

# Recursos Hídricos

Volume 40, N.º 2 | dezembro 2019



**ASSOCIAÇÃO  
PORTUGUESA DOS  
RECURSOS HÍDRICOS**

**Título**

Revista Recursos Hídricos

**Data de publicação**

16 de janeiro de 2020

**Data do número**

Dezembro, 2019

**Proprietário**

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

**Diretor**

António Gonçalves Henriques

**Subdirectora**

Maria Manuela Portela

**Diretores Associados**

Ana Katila Ribeiro

Fernanda Santiago

Maria Manuela Portela

Paulo Rosa Santos

**Conselho Editorial**

António Betâmio de Almeida

António Guerreiro de Brito

António Pinheiro

António Trigo Teixeira

Catarina Roseta Palma

Fernando Veloso Gomes

Francisco Ferreira

Francisco Nunes Correia

Jaime Melo Baptista

João Pedroso de Lima

Jorge Matos

José Matos

Luís Ribeiro

Manuel Rijo

Manuela Moreira da Silva

Maria da Conceição Cunha

Paulo Canelas de Castro

Rafaela Matos

Rodrigo Maia

Rodrigo Oliveira

Susana Neto

Teresa Ferreira

**Membros da Comissão Diretiva**

Susana Neto (Presidente)

Manuela Moreira da Silva (Vice-Presidente)

Pedro Teiga (Vice-Presidente)

Amparo Sereno (Vogal)

Luís David (Vogal)

**Secretariado**

Ana Estêvão

André Cardoso

Conceição Martins

**Redação, Administração e Sede do editor**

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

a/c LNEC

Av. do Brasil, 101

1700-066 Lisboa

PORTUGAL

Telefone 21 844 34 28

NIF n.º 501063706

**Design**

Ana Rosária Gonçalves

**Periodicidade**

Semestral

**Edição digital gratuita****Estatuto Editorial**

<http://www.aprh.pt/rh/index.html>

Os artigos publicados na Recursos Hídricos são identificados com DOI (Digital Object Identifier).

Registo de Pessoa Colectiva n.º 501063706

Registo na ERC n.º 125584

Depósito legal n.º 5838/84

ISSN 0870-1741

## Apoiantes



Direção-Geral de Agricultura  
e Desenvolvimento Rural

# INDÍCE

EDITORIAL .....	5
CT&I (CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO) .....	7
<i>Abordagem para o balanço energético em aproveitamentos hidroagrícolas</i> Henrique Cunha, Aisha Mamade, Dália Loureiro, Gonçalo Sousa, Helena Alegre, Dídía Covas .....	9
<i>Modelo numérico del proceso de llenado de una conducción simple con válvula de aire</i> Oscar E. Coronado-Hernández, Vicente S. Fuertes-Miquel, Mohsen Besharat, Helena M. Ramos .....	19
<i>Dimensión fractal e identificación de potenciales sectores de servicio en redes de distribución de agua potable utilizando criterios hidráulicos</i> Kevin Vargas, Camilo Salcedo, Juan Saldarriaga .....	27
<i>Optimización multi-objeto para la mejora de equidad y fiabilidad en redes de abastecimiento intermitente</i> David Ferras, Passwell Pepukai Nyahora, Andres Amen, João Ferreira, Mukand Singh Babel .....	39
<i>Aplicación del SSD AQUATOOL al sistema de recursos hídricos de la cuenca del río Tepalcatepec</i> Iván González Arreguín, María del Mar Navarro Farfán, Sonia Tatiana Sánchez Quispe, Julio C. Orantes A. ....	49
<i>Dimensionado de depósitos de retención de contaminación mediante caracterización de las Descargas de Sistemas Unitarios en la ciudad de Murcia</i> Pedro D. Martínez Solano, Pablo Espín Leal, Simón Nevado Santos, Juan T. García Bermejo .....	49
DIVULGAÇÃO .....	65
ACQUAJURIS .....	69
<i>“Privatização” da água: problema ou solução?</i> Pedro D. Martínez Solano, Pablo Espín Leal, Simón Nevado Santos, Cesar Luiz de Oliveira Janoti .....	71
<i>A água como direito humano fundamental – O pagamento por serviços ambientais destinado à sua proteção</i> Ariel Stopassola, Amparo Sereno .....	77



O presente número da Recursos Hídricos reúne, na secção Ciência, Tecnologia & Inovação, um conjunto selecionado de artigos que foram apresentados no SEREA 2019, XVI edição do Seminário Ibero-Americano sobre Sistemas de Abastecimento e Drenagem, que teve lugar no Campus da Alameda do Instituto Superior Técnico em julho de 2019. Agradecemos à Dídia Covas, associada nº 1387 da APRH, a seleção dos artigos e a respetiva revisão final.

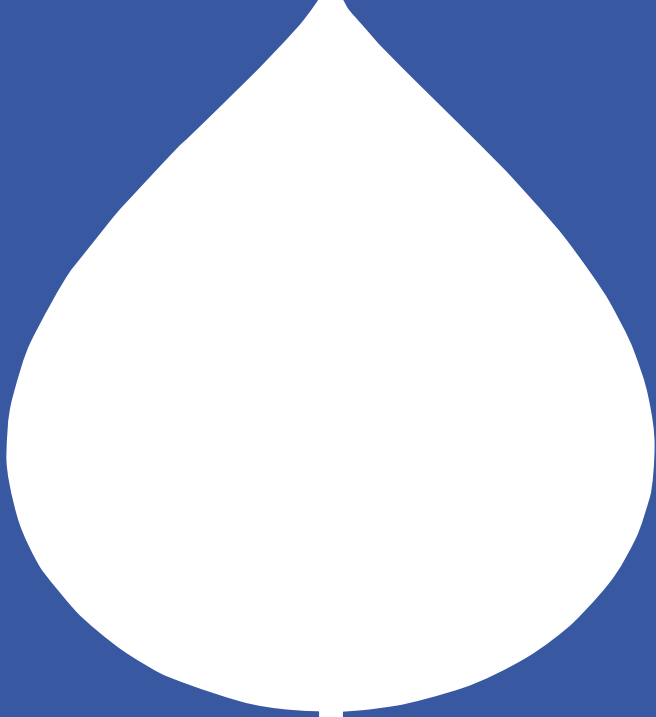
Na secção Acquajuris são publicados mais dois artigos integrados no tema geral do acesso à água como direito humano fundamental: o problema da privatização da água e a questão do pagamento dos serviços ambientais, através nomeadamente das taxas de recursos hídricos, com a finalidade de proteger a água. A Amparo Sereno, associada n.º 1832 da APRH é credora do nosso reconhecimento pela coordenação deste importante tema e pela seleção e revisão final dos artigos.

Desejamos a todos os associados e leitores da Recursos Hídricos um Bom Ano de 2020 e esperamos que apreciem a leitura dos artigos agora publicados.

**António Gonçalves Henriques**

**Diretor da Recursos Hídricos**





**ct&i**

**(Ciência, Tecnologia e Inovação)**





# Abordagem para o balanço energético em aproveitamentos hidroagrícolas

## *Energy balance approach in collective irrigation systems*

Henrique Cunha<sup>1</sup>, Aisha Mamade<sup>1</sup>, Dália Loureiro<sup>1</sup>, Gonçalo Sousa<sup>2</sup>, Helena Alegre<sup>1</sup>, Dídia Covas<sup>3</sup>

© Autor correspondente: didia.covas@tecnico.ulisboa.pt

<sup>1</sup> LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil

<sup>2</sup> ARBVS – Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia

<sup>3</sup> CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa

**RESUMO:** A modernização dos sistemas de abastecimento para regadio em Portugal tem conduzido a um uso mais eficiente da água, mas também a um aumento substancial do consumo de energia para uma operação mais flexível. Assegurar um uso eficiente e sustentável do binómio água-energia é fundamental para a sustentabilidade económica e ambiental do setor agrícola. Este artigo tem como objetivo a proposta de uma nova metodologia para avaliação da eficiência energética em sistemas de transporte e distribuição de aproveitamentos hidroagrícolas. Esta metodologia tem por base a existente para sistemas de abastecimento de água. Para além das ineficiências dos equipamentos, esta permite a quantificação da dissipação de energia por perdas de água, em perdas de carga contínuas e localizadas e a energia supérflua associada ao traçado da rede. Este balanço considera novas componentes pelo facto de poderem coexistir redes de transporte e de distribuição em superfície livre e em pressão. O balanço energético proposto permite também quantificar a fração de energia fornecida ao sistema que é recuperada. A metodologia foi aplicada a um aproveitamento hidroagrícola com uma rede mista, composta por canais e por condutas em pressão. A energia mínima necessária para garantir o consumo representa apenas 16% e a principal ineficiência energética do sistema é devida a perdas de água e representa 35% da energia fornecida. Soma da energia dissipada na rede por perdas de carga contínuas e localizadas com a energia supérflua representa 32% e as centrais hidroelétricas existentes já permitem recuperar 14% da energia fornecida ao sistema. Embora existam bombas e turbinas com baixo rendimento, a energia dissipada nesta componente representa apenas 9% da energia fornecida.

Palavras-chave: eficiência energética; balanço energético; aproveitamentos hidroagrícolas

**ABSTRACT:** The modernization of irrigation systems in Portugal has led not only to a more efficient use of water, but also to a substantial increase in energy consumption for more flexible operation. Ensuring the efficient and sustainable use of water-energy is critical to the economic and environmental sustainability of the agricultural sector. A new methodology, based on the existing one for urban water supply systems, is proposed for the assessment of energy efficiency in collective irrigation systems. In addition to equipment inefficiencies, energy dissipation due to water losses, continuous and singular head losses and the superfluous energy associated with the network layout are also quantified. This balance considers new components because open channel and pressurized transport and distribution networks can coexist as opposed to urban water supply systems. The proposed energy balance also allows quantifying the fraction of energy supplied to the system that is recovered. The methodology is applied to a collective irrigation system composed of channels and low-pressure pipes. In this system, the minimum energy required to ensure consumption represents only 16% and the main energy inefficiency in the system is due to water losses and represent 35% of the energy supplied. The energy dissipated due to continuous and singular head losses added to the surplus energy represents 32% and existing hydroelectric stations already allow 14% of the energy supplied to the system to be recovered. Although low-efficiency pumps and turbines are available, the energy dissipated in this component represents only 9% of the supplied energy.

Keywords: energy efficiency; energy balance; collective irrigation systems

## 1. INTRODUÇÃO

O setor agrícola é responsável pelo maior consumo de água a nível nacional (cerca de 80%), sendo também o setor com maiores ineficiências no uso da água, com perdas no armazenamento, transporte e distribuição a atingirem valores na ordem dos 40% (APA, 2012). Nos últimos anos tem-se assistido a uma crescente consciencialização para a melhoria na eficiência no uso da água, sobretudo ao nível da parcela do agricultor. A nível nacional têm sido tomadas algumas medidas para melhoria de eficiência, que ao nível dos aproveitamentos hidroagrícolas, quer ao nível da parcela dos agricultores no sentido de reduzir os consumos de água, nomeadamente através da reabilitação ou modernização dos sistemas de rega (DSC, 2019). No entanto, esta modernização tem também levado a um aumento substancial dos consumos de energia utilizada na operação dos sistemas (Abadia *et al.*, 2010; Rocamora *et al.*, 2013; Tarjuelo *et al.*, 2015). O consumo de energia no regadio (*i.e.*, nos aproveitamentos hidroagrícolas e nas respetivas parcelas agrícolas) entre a 1960 e 2014 aumentou de 200 para 1500 kWh/ha (DGADR, 2017). A questão da eficiência energética nos aproveitamentos hidroagrícolas tem vindo a ganhar relevância, surgindo como princípio orientador da estratégia nacional para o regadio (DGADR, 2014). Em termos de investimentos, prevê-se que até 2022 mais de 40% do investimento no regadio seja direcionado a intervenções em regadios existentes tendo em vista a melhoria do seu desempenho (Resolução do Conselho de Ministros nº133/2018). Com a crescente preocupação de gerir o meio hídrico de forma mais sustentável, surge a necessidade de reduzir perdas de água e, conseqüentemente, o consumo de energia, nos sistemas de transporte e distribuição de água (Pardo *et al.*, 2013).

