipid biosynthesis for biodiesel application. *Algal Research*, *16*, 216-223.

Oliver, RL, Ganf, GG (2000). Freshwater blooms. In *The ecology of cyanobacteria* (pp. 149-194). Springer, Dordrecht.

Rao, P, Kumar, RR, Raghavan, BG, Subramanian, VV, Sivasubramanian, V (2011). Application of phycoremediation technology in the treatment of wastewater from a leather-processing chemical manufacturing facility. *Water Sa*, *37*(1).

Salomão, ALS, Soroldoni, S, Marques, M, Hogland, W, Bila, DM (2014). Effects of single and mixed estrogens on single and combined cultures of *D. subspicatus* and *P. subcapitata*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *93*(2), 215-221.

Su, Y, Mennerich, A, Urban, B (2012). Coupled nutrient removal and biomass production with mixed algal culture: impact of biotic and abiotic factors. *Bioresource Technology*, *118*, 469-476.

Zhou, GJ, Ying, GG, Liu, S, Zhou, LJ, Chen, ZF, Peng, FQ (2014). Simultaneous removal of inorganic and organic compounds in wastewater by freshwater green microalgae. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *16*(8), 2018-2027.

MODELAGEM DE DISPERSÃO DAS PLUMAS NO CAMPO PRÓXIMO E AFASTADO DOS SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO OCEÂNICA DA BAIXADA SANTISTA – SÃO PAULO

Silene Cristina BAPTISTELLI[1], Tobias BLENINGER[2], Mauricio Felga GOBBI[2], Camila de Carvalho ALMEIDA[3], Claudio Evaldo de SOUSA JUNIOR[3], José Antonio OLIVEIRA DE JESUS[3]

[1] *SABESP, Rua Costa Carvalho, 300 – CEP: 05429-900 - São Paulo – SP, Brasil, E-mail: sbaptistelli@sabesp.com.br*

[2] *Federal University of Paraná - UFPR, Caixa Postal 19011, 81531-990, Curitiba - PR, Brasil, E-Mail: bleninger@ufpr.br; gobbi@ufpr.br*

[3] *Cobrape, R. Fradique Coutinho, 212 - Pinheiros, São Paulo - SP, CEP 05416-000, Brasil, Email: camilaalmeida@cobrape.com.br; claudiojunior@cobrape.com.br; tonico@cobrape.com.br*

RESUMO

Na gestão costeira, o tratamento e a disposição final de esgotos domésticos são temas relevantes e complexos com destaque para os sistemas de disposição oceânica por meio de emissários submarinos como estruturas importantes nesse contexto. A Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) é responsável pela coleta e tratamento dos esgotos nos municípios do litoral paulista, onde opera nove emissários submarinos, sendo cinco deles na Baixada Santista. Este trabalho tem por objetivo apresentar a modelagem matemática da dispersão das plumas dos emissários submarinos da Baixada Santista realizada para o Diagnóstico do Plano Diretor de Esgotamento Sanitário. Foram utilizados os programas CORMIX (DONEKER e JIRKA, 2007) no campo próximo e Delft3D (DELTARES, 2018) no campo afastado em simulação de um ano completo em modo não permanente dos processos hidrodinâmicos e dos principais parâmetros de qualidade da água e balneabilidade considerando os processos de transformação, decaimento e degradação. As simulações contemplaram as etapas de inicialização, calibração e validação, com dados das características físicas dos emissários e dos efluentes tratados em terra, da área costeira (maré, correntes, estratificação da coluna d'água), além de dados meteorológicos e dos rios afluentes. Os resultados para o campo próximo indicaram que todos os emissários, com exceção de Santos (parâmetro fósforo), estão em conformidade com a legislação no final da zona de mistura. Com relação à qualidade da água no campo afastado foi concluído que, baseado no parâmetro enterococos, os emissários não comprometem a balneabilidade nas praias da Baixada Santista.

Palavras-Chave: Sistema de Disposição Oceânica; Emissário Submarino; Qualidade das águas; Esgotamento Sanitário; Saneamento Básico

1. INTRODUÇÃO

No âmbito da gestão costeira, o tratamento e a disposição final de esgotos domésticos são temas importantes e complexos. Tomadas de decisão devem estar embasadas em estudos técnicos, ambientais e econômicos levando-se em consideração o contexto social da zona costeira que geralmente é densamente ocupada e tem a vocação turística como uma importante vertente econômica. No caso da disposição oceânica, por meio de emissário submarino o processo de autodepuração se difere de sistemas terrestres devido, principalmente, ao tamanho do corpo receptor e suas características diferenciadas de autodepuração.

O dimensionamento de um sistema desse tipo permite diferentes combinações de níveis de tratamento e tipos de lançamentos, em termos de configuração física. Os objetivos específicos do dimensionamento são o atendimento das concentrações limites de lançamento na saída do sistema de tratamento, o atendimento às concentrações limites ambientais (padrão de classe) no final da zona de mistura e os padrões de balneabilidade nas praias. Assim, soluções otimizadas dependem de um bom conhecimento do corpo receptor, o que é possível por meio de monitoramentos ambientais e modelagem matemática. Embora atualmente sejam comuns modelos na forma de aplicativos (*softwares*) que estimem os fenômenos e processos relacionados aos sistemas submarinos, estruturar os modelos de forma que os mesmos representem de forma adequada a realidade ainda é um desafio.

De forma a contribuir para essas abordagens, o objetivo desse trabalho é apresentar a modelagem matemática da dispersão das plumas dos emissários submarinos da Baixada Santista realizada para o Diagnóstico do Plano Diretor de Esgotamento Sanitário. A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) é responsável pela coleta e tratamento dos esgotos dessa região e vem investindo em infraestrutura nos últimos anos de forma a reverter o quadro ambiental crítico e persistente.

2. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido para a Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), Figura 1, composta por nove sedes municipais, das quais quatro possuem em conjunto cinco emissários submarinos: Guarujá, Praia Grande, Santos e São Vicente Insular.

Essa região tem uma população residente de 1.835.821 habitantes, conforme projeção SEADE para 2020, distribuídos em cerca de 2.429 km² da RMBS e vem recebendo grandes investimentos em saneamento com o objetivo de universalizar este serviço e assim contribuir para a reversão do quadro de poluição ambiental existente.

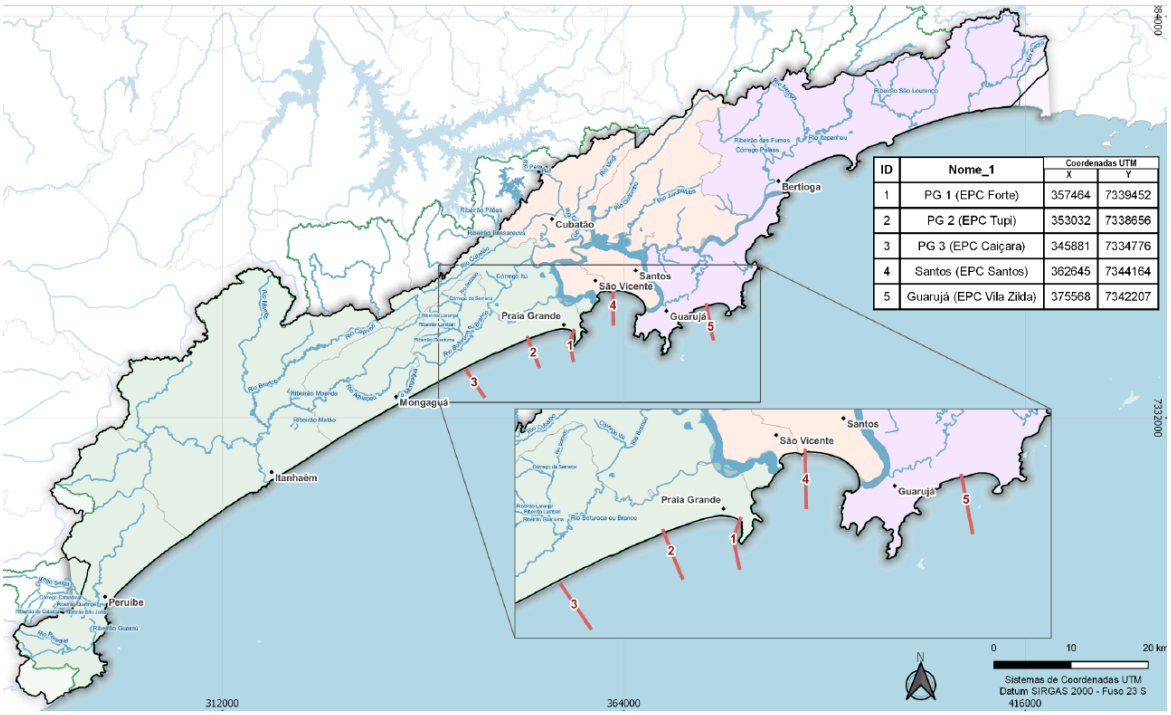


Figura 1. Área de estudo.

3. METODOLOGIA

Foram utilizados os programas CORMIX e Delft3D para os campos próximo e afastado, em uma simulação de um ano completo em modo não permanente dos processos hidrodinâmicos e dos principais parâmetros de qualidade da água e balneabilidade considerando os processos de transformação, decaimento e degradação.

A modelagem do campo próximo dos emissários submarinos teve os seguintes objetivos: a) simular o lançamento de forma integrada, considerando os efeitos no campo próximo, devido a variações no campo afastado que influenciam a dispersão da pluma sob forçantes naturais variadas e vazões efluentes variadas; b) calcular e verificar a dimensão da zona de mistura hidrodinâmica, isto é, a região onde ocorrem os principais processos de mistura inicial; c) propor a área da zona de mistura legal baseada nos resultados da zona de mistura hidrodinâmica; d) calcular e verificar as concentrações e/ou diluições no final da zona de mistura legal para analisar se estão em conformidade com as concentrações limites ou diluições mínimas necessárias. Os dados de entrada para o modelo CORMIX foram gerados a cada 3 horas, resultando, assim, em 2.883 dados para cada ano de simulação.

No campo afastado, a modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água para os sistemas de disposição oceânica da RMBS seguiu os seguintes passos: a) inicialização do modelo: construção do modelo (grade, processos, condições iniciais e de contorno) para aproximar a região e os processos dominantes no modelo utilizado; b) calibração: comparação

dos resultados obtidos pela modelagem com os dados medidos de forma que o modelo represente as observações obtidas no monitoramento. A calibração foi realizada para o ano de 2012; c) validação: comparação dos resultados obtidos pela modelagem com o modelo calibrado para o ano de 2019. A modelagem foi desenvolvida por meio dos módulos FLOW (Delft3D-FLOW) e WAQ (Delft3D-WAQ) do modelo DelfT3D Versão 4.04.01.

Na modelagem hidrodinâmica foram considerados os seguintes processos: correntes induzidas pela maré astronômica, correntes induzidas pelo atrito do vento na superfície, correntes influenciadas pelo atrito no fundo, correntes induzidas por variações de temperatura e salinidade (escoamentos baroclínicos); correntes induzidas por afluentes (rios e emissários); processos de transporte de calor na superfície da água, aquecimento ou resfriamento do corpo hídrico devido às forçantes meteorológicas; processos de transporte de um traçador (sem decaimento) para visualizar as plumas dos emissários; e, processos de transporte de sedimento em suspensão, incluindo processos de erosão e sedimentação.

Para a modelagem da qualidade da água foram definidas todas as fontes das substâncias e calculado o transporte e mistura delas, bem como os processos de transformação bioquímica e processos nas interfaces (reareação ou sedimentação). Os parâmetros considerados foram: Enterococos, Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Amoniacal e Fosforo Total, para tal, o módulo Delft3D-WAQ foi acoplado aos resultados da simulação hidrodinâmica.

4. DADOS, CONDIÇÕES INCIAIS E CONDIÇÕES DE CONTORNO

Na Tabela 1 são apresentadas as principais características dos sistemas de disposição oceânica (SDO) da RMBS. Cada um dos emissários possui em terra uma Estação de Pré-condicionamento de Esgoto (EPC) com tratamento primário e desinfecção. Além das informações físicas dos emissários foram compiladas as concentrações mensais de enterococos, coliformes, carbono orgânico total, nitrogênio amoniacal, fósforo total e sólidos suspensos totais dos efluentes das EPCs. Foram utilizados dados de oceanografia física, biológica e química, todos de fonte secundária, sendo que os dados químicos e biológicos foram oriundos de estudos pretéritos da Sabesp.

Na modelagem foram considerados também os efeitos dos rios que desaguam na região costeira da RMBS. Para cada área definida foi associada uma população, a percentagem da população com coleta e tratamento por estações de tratamentos de efluentes e com encaminhamento às EPCs.

A área de simulação foi discretizada em coordenadas curvilíneas com resoluções mais refinadas nas áreas de maior interesse e mais grosseiras nas demais regiões resultando em 69.988 células.

Tabela 1. Emissários submarinos da Baixada Santista.

Unidade	Guarujá	PG1	PG2	PG3	Santos
Capacidade Nominal (L/s)	1.450	1.200	1.200	1.400	5.300
Extensão do emissário (m)	4.200	3.350	3.350	3.675	4.000
Extensão do Difusor (m)	300	650	650	420	425
Profundidade (m)	14	14	14	13	11,5
Quantidade de difusores	75	80	80	84	79

5. RESULTADOS

Os resultados mais importantes para análise de campo próximo estão resumidos na Tabela 2, com as médias harmônicas dos parâmetros indicados.

Tabela 2. Resultados do campo próximo no final da zona de mistura legal.

Unidade	Guarujá	PG1	PG2	PG3	Santos
Zona de Mistura Legal Proposta (m)	200	50	50	50	200
Zona de Mistura hidrodinâmica (m)	32	27	27	37	57
Diluição no final da ZML	76	207	224	561	371
Diluição no final da ZMH	73	220	238	690	327

No campo próximo, as médias harmônicas das diluições no final da zona de mistura legal variaram entre 76 e 561. Considerando a diluição média necessária, em média (harmônica), todos os emissários com exceção de Santos estão em conformidade com as normas. Para o emissário de Santos, somente o parâmetro de fósforo total não está em conformidade.

O parâmetro mais importante na análise do campo afastado de lançamentos de emissários submarinos são as plumas das bactérias frente a critérios de balneabilidade nas praias, definidos pela Resolução CONAMA 247/2000. Os critérios se aplicam nas zonas das praias, especificamente, na faixa entre a linha costeira até 300 m para dentro do mar.

No mapa da Figura 3 estão apresentadas as ocorrências acima de 5%, ou seja, casos em que as concentrações ficam acima da concentração limite em mais que 5% do tempo. Para enterococos os resultados indicam que nenhuma pluma dos emissários tem contato com a zona de balneabilidade e podem ser consideradas assim em conformidade e com qualidade excelente.

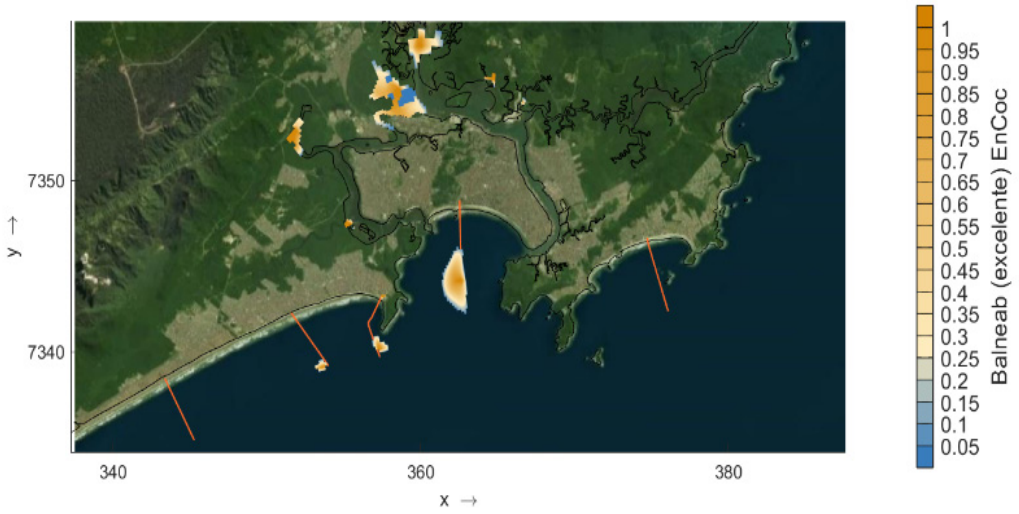


Figura 3. Resultado da simulação para enterococos para o Cenário Diagnóstico de 2019.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados mostraram que, no campo próximo, as médias harmônicas das diluições no final da zona de mistura legal variaram entre 76 e 561 e considerando a diluição média necessária, todos os emissários com exceção de Santos, somente para o parâmetro de fósforo total, não está em conformidade com as normas. Esse resultado pode ser atribuído à maior vazão de todos os emissários e por estar lançando em uma região com menores correntes costeiras comparado com os demais emissários que se encontram em mares mais abertos.