Existem várias metodologias para avaliação da eficiência energética dos equipamentos de bombeamento e da energia total fornecida ao sistema através do cálculo de indicadores eficiência energética (Abadia *et al.*, 2008, Abadia *et al.*, 2010, Moreno *et al.*, 2010). No entanto, é necessário o desenvolvimento de ferramentas que permitam quantificar estas ineficiências de forma sistemática, apoiar no cálculo de indicadores de avaliação de desempenho e apoiar a tomada de decisão sobre medidas de melhoria nestes sistemas.

Nos sistemas urbanos de abastecimento de água foram desenvolvidas ferramentas para avaliação do desempenho deste sistema, das quais se destaca o balanço hídrico, uma ferramenta fundamental para a avaliação das perdas de água nestes sistemas

(Alegre *et al.*, 2004). O cálculo do balanço hídrico permite quantificar a água entrada no sistema, procurando-se distinguir, e estimar, as componentes de consumo autorizado e as componentes de perdas de água. Inspirado no balanço hídrico, surgiu o balanço energético para uma avaliação global da eficiência dos sistemas, englobando a energia consumida por ineficiências em equipamentos de bombeamento e de produção de energia a partir do escoamento (turbinas), mas também a energia consumida e associada a outras ineficiências como as perdas de água, as perdas de carga ou a energia supérflua devida a traçados de rede que foram concebidos sem atender ao consumo e à eficiência energética. O balanço energético é uma ferramenta na qual se procura discretizar a energia fornecida a um sistema nas suas variadas componentes (Cabrera *et al.*, 2010), permitindo a realização de diagnósticos globais, assim como a identificação de áreas de rede com maiores ineficiências energéticas através de diagnósticos setoriais (Mamade *et al.*, 2017).

No caso do balanço hídrico proposto para sistemas urbanos de abastecimento de água (Alegre *et al.* 2004), a sua adaptação às especificidades dos aproveitamentos hidroagrícolas levou à necessidade de considerar novas subcomponentes, tais como a entrada de água por precipitação, por escoamento superficial e a perdas por evaporação, em repassos e por descargas em canais e reservatórios (Cunha *et al.*, 2019). Neste artigo, discutem-se as principais alterações propostas para o cálculo do balanço energético em aproveitamentos hidroagrícolas face à abordagem proposta por Mamade *et al.* (2017) para sistemas urbanos de água.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1 Estrutura do balanço proposto

Em complemento às abordagens tradicionais de avaliação de consumo e da eficiência em equipamentos de bombeamento, o cálculo do balanço energético permite um diagnóstico global de um sistema de abastecimento de água em termos energéticos. Recorrendo ao seu cálculo, evidencia-se que a análise do consumo e da eficiência energética, realizadas maioritariamente aos equipamentos, não é suficiente para uma correta avaliação da forma como a energia é usada e dissipada nos sistemas. Correspondem a diferentes formas de dissipação de energia, a dissipação por perdas de água, por perdas de carga, por práticas menos adequadas de operação ou por opções questões de traçado em que a minimização do

consumo de energia não foi atendida. O balanço energético proposto para avaliação da eficiência energética em aproveitamentos hidroagrícolas em canal, mistos ou em pressão é apresentado no Quadro 1.

A aplicação do balanço energético deve ser feita a um sistema que contenha o conjunto de elementos que asseguram o transporte e distribuição de água aos seus utilizadores e sobre os quais se pretende melhorar o respetivo desempenho. A fronteira do sistema para cálculo do balanço energético deve coincidir com a fronteira previamente definida para cálculo do balanço hídrico, uma vez que os volumes de água provenientes do balanço hídrico devem ser considerados como dados de base para o cálculo das componentes do balanço energético. Por sua vez, o período de referência para cálculo do balanço energético deve também coincidir com o período de funcionamento do sistema em estudo, estando em concordância com o período de referência adotado no cálculo do balanço hídrico. O período de referência coincide assim com o período durante o qual decorre a campanha de rega, o qual é variável de ano para ano e entre os aproveitamentos hidroagrícolas.

Antes de iniciar o cálculo das diferentes componentes, é necessário determinar a cota de referência do sistema ( $z_0$ ). A cota a considerar deve ser a cota mínima do sistema, podendo ser o nível hidrodinâmico mínimo de uma captação (*i.e.*, captação subterrânea) ou o ponto de abastecimento localizado à cota mínima (Mamade *et al.*, 2017).

A energia fornecida a um sistema inclui a energia

potencial gravítica e energia de pressão para bombeamento. A primeira componente refere-se à energia potencial fornecida através do nível de água disponível em barragens, da carga hidráulica em reservatórios de entrada e em pontos de entrega da rede que estejam na entrada do sistema. A segunda componente refere-se a todas as instalações elevatórias do sistema independentemente da sua localização: furos de captação, associadas a reservatórios ou a sobrepessoras.

Seguindo o racional do balanço hídrico (Alegre *et al.* 2004), a energia total subdivide-se em energia associada ao consumo autorizado e energia associada às perdas de água. Por sua vez, a energia associada ao consumo autorizado subdivide-se em três parcelas: energia entregue aos consumidores, energia dissipada e energia recuperada associada a consumo. A primeira parcela inclui a energia mínima e a energia supérflua. A energia mínima corresponde à energia mínima teoricamente necessária para satisfazer os consumidores numa situação ideal sem perdas de carga no sistema; a energia supérflua corresponde à energia entregue em excesso aos consumidores relativamente à energia mínima necessária. A segunda parcela inclui a energia dissipada nas condutas por perdas de carga contínuas, a energia dissipada devido a perdas de localizadas em órgãos de controlo e a energia dissipada nos grupos eletrobomba e nas turbinas. A terceira parcela refere-se à fração de energia recuperada a partir do consumo autorizado. A energia associada às perdas de água divide-se em: energia nos pontos onde ocorrem as perdas,

**Quadro 1.** Proposta de balanço energético para aplicação em aproveitamentos hidroagrícolas.

A	B	C	D
Energia fornecida	Energia associada a consumo autorizado	Energia entregue aos consumidores	Energia mínima
			Energia supérflua
		Energia dissipada	por perdas de carga nas condutas e canais *
			por perdas de carga nas válvulas e comportas *
			por ineficiências nas bombas
	Energia associada a perdas de água	Energia recuperada	Por ineficiências nas turbinas
			associada a consumo
		Energia dissipada	associada a perdas de água
			nos pontos onde ocorrem as perdas de água
			por perdas de carga nas condutas e canais *
		por perdas de carga nas válvulas e comportas *	
		por ineficiências nas bombas	
		por ineficiências nas turbinas	

■ componentes que requerem modelação hidráulica

\* componentes novas

energia dissipada por perdas de carga contínuas e localizadas em órgãos de controlo e a dissipada nos grupos eletrobomba e nas turbinas e a energia recuperada associada a perdas. A energia nos pontos onde ocorrem as perdas inclui todas as perdas nos pontos de consumo, sejam perdas reais (fugas e roturas), ou perdas aparentes (consumos ilícitos e erros de medição). As componentes de energia dissipada e de energia recuperada são equivalentes às parcelas já referidas na energia associada ao consumo autorizado. Dependendo dos dados iniciais existentes e do objetivo podem adotar-se duas abordagens de cálculo distintas:

- **Análise agregada:** requer menos dados e pode ser aplicada, quer ao nível do sistema, quer ao nível de setores de rede, para diagnosticar as principais componentes de consumo energético; é útil para entidades gestoras que não possuem modelos hidráulicos das redes e permite identificar as principais ineficiências do sistema.
- **Análise detalhada:** requer um modelo hidráulico calibrado e permite um diagnóstico completo do consumo de energia em cada componente do balanço energético.

Recomenda-se que se inicie o diagnóstico do sistema com uma análise agregada, para identificar as suas principais ineficiências, e que nos casos em que as componentes de ineficiência possam ser significativas (e.g., perdas de carga contínuas em condutas e canais) se prossiga para uma análise detalhada recorrendo à modelação hidráulica. No Quadro 1 assinalam-se as componentes que requerem modelação hidráulica do sistema para a sua determinação e as novas componentes necessárias para efetuar o balanço energético nos aproveitamentos hidroagrícolas.

## 2.2 Energia fornecida

À semelhança do balanço energético proposto por Mamade *et al.* (2017), o cálculo inicia-se com a contabilização da energia fornecida ao sistema. Tendo em conta as subcomponentes de energia fornecida por gravidade,  $E_G$ , e por bombeamento,  $E_B$ , como apresentado no Quadro 2:

$$E_t = E_G + E_B \quad (1)$$

No caso do fornecimento de água gravítico a partir de albufeira, de ponto de entrega ou de reservatório de entrada, devem ser levantados os níveis de água,  $H_{ri}$ , e os volumes de água fornecidos ao sistema captados em cada albufeira,  $V_{ri}$ .

**Quadro 2.** Componentes de energia fornecida em aproveitamentos hidroagrícolas.

Energia fornecida	
<b>Energia gravítica</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Energia associada a volume de água entrado no sistema através de albufeiras, reservatórios de entrada ou pontos de entrega</li> <li>• Energia associada a volume de água entrado no sistema por precipitação em canais e reservatórios intermédios</li> <li>• Energia associada a volume de água entrado no sistema por escoamento superficial em reservatórios intermédios</li> <li>• Energia associada a volume de água entrado/saído do sistema através de reservatórios intermédios</li> </ul>	<b>Energia por bombeamento</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Energia associada a volume de água entrado que é captado através de instalações elevatórias de entrada</li> <li>• Energia associada aos reforços de energia para elevação ao longo do sistema através de estações elevatórias intermédias</li> </ul>

O cálculo da energia potencial gravítica,  $E_G$ , para as  $n$  entradas num dado sistema, é dada pela seguinte equação:

$$E_G = \frac{\gamma}{3600} \sum_{i=1}^n V_{ri} (H_{ri} - z_0) \quad (2)$$

Nesta equação e nas seguintes, a componentes de energia são expressas em kWh/ano, os volumes em  $m^3$ , as cotas em m e o peso volúmico da água em  $kN/m^3$ .