Na modelagem de campo afastado, conclui-se que foi possível calibrar o modelo hidrodinâmico para representar as principais variações do ambiente físico da região. Ou seja, o presente modelo mostrou-se suficientemente robusto, com valores modelados quase sempre dentro das faixas dos valores medidos tanto para os dados de calibração quanto para os de validação. Isso permite, portanto, que o modelo seja usado com boa confiabilidade como ferramenta de gestão da qualidade das águas costeira na Baixada Santista e que colabore para a tomadas de decisões dos atores envolvidos na questão do saneamento da região.

A principal conclusão do modelo de campo afastado foi que, baseado no parâmetro de enterococos, os emissários não comprometem a balneabilidade nas praias da Região Metropolitana da Baixada Santista.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Resolução CONAMA nº 274. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, Diário Oficial da União, 29 de novembro de 2000.

DELTARES. Delft3D-FLOW, User Manual. [S.l: s.n.], 2018.

DONEKER, R.L. E G.H. JIRKA, “CORMIX User Manual “, EPA-823-K-07-001, Dec. 2007.

SABESP. Revisão e Atualização do Plano Diretor de Abastecimento de Água e a Elaboração do Plano Diretor de Esgotamento Sanitário da Região Metropolitana da Baixada Santista PDAAES – RMBS. Trabalho em elaboração pelo Consórcio CAGM. São Paulo. 2021.

58

PROJETO IWAN – REDES DE DRENAGEM COM CONTROLO EM TEMPO REAL

Alfeu Sá MARQUES[1 2], Nuno SIMÕES[2], Luís COSTA[1], Luís GIRÃO[1]

[1] *AC - Águas de Coimbra, E. M., Rua da Alegria, n.º 111, 3000-018 Coimbra, alfeu.samarques@aguasdecoimbra.pt, luis.costa@aguasdecoimbra.pt, luis.girao@aguasdecoimbra.pt*

[2] *INESC Coimbra, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Coimbra, Rua Sílvio Lima, Polo II, 3030-790 Coimbra, nunocs@dec.uc.pt*

RESUMO

A presente comunicação está centrada no projeto IWAN - Intelligent Wastewater Networks (Eurostars E113810), cujo objetivo consiste no desenvolvimento de um sistema para minimizar problemas relacionados com a falta de capacidade hidráulica em redes de águas residuais e pluviais e demonstrar a sua eficácia enquanto tecnologia de valorização de ativos - através da qual se pretende extrair todo o potencial operacional dos ativos existentes. Os dispositivos de controlo de caudal convencionais - orifícios, descarregadores, etc. – apresentam uma resposta estática, sendo adequados para uma gama limitada de condições e não são adaptáveis a condições variáveis específicas ou à evolução do comportamento da rede. Por sua vez, o sistema IWAN integra sensores e atuadores de baixo custo, ligados a um dispositivo de controlo de caudal inteligente e autónomo, cujo funcionamento tem por base uma estratégia de controlo local orientada pela informação recolhida em tempo real. A tecnologia a desenvolver foi iniciada com o projeto CENTAUR (H2020 - Grant agreement ID: 641931) e resulta de uma conjugação entre Inteligência Artificial (IA), Internet das Coisas (IdC) e Tecnologias de Informação de baixa potência. Tal permite que o sistema de drenagem tenha um comportamento dinâmico que se adapta perante as diferentes condições observadas, o que resulta num melhor aproveitamento da capacidade de armazenamento existente. Neste contexto, propõe-se o desenvolvimento e a instalação de sistemas IWAN, em redes de demonstração localizadas em Portugal e no Reino Unido, aproveitando a capacidade da infraestrutura existente e evitando soluções de engenharia civil tradicionais, dispendiosas e de execução tipicamente demorada. O consórcio internacional que integra o projeto IWAN é constituído pela empresa Environmental Monitoring Solutions Ltd (EMS), Universidade de Sheffield, Universidade de Coimbra e Águas de Coimbra, E.M. O projeto iniciou no ano 2020 e apresenta uma duração de três anos.

Palavras-Chave: Sistemas de drenagem; controlo em tempo real; sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população, bem como a sua deslocalização para os grandes aglomerados implicam alterações urbanísticas relevantes e um aumento das áreas impermeáveis, a que se tem acrescido o aumento da ocorrência de eventos extremos de precipitação devido às alterações climáticas. Este contexto origina uma sobrecarga dos sistemas de drenagem de águas residuais e pluviais, que se manifesta frequentemente sob a forma de inundações locais, bem como, descargas para o meio ambiente e a ocorrência de picos de caudal nas estações elevatórias e de tratamento.

As soluções clássicas para a mitigação dos problemas supracitados, tais como a construção de novos sistemas de drenagem e bacias de retenção, são dispendiosas e, por vezes, difíceis de adotar, sendo os recursos materiais, humanos e económicos dos serviços de água e das autoridades locais limitados. Além de serem intervenções tipicamente dispendiosas e com uma exigência de espaço disponível considerável, implicam longos períodos de projeto e construção e causam interrupções no funcionamento do sistema existente.

No que concerne ao estado da arte, destacam-se os sistemas de controlo em tempo real global e centralizado, de grande dimensão, utilizados em cidades como Aarhus ou Viena. Contudo, apresentam custos na ordem dos milhões e requerem uma instalação e operação complexas (Frier *et al*., 2014; Fuchs e Beeneken, 2005). Por outro lado, os dispositivos de controlo de caudal convencionais - orifícios, descarregadores, etc. – apresentam uma resposta estática, sendo adequados para uma gama limitada de condições e não são adaptáveis a condições variáveis específicas ou à evolução do comportamento da rede.

Neste contexto, o objetivo do projeto exposto na presente comunicação consiste em desenvolver um sistema de baixo custo para aproveitar o espaço livre nas redes e minimizar problemas relacionados com a falta de capacidade hidráulica em redes de águas residuais e pluviais e demonstrar a sua eficácia enquanto tecnologia de valorização de ativos - através da qual se pretende extrair todo o potencial operacional dos ativos existentes. A tecnologia a desenvolver foi iniciada com o projeto CENTAUR (H2020 - Grant agreement ID: 641931) e resulta de uma conjugação entre Inteligência Artificial (IA), Internet das coisas (IoT) e Tecnologias de Informação de baixa potência, o que representa avanços significativos no estado da arte relativo a esta temática. Tal permite que o sistema de drenagem tenha um comportamento dinâmico que se adapta perante as diferentes condições observadas, o que resulta num melhor aproveitamento da capacidade de armazenamento existente. Perspetiva-se que este sistema permita expandir a capacidade operacional das redes de drenagem de águas residuais recorrendo a uma solução autónoma, resiliente e de custo significativamente mais baixo do que as atualmente existentes e com forte potencial de aplicação no setor. Nesse sentido, neste projeto propõe-se o desenvolvimento e a instalação de sistemas IWAN, em redes de demonstração localizadas no Reino Unido e em Portugal, aproveitando a capacidade da infraestrutura existente e evitando soluções de engenharia civil tradicionais, dispendiosas e de execução tipicamente demorada. Esta

solução enquadra-se num vasto conjunto de medidas de índole diversa e extremamente significativas na mitigação dos custos da operação e gestão dos sistemas urbanos de drenagem. Estas medidas traduzem-se num melhor funcionamento da rede, nomeadamente nos aspetos da segurança sanitária, eficiência energética e qualidade ambiental.

2. METODOLOGIA

O sistema IWAN integra sensores e atuadores ligados a um dispositivo de controlo de caudal inteligente e autónomo, cujo funcionamento tem por base uma estratégia de controlo local orientada pela informação recolhida em tempo real. Tal permite que o sistema de drenagem tenha um comportamento dinâmico, que se adapta perante as diferentes condições observadas, o que resulta num melhor aproveitamento da capacidade de armazenamento existente. A tecnologia precursora, CENTAUR, permite tomar decisões sobre a operação de um dispositivo de controlo de caudal (Flow Control Device, FCD) com base no nível de água de um local de armazenamento de água (a montante do FCD) e um local alvo (a jusante do FCD). Essas decisões resultam de um algoritmo de controlo que processa os níveis e respetivas variações nos dois locais. Deste modo, este sistema poderá permitir dar resposta a um conjunto de tópicos relevantes, relacionados com a capacidade hidráulica: a) redução de inundações urbanas; b) redução de descargas para o meio ambiente; c) melhoria da gestão e proteção das estações elevatórias de águas residuais (EEAR), por via do controlo sobre o caudal afluente;e d) promoção da eficiência energética, através da otimização do caudal que aflui a ativos consumidores de energia (EEAR, estações de tratamento de águas residuais (ETAR)). O projeto prevê o desenvolvimento e a instalação de sistemas IWAN em redes de demonstração localizadas em Portugal (Coimbra) e na Escócia, aproveitando assim a capacidade da infraestrutura existente. Por sua vez, no sistema IWAN a aplicar em Portugal serão utilizados múltiplos locais de armazenamento com impacto em vários locais alvo, recorrendo para tal a vários FCDs instalados – sendo este o principal desafio técnico. Tal representa um acréscimo de complexidade relevante relativamente ao algoritmo de controlo.

3. DESENVOLVIMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA IWAN

Coimbra é uma cidade de média dimensão situada no Centro de Portugal que sofreu várias inundações urbanas nos últimos anos. A zona mais afetada é o centro da cidade, onde estão localizados importantes serviços e atrativos turísticos, nomeadamente a Praça 8 de maio. Nesse sentido, a AC tem privilegiado a procura por soluções inovadoras, sendo ativa na implementação de medidas estruturais e não estruturais na gestão das águas pluviais. Além da participação em projetos de I&D, no que se refere às medidas não estruturais, a AC já implementou a obrigatoriedade de construção que contemple medidas que impliquem impacto zero no sistema de drenagem pluvial e já concluiu a segunda geração de planos de drenagem.

3.1 Identificação da localização do dispositivo de controlo de caudal

A zona em estudo insere-se na bacia hidrográfica "Zona Central", que apresenta uma área total de aproximadamente 1,5 km^2, com uma ocupação predominantemente urbana. O sistema de drenagem tem cerca de 35 km de extensão, sendo predominantemente um sistema unitário (cerca 29 km unitário, 4,6 km de águas residuais e 1,2 km de águas pluviais). A localização do FCD A (doravante designado apenas por FCD, sendo que o FCD B, localizado na Rua Alameda Júlio Henriques, foi previamente instalado no âmbito do projeto CENTAUR, que antecedeu o IWAN) foi avaliada e selecionada com base no conhecimento prévio da bacia hidrográfica, espaço de armazenamento disponível, possibilidade de instalação do dispositivo e equipamentos necessários. Este trabalho foi suportado pela realização de várias visitas aos potenciais locais de implementação, tendo sido selecionada a Rua da Infantaria 23 para a instalação do FCD. Por forma a efetuar uma monitorização do caudal escoado em determinadas secções da rede de drenagem foi contemplada a instalação de três caudalímetros. Deste modo, foram identificados os pontos de maior relevância no que concerne à medição de caudal, designadamente: Rua Santa Teresa e Rua Sousa Refoios (a montante do FCD) e a Rua da Infantaria 23 (jusante do FCD). A Figura 1 apresenta a rede de drenagem de águas residuais com a localização dos dois FCD e dos atuais pontos de medição de caudal.



Figura 1 - Rede de drenagem: localização do dispositivo de controlo de caudal e dos atuais pontos de medição de caudal.

3.2 Desenvolvimento do modelo hidráulico

Tendo como base a informação cadastral do sistema de drenagem de águas residuais atualizada, foi realizado o desenvolvimento e a atualização do modelo hidráulico. O modelo foi construído recorrendo à plataforma SWMM (Storm Water Management Model) - software open source desenvolvido pela Environmental Protection Agency (EPA). O modelo apresenta dois módulos principais: o módulo de precipitação escoamento (modelo semi-distribuído do reservatório não linear) onde um conjunto de áreas de sub-bacia transforma a precipitação em escoamento e que serve como input do módulo hidrodinâmico. Por sua vez, o módulo hidrodinâmico utiliza a versão completa ou simplificada das equações 1D de Saint-Venant para determinar o caudal, velocidade e alturas de água nos coletores e caixas de visita. O modelo desenvolvido possibilitou a execução de simulações hidráulicas para compreender o comportamento hidráulico da bacia, caudais e alturas de água e possíveis reduções de caudal.

3.3 Conceção e implementação do dispositivo de controlo de caudal

A arquitetura inicial do FCD foi testada através de modelação hidráulica. O dispositivo é composto por um orifício e um descarregador, sendo que estão a ser estudados diferentes formatos de orifício. O orifício no fundo da caixa de visita é utilizado para controlar o caudal. Por motivos de construção e segurança, o FCD está localizado no centro da caixa de visita: o topo do FCD funciona como um descarregador. Este descarregador funciona quando o caudal é superior ao caudal de projeto do orifício. Na Figura 2 encontra-se representado o perfil longitudinal na Rua da Infantaria, onde será instalado o FCD, bem como uma representação em detalhe do modelo hidráulico na situação futura em SWMM, com o FCD instalado (orifício e descarregador). As simulações hidráulicas permitiram analisar o comportamento da rede, analisar o volume disponível para armazenamento de água e otimizar o funcionamento do FCD perante diversos cenários.

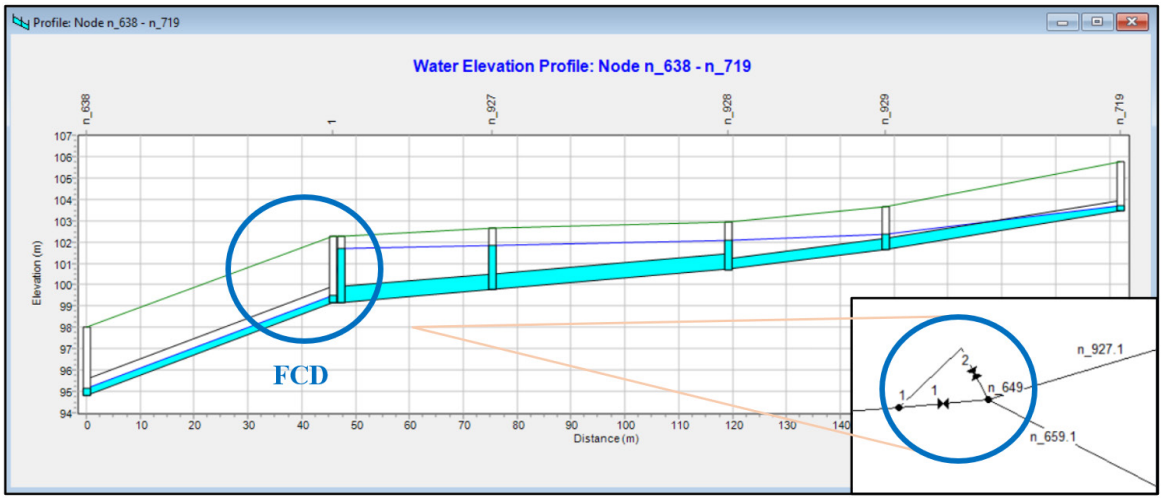


Figura 2 - Perfil longitudinal: exemplo de simulação hidráulica com o dispositivo de controlo de caudal instalado.

Com base nos diferentes algoritmos desenvolvidos, o FCD permitirá controlar diversas gamas de caudal sem comprometer a segurança da rede. Este funcionará em conjunto com o FCD B (instalado previamente na Rua Alameda Júlio Henriques, no âmbito do projeto CENTAUR), permitindo assim o desenvolvimento e a compreensão do comportamento de múltiplos dispositivos em simultâneo. O sistema IWAN já se encontra instalado em Coimbra, o que implicou a realização de diversas etapas no local, nomeadamente: a instalação do armário de controlo, a execução de ligeiros trabalhos de construção civil na caixa de visita, a execução da ligação à rede elétrica e a parametrização do sistema de automação. Encontra-se em curso uma fase de testes e validação global do sistema, à qual sucederá a demonstração do protótipo.