A subcomponente relativa à contribuição dos reservatórios intermédios é diferenciadora do balanço energético aplicado aos sistemas de urbanos de abastecimento de água, dado que o funcionamento e as práticas de operação dos aproveitamentos hidroagrícolas são distintos. Nos sistemas urbanos de abastecimento de água, que prestam o serviço continuamente ao longo do ano, o período de cálculo do balanço energético é anual. Dado que a variação de nível nos reservatórios intermédios durante esse período é praticamente nula, o eventual contributo energético que os mesmos possam ter no sistema é desprezável (Cabrera *et al.*, 2010). O mesmo não acontece nos aproveitamentos hidroagrícolas, onde o período de funcionamento tenderá a coincidir com o período de campanha de rega. É expectável que no início da campanha de rega, os reservatórios intermédios (em geral albufeiras de pequena ou média dimensão) se encontrem com níveis de armazenamento superiores aos níveis em final de campanha, por forma a maximizar a sua capacidade de armazenamento. Assim, ao contrário dos sistemas

urbanos, o volume de água armazenado nestes reservatórios pode variar significativamente, dadas as funções de regularização e de compensação dos mesmos e o peso que componentes como a precipitação, o escoamento superficial e a evaporação tenham durante a campanha de rega. No final da campanha é expectável que o reservatório se encontre em níveis mínimos. De acordo com as hipóteses acima apresentadas é necessário avaliar o contributo energético que reservatórios intermédios possam ter na energia fornecida ao sistema. As restantes componentes de energia fornecida (*i.e.*, por precipitação e por escoamento superficial) encontram-se ainda em desenvolvimento para os aproveitamentos hidroagrícolas.

Para aferição da energia de pressão para bombeamento devem ser consideradas todas as estações elevatórias sob responsabilidade da entidade gestora que foram previamente tidas em conta para o cálculo do volume entrado através de bombeamento no balanço hídrico. São classificadas como estações elevatórias de entrada todas as estações elevatórias que se localizam na fronteira do sistema, ou seja, que sejam responsáveis pela elevação da água que é fornecida ao sistema. As restantes estações elevatórias que se encontrem ao longo do sistema são classificadas como estações elevatórias intermédias. As expressões para cálculo da energia fornecida por bombeamento por estas duas vias encontram-se descritas nas equações seguintes e distingue-se pelo facto de nas estações elevatórias de entrada se considerar uma parcela adicional relativa à energia potencial associada à cota de entrada no sistema.

$$E'_B = \sum_{i=1}^n \left[ E_{fact,i} + \frac{\gamma}{3600} V_{bi} (H_{bi} - z_0) \right] \quad (3)$$

$$E''_B = \sum_{i=1}^n E_{fact,i} \quad (4)$$

em que  $E'_B$  é a energia fornecida por bombeamento na estação elevatória de entrada,  $E''_B$  é a energia fornecida por bombeamento na estação elevatória intermédia,  $E_{fact,i}$  é a energia consumida pela estação elevatória,  $V_{bi}$  é o volume bombeado e  $H_{bi}$  é a carga hidráulica na conduta de compressão.

### 2.3 Energia associada a consumo autorizado e a perdas de água

Seguindo o racional do balanço hídrico (Alegre *et al.* 2004), a energia total subdivide-se em energia

associada ao consumo autorizado,  $E_{CA}$ , e energia associada às perdas de água,  $E_{PA}$ . Na análise agregada, estas componentes são calculadas de acordo com as seguintes equações:

$$E_{CA} = E_T \frac{V_{CA}}{V_{AE}} \quad (5)$$

$$E_{PA} = E_T \frac{V_{PA}}{V_{AE}} \equiv E_T - E_{CA} \quad (6)$$

### 2.4 Energia entregue aos consumidores

A parcela da energia entregue aos consumidores (coluna C do Quadro 1) inclui a energia mínima e a energia supérflua. A energia mínima é um valor mínimo teórico que procura traduzir a energia necessária para abastecer os utilizadores do sistema sem considerar perdas de carga que ocorrem ao longo do sistema. A energia supérflua é o excesso de energia entregue aos consumidores relativamente à energia mínima requerida e requer a modelação hidráulica para a sua estimativa (Mamade *et al.*, 2017). Para a determinação da energia mínima a fornecer ao sistema, é necessário dividir o sistema em áreas de análise o mais homogéneas possíveis em termos de consumos e de pressões mínimas requeridas (Mamade *et al.*, 2017). Dentro de cada área de análise deve ser calculada a cota do centro de gravidade de consumos. Os dados a levantar em cada área de análise são volumes de consumo autorizado,  $V_{CAi}$ , cotas do centro de gravidade dos consumos,  $Z_{CGi}$  e pressões mínimas requeridas,  $P_{mini}$ . O cálculo da energia mínima é dado pelo somatório das energias mínimas de todas as áreas de análise ( $n$ ), como ilustrado na equação (7).

$$E_{min} = \frac{\gamma}{3600} \sum_{i=1}^n [V_{CAi} (z_{CGi} + p_{mini} - z_0)] \quad (7)$$

### 2.5 Energia dissipada associada a consumo

Em todos os sistemas existe dissipação de energia por perdas de carga, o que faz com que a energia associada ao consumo autorizado difira da energia entregue aos consumidores. A dissipação de energia na rede inclui as perdas de carga contínuas, pelo atrito que se gera com o escoamento em canais e condutas, e perdas de carga localizadas em órgãos de regulação e operação, tais como comportas e válvulas. Na componente de dissipação de energia em equipamentos encontra-se contemplada a dissipação de energia que ocorra em bombas e turbinas. O cálculo da energia dissipada associada a consumo autorizado em bombas,  $E_{diss,B_{CA}}$ , e

turbinas,  $E_{diss,T_{CA}}$ , é dado pelas equações (8) e (9), respetivamente.

$$E_{diss,B_{CA}} = \sum_{i=1}^n \left[ E_{fact_i} (1 - \eta_{Bi}) \frac{V_{CA}}{V_{AE}} \right] \quad (8)$$

$$E_{diss,T_{CA}} = \sum_{i=1}^n \left[ E_{Ti} (1 - \eta_{Ti}) \frac{V_{CA}}{V_{AE}} \right] \quad (9)$$

em que  $V_{AE}$  é o volume de água entrado no sistema,  $E_{Ti}$  é a energia fornecida pelo circuito hidráulico às turbinas,  $\eta_{Bi}$  é o rendimento da bomba e  $\eta_{Ti}$  é o rendimento da turbina. Como nota, energia dissipada devida a perdas de água em bombas,  $E_{diss,B_{PA}}$ , e em turbinas,  $E_{diss,T_{PA}}$ , obtém-se ponderando a respetiva energia total dissipada pela proporção entre o volume de perdas de água e o volume de água entrado, em analogia com as equação (8) e (9).

## 2.6 Energia recuperada

Dada a possibilidade da produção de energia nestes sistemas, surge uma componente relativa à contabilização da recuperação de energia,  $E_{T_{CA}}$ . Nesta componente deve ser contabilizada toda a produção de energia hidroelétrica a partir do volume de água entrado durante o período de referência, de modo a respeitar as condições de fronteira previamente estabelecidas.

$$E_{T_{CA}} = \sum_{i=1}^n \left( \gamma V_{Ti} H_{ui} \frac{V_{CA}}{V_{AE}} \right) \quad (10)$$

em que  $V_{Ti}$  é o volume turbinado e  $H_{ui}$  é a queda útil na turbina. Ponderando a energia total fornecida pelo circuito hidráulico às turbinas pela proporção entre o volume de consumo autorizado e o volume de água entrado obtém-se a energia recuperada associada a consumo e pela proporção entre o volume de perdas de água e o volume de água

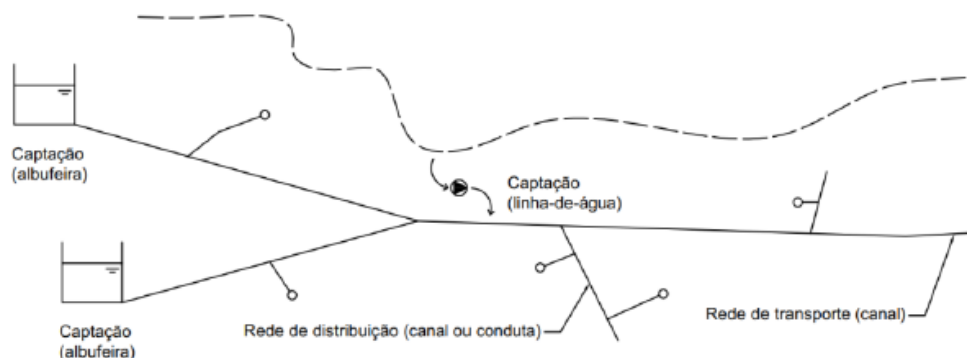
entrado a energia recuperada associada a perdas de água.

## 3. RESULTADOS

A metodologia apresentada foi aplicada a um aproveitamento hidroagrícola localizado na Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste, cujo transporte de água é assegurado por uma rede em canal e a distribuição é assegurada por uma rede de canais e de condutas sujeitas a baixa pressão (*i.e.*, pressão na tomada entre 1 e 2 m c.a). A rede de transporte e distribuição totaliza mais de 300 km, beneficiando uma área superior a 16 000 ha. As principais culturas regadas são o arroz, o milho e o olival, constituindo este conjunto de culturas mais de 70% da área regada em 2017.

Em relação às fontes de energia que alimentam o sistema, existem três albufeiras que fornecem água à rede de transporte sem recurso a bombeamento e 13 estações elevatórias. Dentro das estações elevatórias existem captações a partir da linha-de-água para reforço de caudais no sistema, designadas por estações elevatórias de entrada, e outras cujas funções são a elevação de volumes para transposição de desníveis topográficos ao longo do sistema, designadas por estações elevatórias intermédias. Na Figura 1 apresenta-se um esquema simplificado do sistema principal de abastecimento neste caso estudo.

Incluem-se dentro da fronteira do sistema todas as infraestruturas destinadas ao fornecimento de água aos utilizadores do sistema e sobre as quais se pretende melhorar o seu desempenho. Os reservatórios e as estações elevatórias de entrada são elementos localizados na fronteira do sistema que termina no ponto de entrega de água aos regantes (*i.e.*, nos hidrantes). A cota mínima do sistema corresponde à menor de toda a rede, que no caso do sistema em análise coincide com a cota da estação elevatória localizada na zona mais a jusante ( $z_0 = 4.0\text{m}$ ). Determinada a cota mínima do sistema, procede-se ao cálculo das diversas



**Figura 1.** Representação esquemática do sistema principal de abastecimento do aproveitamento hidroagrícola em estudo.

componentes de energia fornecida ao sistema relativamente a esta cota de referência. O período de referência do balanço energético coincide com o período de referência estabelecido para cálculo do balanço hídrico (*i.e.*, o período da campanha de rega de 2017).

No cálculo da energia fornecida pelas albufeiras, e tendo-se verificado variações de nível durante a campanha na ordem dos 5% face ao valor médio, optou-se por considerar como cota de entrada no sistema o nível médio de água na albufeira durante o período de referência. Dado que a água entrada no sistema é maioritariamente proveniente das albufeiras, o peso da energia gravítica representa aproximadamente 96% da energia total fornecida ao sistema. A contribuição do reservatório intermédio não foi possível aferir dada a falta de informação relativa ao nível de água ao longo da campanha. Todavia, dada a reduzida capacidade de armazenamento do reservatório em questão e a cota a que se encontra, a contribuição para a energia fornecida será bastante reduzida (Cunha *et al.*, 2019). Neste aproveitamento, a energia fornecida por bombeamento é responsável por apenas cerca de 3% da energia fornecida ao sistema, sendo a maior proporção de energia por bombeamento devida às estações elevatórias intermédias, para transposição de desníveis topográficos ao longo do sistema, e não às estações elevatórias para bombeamento de água entrada.