4. CONCLUSÕES

A presente comunicação resume o trabalho desenvolvido no âmbito do projeto IWAN, que apresenta como objetivo basilar desenvolver um sistema de baixo custo que permita minimizar os problemas relacionados com a falta de capacidade hidráulica em redes de drenagem, bem como, demonstrar a sua eficácia enquanto tecnologia de valorização de ativos - através da qual se pretende extrair todo o potencial operacional dos ativos existentes. O sistema IWAN já se encontra instalado em Coimbra e encontra-se numa fase de testes, validação e demonstração do protótipo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FRIER H., BASSO L., KALTOFT J., NYGAARD M., LYNGGAARD-JENSEN A., HANSEN H P e MOLBY N. (2014). Real time Monitoring, Modelling and Control of Combined Sewer Systems. Prepared Project (H2020 FP7-Environment) - Final Conference, Aarhus, January 2014.

FUCHS, L. e T. BEENEKEN, T. (2005). Development and implementation of a real-time control strategy for the sewer system of the city of Vienna. IWA Publishing. Water Science Technology, 52 (5): 187–194.

MALUF. L.; SHEPHERD, W.; OSTOJIN, S.; SIMÕES, N.; SÁ MARQUES, A.; MOUNCE, S.; SKIPWORTH, P. e LEITÃO, J.P. (2017) Real time flow control to utilise existing in-sewer storage. International Conference on Urban Drainage 2017. ICUD-0448.

AGRADECIMENTOS

Programa Horizon 2020 Research and Innovation da União Europeia: IWAN - Eureka Eurostars-2 (E!113810 IWAN) e CENTAUR (Grant agreement n.º 641931).

SUBIDA DO NÍVEL MÉDIO DO MAR NAS ZONAS COSTEIRAS – DESAFIOS NAS POLÍTICAS LOCAIS

Júlio SOUSA[1], Lídia TERRA[2]

[1] *Professor, Doutorando em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável, Diretor Municipal de Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Câmara Municipal de Loulé, julio.sousa@cm-loule.pt*

[2] *Geógrafa, Doutoranda em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável, Chefe da Divisão de Ação Climática e Economia Circular da Câmara Municipal de Loulé, lidia.terra@cm-loule.pt*

RESUMO

O objetivo deste trabalho é o de analisar os impactos provocados pela subida do nível médio da água do mar partindo de uma abordagem global até à escala local, neste caso concreto referente ao território costeiro do município de Loulé e às suas políticas locais.

Desta forma, coloca-se a seguinte questão: poderão as autarquias locais definir medidas de resposta às alterações climáticas de modo a reduzir o problema do aquecimento global e da SNMM?

Palavras-Chave: Alterações Climáticas (AC); Adaptação; Mitigação; Subida do Nível Médio do Mar (SNMM)

1. INTRODUÇÃO

As Alterações Climáticas (AC) são uma problemática transversal, com impactos severos e já em muitos casos irreversíveis, pelo que, de acordo com diversos autores (Gomes, 2016; Dias & Santos, 2019; Marujo, Gonçalves e Dias, 2022), devem ser assumidas em simultâneo medidas de mitigação e adaptação.

Nesse sentido, tendo por base as estimativas dos relatórios do IPCC (2013) que preveem uma elevação nos níveis médios das águas dos oceanos, bem como o conhecimento local explanado em diversos estudos, é possível aferir os impactos que a SNMM pode provocar no litoral do município de Loulé, relacionados com a segurança de pessoas e bens e perda de valor económico acentuado.

Para consolidar o conhecimento de base, avaliaram-se os impactos cada vez mais representativos no dia-a-dia da população e do território e as tipologias de resposta. Para a concretização de ações específicas de intervenção é necessário avaliar e estudar o fenómeno da SNMM a montante, bem como conhecer a evolução da subida dos níveis extremos de maré, em função de projeções de SNMM. Acresce que a monitorização permanente e a revisão da SNMM são instrumentos fundamentais para a redefinição dos valores de elevação de referência das fases de adaptação seguintes, evitando tomadas de decisão precipitadas com indesejados custos resultantes dos impactos de más decisões.

2. ENQUADRAMENTO (NO TERRITÓRIO DO MUNICÍPIO DE LOULÉ)

Segundo Sousa (2016), as previsões do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas de 2007 apontam para a SNMM que, num cenário mais pessimista, pode chegar a 1 m em relação ao atual. Como resultado dessa dinâmica, segundo Coelho *et al*. (2006, citados em Rocha, Antunes e Catita, 2016), existe atualmente, em muitas zonas costeiras, uma situação generalizada de erosão e de recuo da linha de costa, com valores preocupantes a médio e a longo prazo.

Em janeiro de 2015, o município de Loulé, consciente das vulnerabilidades a que o seu território estava exposto iniciou a sua política local de Ação Climática, impulsionada pelo projeto ClimAdapt.Local e, em consequência, foi determinada a elaboração a sua Estratégia Municipal de Adaptação às Alterações Climáticas de Loulé (EMAAC de Loulé). Esta estratégia focou-se na identificação dos eventos extremos que assolaram o município no período de 2000 a 2015, na projeção de climáticos até ao final do século e na definição de opções e ações de adaptação planeadas com vista à minimização dos efeitos das alterações climáticas, que agora evoluiu para Plano Municipal de Ação Climática. Dentro da lista de estudos já desenvolvidos no território municiapal considerou-se ser necessário aprofundar a avaliação da SNMM e da sua conjugação com eventos extremos de sobrelevação da maré que potenciem o galgamento e a inundação costeira do município.

3. SUBIDA DO NÍVEL MÉDIO DO MAR – PRINCIPAIS IMPACTOS NO MUNICÍPIO DE LOULÉ

O Município de Loulé, detém uma área de costa de cerca de 12% da superfície total do município, ao longo de 13 km de costa, que compreende a freguesia de Almancil, composta por lagos, canais, ilhéus e sapais que albergam uma enorme e rica diversidade biológica, díspar da referente à freguesia de Quarteira, muito mais infraestruturada. O troço litoral abrange ainda parte do Parque Natural da Ria Formosa, constituído por arribas, separadas por pequenos troços dunares, que se encontram isolados geograficamente, e inclui 9 praias: Vilamoura, Quarteira, Trafal, Almargem, Vale do Lobo, Duna, Garrão, Ancão e Quinta do Lago.

Segundo o Plano Estratégico Loulé 2020 (2015, pp. 50-51) e a EMAAC-Loulé (2016, pp. 14-15), é nas freguesias do litoral (Quarteira e Almancil) que presentemente se concentra cerca de 40-45% da população do município de Loulé, ou seja cerca de 30.000 pessoas. Tal facto é explicável atendendo ao grande dinamismo da atividade económica, mercê da forte pressão turística, estando localizados nessas freguesias a maioria dos empreendimentos e camas turísticas do município, assim como várias infraestruturas associadas.

3.1 As vulnerabilidades costeiras do território do município de Loulé

Desde há muito que há registos de erosão costeira nesta zona, principalmente na freguesia de Quarteira, o maior e mais antigo núcleo urbano do litoral considerado, havendo aí referências de um recuo da linha de costa bastante acentuado (Figura 1).



Figura 1. Galgamento do mar sobre a Av. Marginal da cidade de Quarteira (2017).

Com efeito, no final da década de 60 do século passado, foram construídos enormes paredões/esporões com cerca de 100 m de comprimentos, no sentido perpendicular à costa e como forma de proteção do avanço do mar sobre a então aldeia de Quarteira, mas que acabaram por originar outros problemas a jusante. Foi na altura em que começou a fazer-se sentir a ocupação turística do litoral algarvio.

Mas tal ocupação do litoral algarvio não foi, em geral, acompanhada de planeamento prévio, verificando-se, a partir do início da década de 70, um forte desenvolvimento urbano e sobrecarga turística na faixa costeira, o que contribuiu para uma progressiva degradação e destruição dos valores naturais e paisagísticos, pelo que não surpreende o elevado número de situações de perigo induzidas por fenómenos de instabilidade em arribas e corpos dunares.

Na atualidade, verifica-se que há casos muito preocupantes no que diz respeito a construções sobre as arribas na zona de Vale do Lobo, bem como a construção de algumas obras de engenharia costeira na zona de Vilamoura/Quarteira, como por exemplo, os esporões da marina de Vilamoura e do porto de pesca de Quarteira e mesmo do campo de esporões na frente ribeirinha da cidade de Quarteira.

3.2 Impactos expectáveis

O município de Loulé dispõe de um clima mediterrâneo, do tipo Csa (temperado com verão seco e quente) segundo a classificação de Köppen-Geiger[1]. Relativamente à SNMM, as principais alterações climáticas projetadas para o município são as contantes na Figura 2.

Quanto à subida do nível médio do mar, os principais impactos expectáveis no dia-a-dia da população e do território litoral do concelho de Loulé são, entre outros, os seguintes: Erosão costeira; Aumento da frequência de inundações; Danos em edifícios e infraestruturas; Recuo da linha de Costa; Alterações nos usos de equipamentos e serviços; Danos para a vegetação e biodiversidade; e intrusão salina.

1 https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/

Salente-se, também, a ausência de sistemas de proteção natural ou artificial da estreita faixa costeira que constitui o sistema de praias de Vilamoura e Quarteira, associado ao aumento potencial da erosão que a SNMM irá impor, o que contribui para o aumento do risco de inundação e galgamento em situações de temporal. Também a contribuir para estas situações salienta-se, o aumento da energia das ondas que estenderá cada vez mais o seu espraiamento para terra levando à diminuição da extensão do areal.

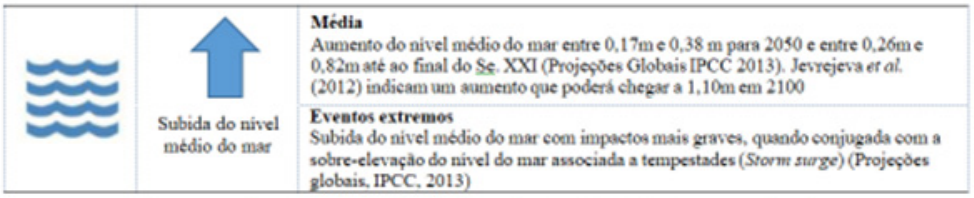


Figura 2. Projeção para o município de Loulé das principais alterações climáticas.
Fonte: EMAAC de Loulé (2016, p. 32).

3.3. Medidas de Adaptação e de Mitigação

Para a concretização de ações específicas de intervenção prioritária é necessário avaliar o fenómeno da SNMM a montante, numa perspetiva de preparar o território mediante diferentes tipos de resposta.

Existem diferentes tipologias de ações e iniciativas, relacionadas com adaptação e com a mitigação, algumas tendencialmente focadas na remoção total do risco (mitigação), criando condições para eliminar/minorar a possibilidade deste ocorrer; outras relacionadas com a adaptação, de forma a responder aos impactos, passando pela redução do risco, através do desenvolvimento de medidas de atuação e resposta e ações de antecipação.

Por outro lado, o conhecimento da evolução da subida dos níveis extremos de maré, em função de projeções de SNMM, é fundamental para se poderem definir fases de adaptação e respetivas amplitudes de níveis extremos de maré a serem consideradas. Acresce que a monitorização permanente e revisão da SNMM permitirá redefinir os valores de elevação de referência das fases de adaptação seguintes, evitando tomadas de decisão precipitadas com indesejados custos acrescidos resultantes dos impactos de más decisões.

Também no âmbito dos trabalhos da Revisão Plano Diretor Municipal de Loulé (PDM 2009), ainda em curso, encontram-se definidas linhas estratégicas/orientações com vista à minimização de riscos potenciais, como a delimitação e salvaguarda das zonas ameaçadas pelas cheias e a integração das normas constantes no Programa da Orla Costeira 2016 (POC-2016) Odeceixe-Vilamoura, no relatório produzido pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

3.4. Ações de intervenção prioritárias implementadas e a implementar

As ações mais relevantes foram concretizadas nos seguintes anos: em 2006, através da realimentação da frente de praia de Vale do Lobo, com cerca de 370.000,00 m3 de areias

e em 2010, com o enchimento artificial das seguintes seis praias do Município (Forte Novo, Almargem, Loulé Velho, Vale do Lobo, Dunas Douradas e Vale do Garrão).

Refira-se, a propósito, que estas ações tinham como principal objetivo atrasar a erosão costeira num horizonte estimado de 10 anos. Contudo, estima-se que atualmente cerca de 45% do volume de areias depositado nessa operação já tenha desaparecido.

E, naturalmente, as ações previstas no estudo encomendado pelo município aos i nvestigadores Antunes, Catita e Rocha (2018), sendo premente o estabelecimento de priorização tal como definido nas 3 fases em dos seguintes horizontes temporais: 1ª Fase de 2020 a 2050; 2ª Fase de 2050 a 2080, que deverá ter como pré-fase o período de 2040-2050 e 3ª Fase de 2080 a 2120 deverá ter a sua pré-fase no período de 2070-2080.

A Figura 3 apresenta as diferentes fases de adaptação para o município de Loulé, entre 2020 a 2120, com as diferentes intervenções a serem concretizadas nas três fases acima mencionadas.

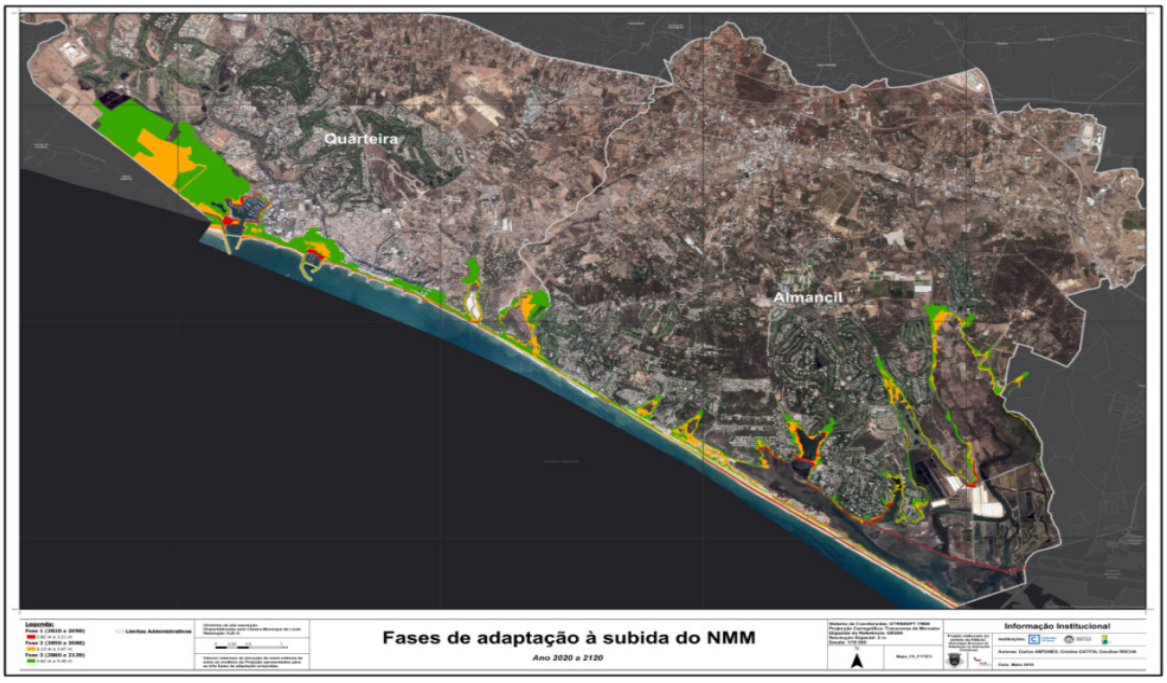


Figura 3. Mapa das áreas a serem sujeitas a avaliação para cada fase de adaptação à SNMM.
1ª Fase (vermelho), 2ª Fase (Laranja) e 3ª Fase (Verde).
Fonte: Antunes, Catita e Rocha (2018).

4. CONCLUSÕES E DESAFIOS

Toda esta avaliação deve ser sujeita a análises específicas, levadas a cabo por especialista e técnicos municipais, o que capacitará a tomada de decisão necessária ao bom desempenho na adaptação às alterações climáticas e à SNMM.

Os desafios, de forma mais sintética, passam pela elaboração de estudos de monitorização

localizados (estudos que garantam a adequabilidade das ações face aos processos e mecanismos evolutivos presentes na faixa costeira); definição de fases e projetos de defesa Costeira e Zonas de Risco (Projetos de Requalificação – intervenções de requalificação e valorização da orla costeira); e definição de prioridades face ao processo de seleção e ação. As ações de adaptação e a mitigação à SNMM exigirão os seguintes tipos de respostas: Estruturais (planeamento, organização, legislação); Físicas (obras de proteção, adaptação e relocalização); Institucionais (coordenação, cooperação, sinergia) e Económicas e Sociais (sustentabilidade, resiliência, etc.).