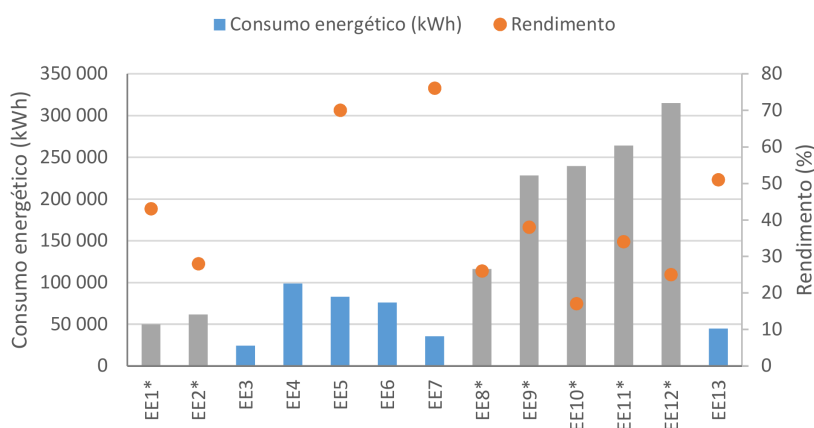
Apresenta-se na Figura 2 o consumo de energia obtido através da fatura de energia e o rendimento de cada estação, distinguindo-se as estações elevatórias de entrada (EE1 a EE6) das estações elevatórias intermédias (EE7 a EE13).

As estações elevatórias assinaladas com (\*) são estações nas quais os grupos eletrobomba instalados já ultrapassaram o seu período de vida útil, definido de acordo com

Covas *et al.* (2018), e nas quais se verificam também baixos rendimentos, em geral inferior a 40%. De acordo com os critérios mencionados, identificam-se estas estações como sendo prioritárias em termos de reabilitação. Salienta-se ainda que os volumes bombeados nas estações elevatórias de entrada EE3, EE4 e EE6 foram obtidos por estimativa, o que conduziu a valores de rendimento pouco plausíveis que não foram representados. Recomenda-se que no futuro estes locais sejam equipados com medição de caudal. Importa também referir que os consumos de energia indicados foram obtidos a partir das faturas de energia elétrica e resultam da medição do consumo na estação elevatória, o que nalguns casos não inclui só os grupos eletrobomba, mas também outros equipamentos que se encontrem instalados (*e.g.*, equipamentos auxiliares, iluminação, ventilação ou limpagrelhas). Sempre que o consumo destes outros equipamentos não seja desprezável, este deve ser individualizado do consumo para bombeamento.

A energia associada a consumo autorizado e a perdas de água, calculados de acordo com a equações (5) e (6), representam aproximadamente 65% e 35% da energia fornecida, respetivamente, o que é indicativo de um elevado peso das perdas água na eficiência deste sistema. Para o cálculo da energia mínima necessária para satisfazer os consumidores (equação 7) foi necessário definir áreas de análise. Nesse sentido, as parcelas regadas com água do aproveitamento encontram-se agrupadas por blocos de rega, tendo sido adotadas as mesmas áreas para o cálculo da energia mínima. A entidade gestora fornece água aos seus utilizadores nos vários blocos de rega a baixa pressão ( $\leq 1-2$  m c.a.), ficando a cargo do utilizador assegurar as condições necessárias para o funcionamento do sistema de rega que tenha instalado.

Relativamente à energia recuperada a partir da



**Figura 2.** Consumo energético nas estações elevatórias durante a campanha de 2017.

energia fornecida ao sistema, a existência de três centrais hidroelétricas (CH1, CH2 e CH3) no sistema permite a recuperação de parte da energia gravítica em energia elétrica, sendo contabilizada no balanço energético apenas a recuperação de energia que ocorra de acordo com as condições de fronteira previamente definidas. Para o cálculo da energia recuperada nas três centrais foram consultadas as faturas de energia vendida durante o período da campanha de rega. Na Figura 3 apresentam-se os valores de energia recuperada durante a campanha de rega de 2017 e do ano anterior.

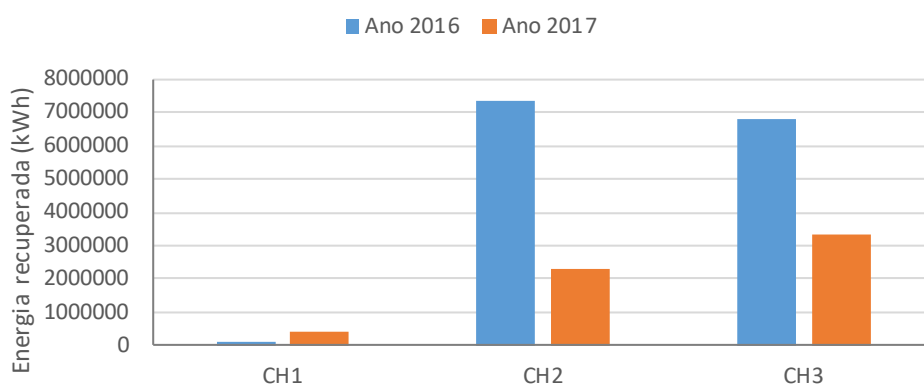
De acordo com a informação apresentada na Figura 3, a recuperação de energia neste sistema é expressiva, mas pode variar significativamente de uma campanha para outra. Esta variação deve-se sobretudo à variação interanual das disponibilidades hídricas. De facto, no ano de 2017, em consequência de ter sido um ano onde a precipitação média na zona de influência do aproveitamento hidroagrícola foi inferior à do ano anterior ( $\bar{P}_{2016} = 658 \text{ mm}$ ;  $\bar{P}_{2017} = 422 \text{ mm}$ ), as disponibilidades em albufeira durante a campanha foram menores e consequentemente a produção de energia. No que se refere ao rendimento, em 2017 estes foram variáveis entre as três estações hidroelétricas (CH1=66%, CH2=48%, CH3=60%), o que pode ser devido em parte também à elevada variabilidade nas disponibilidades hídricas.

O cálculo do balanço energético foi realizado adotando um balanço simplificado, uma vez que não existia um modelo hidráulico do sistema, não tendo sido calculadas as componentes que requerem modelação hidráulica (Quadro 3). A componente de energia dissipada na rede engloba todas as componentes de energia associada a consumo autorizado que requerem modelação hidráulica, ou seja, a energia supérflua e a dissipação da energia associada a consumo que ocorre em condutas, canais, válvulas e comportas.

**Quadro 3.** Balanço energético simplificado aplicado ao aproveitamento hidroagrícola em estudo em 2017.

<b>Energia fornecida</b> <b>44 693</b> <b>MWh</b>	<b>Energia associada a consumo autorizado</b> <b>29 275 MWh</b> <b>(65%)</b>	Energia mínima: 7 327 MWh (16%)
		Energia dissipada na rede 14 144 MWh (32%)
	<b>Energia associada a perdas de água</b> <b>15 417 MWh</b> <b>(35%)</b>	Energia dissipada em equipamentos 3 850 MWh (9%)
		Energia recuperada 6 036 MWh (14%)
		Energia dissipada por perdas de água 13 335 MWh (29%)

Os resultados obtidos evidenciam duas componentes principais em termos de energia dissipada no sistema: a energia dissipada na rede, que representa 32% da energia fornecida e é devida a energia supérflua, a perdas de carga nas condutas e em órgãos de controlo; e a energia dissipada por perdas de água, que representa 29% da energia fornecida. Estes resultados indicam que é necessário melhorar o conhecimento sobre as componentes de energia dissipada na rede, para especificar melhor as medidas de melhoria (e.g., reabilitação de canais com elevadas perdas de carga). Medidas para controlo de perdas de água (e.g., reabilitação da rede, automatização do controlo operacional) também podem contribuir significativamente para uma maior eficiência energética deste sistema. Embora a dissipação de energia em equipamentos de bombeamento e turbinas seja apenas 9% da energia fornecida, o estudo identificou equipamentos prioritários para reabilitação e necessidades de melhorar a monitorização de caudais nalgumas estações elevatórias. A componente de recuperação de energia que representou 14% da energia fornecida em 2017, tem um impacto relevante na sustentabilidade económica e energética da entidade gestora.



**Figura 3.** Recuperação de energia durante as campanhas de 2016 e 2017.



## CONCLUSÕES

A metodologia apresentada para avaliação da eficiência energética em aproveitamentos hidroagrícolas, baseada na abordagem existente para os sistemas urbanos de abastecimento de água, foi testada num sistema misto, composto por canais e condutas sujeitas a baixa pressão, tendo sido possível efetuar um diagnóstico global. Com base nos resultados obtidos, a redução das perdas de água constitui-se como um caminho crítico para a melhoria da eficiência energética. Apesar de alguns equipamentos de bombeamento não se encontrarem nas melhores condições de funcionamento, a energia dissipada pelos mesmos é relativamente reduzida quando em comparação com as restantes componentes contempladas no balanço energético. Estes resultados evidenciam o potencial de prosseguir com a aplicação e consolidação da metodologia proposta noutros aproveitamentos hidroagrícolas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) pelo financiamento do projeto de investigação HORTO AQUAM SALUTAREM, PTDC/HAR-HIS/28627/2017 e ao Programa Grupos Operacionais – Operação – 1.0.1 – do PDR2020 pelo financiamento do Projeto AGIR – Sistema de Avaliação da Eficiência do Uso da Água e da Energia em Aproveitamentos Hidroagrícolas.

## REFERÊNCIAS

- Abadia, R., Rocamora, M. C., Corcole, J. I., Ruiz-Canales, A., Maryniez-Romero, A. E Moreno, M. A. (2010) - Comparative analysis of energy efficiency in water users associations. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8 (S2), pp. 134-142.
- Abadia, R., Rocamora, M. C., Ruiz, A., Puerto, H. (2008) - Energy efficiency in irrigation distribution networks I: Theory. *Byosystems Engineering*, 101, pp. 21-27.
- Alegre, H., Hirner, W., Baptista, J., Parena, R. (2004) - Indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água, Guia Técnico n.º 1, ERSAR, LNEC.
- APA (2012) - Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água - Implementação 2012-2020, APA.
- Cabrera, E., Pardo, M., Cobacho, R., Cabrera Jr., E. (2010) - Energy audit of water networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136 (6).
- Covas, D., Cabral, M. Pinheiro, A., Marchionni, V., Antunes, S., Lopes, N., Mamouros, L., Brôco, N. (2018) - Custos de construção de infraestruturas associadas ao ciclo urbano da água, Guia Técnico n.º 23, ERSAR.
- Cunha, H., Loureiro, D., Sousa, G., Covas, D., Alegre, H. (2019) - A comprehensive water balance methodology for collective irrigation systems, 223 (20), *Agricultural Water Management*.
- DGADR (2014) - Estratégia para o regadio público 2014-2020, Lisboa: Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Regional.
- DGADR (2017) - Sistema de Informação do Regadio, Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, Lisboa.
- DSC (2019) - Programas Operacionais Ações Ambientais - Ação 7.1, Direção de Serviços de Competitividade.
- Mamade, A., Loureiro, D., Alegre, H. & Covas, D. (2017) - A comprehensive and well-tested energy balance for water supply systems, 14(8), *Urban Water Journal*.
- Moreno, M., Ortega, J. F., Córcoles, J. I., Martinez, A., Tarjuelo, J. M (2010) - Energy analysis of irrigation delivery systems: monitoring and evaluation of proposed measures for improving energy efficiency, *Irrigation Science*, 28 (5) pp. 445-460.
- Pardo, M., Manzano, J., Cabrera, E. & García-Serra, J. (2013) - Energy audit of irrigation networks. *Biosystems Engineering*, 115 (1), pp. 89-101.
- Resolução do Conselho de Ministros nº133/2018, Diário da República, 1.ª série, n.º 197, 12 de outubro de 2018.
- Rocamora, C., Vera, J., Abadía, R. (2013) - Strategy for Efficient Energy Management to solve energy problems in modernized irrigation: analysis of the Spanish case. *Irrigation Sciences*, Volume 31, pp. 1139-1158.
- Tarjuelo, J. M., Rodriguez-Diaz, J. A., Abadía, R., Camacho, E., Rocamora, C., Moreno, M. A. (2015) - Efficient water and energy use in irrigation modernization: Lessons from Spanish case studies. *Agricultural Water Management*, Volume 162, pp. 67-77.