Em concreto, a SNMM exigirá como desafios futuros: disponibilidade financeira; real capacidade adaptativa; vontade política e um modelo de governança.

Refletindo sobre as opções estratégicas e políticas sobre a SNMM, a melhor resposta é o estabelecimento de medidas de proteção para o pior cenário possível, independentemente da sua improbabilidade.

Contudo, no que respeita à SNMM, é necessário sermos realistas perante um desafio difícil, muito relacionado com a questão económica de uma sociedade dependente de combustíveis fósseis, que ainda não valoriza os ganhos provenientes de uma economia circular e da geração de uma economia verde.

Em suma, ao nível local, considera-se fulcral a avaliação da vulnerabilidade e risco costeiro associado à SNMM, em conjugação com eventos, os quais são fundamentais para uma boa e adequada gestão do território. O conhecimento antecipado da SNMM, através de modelos de projeção sucessiva e permanentemente atualizados com base nos dados mais atuais, possibilita um planeamento de adaptação antecipado e, consequentemente, uma otimização e redução dos custos associados aos riscos naturais resultantes de uma elevada exposição.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Antunes, C., Catita, C., & Rocha, C. (2018). Estudo de Avaliação da Subida do Nível Médio do Mar e Sobrelevação da Maré em Eventos Extremos de Galgamento e Inundação Costeira do Município de Loulé. Câmara Municipal de Loulé.

CI-AMAL (2019). Plano Intermunicipal de Adaptação às Alterações Climáticas, PIAAC-AMAL. Dias, L., & Santos, F. D. (Coords). (2019). AMAL.

EMAAC (2016). Loulé: Estratégia municipal de adaptação às alterações climáticas. Câmara Municipal de Loulé.

Quaternaire (2015). Plano estratégico Loulé 2020. Quaternaire.

Santos, F. D., & Miranda. P., (2006). Projecto SIAMII: Alterações climáticas em Portugal. Cenários, Impactes e Medidas de Adaptação. Gradiva.

REFERÊNCIAS INTERNET

Antunes, C., Catita, C., Rocha, C. (2016). Estudo e Análise da Vulnerabilidade Costeira face a cenários de subida do nível médio do mar devido às alterações climáticas. 4as Jornadas de

Engenharia Hidrográfica. Disponível em: <http://webpages.fc.ul.pt/~cmantunes/artigos/Rocha_et_al__Resumos_Alargados_4JEH2016_pt.pdf> Acesso em 30 de maio de 2022

Agência Portuguesa do Ambiente. (2016, Junho). Programa da orla costeira do troço Odeceixe-Vilamoura. Discussão pública, 1(4), 2-3. APA. Disponível em: <https://apambiente.pt/sites/default/files/_SNIAMB_Agua/DLPC/POC/POC_OVM/Parte1-Vol4-140084FOT01EF0_PExecucao.pdf> Acesso em 30 de maio de 2022

Câmara Municipal de Loulé (2009). Estudos de Caracterização e Diagnóstico no Âmbito da Revisão do PDM. Disponível em: <http://pdm.cm-loule.pt/menu/434/estudos-de-caracterizacao-e-diagnostico.aspx> Acesso em 30 de maio de 2022

Gomes, N. (2016). As alterações climáticas e a proteção civil (Dissertação de Mestrado). Instituto Superior de Educação e Ciências. Disponível em: <https://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/21730/1/VersaoFinal_CD_NunoGomes.pdf > Acesso em 28 de maio de 2022

IPCC (2013). Climate change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter13_FINAL.pdf> Acesso em 29 de maio de 2022

IPCC (2013). Alterações climáticas: A base científica. Resumo para decisores. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5_wg1_spmportuguese.pdf> Acesso em 29 de maio de 2022

Marujo, E., Gonçalves, N., & Dias, R. (2022). Alterações climáticas: riscos e desafios macro-orçamentais. Conselho das Finanças Públicas. Disponível em: <https://www.cfp.pt/uploads/publicacoes_ficheiros/cfp-po-032022_pt.pdf > Acesso em 29 de maio de 2022

Santos, F., Lopes, A., Moniz, G., Ramos, L., & Taborda, R. (2018). Grupo de trabalho do litoral. Gestão da Zona Costeira: O Desafio da Mudança. F. D. Santos, G. Penha Lopes & A. Lopes (Eds.). Disponível em: <https://ce3c.ciencias.ulisboa.pt//file/Livro_GTL_2018.pdf> Acesso em 29 de maio de 2022

Sousa, M. (2016). Avaliação do impacto da subida do nível do mar nas praias encastradas da costa Sul do Algarve (Dissertação de Mestrado, Universidade do Algarve). Disponível em: <https://sapientia.ualg.pt/bitstream/10400.1/9845/1/tese_luisabondesousa.pdf> Acesso em 28 de maio de 2022.

158

AVALIAÇÃO DE ECOSSISTEMAS E ESTIMATIVA DE BENEFÍCIOS NO ÂMBITO DO PROJETO COAST4US

Márcia LIMA[1 2 3], Pedro NARRA[2], André CARDOSO[2], Bruno ROCHA[2], Caroline FERREIRA[2], André MONTEIRO[2]

[1] *RISCO & Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, marcia.lima@ua.pt*

[2] *R5m Marine Solutions, Av. Dr. Lourenço Peixinho, 6, 1º, Gab.35,3800-164 Aveiro, marcialima@r5engineers.com, pedronarra@r5engineers, andrecardoso@r5engineers.com, brunorocha@r5engineers.com, carolineferreira@r5engineers.com, andremonteiro@r5engineers.com*

[3] *DREAMS & Universidade Lusófona do Porto, Rua Augusto Rosa, nº24, 4000-098 Porto, marcia.lima@ulp.pt*

RESUMO

Ao longo dos séculos, os povos têm vindo a fixar-se nas zonas litorais, pelas oportunidades que oferecem, quer ao nível económico, quer ao nível de bem-estar e lazer. No entanto, o litoral também se encontra exposto a graves problemas de erosão costeira, com particular incidência nas frentes urbanas, potenciando consequências derivadas de fenómenos adjacentes, como inundações e galgamentos. Torna-se assim, essencial o aprofundamento do estudo de estratégias de previsão, prevenção e mitigação deste fenómeno. Neste sentido, surgiu a COAST (*Coast Optimization Assessment Tool*), uma ferramenta de análise integrada de custo-benefício de intervenções costeiras para mitigação dos problemas de erosão. O projeto COAST4US – Aplicação da ferramenta COAST ao litoral português – pretende contribuir para a viabilização da aplicação desta ferramenta em situações reais, contribuindo para uma eficiente mitigação da erosão costeira, e dotando as entidades responsáveis pela gestão das zonas costeiras de mais e melhor informação aquando da tomada de decisão. O projeto propõe a aplicação da COAST a três trechos de elevado risco à erosão costeira no litoral oeste português: Aveiro, Figueira da Foz e Costa de Caparica. O projeto é dividido em várias tarefas, incluindo modelação de cenários, previsão de custos e avaliação de benefícios, sendo este trabalho focado na avaliação de benefícios através da estimativa do valor de cada praia (*hedonic price method*).

Palavras-Chave: COAST; erosão costeira; Aveiro; Figueira da Foz; Costa de Caparica

1. INTRODUÇÃO

As zonas costeiras caracterizam-se pela sua riqueza económica e ambiental, proporcionando acesso a vários serviços únicos. A sua importância para a sociedade implica que qualquer alteração no ecossistema pode resultar num impacto relevante em termos socioeconómicos. A fixação da população neste setor aliada aos efeitos das

mudanças climáticas torna imprescindível o estudo de estratégias para prever, prevenir e mitigar este fenómeno. A costa oeste de Portugal é um desses casos onde a erosão costeira se agravou ao longo dos anos, tornando-se imprescindível a criação de estratégias de mitigação (Santos *et al*., 2017). A proteção das áreas costeiras é crucial para as partes interessadas e entidades governamentais. No entanto, com recursos finitos disponíveis, a capacidade de priorizar quais áreas proteger e avaliar as medidas mais rentáveis é essencial na gestão costeira.

Neste sentido, surgiu o projeto COAST4US, com o objetivo de colmatar esta lacuna, aplicando o COAST (*Coastal Optimization Assessment Tool* – Lima, 2018) a três troços costeiros com forte erosão na costa portuguesa: Aveiro, Figueira da Foz e Costa de Caparica (Fig. 1). Este projeto pretende validar a ferramenta COAST para uso comercial, bem como fornecer uma visão de uma panóplia de cenários possíveis para as áreas de estudo incluídas. Estes cenários são definidos seguindo uma abordagem participativa, ou seja, discutidos com os *stakeholders* locais e nacionais (Agência Portuguesa do Ambiente, Câmaras Municipais locais, etc.) e, fazem parte integrante do plano de ação de adaptação costeira a longo prazo a desenvolver no final do projeto.

2. MÉTODOS

A ferramenta COAST permite uma avaliação custo-benefício das medidas de mitigação. Está dividida em três módulos distintos: evolução da linha de costa, pré-dimensionamento de estruturas costeiras e análise custobenefício do cenário em análise, base nos resultados dos dois módulos anteriores.

Em cada área de estudo, aproximadamente 20 cenários estão a ser avaliados, considerando as alterações climáticas, RCP4.5-IPCC (MarRisk, 2017) e a subida do nível médio do mar (0.0075m/ano – Antunes, 2019). O projeto é dividido em várias tarefas, incluindo modelação de cenários, estimativa de custos e avaliação de benefícios. Este trabalho tem como foco a avaliação de benefícios. Dada a expectativa de que a maioria das áreas a perder são praias arenosas, a tarefa centrase na avaliação do valor deste tipo de ecossistemas.

A natureza subjetiva dos ecossistemas torna-os difíceis de avaliar. A abordagem mais comum é estimar o valor máximo que um indivíduo está disposto a pagar pelo acesso ao ecossistema. Dada a variedade de serviços ecossistémicos prestados por uma praia, várias metodologias estão a ser aplicadas no projeto COAST4US: o *travel cost method* (Das, 2013; Zhang *et al.*, 2015), *replacement cost method* (King *et al.*, 2018), *contingent valuation method* (Venkatachalam, 2004) e *hedonic pricing method* (Dahal *et al.*, 2019; Fraser & Spencer, 1998), que será discutido neste trabalho.

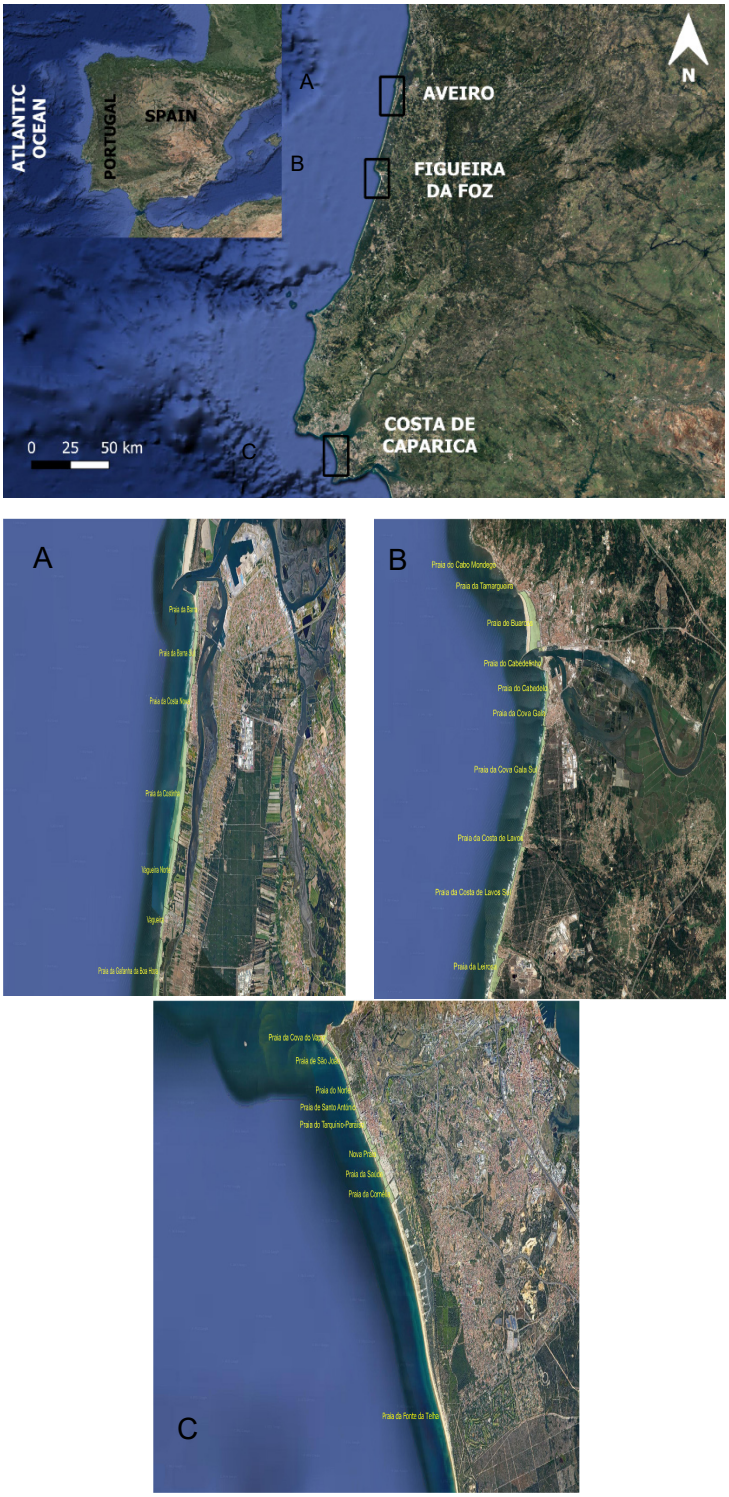


Fig. 1 – Casos de estudo do projeto COAST4US (retângulos pretos) na costa oeste de Portugal (*google earth*), onde são apresentadas as praias estudadas (A-Aveiro; B-Figueira da Foz; C-Costa de Caparica).

O *hedonic pricing method* é usado para estimar a influência que um ecossistema tem sobre os preços de mercado. A ideia base é que o valor de um determinado bem pode ser dividido pelas suas características e o preço total desse bem reflete a soma dessas características (Penning-Rowsell, 1992). No mercado imobiliário é frequentemente usado o *hedonic pricing method*, sendo simples dividir uma casa num grupo de características, estruturalmente (ou seja, número de quartos, casa-de-banho, número de andares, garagem, etc.), pela vizinhança (ou seja, densidade populacional, idade mediana, renda, aeroporto, hospital, ferrovia) ou ambientalmente (ou seja, proximidade de parque, rio, praia). Por exemplo, o valor de uma casa pode ser dividido pela área que possui, pelas mercadorias que fornece, sua localização e muitos outros parâmetros. Assim, se uma característica específica que traduz o valor do ecossistema é isolada, o valor dessa característica pode ser considerado como o valor do ecossistema. Essa abordagem é um método de '*willingness-to-pay*', uma vez que se baseia em valores pagos por indivíduos para se beneficiarem do ecossistema (Sander & Haight, 2012).

Para aplicar o *hedonic pricing method* às localidades, foram recolhidos dados de todo o país, focando principalmente as características dadas por localidade, número de escolas, número de camas para aluguel, número de empresas, salário médio e distância até o litoral.

Utilizando uma função de regressão dos mínimos quadrados ordinários (OLS, Hutcheson, 1999), obteve-se uma correlação estatisticamente válida entre a distância ao litoral e o preço da habitação. Esta função teve em conta dados de todo o país para ser aplicável a nível nacional. Isso consolida futuras aplicações do COAST, tornando-o mais eficiente para o uso comercial pretendido. Esta função foi então aplicada num ambiente de Sistema de Informação Geográfica e utilizada para estimar o valor de cada praia.

3. RESULTADOS

Para executar a regressão, foi construído um banco de dados com 571 entradas. Cada entrada está relacionada com uma freguesia em Portugal, e tem o preço da habitação por metro quadrado, bem como as características mencionadas anteriormente.

Obteve-se uma regressão considerando todas essas características com coeficiente de determinação (r^2) de 0,93 e com níves descritivos (valor-p) abaixo de 0,05 para todos os fatores, mostrando validade e aptidão. Assim, de acordo com a regressão, o preço da habitação por metro quadrado desvaloriza 23,52€/m^2 por cada quilómetro de distanciamento à costa.

Posteriormente, o modelo é aplicado a linhas costeiras no projeto COAST4US. Por meio de Sistemas de Informação Geográfica, as áreas urbanas no entorno dos locais de estudo foram identificadas e valorizadas face à sua proximidade com o litoral. Os resultados preliminares mostram uma influência considerável da proximidade da costa no preço da habitação, com cerca de 36 milhões de euros de valorização em Aveiro, 58 milhões de euros

na Figueira da Foz e 115 milhões de euros na Costa de Caparica. Esses resultados estão sujeitos a alterações devido à aquisição de dados adicionais e ajustes na metodologia.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho foi desenvolvida e aplicada uma abordagem que permite a avaliação do custo-benefício de opções de investimento na proteção costeira à escala local, na costa oeste portuguesa.

De um modo geral, os resultados obtidos pelo *hedonic pricing method* são considerados na avaliação dos benefícios de cada cenário dentro do projeto COAST4US. É esperado que esses resultados ajudem numa definição de valorização da praia e permitam verificar se o investimento na manutenção desses ambientes é ou não economicamente viável.

Os resultados mostraram a viabilidade técnica e financeira das diferentes áreas de estudo. Os cenários foram definidos em conformidade com as Câmaras Municipais locais e com a Agência Portuguesa do Ambiente. O culminar dos resultados do projeto COAST4US resultará na elaboração de um plano de ação de adaptação costeira a longo prazo para a gestão costeira portuguesa, bem como na validação e implementação da COAST como uma ferramenta de referência a nível nacional e internacional, no que concerne a análises de viabilidade e custobenefício de intervenções costeiras.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os membros da equipa técnica que desenvolveu o estudo e a todas as entidades públicas que cooperam com a investigação. O projeto COAST4US é financiado pelo EEA Grants, no âmbito do programa Blue Growth, gerido pela Direção-Geral de Política do Mar.

REFERÊNCIAS

Antunes, C. (2019). Assessment of sea level rise at west coast of Portugal mainland and its projection for the 21st century. In: Journal of Marine Science and Engineering, 7(3), 61.

Dahal. R.P., Grala, R.K., Gordon, J.S., Munn, I.A., Petrolia, D.R., and Cummings, J.R. (2019). A hedonic pricing method to estimate the value of waterfronts in the Gulf of Mexico. In: Urban Forestry & Urban Greening, 41, 185-194.

Das, S. (2013). Travel cost method for environmental valuation. In: Center of Excellence in Environmental Economics, 24.

Fraser, R. and Spencer, G. (1998). The value of an ocean view: An example of hedonic property amenity valuation. In: Australian Geographical Studies, 36(1), 94-98.

Hutcheson, G. (1999). The multivariate social scientist. In: SAGE Publications, Ltd.

King, P.G., Nelsen, C., Dugan, J.E., Hubbard, D.M., Martin, K.L. and Battalio, R.T. (2018). Valuing beach ecosystems in an age of retreat. In: Shore & Beach 86 (4), 45-59.

Lima, M. (2018). Ferramenta numérica de análise do impacto de intervenções de defesa costeira na evolução da linha de costa: custos e benefícios. PhD thesis, University of Aveiro, Portugal, pp. 294.

MarRisk (2017). Adaptação costeira às alterações climáticas: conhecer os riscos e aumentar a resiliência. In: Projeto INTERREG Espanha-Portugal (POCTEP).

Penning-Rowsell, E.C. (1992). The economics of coastal management: A manual of benefit assessment techniques. In: Belhaven Press; Distributed in North America by CRC Press.

Sander, H.A. and Haight, R.G. (2012). Estimating the economic value of cultural ecosystem services in an urbanizing area using hedonic pricing. In: Journal of Environmental Management, 113, 194-205.

Santos, F.D., Lopes, A.M., Moniz, G., Ramos, L. e Taborda R. (2017). Gestão da Zona Costeira: O desafio da mudança. In: F. Duarte-Santos, G. Penha-Lopes e Mota-Lopes (Eds), Grupo de Trabalho do Litoral.

Venkatachalam, L. (2004). The contingent valuation method: A review. In: Environmental Impact Assessment Review, 24(1), 89-124.

Zhang, F., Wang, X.H., Nunes, P.A.L.D. and Ma, C. (2015). The recreational value of gold coast beaches, Australia: An application of the travel cost method. In: Ecosystem Services, 11, 106-114.

164

MODELAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DO AQUÍFERO SALITRE, BACIA SEDIMENTAR DE IRECÊ, BAHIA, BRASIL

Manoel Jerônimo Moreira CRUZ[1], Manuel Vitor Portugal GONÇALVES[2], Mônica PRINGSHEIM DA CUNHA[3]

[1] *Full professor Instituto de Geociências Universidade Federal da Bahia,Brasil.*
jc9508@gmail.com
http://orcid.org/0000-0002-8488-4936

[2] *Doutor em Geologia Ambiental (UFBA), Biólogo*
Pós-Graduação em Ambiente, Território e Sociedade, Universidade Católica do Salvador (UCSAL).
hidrovitor81@gmail.com
https://orcid.org/0000-0002-0645-6776

[3] *Doutor em Geologia Ambiental (UFBA), Curso de Pós-graduação em Geologia da UFBA*
monicaprins2012@gmail.com
https://orcid.org/0000-0002-3725-9150

RESUMO

Cerca de 10 quilos de rochas carbonáticas mineralizadas ou não em sulfatos e sulfetos, da Bacia Sedimentar de Irecê, Estado da Bahia, Brasil, foram coletadas, quebradas, britadas, quarteadas e através da aplicação método dos Reatores Fechados e Colunas de Lixiviação realizou-se o modelamento hidrogeoquímico experimental cinéticos, simulando os processos naturais de interação água rochas carbonáticas, buscando-se determinar as composição química das águas do aquífero Salitre, encerrado nestes sítios geológicos cársticos.

Como líquido lixiviante utilizou-se volumes de águas ultrapuras em diferentes proporções de água/rocha. Para padronização da incorporação do CO_2 atmosférico, o procedimento de preenchimento das colunas foi realizado de forma rápida, uma vez que a presença de CO_2 atmosférico pode ser rapidamente absorvido na água ultrapura e ser transformado em ácido carbônico. As rochas permaneceram submersas por um período de 20 semanas ininterruptas. Sendo que, a cada semana, as colunas eram drenadas. Prontamente, novas cargas (600 mL) de água ultrapura eram adicionadas e as colunas eram lacradas.

As soluções obtidas foram quantificadas por Espectrometria de Massa, com Plasma Acoplado Indutivamente (Ca, Mg, Na, K, Fe, Ba, Cu, Pb e Zn), equipamento multiparâmetros (CE, Sal, STD ORP e pH), Espectrofotometria de Absorção Molecular UV/VIS (sulfeto, sulfato, nitrato e fluoreto) e métodos titrimétricos (alcalinidades e cloretos.

O tratamento estatístico e modelamento dos resultados das análises químicas obtidos permitiu reproduzir as condições do aquífero Salitre, atestando: i) que a presença de sulfato

reprime as solubilidades da barita, esfalerita e galena; ii) os potenciais íons contaminantes das rochas carbonáticas (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Ba^{2+}, Pb^{2+}, SO_4^{2-} e F^-); iii) as características alcalinas das drenagens geradas; iv) os parâmetros físico-químicos e químicos (STD, CE, ORP, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, SO_4^{2-}, F^-, Ba^{2+}, Zn^{2+} e Pb^{2+}) do aquífero cárstico Salitre e v) por fim indicou que o nitrato quantificado nos poços da região teriam origem antropogênica.

1. LOCALIZAÇÃO

Esta pesquisa foi desenvolvida e na porção centro-norte do Estado da Bahia,Brasil, ao sul da Bacia Sedimentar de Irecê, cujo polígono tem uma área aproximada de 3.633,4 km². É delimitado pelas coordenadas 41° 37' 00'' a 41° 42' 00'' de longitude Oeste e 11° 42' 00'' a 12° 30' 00'' de latitude Sul (Figura 1). Compreende, principalmente, os municípios de Cafarnaum, Souto Soares, Iraquara e Palmeiras estando situada nos domínios da bacia hidrográfica do rio São Francisco. O acesso à região, a partir de Salvador, faz-se através da BR-324 até Feira de Santana, seguindo-se pela BA-052 (Estrada do Feijão) até o entroncamento com a BR-122 (atual BA-122).

As principais atividades econômicas daqueles domínios do semi-árido baiano são: a agricultura, majoritariamente, com o cultivo de milho, feijão, mandioca, mamona e banana; e a pecuária, com a criação de bovinos, suínos, equinos, caprinos, galináceos, asininos e muares.

Grande parte destes munícipios não possui esgotamento sanitário adequado e o abastecimento urbano se dá através da exploração das águas subterrâneas dos aquíferos locais. Seu uso é destinado às atividades agropecuárias para irrigação e dessedentação de animais, além do uso doméstico. Segundo o último censo do IBGE (2010), estes municípios possuem uma população de cerca de 64.119 habitantes.

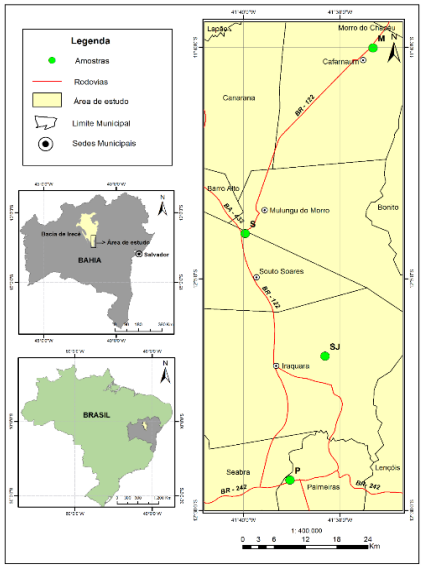


Figura 1 – Mapa de localização e posição dos pontos de amostragem de rochas nos municípios de Cafarnaum, Souto Soares, Iraquara e Palmeiras da Bacia Sedimentar de Irecê, Bahia, Brasil

2. ENQUADRAMENTO

A interação de rochas, mineralizadas em sulfetos, com a água, e em meio oxidante, favorece a formação do ácido sulfúrico, este possibilita a dissolução de minerais e, consequentemente, a liberação dos íons e uma possível contaminação dos corpos hídricos subterrâneos. Dentre os minerais passíveis de oxidação destacam-se, principalmente, a pirita (FeS_2), marcassita (FeS_2), pirrotita (FeS), galena (PbS), esfalerita (ZnS), arsenopirita (FeAsS), calcopirita ($CuFeS_2$) e bornita (Cu_5FeS_4), os quais podem contribuir para o desenvolvimento de uma *drenagem ácida de rocha* (DAR), quando presentes em quantidades significativas e em condições oxidantes (Cunha,2018).

Minerais com um potencial alcalino, principalmente a calcita e a dolomita, possibilitam a redução do potencial da acidez, atribuindo a drenagem um caráter menos ácido, neutro ou alcalino. Desta forma, é a assembleia mineral que definirá a natureza ácido do meio. Apesar dos danos ambientais serem maiores em drenagens ácidas, dentre outros, MEND (2009) relatam impactos ambientais em meios neutros ou alcalinos, com a presença de concentrações relativamente altas de níquel, cobalto, zinco, molibdênio, arsênio e antimônio. Também, é importante notar que outros minerais relativamente solúveis, tais como, os sulfatos gipsita e anidrita, podem contribuir para uma composição química potencialmente contaminante.

Em águas subterrâneas, apesar dos teores mais baixos de oxigênio dissolvido, a água tem um tempo de interação mais prolongado com as rochas, permitido a extração de metais. Assim sendo, é fundamental o conhecimento da assembleia mineral, da composição química das rochas e dos processos hidroquímico de interface, para melhor se compreender as possíveis transformações químicas e suas drenagens resultantes.

A resistência ao intemperismo químico de um mineral depende de fatores intrínsecos a este e do ambiente hidrológico, no qual ele está inserido. Dentre eles, a temperatura, a pluviometria, o potencial hidrogeniônico (pH), o potencial de oxirredução (ORP), CO_2 e oxigênio dissolvido (OD). A dissolução de um mineral inicia-se na superfície e a velocidade de reação depende da área superficial específica do mineral (Kämpf *et al*., 2009).

A solubilidade do mineral também pode ser caracterizada pelas propriedades físico-químicas como entalpia, entropia e energia livre de Gibbs, características estas, referenciadas para substâncias puras. Assim sendo, as propriedades termodinâmicas são consideradas como indicativas de possíveis reações químicas.

Os métodos cinéticos Colunas de Lixiviação e os Reatores Fechados (RF) consistem em procedimentos mais elaborados, necessitam do conhecimento da assembleia mineral envolvida, da composição química do líquido de lixiviação, antes e após os processos de interação água/rocha e podem durar de dias a anos. Os métodos cinéticos buscam descrever e quantificar as mudanças composicionais das fases sólida e líquida, em sistemas naturais ao longo do tempo. Neste artigo são relatados os resultados das pesquisas onde foram aplicados os métodos cinéticos (Reatores Fechados e Colunas de Lixiviação), com

o objetivo de se compreender a evolução geogênica da água subterrânea em contato com rochas carbonáticas, mineralizadas em pirita, esfalerita, galena e barita.

2.1 Caracterização Química e Petrográfica das Rochas

A caracterização das amostras de rochas, em relação às composições química e mineralógica, foram realizadas por metodologias clássicas, dentre: (a) descrição macroscópica; (b) identificação mineralógica utilizando o microscópio petrográfico; (c) Espectroscopia de Difração de Raios-X (DRX); (d) Microscopia Eletrônica de Varredura, com Espectroscopia de Energia Dispersiva (MEV/EDS); (e) análise química elementar para rocha total, por Espectrometria de Fluorescência de Raios-X (FRX). Estas metodologias permitem, não apenas conhecer a assembleia mineral, mas auferir informações do grau de intemperismo das rochas em apreço, bem como, do conhecimento dos minerais primários e secundários.

A caracterização das amostras de rochas, em relação às composições química e mineralógica, foram realizadas por metodologias clássicas, dentre: (a) descrição macroscópica; (b) identificação mineralógica utilizando o microscópio petrográfico; (c) Espectroscopia de Difração de Raios-X (DRX); (d) Microscopia Eletrônica de Varredura, com Espectroscopia de Energia Dispersiva (MEV/EDS); (e) análise química elementar para rocha total, por Espectrometria de Fluorescência de Raios-X (FRX). Estas metodologias permitem, não apenas conhecer a assembleia mineral, mas auferir informações do grau de intemperismo das rochas em apreço, bem como, do conhecimento dos minerais primários e secundários.

Rochas Melancias são heterogêneas, cinza, bimodal, com intercalações claras, milimétricos a centimétricos de minerais recristalizados, euedrais de calcita, dolomita e barita, com ocorrências de galena e esfarelita.

Rocha Segredo: Trata-se de rocha de cor cinza escuro, macroscopicamente homogênea, granulação fina e completamente recristalizada. Vê-se lâminas milimétricas constituída por calcita branca, euédricas.

Rocha São José: Trata-se de rocha de cor cinza clara, granulação fina, completamente recristalizada, homogênea e com aspecto brechado. Composta de calcita, sílica, dolomita e feldspato, estão presentes os minerais galena e esfalerita.

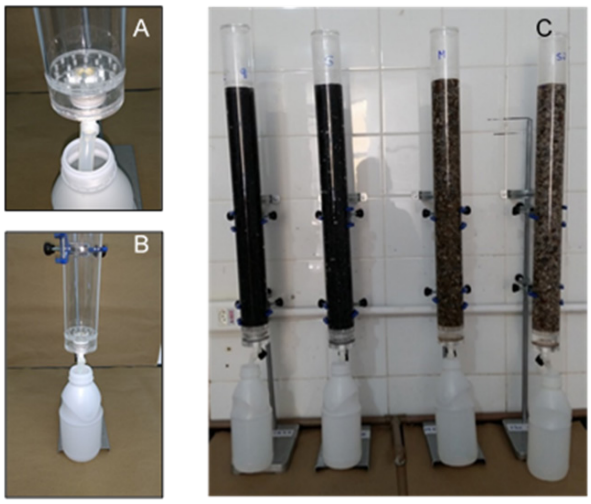
Rocha Palmeiras: Trata-se de rocha carbonática de cor cinza escuro, macroscopicamente homogênea, granulação fina e completamente recristalizada. Observam-se cubos de pirita, euédricos, alinhados em níveis preferenciais.