# Modelo numérico del proceso de llenado de una conducción simple con válvula de aire

## *Numerical model of the water pipe filling with an air valve*

Oscar E. Coronado-Hernández<sup>1</sup>, Vicente S. Fuertes-Mique<sup>2</sup>, Mohsen Besharat<sup>3</sup>, Helena M. Ramos<sup>3</sup>

© Autor correspondiente: ocoronado@utb.edu.co

<sup>1</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad Tecnológica de Bolívar, Cartagena 131001, Colombia

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia 46022, España

<sup>3</sup> CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa 1049-001, Portugal

**RESUMEN:** Los procesos de llenado de agua en conducciones generan sobrepresiones que deben considerarse para que las instalaciones no fallen durante su operación. Las maniobras de llenado con aire atrapado en conducciones de agua han sido estudiadas por distintos autores. No obstante, estas investigaciones no consideran el comportamiento de las válvulas de aire, las cuales actúan como dispositivos de protección reduciendo las sobrepresiones ocasionadas. En este trabajo se presenta el modelo matemático desarrollado para simular las variables hidráulicas y termodinámicas que intervienen durante el proceso de llenado de agua con válvulas de aire en tuberías simples. Para la validación del modelo matemático se ha utilizado una instalación con una longitud de 7.3 m y un diámetro nominal de 63 mm, y en donde se ha instalado una ventosa de referencia S050 (A.R.I.) en el punto más alto.

Palabras Clave: Llenado de tuberías, válvulas de aire, medidas experimentales, transitorios hidráulicos.

**ABSTRACT:** Water filling processes in pipes generate overpressures that must be considered so that the facilities do not fail during their operation. The filling manoeuvres with air trapped in water pipes have been studied by different authors. However, these investigations do not consider the behaviour of the air valves, which act as surge protection devices reducing the overpressures caused. This paper presents the mathematical model developed to simulate the hydraulic and thermodynamic variables that affect the process of filling water with air valves in simple pipes. A water pipe facility with a length of 7.3 m, a nominal diameter of 63 mm and an air valve installed at the highest point has been used to collect data for the validation of the mathematical model.

Keywords: water pipe filling, air valves, experimental measurements, hydraulic transients.

## 1. INTRODUCCIÓN

El aire que se introduce en las conducciones de agua genera sobrepresiones o depresiones por la compresión o la expansión de las bolsas de aire atrapadas, respectivamente [1]. El entendimiento de los cambios de volumen en las bolsas de aire es crucial para realizar maniobras fiables en la operación de las conducciones de agua. Estos cambios se deben a dos razones [2-4]: (i) la densidad del aire ( $1.205 \text{ kg/m}^3$  a una temperatura de  $20^\circ\text{C}$ ) es 800 veces menor que la densidad del agua ( $1000 \text{ kg/m}^3$  a una temperatura de  $20^\circ\text{C}$ ); y (ii) la elasticidad del aire es mucho mayor que la elasticidad del agua y de la tubería.

Recientemente, los autores [2] han estudiado de manera detallada el proceso de vaciado en conducciones de agua, en las cuales las bolsas de aire se expanden a medida que la columna de agua es drenada de la instalación, generando de esta manera depresiones que podrían ocasionar el colapso de los sistemas hidráulicos. Tanto el comportamiento del vaciado de agua sin válvulas de aire como la inclusión de estos dispositivos de protección han sido estudiados por los autores, con lo cual en la práctica la evolución de las variables hidráulicas y termodinámicas que intervienen durante este proceso pueden ser conocidas.

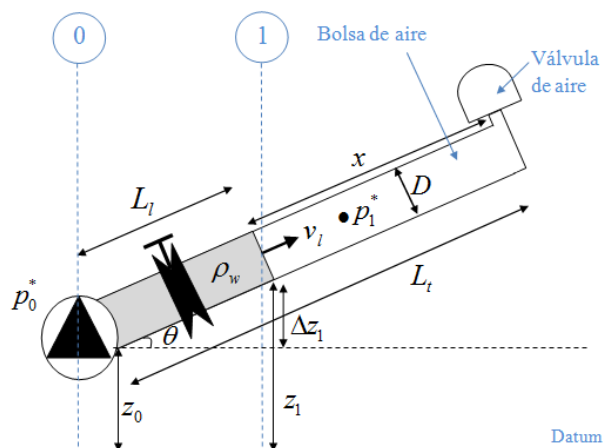
Por otro lado, el proceso de llenado en tuberías ha sido estudiado por distintos autores en los últimos años, llegando a entender como las bolsas de aire atrapadas se comprimen con facilidad generando así sobrepresiones que pueden poner en riesgo la instalación [5,6]. Sin embargo, en la literatura actual no se disponen de publicaciones suficientes para estudiar el proceso de llenado con válvulas de aire en conducciones presurizadas, lo cual es importante para planificar adecuadamente este tipo de operaciones en conducciones reales. La selección de una válvula de aire es importante para brindar fiabilidad a la instalación hidráulica debido a que debe expulsar una cantidad de aire suficiente evitando así las sobrepresiones [7,8].

En esta investigación, se presenta un modelo matemático desarrollado por los autores para estudiar el proceso de llenado con válvulas de aire en tuberías simples, el cual es un paso previo para entender el funcionamiento en conducciones de agua de perfil irregular. El modelo matemático considera la ecuación del modelo rígido, la interfaz aire-agua, el modelo politrópico, la ecuación de continuidad de la bolsa de aire y la ecuación característica de la válvula de aire. Para la validación del modelo matemático se ha utilizado un banco experimental localizado en el Instituto Superior

Técnico de la Universidad de Lisboa (Lisboa, Portugal) con una longitud total de 7.3 m, un diámetro nominal de 63 mm y con una válvula de aire de referencia S050 (A.R.I.) cuyo orificio de salida es de diámetro 3.175 mm, y cuya principal función es actuar como purgador. En cualquier caso, para una instalación de pequeñas dimensiones, esta válvula de aire puede usarse para expulsar y admitir pequeñas cantidades de aire durante las maniobras de llenado y vaciado. Se ha medido la presión absoluta de la bolsa de aire con un transductor. El modelo matemático logra captar adecuadamente la primera oscilación de este patrón, que es de vital importancia debido a que en estos primeros instantes se alcanza la máxima presión durante el fenómeno transitorio.

## 2. MODELO MATEMÁTICO

En esta sección se presenta el modelo matemático desarrollado por los autores para simular el proceso de llenado de agua con válvulas de aire en tuberías simples. El inicio de este proceso comienza con la apertura de una válvula de regulación que permite la entrada del flujo de agua debido a la presión disponible en la instalación (ya sea por gravedad o por bombeo). Posteriormente, existe un intercambio de energía cinética (suministrado por la columna de agua) a energía de compresión en la bolsa de aire, el cual produce un aumento en la presión al interior de la instalación. Este aumento debe ser controlado por una válvula de aire seleccionada adecuadamente que permita la liberación de un volumen de aire suficiente para evitar sobrepresiones que pongan en riesgo la instalación. La Figura 1 presenta el esquema de una tubería simple, en donde se pretende realizar un llenado con una válvula de aire.



**Figura 1.** Esquema del proceso de llenado con una válvula de aire en una tubería simple.

Para la aplicación del modelo matemático se consideraron las siguientes suposiciones:

- El modelo rígido es empleado para simular la columna de agua debido a que la elasticidad del aire es mucho mayor que la elasticidad del agua y la tubería, lo que conlleva a resultados prácticamente iguales a cuando se emplea un modelo elástico, tal y como demuestran los trabajos de diversos autores [9-11].
- El modelo de flujo pistón se emplea para simular la interfaz aire-agua.
- Tanto el factor de fricción como el coeficiente politrópico son considerados constantes durante el fenómeno transitorio.

Basado en las suposiciones anteriores, el proceso de llenado con válvulas de aire en tuberías simples se puede modelar con las siguientes ecuaciones:

#### 1. Ecuación del modelo rígido:

$$\frac{dv_1}{dt} = \frac{p_0^* - p_1^*}{\rho_w L_1} + g \frac{\Delta Z_1}{L_1} - f \frac{v_1 |v_1|}{2D} - \frac{R_v g A^2 v_1 |v_1|}{L_1} \quad (1)$$

donde  $v_1$  representa la velocidad de llenado del agua,  $p_0^*$  es la presión suministrada por una fuente de energía (gravedad o bombeo),  $p_1^*$  es la presión en la bolsa de aire,  $L_1$  es la longitud de la columna de llenado (agua),  $t$  es el tiempo,  $D$  es el diámetro interior de la tubería,  $R_v$  es el coeficiente de resistencia de válvula,  $\Delta z$  es la diferencia de elevación,  $f$  es el factor de fricción,  $\rho_w$  es la densidad del agua,  $g$  es la aceleración debido a la gravedad, y  $A$  es el área de la sección transversal de la tubería.

#### 2. Interfaz aire-agua:

$$\frac{dL_l}{dt} = v_l \quad (2)$$

La posición inicial de  $L_l$  es determinada como  $L_T - x_0$ , en donde  $x_0$  representa la longitud inicial de la bolsa de aire y  $L_T$  es la longitud total de la tubería.

#### 3. Ecuación del modelo politrópico para la evolución de la bolsa de aire:

$$\frac{dp_1^*}{dt} = k \frac{p_1^*}{V_a} \left( \frac{dV_a}{dt} - \frac{1}{\rho_a} \frac{dm_a}{dt} \right) \quad (3)$$

donde  $k$  es el coeficiente politrópico,  $V_a$  es el volumen de la bolsa de aire,  $\rho_a$  es la densidad del aire y  $m_a$  es la masa de la bolsa de aire.

#### 4. Ecuación de continuidad del aire:

$$\frac{d\rho_a}{dt} = \frac{v_l A \rho_a - \rho_a v_a A_{exp}}{A(L_T - L_l)} \quad (4)$$

donde  $v_a$  es la velocidad del aire,  $A_{exp}$  es el área del orificio de expulsión de la válvula de aire y  $\rho_a$  es la densidad del aire.