Cerca de 10quilos de amostrass foram britados, fragmentadas, peneiradas utilizadas as partículas com diâmetros entre 4,00 mm a 9,51 mm.

2.1.1 Colunas de lixiviação

Foram construídas quatro colunas foram confeccionadas em polimetilmetacrilato

transparente (PMMA – acrílico), nas dimensões de 65 cm de altura, 5,3 cm de diâmetro interno e tampa na parte superior. Na parte inferior de cada coluna, uma base circular foi colada ao corpo cilíndrico, com perfurações uniformemente distribuídas de 3 mm, para permitir o escoamento do fluido, sem entupimentos. Uma torneira plástica foi adaptada na extremidade inferior, para permitir a coleta da solução lixiviante gerada sem possíveis contaminações de metais .A coluna foi preenchida com massas determinadas das rochas (P – 1500 g; S – 1574 g; SJ -1758 g e M – 2003 g), de modo que os fragmentos de cada amostra de rocha ficassem completamente submersos em 600 mL do líquido de lixiviação (Fotografia 1). As pesagens foram realizadas por diferença, em uma balança digital Brinox, com capacidade para 3 kg. Este volume de líquido foi escolhido, visto que permitiria a determinação dos parâmetros físico-químicos e análises de cátions e ânions, sem uma diluição demasiada para permitir a detecção dos metais por ICP-MS.



Fotografia 1 – A e B – Detalhe da coluna de lixiviação em acrílico com orifícios de 3 mm em placa adaptada ao corpo da coluna, torneira plástica e mangueira de silicone. C – Sistema de lixiviação em paralelo das amostras de rochas.

3. CONCLUSÕES

Os métodos cinéticos permitiram conhecer as características químicas das lixiviações geradas nas Colunas de Lixiviação onde: a) pela salinidade, 95% são classificadas como águas doces; b) na classificação do Diagrama de Piper são Cálcica sulfatada em 100%, pela especiação obtive-se HCO_3^-, Ca^{2+}, F^-, $Fe(OH)_3$, K^+, Mg^{2+}, Na^+ e SO_4^{2-}, sendo que na presença de sulfato, em teores elevados, o Ca, Mg e S(6), também, foram especiados como $CaSO_4$ e $MgSO_4$; c) pela supersaturação o Fe^{3+} apresenta o mesmo resultado, 5%, como calcita, 1,7% como aragonita e 3,4%, como dolomita.

Nos processos de lixiviação foi possível constatar: (a) os cátions e ânions pesquisados foram detectados, por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado, sendo que o ferro que foi quantificado em poucas soluções; (b) as primeiras lixiviações

das rochas foram capazes de extrair as maiores concentrações das espécies químicas e os resultados obtidos sugerem que, quanto mais complexa for a assembleia mineral da rocha, mais lixiviações são necessárias para que o líquido entre em equilíbrio químico com a rocha. Foi constatada a completa ausência de nitrato, no líquido laboratorial lixiviado.

AGRADECIMENTOS

UFBA pela oportunidade de realização desta pesquisa, que foi parcialmente financiada pelo CNPq, através do Projeto de Pesquisa Hidrogeoquímica dos Aquíferos Cársticos de Irecê e Serra do Ramalho, Edital Universal CNPq n°.14/2011. Aos membros do Grupo de Pesquisa Geoquímica das Interfaces da UFBA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cunha. M. P. (2018).Interação água/rocha mineralizada em Fe, Pb, Zn e Ba, na porção sul da bacia sedimentar de Irecê, Bahia, Brasil: uma abordagem experimental. Tese (Doutorado), Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.195p.

IBGE 2010) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados do Censo Demográfico 2010. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/palmeiras/pesquisa/24/27745>. Acesso em 30 de outubro de 2017.

Kämpf, N.; Curi, N.; Marques, J.J.(2009). Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: Melo, V.F.; Alleoni, L.R.F. Química e mineralogia do solo. Viçosa, MG: Sociedade brasileira de ciências do solo (SBCS), cap. 5, p. 333 - 371.

MEND PROGRAM (2009) Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Report 1.20.1.

196

ANÁLISE DA OCORRÊNCIA DE TRANSTORNOS GERADOS POR CHUVAS INTENSAS NO MUNICÍPIO DE CABO DE SANTO AGOSTINHO, EM PERNAMBUCO

Maria Cecília Paiva NOBREGA[1], Anderson Matheus de Sousa LIMA[2], Maria Adriana de Freitas Mágero RIBEIRO[3], Luísa Eduarda Lucena de MEDEIROS[4]

[1] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, maria.cecilia@ufpe.br*

[2] *Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, anderson.mlima@ufpe.br*

[3] *Universidade Estadual da Paraíba, Araruna-PB, drickadefreitas@yahoo.com.br*

[4] *Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, lu.mdeiros@gmail.com*

RESUMO

O crescimento populacional e o acelerado processo de urbanização contribuíram, significativamente, para a ocorrência de transtornos relacionados a eventos intensos de chuva, pois a falta de planejamento acarreta na impermeabilização de grandes áreas, habitações em áreas irregulares, dentre outras consequências. Nesse sentido, considerando os riscos e os prejuízos causados pelos eventos de precipitação intensa, o presente estudo busca analisar a ocorrência de enchentes, alagamentos e inundações ocorridos entre os anos 1991 e 2020 na cidade de Cabo de Santo Agostinho/PE. O estudo foi desenvolvido por meio da análise entre dados pluviométricos da cidade de Cabo de Santo Agostinho obtidos por meio da base de dados do portal HIDROWEB da Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA), que se trata de uma ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), e notícias sobre a repercussão dos eventos e dos prejuízos causados pelos episódios de intensa precipitação veiculados em jornais online. Após a correção dos dados pluviométricos por meio do preenchimento de falhas existentes na série temporal, foi feita a análise estatística, verificadas as precipitações mensais e correlacionadas com os episódios encontrados. Como resultados da investigação, foi possível perceber que o período chuvoso da região está compreendido entre os meses de fevereiro a agosto e o período de estiagem entre os meses de setembro a janeiro. Além disso, nota-se que existe uma relação clara de que os maiores potenciais de problemas com chuvas intensas na cidade, em sua maioria, ocorrem entre fevereitro e agosto, coincidindo com os meses de maiores potenciais pluviométricos. Portanto, é necessário que medidas preventivas sejam tomadas em diversas áreas da cidade, como por exemplo, a utilização de dispositivos sustentáveis de drenagem, que podem servir desde maneira pontual, através de reservatórios de captação da água da chuva nas residências, como de forma distribuída mediante a manutenção de áreas verdes com a utilização de jardins de chuva ou pavimentos permeáveis.

Palavras-Chave: precipitação; urbanização; enchentes; alagamentos; inundações.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o crescimento populacional tem sido um fator determinante na alteração da paisagem em inúmeros locais, inclusive no Brasil. A partir disso, como consequências têm-se as alterações observadas, principalmente, nos centros urbanos, onde o processo de urbanização, geralmente, não se dá de maneira planejada e visando os possíveis problemas que podem ocorrer no futuro.

A grande concentração populacional em pequenos espaços, juntamente com o desenvolvimento urbano, tem contribuido bastante para os inúmeros impactos ambientais por meio de inundações, alagamentos e enchentes. Tais impactos influenciam na perda da qualidade de vida da população e geram prejuízos aos ecossistemas terrestres e aquáticos, sendo decorrentes das modificaçãos no uso e ocupação do solo, que refletem diretamente nos sistemas de drenagem (Tucci, 2005; Tasca *et al*., 2018; Brasil, 2019).

Diante do exposto, o presente estudo tem como principal objetivo analisar a ocorrência de eventos intensos de chuva e seus prejuízos na cidade de Cabo de Santo Agotinho, em Pernambuco (PE), entre os anos de 1991 e 2020. Para isso, foi realizado um levantamento histórico, baseado em dados de publicações de notícias, veiculadas em jornais online e feita a obtenção de uma série histórica de 30 anos de dados de chuva obtidos no site da Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA) (ANA, 2022).

2. METODOLOGIA

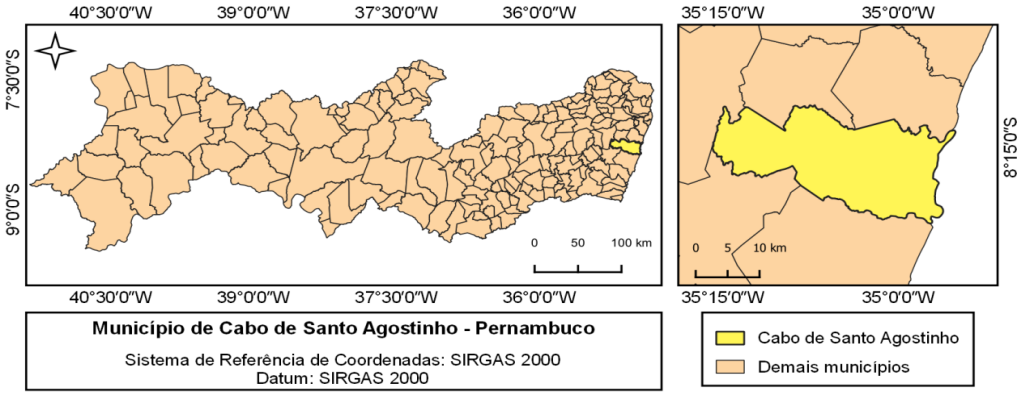


Fig. 1. Localização da área de estudo.

A área de estudo do presente trabalho trata-se do município de Cabo de Santo Agostinho, localizado no estado de Pernambuco e integrante da Região Metropolitava de Recife (RMR). Com relação à população, sua maior parte vive em zona urbana, o que corresponde a 71,7% do total de habitantes e seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) em 2010 foi de 0,686, correspondente ao oitavo maior IDH do estado (Cabo de Santo Agostinho, 2022).

2.1 Coleta de dados

O procedimento de coleta de dados teve início com a busca de dados pluviométricos da região, obtidos por meio da base de dados do portal HIDROWEB da ANA, que se trata de uma ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), e a busca de informações de notícias online em jornais que relatem sobre os transtornos e prejuízos causados pelos eventos intensos de chuva, ocorridos entre os anos de 1991 e 2020.

3. RESULTADOS

Com base na Figura 2, por meio da ilustração das precipitações anuais na cidade de Cabo de Santo Agostinho, é possível perceber os anos em que ocorreram as chuvas mais intensas e correlaciona-las com os eventos e transtornos ocorridos e identificados nos jornais. Inicialmente, percebe-se uma chuva bastante intensa ocorrida no ano de 2000, ano que possui altas precipitações desde o mês de junho, mantendo o padrão até o mês de setembro, mês em que foram registrados, por meio do Jornal Folha de São Paulo, eventos de inundações com a queda de uma barreira próxima a rodovia (Folha de S. Paulo, 2022).

Em agosto de 2009, com uma precipitação de 283,4 mm mensais, além dos alagamentos, foram registrados outros problemas, como deslizamentos de terra, casas inundadas e, ainda, várias famílias desabrigadas (TV Portal do Cabo, 2022). Em junho de 2010, com uma precipitação de 506,3 mm mensais, segundo o G1Brasil (2022), a cidade de Cabo de Santo Agostinho ficou em situação de emergência devido às fortes chuvas (Fig. 2b). Em abril e maio de 2011, possuindo em torno de 470 e 500 mm mensais, respectivamente (Fig. 2c), houveram inúmeros transtornos registrados, como a queda de barreiras, 100 famílias desalojadas, 9 casas destruídas, quedas de árvores e 3 pessoas feridas (Cotidiano, 2022; Jornal do Commercio, 2022).

Em junho de 2012, apresentando em torno de 300 mm mensais, foi registrado, por meio do Rádio Jornal Pernambuco (2022), a morte de 2 pessoas e no mês seguinte, registrados transtornos como deslizamentos de terra e alagamentos na mesma região (G1 Pernambuco, 2022).

Em julho de 2015, com chuvas em torno de 520 mm mensais, foram identificados deslizamentos, alagamentos de alguns bairros na cidade e, ainda, a queda de árvores (G1 Pernambuco, 2022a). Além disso, foram registrados eventos de enchentes e alagamentos em outros anos, todos entre os meses de fevereiro e agosto, como por exemplo, em março de 2016, em junho de 2017 e em fevereiro de 2018 (Fig. 2c) (G1 Pernambuco, 2022b; Diário de Pernambuco, 2022; G1 Pernambuco, 2022c, G1 Pernambuco, 2022d). Por fim, em abril de 2020, com uma precipitação de 150,5 mm mensais, foram documentados prejuízos como a queda de um muro sobre uma casa e 1 pessoa ferida devido às fortes chuvas (Diário de Pernambuco, 2022a).

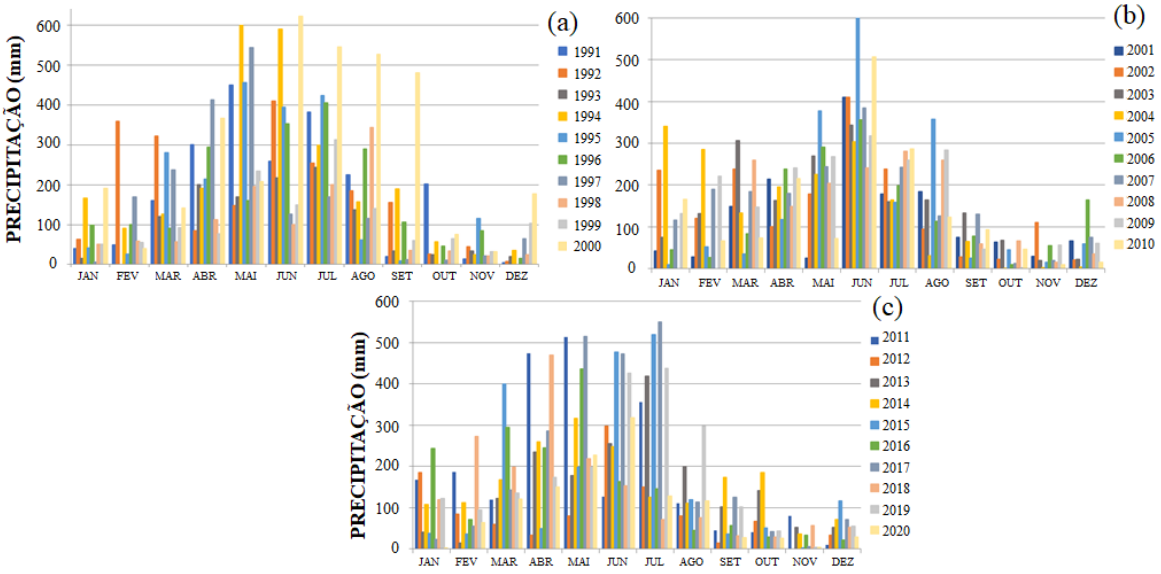


Fig. 2. Distribuição plubiométrica anual na cidade de Cabo de Santo Agostinho-PE. Fonte: ANA, 2022.

4. CONCLUSÕES

A partir da análise dos dados, é possível perceber que todos os eventos documentados pelos jornais online ocorrem no período compreendido entre os meses de fevereiro e agosto, justamente o período chuvoso para a região. Os trasnstornos verificados são de diferentes proporções e, diante disso, é possível concluir que se faz, cada vez mais, necessária à adoção de medidas para amenizar e/ou corrigir tais problemas, como por exemplo, o uso de dispositivos sustentáveis de drenagem urbana, que aumentam as áreas permeáveis, como os jardins de chuva, trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis, ou acumulam grandes quantidades de água da chuva por um determinado período, como os reservatórios de detenção nos lotes. Portanto, é importante que tais problemas tenham uma maior visibilidade, assim como, no período chuvoso (fevereiro a agosto), deve-se ter uma maior atenção e alerta para que a população não sofra, ainda mais, com as consequências desses problemas que possuem soluções, porém não tem sido dada, até o momento, a devida importânicia.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece a bolsa de pesquisa recebida da Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernamuco (FACEPE).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. Séries Históricas de Estações. Disponível em: < http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Brasil (2019). Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Plano de Contingência para Emergência em Saúde Pública por Inundação. Brasília, Ministério da Saúde, 2ed.