#### 5. Ecuación característica de la válvula de aire para condiciones de flujo subsónico:

$$v_a = C_{exp} p_1^* \sqrt{\frac{7}{RT} \left[ \left( \frac{p_{atm}^*}{p_1^*} \right)^{1.4286} - \left( \frac{p_{atm}^*}{p_1^*} \right)^{1.714} \right]} \quad (5)$$

donde  $C_{exp}$  es el coeficiente de expulsión de la válvula de aire,  $p_{atm}^*$  es la presión atmosférica (101325 Pa),  $T$  es la temperatura ambiente y  $R$  es la constante universal del aire.

La resolución del sistema de ecuaciones diferenciales-algebraicas 5x5 (ecuaciones (1) a (5)) describe el comportamiento hidráulico y termodinámico de las variables ( $v_p$ ,  $L_p$ ,  $p_1^*$ ,  $\rho_a$  y  $v_a$ ) que intervienen en el proceso de llenado de agua.

Las condiciones iniciales del sistema están dadas por  $v_l(0) = 0$ ,  $L_l(0) = L_p(0)$ ,  $p_1^*(0) = p_1(0)$ ,  $\rho_a(0) = 1.205 \text{ kg/m}^3$  y  $v_a(0) = 0$ . La condición de contorno está impuesta por la presión disponible en la alimentación (por gravedad o por bombeo) representada por  $p_0^*$ .

Para aplicar el modelo matemático propuesto debe considerarse el caudal máximo de aire que provoca el cierre dinámico de la válvula de aire, que es un valor que debe ser suministrado por los fabricantes; y también deben manejarse velocidades bajas en la columna de agua, recomendadas por la AWWA, con el fin de garantizar las condiciones subsónicas del aire en el interior de la conducción.

El modelo matemático es aplicable a tuberías con pendiente suficiente o velocidad del agua suficiente para producir que la interfaz aire-agua sea perpendicular con la sección transversal (modelo de flujo pistón).

### 3. VALIDACIÓN NUMÉRICA

#### 3.1 Banco experimental e instrumentación

El modelo matemático propuesto por los autores fue validado con pruebas experimentales realizadas en el laboratorio de hidráulica del Instituto Superior Técnico de la Universidad de Lisboa (Lisboa, Portugal). Para todos los experimentos se introducirá una bolsa de aire en el punto alto de la instalación. Para suministrar distintas presiones

a la instalación se ha utilizado un calderín de 1 m<sup>3</sup> de volumen, en donde se han empleado presiones manométricas iniciales ( $p_0$ ) de 0.2, 0.5, 0.75 y 1.25 bar.

El proceso de llenado se realiza en una conducción de PVC de diámetro nominal DN63 con resistencia PN16. Hay instalado un transductor en el punto donde se localiza la válvula de aire para medir la presión de la bolsa de aire. La presión inicial de la bolsa de aire corresponde a la presión atmosférica. Se ha instalado una electroválvula ( $BV_1$ ), la cual permanece cerrada antes de iniciar el experimento, y su apertura indica el inicio del fenómeno transitorio. La apertura de la electroválvula se produce en 0.2 s. La electroválvula  $BV_2$  permanece cerrada durante todos los experimentos. La presión de la bolsa de aire es registrada con transductores de presión de referencia S-10 WIKA con un error de medición de 0.5% y una señal analógica con corriente eléctrica entre 4 y 20 mA. La presión máxima que puede registrar el transductor de presión instalado es de 25 bar. La señal es procesada con la aplicación Pico-scope. La conducción está compuesta por varios tramos de PVC con una longitud total de 7.3 m y un diámetro nominal DN63. La válvula de aire instalada es el modelo S050 (A.R.I.), con un orificio de diámetro 3.175 mm (Figura 3). La columna de bloqueo de agua no se comprime y actúa como una condición de borde en el sistema hidráulico. Los efectos de compresión de esta columna de agua son despreciables en comparación con la compresión de las bolsas de aire del sistema, en donde se presentan los cambios de presión.

### 3.1 Mediciones experimentales

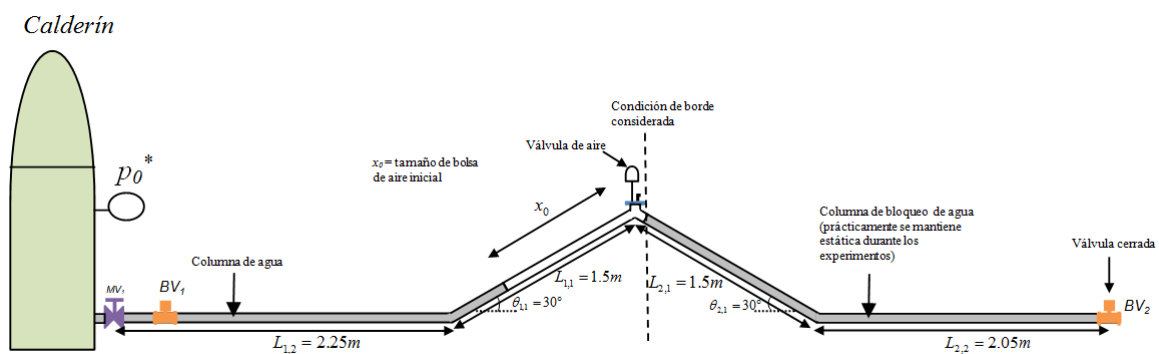
Para validar el modelo matemático propuesto por los autores se realizaron 8 experimentos. Cada uno de los experimentos se repitió dos veces para confirmar la repetitividad de los ensayos. Se consideraron dos tamaños de bolsas de aire (0.96 y 1.36 m) y 4 presiones manométricas iniciales en el calderín (0.2, 0.5, 0.75 y 1.25 bar). En la Tabla 1 se presentan las características de los 8 experimentos realizados.

**Tabla 1.** Características de los experimentos realizados

Medición No.	$p_0^*$ (Pa)	$p_0$ (bar)	$x_0$ (m)
1	120060	0.2	0.96
2	120060	0.2	1.36
3	150075	0.5	0.96
4	150075	0.5	1.36
5	175087	0.75	0.96
6	175087	0.75	1.36
7	225112	1.25	0.96
8	225112	1.25	1.36

### 3.2 Validación del modelo matemático

Con el fin de validar el modelo matemático propuesto, se realizan comparaciones entre la presión absoluta de la bolsa de aire calculada con el modelo y los resultados experimentales. Para todos los casos se utilizó un factor de fricción constante de 0.018. El sistema presentado en la Figura 2



**Figura 2.** Banco experimental utilizado.



**Figura 3.** Válvula de aire A.R.I. (modelo S050) instalada en el punto alto.

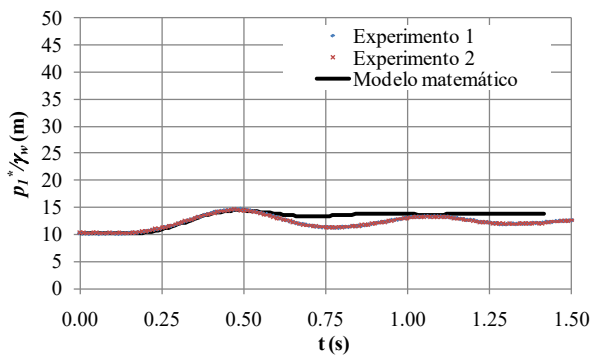
representa el caso de una tubería simple debido a que la columna de agua que se encuentra tras la válvula de aire se mantiene prácticamente estática y, por tanto, no fue considerada en la modelación matemática. Además, en todas las mediciones se localizó la posición inicial de la columna de agua en la tubería inclinada, con el objetivo de simular una tubería simple.

En la Figura 4 se presenta la comparación del modelo matemático propuesto con los datos experimentales para cuatro ensayos. Las comparaciones indican que el modelo propuesto logra simular adecuadamente la primera oscilación del patrón de la presión absoluta de la bolsa de aire debido a que tiene un comportamiento similar a las mediciones realizadas. No obstante, el modelo matemático no logra simular las siguientes oscilaciones debido a que el impacto de la columna de agua con la columna de bloqueo (asumida estática), genera un fenómeno complejo que no puede ser simulado con un modelo unidimensional porque la interfaz aire-agua no es perpendicular a la dirección principal de la tubería.

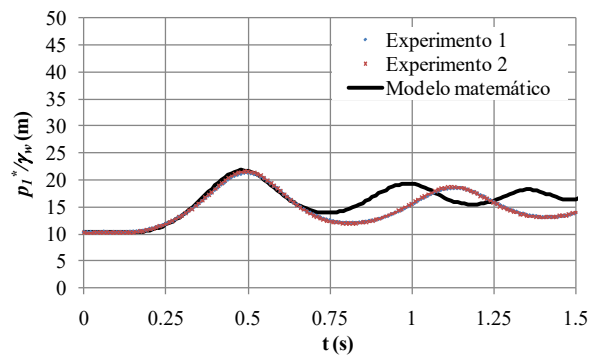
De acuerdo con los resultados, cuanto más pequeña sea la bolsa de aire, mayor será la presión absoluta alcanzada, tal como se deduce de acuerdo

con el modelo politrópico (véase ecuación (3)). No obstante, estas diferencias no son significativas debido a que las presiones que se manejan en el calderín son relativamente pequeñas. Por ejemplo, para las mediciones No. 3 y No. 4, con tamaños de bolsas de aire iniciales de 0.96 y 1.36 m, se alcanzan presiones máximas en las bolsas de aire muy similares, con un valor de 21.4 m. De igual manera, el comportamiento de la evolución de la presión absoluta es muy similar para ambas mediciones. Para el resto de las mediciones se pueden deducir estos mismos comportamientos.

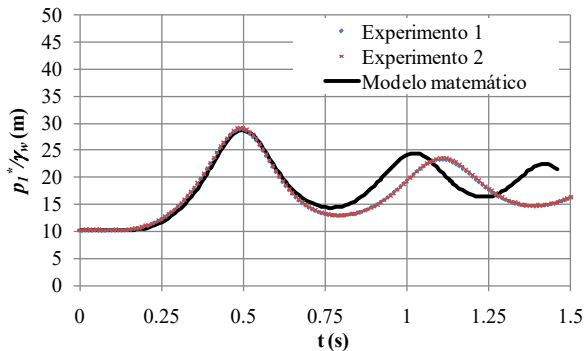
El parámetro que más influye en la variación de la presión de la bolsa de aire es la presión inicial del calderín. Cuanto mayor sea la presión en el calderín, mayor será la presión máxima alcanzada en la bolsa de aire. Así, para una presión manométrica en el calderín de 0.2 bar (mediciones No. 1 y No.2) se alcanza un valor máximo de presión de 15.0 m; y para una presión de 1.25 bar en el calderín, las presiones máximas alcanzadas para las mediciones No. 7 y No. 8 son de 46.9 y 44.9 m, respectivamente. El tiempo ( $t_{pico}$ ) en donde se presentan los máximos valores de presión representa el instante donde se comprime más rápidamente la bolsa de aire. Para una presión manométrica en el calderín de 0.5



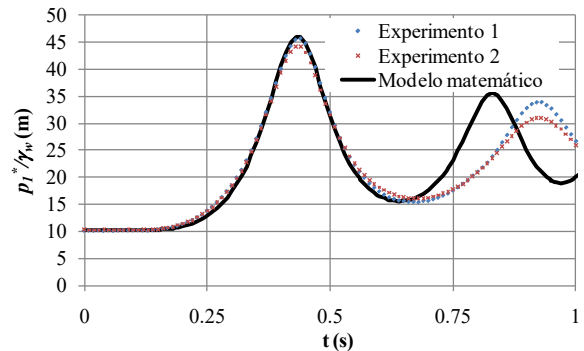
a) Medición No. 1



b) Medición No. 3



c) Medición No. 6



d) Medición No. 8

Figura 4. Comparación entre resultados del modelo y medidas experimentales para las mediciones No.1, No.3, No. 6 y No. 8.

bar, se alcanzan un tpico de 0.50 y 0.52 s para las mediciones No. 3 y No. 4, respectivamente; mientras que para una presión manométrica en el calderín de 0.75 bar se obtienen  $t_{pico}$  de 0.46 y 0.49 s para las mediciones No. 5 y No. 6, respectivamente.