Cabo de Santo Agostinho, Prefeitura Municipal de. A cidade – O cabo de Santo Agostinho. Disponível em: <https://prefeitura.cabo.pe.gov.br/pagina/cidade/>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Cotidiano. Chuvas causam deslizamentos e enchentes no Nordeste; feriado terá mais precipitações. Disponível em: <https://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2011/04/20/chuvas-causam-deslizamentos-e-enchentes-no-nordeste-feriado-tera-mais-precipitacoes.htm>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Diario de Pernambuco. Sete anos depois da enchente de 2010, por que ainda há inundações na Mata Sul?. Disponível em: <https://www.diariodepernambuco.com.br/noticia/vidaurbana/2017/05/sete-anos-depois-da-enchente-de-2010-por-que-ainda-ha-inundacoes-na-m.html>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Diario de Pernambuco. Chuvas na RMR provocam queda de muro e alagamentos. Disponível em: <https://www.diariodepernambuco.com.br/noticia/vidaurbana/2020/04/chuvas-na-rmr-provocam-queda-de-muro-e-alagamentos.html>. Acesso em 01 de abril de 2022a.

Folha de S. Paulo. Chuva mata três e deixa 9.500 desabrigados em Recife. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u10246.shtml>. Acesso em 01 de abril de 2022.

G1 Brasil. Sobe para 12 o total de cidades em calamidade em PE. Disponível em: <https://g1.globo.com/brasil/noticia/2010/06/sobe-para-12-o-total-de-cidades-em-calamidade-em-pe.html>. Acesso em 01 de abril de 2022.

G1 Pernambuco. Na Região Metropolitana do Recife, chuvas causam transtornos. Disponível em: <https://g1.globo.com/pernambuco/noticia/2012/07/na-regiao-metropolitana-do-recife-chuvas-causam-transtornos.html>. Acesso em 01 de abril de 2022.

G1 Pernambuco. Mais 5 cidades decretam alerta por causa de chuvas no Grande Recife. Disponível em: <https://g1.globo.com/pernambuco/noticia/2015/07/olinda-ipojuca-e-sao-lourenco-decretam-alerta-por-causa-de-chuvas.html>. Acesso em 01 de abril de 2022a.

G1 Pernambuco. Chuva inunda casas e deixa famílias desalojadas na Mata Sul. Disponível em: <https://g1.globo.com/pernambuco/noticia/2016/03/chuva-inunda-casas-e-deixa-familias-desalojadas-na-mata-sul.html>. Acesso em 01 de abril de 2022b.

G1 Pernambuco. Cabo de Santo Agostinho registra mais de um terço da chuva esperada para julho em um dia. Disponível em: <https://g1.globo.com/pernambuco/noticia/cabo-de-santo-agostinho-registra-mais-de-um-terco-da-chuva-esperada-para-julho-em-um-dia.ghtml>. Acesso em 01 de abril de 2022c.

G1 Pernambuco. Em 24 horas, chove quase o esperado para o mês inteiro no Cabo de Santo Agostinho. Disponível em: <https://g1.globo.com/pe/pernambuco/noticia/em-24-horas-chove-quase-o-esperado-para-o-mes-inteiro-no-cabo-de-santo-agostinho.ghtml>. Acesso em 01 de abril de 2022d.

Jornal do Commercio. Chuva provoca mortes e trantornos em Pernambuco. Disponível em: <https://jc.ne10.uol.com.br/canal/cidades/geral/noticia/2011/05/04/chuva-provoca-mortes-e-trantornos-em-pernambuco-3468.php>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Rádio Jornal Pernambuco. Chuva na Região Metropolitana do Recife deixa pelo menos três mortos. Disponível em: <https://radiojornal.ne10.uol.com.br/noticia/2012/06/14/chuva-na-regiao-metropolitana-do-recife-deixa-pelo-menos-tres-mortos-3069/index.html>. Acesso em 01 de abril de 2022.

Tasca, F. A.; Pompêo, C. A.; Finotti, A. R. (2018). Evolução da Gestão da Drenagem Urbana na Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí-Açu. Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 7, n. 2, p. 264-283.

Tucci, C. E. M. (2005). Gestão de Águas Pluviais Urbanas - Saneamento para todos. Brasília, Programa de Modernização do Setor Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, 197 p..

TV Portal do Cabo. Diversos bairros do Cabo padecerão com a chuva que caiu nesta noite. Disponível em: <https://portalcabo.wordpress.com/2009/08/25/diversos-bairros-do-cabo-padecerao-com-a-chuva-que-caiu-nesta-noite/>. Acesso em 01 de abril de 2022.

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

ARE WE ADAPTING WASTEWATER TREATMENT PROCESSES TO CLIMATE CHANGE FAST ENOUGH?

Vitor VAZ[1 2], Fernanda FERREIRA[3], Priscila CARLON[4], Amanda NUNES[5], Philippe JUNEAU[6], David DEWEZ[7] , William MATIAS[8], Maria Elisa MAGRI[9]

[1] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, vitorpereiravaz@gmail.com;*

[2] *Université du Québec à Montréal, Montreal, vitorpereiravaz@gmail.com;*

[3] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, goncalvesfer.d@gmail.com;*

[4] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, priscila.carlon@gmail.com;*

[5] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, amandaanunes19@gmail.com;*

[6] *Université du Québec à Montréal, Montreal, juneau.philippe@uqam.ca;*

[7] *Université du Québec à Montréal, Montreal, dewez.david@uqam.ca;*

[8] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, william.g.matias@ufsc.br;*

[9] *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, maria.magri@ufsc.br.*

ABSTRACT

Climate change is affecting humanity significantly by having effects such as temperature increase, precipitation displacements with places being more prone to droughts and others to extreme floods, remobilization of pollutants, sea level rise and many other impacts that are yet unknown. Although most wastewater treatment systems have yet to update their processes to accommodate new environmental conditions, change is needed to better prepare for the upcoming drastic changes. This work aims to discuss the measures being taken globally to minimize the impacts of climate change on wastewater treatment processes while reducing its impact on the climate and discuss future avenues. Due to the rise in sea levels, for example, *in situ* treatments could be altered by the saline intrusion and changes in the groundwater levels, meaning that many coastal countries such as Brazil and Portugal could be impacted by the reduced infiltration of treated effluent. Increasing precipitations will also boost leaching of nutrients compared to previously calculated and thus becoming a source of nutrients for groundwater or surface waters. Wastewater characteristics can also change due to climate change. Every year thousands of new compounds are created with effects, for most of them, that we do not fully understand. New chemicals could be developed to adapt life to climate change solving problems that are yet to emerge and, thus, impacting wildlife. Actual adaptation strategies to climate change seem to consider that the main emerging issues. However, all efforts to reduce emissions and to meet the Paris Climate Agreement are being taken to keep the increase of temperature lower than 1.5ºC, meaning that the average temperature will already increase, raising concerns over the speed of the adaptation process.

Keywords: Climate change; Adaptation strategies; Coastal cities.

1. INTRODUCTION

Effects of climate change are already being seen as consequences of the increase of at least 1.5ºC on the global average temperature, with projections ranging from 2ºC to 5ºC until 2050 (IPCC, 2021). Quantifying these effects has been a task in fields such as hydrology, climatology, biology, and toxicology, providing an overview of the situation so that regulators can act up to reduce its effects, but also so that society can be prepared for new scenarios. Sanitation as a field of study however has not yet shown great efforts to modify Wastewater Treatment Plants (WWTP) processes to adapt to the induced (and future) changes (Langeveld, Schilperoort, & Weijers, 2013).

Precipitation, for example, is already being altered causing more extreme droughts and extreme floods due to the disruption of the hydrological cycle, and effects of the mismanagement of such events are still occurring. In addition, impacts of climate change are not well distributed around the world and certain places such as coastal cities, are more prone to its effects such as the raise in sea level and saline intrusion on groundwater. Since Brazil and Portugal are countries with a great part of the population living in the coastal area, this work will focus on these countries. This work aims to discuss the measures being taken globally to minimize the impacts of climate change in wastewater treatment processes while reducing its impact on the climate and discuss perspectives.

2. MAIN EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON WWTP

2.1 Increased emission of greenhouse gases (GHG)

During the treatment process, the emission of GHG is associated with microbial degradation of the organic matter, generating methane (anaerobic process), carbon dioxide (aerobic processes), and nitrous oxide (nitrification and denitrification processes) (Zouboulis & Tolkou, 2015). Microbial degradation is highly dependent on temperature, thus, an increase on the average global temperature will accelerate organic matter degradation and its subsequent GHG emissions. Case studies have shown this effect as it was modelled by Abdulla and Farahat (2020) that demonstrated an increase in BOD and COD removal during summer and a decrease on the same parameters during winter.

2.2 Increased sewage volume for treatment during hydrological events

Calculations on the capacity of a given WWTP are always based on series of hydrological data, meaning that the information on precipitation is modelled after events that happened with a smaller impact of climate change if any. However, future projections are not in accordance with has happened until the current days, raising a concern over how prepared the WWTP are to overcome the surplus of wastewater inflow. The opposite can be applied as well, since the projections are also for increased scarcity, increasing the concentration of organic matter of the wastewater intake in areas without full separation between pluvial and even if kept the same current production rate.

2.3 Sea levels rise and subsequent discharge problems

Raising sea levels have been a discussion topic since the beginning of the climate change debate and most coastal cities are not yet prepared to overcome this issue. To function properly, discharge piping should not be submerged (Abdulla & Farahat, 2020), meaning that coastal WWTP that discharge directly into the ocean or rivers close to the ocean could become submerged thus demanding pumping of the effluent, raising the energy consumption. WWTP that choose to discharge their treated wastewater into the soil (*in situ* treatments) are very popular in places where no municipal WWTP are available These *in situ* treatments depend on the groundwater level to be efficient and coastal cities tend to have high groundwater levels, meaning that a significative sea level rise and consequent groundwater level rise would make the whole system not only useless, but also harmful to the environment, since non-treated wastewater would be directly discharged in groundwaters. Therefore, places that are not covered by municipal WWTP collect water from wells or pumped groundwater, resulting in a potential source of contamination for the population.

3. PERSPECTIVES

3.1 Increased emission of greenhouse gases (GHG)

To overcome the increased production of GHG during warmer seasons, the enclosing of WWTP and collection of the gases generated could be the easiest solution to the problem. This also gives the management option to generate energy from these gases, which would help in both reducing the emission and the usage of energy for pumping the effluent, for example. This scenario could be an adaptation stage during the hotter years ahead, but also a way of reducing climate change itself, since it is estimated that emissions from WWTP largely contribute to the process by emitting GHG (IPCC, 2021; Zouboulis & Tolkou, 2015).

Achieving this would be easier with investments from both private and public sources since climate change is a global problem and would impact humanity in every possible aspect. Raising awareness on the topic is already a challenge, raising funds is even harder, however, it is a necessity given the urgency of actions being taken towards reducing the average temperature increase.

3.2 Increased sewage volume for treatment during hydrological events

Operational changes in WWTP are necessary to overcome this topic, which means that the facilities should operate in nearly 50% of the total capacity to be prepared for greater inflow during high precipitation events (Major, Omojola, Dettinger, Hanson, & Sanchez-Rodriguez, 2011; Zouboulis & Tolkou, 2015). However, designing an already built WWTP to accommodate more inflow could be done by building more compartmentalized processes parallel to the existing facility. If expanding the volume capacity is not possible, building new and smaller WWTP for apartment complexes, for example, could be the answer. Investing

on facilitating *in situ* treatments for residencies where applied. Major *et al* (2011) cites the New York City WWTP system as highly adaptable to climate change assessing constantly sea level rise with a set of actions to be taken in a case of extreme events which consider even relocating the WWTP.

3.3 Sea levels rise and subsequent discharge problems

Solving the sea level problem is highly dependent on the scenario of climate change that will occur. Optimist scenarios could have little to no changes on the discharging of the effluent such as investing in pumping the effluent, however for worst scenarios, necessity of moving the WWTP to higher grounds would be probably necessary. In both cases, management strategies should be considered as soon as possible, so that when the problematic situations will occur, the solutions will be already well thought and structured.

4. CONCLUSIONS

We presented those actions must be taken to avoid greater environmental impact due to WWTP and their response to a rapidly changing environment. Adapting to climate change demands efforts from all areas of study and sanitation. However, the speed at which WWTP globally are preparing themselves to the already known consequences of raising sea levels and increased average temperature, seems to be at a slower pace than necessary. A greater integration between the operation of WWTP and academia could help to obtain a positive outcome which would reduce the harmful effects caused by higher precipitations or by the raise of the sea level.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to acknowledge the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) and the Coordination of Superior Level Staff Improvement (CAPES) for the funding during the making of this research.

REFERENCES

Abdulla, F., & Farahat, S. (2020). Impact of Climate Change on the Performance of Wastewater Treatment Plant: Case study Central Irbid WWTP (Jordan). Procedia Manufacturing, 44, 205–212. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.promfg.2020.02.223

IPCC. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge University Press. Retrieved from https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/

Langeveld, J. G., Schilperoort, R. P. S., & Weijers, S. R. (2013). Climate change and urban wastewater infrastructure: There is more to explore. Journal of Hydrology, 476, 112–119. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.021

Major, D., Omojola, A., Dettinger, M., Hanson, R., & Sanchez-Rodriguez, R. (2011). Climate change, water, and wastewater in cities: first assessment report of the urban climate change research network. Cambridge University Press. Cambridge.

Zouboulis, A., & Tolkou, A. (2015). Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions. In Managing Water Resources Under Climate Uncertainty: Examples from Asia, Europe, Latin America, and Australia (pp. 1–438). https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6

(Abdulla & Farahat, 2020)

silubesa
Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

223

GALGAMENTOS COSTEIROS E MEDIDAS DE MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO ÀS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NO LITORAL DE OVAR

Márcia LIMA[1 2], Carlos COELHO[1], Filipa JESUS[1]

[1] RISCO & Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, marcia.lima@ua.pt, ccoelho@ua.pt, filipajesus@ua.pt

[2] DREAMS & Universidade Lusófona do Porto, Rua Augusto Rosa, nº 24, 4000-098 Porto, marcia.lima@ulp.pt

RESUMO

A severidade do clima de agitação marítima que caracteriza a costa portuguesa, nomeadamente o litoral de Ovar, associada aos problemas de erosão costeira, leva frequentemente a situações de emergência devido a galgamentos e inundações, que põem em causa a segurança de pessoas, bens e infraestruturas. Por outro lado, espera-se que, em Portugal, a subida do nível do mar e as mudanças nas tempestades por efeito das alterações climáticas aumentem os episódios de galgamento. Por estes motivos, é fundamental antecipar consequências e reduzir os custos que possam resultar de galgamentos e inundações. Neste sentido, é objetivo deste trabalho, compreender a influência das alterações climáticas na previsão de eventos e custos de galgamento no litoral de Ovar, mais concretamente na obra aderente do Furadouro, e propor soluções baseadas na base de dados de medidas de mitigação e adaptação às alterações climáticas desenvolvida no âmbito do projeto INCCA (http://incca.web.ua.pt/). Foi analisada a incerteza associada à estimativa da subida do nível médio do mar e do clima de agitação futuro. A subida de 1.50 m corresponde ao pior cenário e estima-se um impacto direto, se outras medidas não forem tomadas, de um aumento dos custos atuais de galgamento e inundação em cerca de 2 a 7 vezes. Por outro lado, a incerteza no clima de agitação futuro, mostra que os custos associados a galgamentos, ao longo de 20 anos, poderão oscilar entre cerca de 2.5 e 3.7 milhões de euros, caso não sejam adotadas outras medidas de mitigação ou adaptação. Assim, para fazer face aos eventos futuros de galgamento propõem-se as medidas A32, B12, B14 e B21 descritas no projeto INCCA, correspondentes a alimentação artificial de sedimentos, reconfiguração das obras longitudinais aderentes, dissipação da energia das ondas com recurso a quebramares destacados e acomodação/ reordenamento das frentes urbanas.

Palavras-Chave: Subida do Nível do Mar; Clima de Agitação; Furadouro; Inundações; Projeto INCCA.

1. INTRODUÇÃO

O galgamento de estruturas de defesa costeira é um fenómeno que se caracteriza pelo transporte de massa de água sobre o coroamento da estrutura, e que, num último momento, afeta diretamente as populações provocando perdas e danos. A estimativa dos caudais galgados, a avaliação do risco de ocorrência dos galgamentos e a determinação das consequências e custos correspondentes são dependentes de vários aspetos, sendo fundamental perceber a influência dos agentes forçadores nos resultados. O litoral do concelho de Ovar foi identificado como uma das zonas com mais elevada vulnerabilidade e risco costeiro (Coelho *et al*., 2015). O défice sedimentar ao longo do litoral de Ovar é enorme e prevê-se que continuará a ser num futuro próximo, pelo que as situações de galgamento e de recuo da posição da linha de costa tendem a ser cada vez mais frequentes. Por outro lado, espera-se que, em Portugal, a subida do nível do mar e as mudanças nas tempestades por efeito das alterações climáticas aumentem os episódios de galgamento (Abadie *et al*., 2020).