Finalmente, se compararon las presiones máximas que se alcanzan cuando se utiliza la válvula de aire S050 (véase Figura 4) con los resultados cuando no se ha instalado la válvula de aire, con el fin de conocer el porcentaje de reducción de la presión absoluta de la bolsa de aire cuando se utiliza este dispositivo. En la Tabla 2 se presentan los resultados, donde se aprecia que la instalación de la válvula de aire S050 logra una disminución de las sobrepresiones máximas en porcentajes entre el 5 y el 9%. La válvula de aire S050 se utiliza típicamente en instalaciones para eliminar las burbujas de aire a altas presiones por tener un orificio de salida muy pequeño de 3.175 mm. Sin embargo, el fabricante comenta que puede ser empleada durante procesos de llenado de agua. Este orificio pequeño es el responsable de disminuir la presión máxima entre porcentajes del 5 al 9%.

**Tabla 2.** Comparación de presiones máximas alcanzadas utilizando la válvula de aire S050 y sin válvula de aire

Medición No.	Presión máxima sin válvula de aire	Presión máxima con válvula de aire S050	Porcentaje de reducción (%)
1	15.9	15.0	5
2	16.0	15.0	6
3	23.6	21.4	9
4	23.1	21.4	7
5	32.2	29.3	9
6	31.4	29.1	7
7	51.1	46.9	8
8	47.4	44.9	5

## CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado un modelo matemático capaz de predecir el comportamiento hidráulico de la columna de agua y termodinámico de la bolsa de aire durante el proceso de llenado de agua con una válvula de aire en una tubería simple. El modelo matemático fue validado en un banco experimental con una conducción de PVC con una longitud de 7.3 m y un diámetro nominal DN63. Se realizó la medición de la presión de la bolsa de aire, mediante la cual se demostró que el

modelo matemático es capaz de predecir la primera oscilación del comportamiento de la presión, la cual es de vital importancia debido a que es en estos primeros instantes donde se presenta el mayor pico de presión. La válvula de aire instalada para expulsar el aire durante el llenado logra reducir las presiones máximas alcanzadas en comparación con los resultados obtenidos cuando no se instaló este dispositivo de protección. Futuras investigaciones pueden llevarse a cabo empleando modelos de Dinámica de Fluidos Computacional (modelos CFD), en donde se logra captar cómo son las variaciones de presión absoluta a lo largo de la bolsa de aire.

## REFERENCIAS

- [1] O.E. Coronado-Hernández, V.S. Fuertes-Miquel, M. Besharat y H.M. Ramos, "A parametric sensitivity analysis of numerically modelled piston-type filling and emptying of an inclined pipeline with an air valve", 13th International Conference on Pressure Surges, 2018.
- [2] O.E. Coronado-Hernández, V.S. Fuertes-Miquel, M. Besharat y H.M. Ramos, "Experimental and numerical analysis of a water emptying pipeline using different air valves", *Water*, 9(2), 98, doi:10.3390/w9020098, 2017.
- [3] V.S. Fuertes-Miquel, P.A. López-Jiménez, F.J. Martínez-Solano y G. López-Patiño, "Numerical modelling of pipelines with air pockets and air valves", *Canadian Journal of Civil Engineering*, 43(12), pp. 1052-1061, doi:10.1139/cjce-2016-0209, 2016.
- [4] E. Wylie y V. Streeter, *Fluid transients in systems*. Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 1993.
- [5] J. Izquierdo, V.S. Fuertes, E. Cabrera, P.L. Iglesias y J. García-Serra, "Pipeline start-up with entrapped air", *Journal of Hydraulic Research*, 37(5), pp. 579-590, doi:10.1080/00221689909498518, 1999.
- [6] S.C. Martins, H.M. Ramos y A.B. Almeida, "Conceptual analogy for modelling entrapped air action in hydraulic systems", *Journal of Hydraulic Research*, 53(5), pp. 678-686, doi:10.1080/00221686.2015.1077353, 2015.
- [7] AWWA, American Water Works Association, *Manual of water supply practices M51: air release, air-vacuum, and combination air valves*. Denver, USA, 2001.



- [8] L. Ramezani, B. Karney y A. Malekpour, "The Challenge of Air Valves: A Selective Critical Literature Review", *Journal of Water Resources and Planning Management*, 141(10), doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000530, 2015.
- [9] L. Zhou, D. Liu y B. Karney, "Phenomenon of White Mist in Pipelines Rapidly Filling with Water with Entrapped Air Pocket", *Journal of Hydraulic Engineering* 139(10), pp. 1041-1051, doi:10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000765, 2013.
- [10] A. Malekpour, B.W. Karney y J. Nault, "Physical Understanding of Sudden Pressurization of Pipe Systems with Entrapped Air: Energy Auditing Approach", *Journal of Hydraulic Engineering* 142(2), doi:10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001067, 2016.
- [11] V.S. Fuertes-Miquel, O.E. Coronado-Hernández, D. Mora-Meliá, y P.L. Iglesias-Rey, "Hydraulic modeling during filling and emptying processes in pressurized pipelines: a literature review", *Urban Water Journal*, doi:10.1080/1573062X.2019.1669188, 2019.



# Dimensión fractal e identificación de potenciales sectores de servicio en redes de distribución de agua potable utilizando criterios hidráulicos

## *Fractal Dimension Assessment and Identification of Potential District-Metered Areas in Water Distribution Networks Using Hydraulic Criteria*

Kevin Vargas<sup>1</sup>, Camilo Salcedo<sup>2</sup>, Juan Saldarriaga<sup>3</sup>

© Autor Correspondiente: jsaldarr@uniandes.edu.co

<sup>1</sup> Investigador, Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados (CIACUA), Universidad de Los Andes, Colombia, Carrera 1 Este N° 19A – 40, Bogotá

<sup>2</sup> Profesor Instructor, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de Los Andes, Colombia, Carrera 1 Este N° 19A – 40, Bogotá

<sup>3</sup> Profesor Titular, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de Los Andes, Colombia, Carrera 1 Este N° 19A – 40, Bogotá

**RESUMEN:** El algoritmo de Box Covering, utilizado para el cálculo de la dimensión fractal en Redes de Distribución de Agua Potable (RDAPs), fue propuesto como una alternativa para identificar posibles sectores hidráulicos en RDAPs. La calidad de posible sectorización de las redes se midió mediante el Índice de Modularidad (Q). A través del uso de variables hidráulicas, como la Línea de Gradiente Hidráulico (LGH), se establecieron unos criterios (sumQ y LGH\*sumQ) para el cálculo de los pesos de las uniones (nudos, embalses, tanques, entre otros) en dicho método, se realizaron pruebas para identificar sectores potenciales en las redes de Cazucá (sector de Bogotá, Colombia) Exnet y Santa Marta, Colombia. La identificación de sectores obtenida con el algoritmo de Box Covering fue comparada con la identificación de sectores obtenida mediante el algoritmo de *Community Detection*, así como con algunos resultados de la *Battle of Water Networks District-Metered Areas 2016* (BWNDMA). De esta manera, fue posible concluir que la metodología propuesta es una alternativa viable para identificar posibles sectores hidráulicos en RDAPs de distintos tamaños y complejidades.

Palabras clave: dimensión fractal; sectorización; criterios hidráulicos.

**ABSTRACT:** Box-Covering Algorithm, used for the assessment of Fractal Dimension in Water Distribution Systems (WDS), was proposed as an alternative for the identification of potential District Metered Areas (DMAs) within WDS. The performance of the potential identified DMAs was measured through the Modularity Index (Q). Moreover, based in the hydraulic behavior of the system including the Hydraulic Grade Line (HGL), some indexes (SumQ and HGL\*sumQ) were proposed. Hence, these hydraulic-based criteria were used for the assessment of the weight at the junctions of the system in the aforementioned algorithm. Afterwards, several tests were developed for the potential identification of DMAs in 3 different networks: Cazucá (a DMA in Bogota, Colombia), Exnet and Santa Marta, Colombia. The identification of DMAs obtained using Box Covering Algorithm was compared with the results obtained through Community Detection Algorithm, as well as some results from Battle of Water Networks District-Metered Areas (BWNDMA) 2016. Hence, it was possible to conclude that the proposed methodology is a feasible alternative for the potential identification of DMA in WDS of different sizes and complexities.

Keywords: Fractal Dimension; DMA identification; Hydraulic Criteria; Box Covering Algorithm; Community Detection Algorithm.

## 1. INTRODUCCIÓN

La fractalidad es una de las propiedades geométricas encontradas de forma más recurrente en diferentes sistemas naturales y artificiales, la cual se caracteriza por la presencia de patrones similares a diferentes escalas en estos. Aunque se han propuesto diversas definiciones para un fractal, la que mejor se ajusta a esta investigación corresponde a un arreglo, objeto o sistema abstracto que presenta autosimilitud en diferentes escalas, siendo esta última una propiedad de un objeto en donde el todo es similar a una parte de sí mismo.

Dentro de la propiedad de autosimilitud no es necesario que en el sistema se presente exactamente la misma estructura, pero sí el mismo tipo de estructura geométrica en diferentes escalas. Por su parte, la cuantificación de las propiedades de un fractal se puede realizar a través de algunas dimensiones: La dimensión topológica ( $D$ ) o dimensión "intuitiva" de cualquier objeto, arreglo o sistema fractal, siempre es un número entero (por ejemplo, un punto:  $D=0$ , curva:  $D=1$ , superficie:  $D=2$ , etc.) mientras que su dimensión fractal puede ser un número decimal (fraccional) (Mandelbrot, 1983).

Ahora bien, en el caso de las Redes de Distribución de Agua Potable – RDAP-, el concepto de fractalidad se analiza desde una perspectiva menos geométrica. Se considera una RDAP fractal como aquella en la que sus uniones se conectan de forma similar a diferentes escalas, lo cual implica teóricamente un comportamiento similar de las características relacionadas con la hidráulica de la red a diferentes escalas. Para que esto último se cumpla, no es necesario que la geometría del sistema sea similar a diferentes escalas. Por lo tanto, una RDAP fractal puede cambiar completamente su geometría y seguir siendo igual de fractal siempre que la conectividad entre sus nudos siga siendo la misma. La autosimilitud en cuanto a conectividad de las RDAP es causada por factores que pueden ser atribuidos al ser humano, más que de origen físico, debido a la forma en que son construidos los sistemas de distribución de agua en general.

La identificación de estas características en las redes de distribución de agua potable permite realizar un análisis a gran escala con muy pocos detalles, garantizando un alto nivel de confianza en los resultados. Esto se puede hacer, antes de realizar un análisis detallado a una escala más fina. Este proceso ofrece una forma eficiente y confiable de analizar y manejar información de sistemas de gran tamaño (Diao, Butler e Ulanicky, 2017).