O projeto INCCA (Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes) tem por objetivo promover uma abordagem que integre a adaptação às alterações climáticas (AAC) e a mitigação da erosão costeira em perspetivas de curto, médio e longo-prazo. A adaptação e mitigação deve considerar as dimensões social, ambiental, económica e de engenharia, para ajudar os órgãos de decisão a conceber planos de ação para implementação de estratégias de AAC sustentáveis e duradouras. Uma das componentes do projeto INCCA corresponde ao desenvolvimento de um manual de medidas de mitigação e adaptação à erosão costeira e às alterações climáticas (Lima *et al.*, 2021).

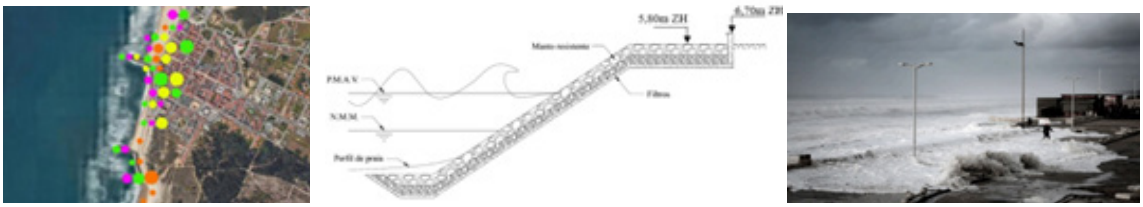
Neste sentido, é objetivo deste trabalho, com base na metodologia desenvolvida em Jesus (2020), compreender a influência das alterações climáticas na previsão de eventos e custos de galgamento no litoral de Ovar, mais concretamente na obra aderente do Furadouro e, com base no Manual desenvolvido no projeto INCCA, propor medidas de mitigação e adaptação que permitam reduzir o número de eventos de inundação e galgamento.

2. PREVISÃO DOS CUSTOS DE GALGAMENTO E INUNDAÇÃO

2.1 Caso de estudo

O litoral do concelho de Ovar é uma das zonas costeiras portuguesas com maior vulnerabilidade e risco no que diz respeito à erosão costeira e episódios de galgamento e inundação. Desde 2017 que a Agência Portuguesa do Ambiente procede aos registos de eventos, recorrendo a fichas tipificadas, que permitem uma melhor caraterização dos custos e consequências, tendo-se verificado, pela sua análise, que a zona do Furadouro é a que regista o maior número de eventos (Jesus, 2020), com registos de RLC (recuo da linha de costa), GAL (galgamentos), DDC (destruição do cordão dunar) e DI (destruição de infraestruturas), Fig.1a. Por este motivo, o presente trabalho incidiu no estudo de

galgamentos na obra aderente de talude simples com parede de coroamento, localizada na praia do Furadouro, que é frequentemente fustigada por eventos de galgamento e inundação (Fig1.b e c).



a) registos de eventos da APA b) esquematização da obra aderente c) evento de galgamento

Fig. 1. Caso de estudo: Ovar, Furadouro.

2.2 Metodologia

A metodologia foi baseada na recolha e análise do histórico de intervenções costeiras e respetivos custos de manutenção, bem como no número de eventos de dano registados no passado e consequentes impactos. Foi necessária a definição de um período de análise passado, onde foi essencial conhecer o clima de agitação, custos de construção e/ou manutenção de estruturas costeiras, eventos de inundação e danos e custos correspondentes. Conhecido o clima de agitação histórico, foi importante a definição de um cenário de referência, que permitisse a estimativa dos custos unitários de galgamento, custos de intervenção e manutenção das intervenções costeiras, facilitando a sua extrapolação no tempo. Os cenários futuros de agitação para os quais se pretendeu prever a frequência de galgamentos e consequentes custos de inundação foram definidos para a área de estudo, ao longo do horizonte temporal, considerando o efeito das alterações climáticas e da taxa de atualização dos valores monetários.

2.3 Resultados

O cenário de referência foi definido com base no registo de eventos da Agência Portuguesa do Ambiente, considerando o clima de agitação histórico. Os cenários futuros considerados englobam duas situações de subida do nível médio do mar (0.50 m no cenário OS1 e 1.50 m no cenário OS2) e quatro climas de agitação futura (RCP4.5 a curto prazo, OS3, RCP4.5 a longo prazo, OS4, RCP8.5 a curto prazo, OS5, e RCP8.5 a longo prazo, OS6). A Fig. 2 seguinte resume os resultados obtidos ao longo dos 20 anos de análise.

3. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO E ADAPTAÇÃO

3.1 Manual de medidas de mitigação e adaptação

Um dos principais objetivos do projeto INCCA consiste na identificação e caracterização de estratégias de mitigação e adaptação à erosão costeira e aos efeitos das alterações climáticas. O manual conta com 53 medidas, caracterizadas em 3 Bases de Dados: #1 -

Medidas de Mitigação e Adaptação; #2 - Impactos de Medidas de Mitigação e Adaptação; e #3 - Custos Diretos de Medidas de Mitigação e Adaptação. Importa referir que, estas medidas constituem uma base que se pretende de uso geral, mas que está sujeita a reavaliação e melhoria no que diz respeito aos seus conteúdos. Desta forma, os resultados deste manual contemplam a visão da população local através da realização de *workshops*, de forma a desenvolver um modelo participativo e económico, beneficiando dos contributos dos diferentes peritos e *stakeholders* envolvidos na temática da erosão costeira.

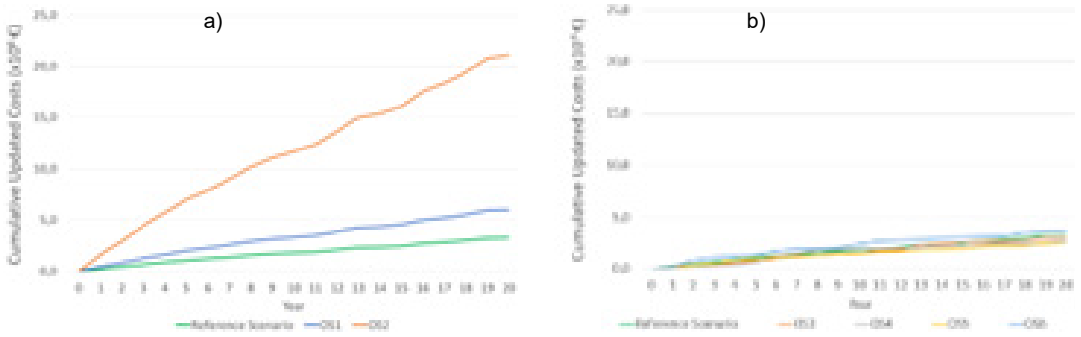


Fig. 2. Impacto do efeito das alterações climáticas no desempenho económico dos eventos de galgamento e inundação, ao longo dos 20 anos de análise: a) subida do nível médio; b) clima de agitação.

3.2 Medidas de mitigação e adaptação às alterações climáticas no litoral de Ovar

Tendo por base os resultados da secção 2.3, que mostram uma tendência crescente dos custos associados aos eventos de galgamento, foi consultado e analisado o Manual apresentado na secção 3.1, propondo-se as medidas A32, B12, B14 e B21 para fazer face aos eventos futuros de galgamento.

3.2.1 Alimentação artificial de sedimentos (A32)

Alimentações artificias de areia são medidas que visam combater o défice sedimentar pela adição direta de sedimentos na praia, que podem ter diferentes proveniências: provenientes de depósitos *offshore*, i.e., da plataforma continental ao largo da costa (A321); provenientes de depósitos *inshore*, i.e., em terra (A322); ou provenientes de dragagens em ria/rios (Lima *et al.*, 2021). Os sedimentos são colocados diretamente na praia, originando uma faixa de praia mais robusta com o objetivo de proteger estruturas e sistema dunar, alargando a área para uso recreativo e promovendo a redução de galgamentos.

3.2.2 Reconfiguração das obras longitudinais aderentes (B12)

Obras longitudinais aderentes são estruturas artificiais construídas ao longo da face de um cordão dunar ou do talude inclinado de uma praia e são projetadas para definir uma posição fixa da linha de costa. Estas estruturas refletem e dissipam a energia da agitação, absorvendo o impacto direto das ondas e o efeito do respetivo espraiamento e podem ser em talude simples (B121), com patamar(es) intermédio(s) (B122), com coroamento elevado (B123) ou podem ser realizadas com geocilindros ou outros materiais geossintéticos

(B124), Lima *et al.* (2021). Nas obras longitudinais já existentes a diminuição do número de eventos de galgamento pode ser conseguida construindo patamares ao longo do talude, a diferentes cotas, tendo com objetivo principal o controlo da rebentação das ondas consoante o nível de maré. Desta forma, evitam a dissipação de energia diretamente no talude principal da estrutura, reduzindo o espraiamento das ondas e, consequentemente, a frequência de galgamentos. A elevação da cota de coroamento é também uma solução que evita o número de eventos de galgamento e consequentes inundações.

3.2.3 Dissipação da energia das ondas com recurso a quebramares destacados (B14)

Quebramares destacados visam dissipar a energia das ondas incidentes numa zona afastada da costa, evitando galgamentos e inundações e promovendo a acumulação de sedimentos na zona abrigada. A acumulação de sedimentos pode dar origem a salientes ou tômbolos (quando a deposição de sedimentos liga a linha de costa à estrutura). Existem diferentes tipos de quebramares destacados: emersos (B141), submersos (B142), submersos com materiais geossintéticos (B143) e submersos com recifes artificiais (B144), Lima *et al.* (2021).

3.2.4 Acomodação/reordenamento das frentes urbanas (B21)

As medidas de acomodação/reordenamento das frentes urbanas visam a acomodação do litoral aos mecanismos de erosão costeira e alterações climáticas, através da adaptação das construções, para ajuste a possíveis investidas do mar. De acordo com o Manual do projeto INCCA (Lima *et al.,* 2021), existem 3 medidas de atuação possíveis: acomodação do edificado à dinâmica natural do local (B211); reordenamento das frentes urbanas, criando infraestruturas ajustadas à nova realidade (B212); e zonamento e gestão das zonas costeiras em função do mapeamento dos níveis de risco (B213). A medida B211 pode ser implementada através de rés-do-chão vazados ou edifícios temporários, que visam reduzir os impactos socioeconómicos de eventos extremos e/ou ganhar tempo para a implementação de outras medidas de longo-prazo. A medida B212 visa minimizar os impactos negativos de fenómenos extremos (inundações, galgamentos, etc.), através do reordenamento de frentes urbanas e a adoção de soluções urbanas resilientes. Estas podem incluir restringir o uso do solo abaixo de certos níveis, promover a ocupação sazonal, preencher estrategicamente os espaços nas frentes urbanas (por exemplo, com áreas de estacionamento), criar soluções de dissipação de energia das ondas, criar mecanismos que escoem grandes volumes de água em situações de galgamentos e reabilitar e/ou construir estruturas para que sejam mais resilientes à ação das ondas. Por último, a medida B213, visa minimizar a exposição de infraestruturas, pessoas e atividades económicas ao risco de danos causados por galgamentos, inundações e/ou erosão. O planeamento das zonas costeiras deve considerar o mapeamento e zonamento do risco de erosão, com recurso a ferramentas de análise que permitam promover a gestão costeira de acordo com os diferentes níveis de risco.

4. CONCLUSÕES

Para avaliar a influência das alterações climáticas na previsão de eventos futuros de galgamentos e respetivos custos na para do Furadouro, foi analisada a incerteza da subida do nível médio do mar e do clima de agitação futuro. A subida de 1.50 m corresponde ao pior cenário e estima-se um impacto direto, se outras medidas não forem tomadas, de um aumento dos custos atuais de galgamento e inundação em cerca de 2 a 7 vezes. Por outro lado, a incerteza no clima de agitação futuro, mostra que os custos associados a galgamentos, ao longo de 20 anos, poderão oscilar entre cerca de 2.5 e 3.7 milhões de euros, caso não sejam adotadas outras intervenções.

Recorrendo ao Manual de Medidas de Mitigação e Adaptação desenvolvido no âmbito do projeto INCCA, propõem-se como medidas possíveis para fazer face aos eventos futuros de galgamento, as medidas A32, B12, B14 e B21, correspondentes a alimentação artificial de sedimentos, reconfiguração das obras longitudinais aderentes, dissipação da energia das ondas com recurso a quebramares destacados e acomodação/reordenamento das frentes urbanas.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo projeto “Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes”, INCCA - POCI-01-0145-FEDER-030842, suportado pelos orçamentos do Programa Operacional Competitividade e Internacionalização, na sua componente FEDER, e da Fundação para a Ciência e a Tecnologia, na sua componente de Orçamento de Estado.

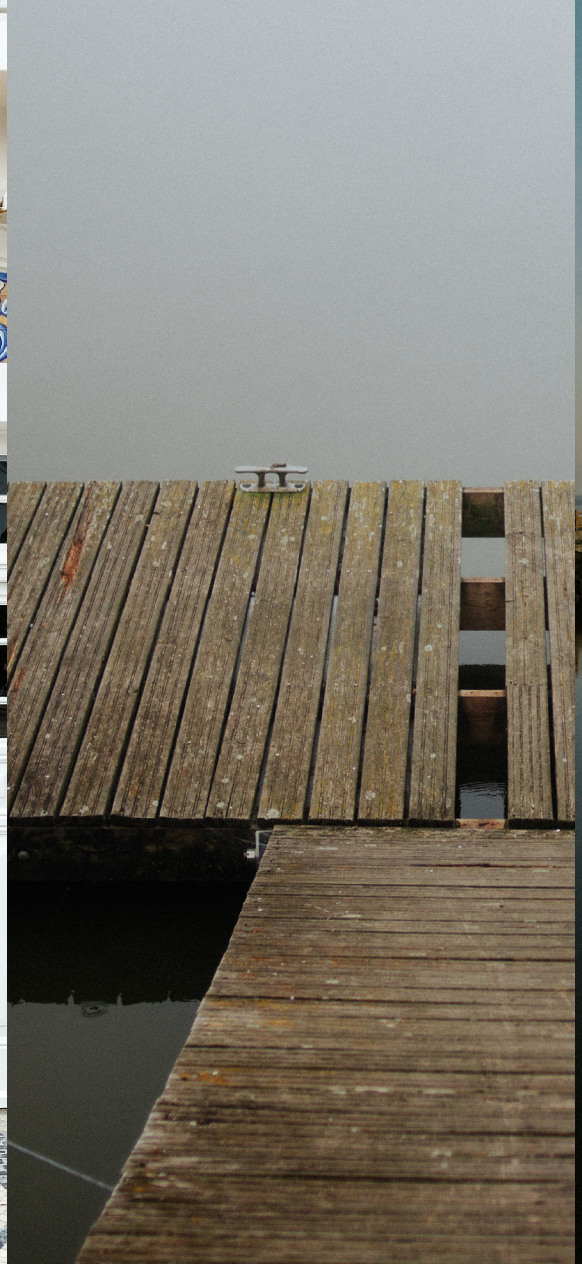
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abadie, L. M., de Murieta, E. S., & Galarraga, I. (2020). The costs of sea-level rise: Coastal adaptation investments vs. inaction in Iberian coastal cities. Water, 12(4), 1–17.

Coelho, C., Pereira, C., Costa, S., & Lima, M. (2015). Seção III, Capítulo III: A Erosão Costeira, as Tempestades e as Intervenções de Defesa Costeira no Litoral do Concelho de Ovar, Portugal.

Lima, M., Coelho, C., Alves, F., Marto, M. (2021), Base de Dados #1 - Medidas de Mitigação e Adaptação à Erosão Costeira e às Alterações Climáticas, Projeto INCCA - Adaptação Integrada às Alterações Climáticas para Comunidades Resilientes (POCI-01-0145-FEDER-030842), Universidade de Aveiro.

Jesus, F. (2021). Espraiamento, galgamento e inundação costeira: passado e futuro no concelho de Ovar. Dissertação de Mestrado. Universidade de Aveiro, Portugal.


Organização

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS
APRH
45 ANOS em prol dos Recursos Hídricos
apesb
ABES 55 ANOS

Patrocinadores

Platina

POLITEJO

Gold

OLI

Prata

EPAL Grupo Águas de Portugal
sanindusa
Water Wise System®

Apoios

ANQIP
universidade de aveiro
ORDEM DOS ENGENHEIROS REGIÃO CENTRO