Debido a la identificación de propiedades de la fractalidad en las redes de distribución de agua,

se ha propuesto su uso en la gestión operativa de estos sistemas en actividades tales como la identificación de sectores hidráulicos potenciales, para posteriormente llevar a cabo la sectorización de una red de distribución.

En relación con lo anterior, la sectorización consiste en la división de una RDAP en zonas de menor tamaño y complejidad, con el propósito de realizar un manejo simplificado en aspectos inherentes a una red de agua potable tales como su análisis, planeación y su gestión (Laucelli *et al.*, 2016). Sin embargo, para que el proceso de sectorización sea llevado a cabo en su totalidad, se debe abordar toda su complejidad (Walski, Kaufman e Malos, 2001). Esto se desarrolla, en términos de los aspectos técnicos relacionados con la instalación de medidores y válvulas en sistemas reales, así como sus costos asociados, lo cual resulta en un proceso que requiere mucho énfasis por parte de las compañías de servicios públicos para llevar a cabo una sectorización efectiva.

En los últimos años, se han propuesto distintos tipos de soluciones para abordar el problema operativo de la sectorización de una RDAP, abordando la identificación potencial de sectores de servicio en una etapa del proceso, y determinando la configuración y ubicación de los accesorios necesarios en una fase posterior (Laucelli *et al.* (2016), Gilbert *et al.* (2017), Martínez-Solano *et al.* (2018) y Liu e Han (2018)).

Un espacio ideal para poner a prueba metodologías como las descritas previamente fue el evento científico *The Battle of Water Networks District Metered Areas (BWNDMA)*, el cual se desarrolló en el marco de la versión 18 de la conferencia *Water Distribution System Analysis – WDSA 2016*, llevada a cabo en Cartagena, Colombia. Esta competencia se centró en la identificación de nuevos sectores hidráulicos en una red existente, en este caso E-Town. La solución propuesta por cada equipo debía garantizar el cumplimiento de restricciones económicas, de calidad de agua y relacionadas con la uniformidad de las presiones en el sistema en dos escenarios distintos: Una época húmeda, y una época de sequía con cortes de agua (Saldarriaga *et al.*, 2019).

Ahora bien, la presente investigación busca darle al análisis de la fractalidad de una RDAP una aplicación enfocada a la identificación de sectores de servicio potenciales en este tipo de sistemas, teniendo como ventaja una fuerte fundamentación en el conocimiento de la conectividad del sistema y su comportamiento hidráulico. Una vez estos potenciales sectores de servicio se encuentran definidos, se podrá proceder a realizar el análisis

relacionado con la instalación de accesorios para dividir efectivamente el sistema.

Debido a lo anterior, en la presente investigación se propone el uso del algoritmo de "Box Covering" para la identificación de posibles sectores hidráulicos. La sectorización obtenida para las RDAPs fue evaluada mediante el Índice de Modularidad (Q). Cuando la división resultante no representa una mejora significativa respecto a una simple división aleatoria, este índice tiende a 0.0; por su parte, entre más independiente sean los sectores entre sí (existan menos interconexiones entre ellos) y entre mayor sea la densidad de tuberías por nudo en cada sector, este índice se acerca más a 1.0 (Zhu *et al.*, 2008). De manera general, una modularidad se puede considerar alta cuando (Newman e Girvan, 2004). La metodología propuesta fue aplicada a tres redes de distribución de agua potable distintas, en donde se analizaron sistemas de diferentes tamaños y configuraciones con el fin de determinar la validez de la misma.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Cálculo de la Dimensión Fractal de una RDAP

Una red se considera fractal si existe una relación potencial entre el número de grupos o "cajas" ( $N_B$ ) necesarias para cubrir todas las uniones de la red, y el tamaño de cada caja en términos de uniones ( $l_B$ ) (Diao, Butler e Ulanicky, 2017). De esta forma, una red se considera fractal si para todos los  $l_B$  posibles se obtienen valores de  $N_B$  de tal forma que se cumpla la Ecuación 1.

$$N_B = K_0 l_B^{-d_B} \quad (1)$$

En esta ecuación,  $K_0$  representa el número de cajas para un  $l_B$  de 1 (es decir, el número total de uniones de la red) y  $d_B$  es el factor de escala que especifica la magnitud del cambio de las características en la red con respecto a la escala a la cual es analizada; este último se conoce como la dimensión fractal de la red de distribución.

Ahora bien, si se toma el logaritmo en base 10 a cada lado de la Ecuación 1, se obtiene la expresión mostrada en la Ecuación 2. En otras palabras, una red se considera fractal si existe una relación lineal entre  $\text{Log}(N_B)$  y  $\text{Log}(l_B)$  para todos los posibles  $l_B$ .

$$\text{Log}(N_b) = -d_b \text{Log}(l_B) + \text{Log}(K_0) \quad (2)$$

Al realizar un ajuste lineal a los datos obtenidos, si el coeficiente de determinación es lo suficientemente alto, la red se considera fractal, y la dimensión

fractal se obtiene mediante el valor absoluto de la pendiente de dicho ajuste. El procedimiento seguido para escoger las cajas para cada tamaño de caja y posteriormente calcular la dimensión fractal para cada RDAP, fue el mismo que el procedimiento descrito por Song *et al.*, (2007). Este algoritmo se resume en la Figura 1.

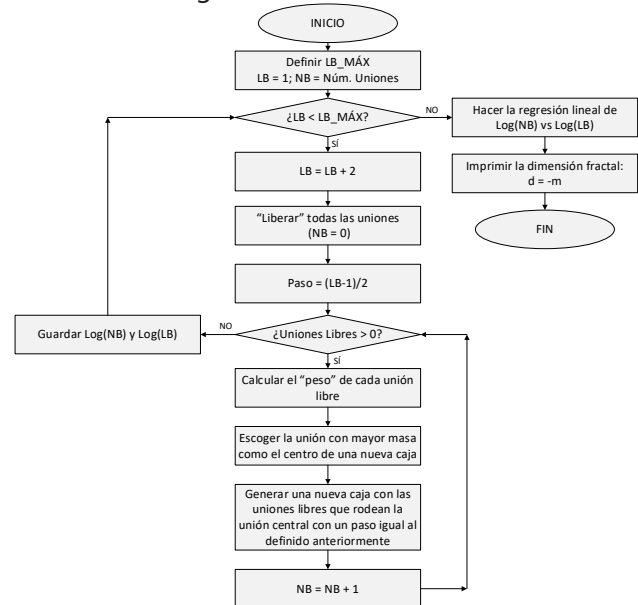


Figura 1. Diagrama de flujo del algoritmo para el cálculo de la dimensión fractal en redes.

En el método de Song *et al.*, (2007), para el cálculo del peso de cada unión de la red, se cuentan las uniones que están conectadas a una distancia menor o igual al tamaño del paso (en términos de uniones) desde el centro que se esté considerando. Esto equivale a asignarle a cada unión un peso individual de una unidad. A este criterio se le asignó el nombre de *Criterio Topológico* ( $w_i = 1$ ) ya que únicamente considera la topología de la red de distribución.

Además del *Criterio Topológico*, en esta investigación se incorporaron algunos criterios hidráulicos en el cálculo de la dimensión fractal. Para esto, se propusieron dos formas alternativas de asignarle el peso individual a cada unión. En el caso de las RDAP, una unión hace referencia a un nudo o conexión entre dos o más tuberías.

El primer criterio hidráulico propuesto, denominado como *Criterio SumQ*, consiste en la asignación del peso mediante la sumatoria de todos los caudales que entran a la unión  $i$ , representado por la Ecuación 3.

$$w_i = \sum Q_{ji} \quad (3)$$

Por su parte, el segundo criterio hidráulico propuesto, denominado como *Criterio LGH\*sumQ*, es igual al descrito previamente multiplicado por

la altura de la línea de gradiente hidráulico (LGH) en la unión  $i$ . Este criterio es calculado utilizando la Ecuación 4.

$$w_i = LGH_i * \sum Q_{ji} \quad (4)$$

Una vez se calculaban los pesos de cada unión con el criterio seleccionado, se calculó el peso total de una unión para determinar cuál debe ser el centro de la siguiente caja de la forma descrita en el algoritmo de Box Covering. Por su parte, el resto del algoritmo se desarrolló sin ninguna modificación. Finalmente, para todos los casos, si el  $R^2$  del ajuste resultaba mayor o igual a 0.95, la red se consideró fractal.

A partir del procedimiento aquí descrito, se calculó la dimensión fractal de un gran número de redes de distribución de agua potable con cada criterio y se compararon los resultados. Para analizar el efecto del aumento de las demandas, se multiplicaron las demandas base por factores arbitrarios y se calculó la dimensión fractal incluyendo criterios hidráulicos en estos casos.

## 2.2 Modularidad

Newman y Girvan (2004) definieron el concepto de Modularidad como un indicador para evaluar la división en comunidades o sectores de una red en particular. Para definir este concepto, Zhu *et al.*, (2008) definen el Índice de Modularidad  $Q$  de una red a través de la Ecuación 5.

$$Q = \frac{1}{2m} \sum_{\mu\nu} (A_{\mu\nu} - \frac{k_{\mu}k_{\nu}}{2m}) \delta(C_{\omega} C_{\nu}) \quad (5)$$

en donde  $\mu, \nu$  representan dos vértices, o uniones, cualquiera de la red,  $m$  es el número total de conexiones de la red (principalmente tuberías),  $2m$  es el número total de arcos,  $A_{\mu\nu}$  toma el valor de 1 si las uniones  $\mu, \nu$  están conectadas, o 0 en caso contrario, y  $k_{\mu}$  es el grado del vértice  $\mu$  representando el número de tuberías conectadas a dicha unión. Adicionalmente,  $C_{\mu}$  representa la comunidad – o sector- al cual pertenece el vértice  $\mu$ , y  $\delta(C_{\omega} C_{\nu})$  toma el valor de 1 si  $C_{\mu} = C_{\nu}$  y 0 en caso contrario.

Al realizar modificaciones algebraicas, y en términos de cada sector  $i$ , se llega a la Ecuación 6 descrita a continuación.

$$Q = \sum_j (e_{ii} - a_i^2) \quad (6)$$

En la última ecuación,  $e_{ii}$  se puede interpretar y calcular como la fracción del número de arcos

que conectan al sector  $i$  con el  $j$  (en esa dirección únicamente) respecto al número total de arcos. Por lo tanto,  $e_{ii}$  es la fracción del número de arcos que conectan las uniones del sector  $i$  entre sí (en ambas direcciones) respecto al total de arcos. Finalmente,  $a_i$  se puede definir como la fracción de la suma total del número de conexiones, o vecinos, que tiene cada unión perteneciente al sector  $i$ .

El valor del índice de Modularidad  $Q$  está definido entre 0 y 1. Este puede ser utilizado para evaluar la calidad de una determinada sectorización siendo mejor entre más cercano se encuentre a 1.0, ya que esto representa una mayor densidad de arcos por unión en cada sector. Por su parte, este índice será peor entre más cercano sea su valor a 0.0, pues representa un menor número de conexiones entre sectores. En adición, según algunos autores como Diao *et al.* (2014) it is usually difficult to identify the key features of the properties of the system, and subsequently all the critical components within the system for a given purpose of design or control. One way is, however, to more explicitly visualize the network structure and interactions between components by dividing a WDS into a number of clusters (subsystems, la modularidad puede considerarse alta a partir de un valor de aproximadamente 0.3.

Ahora bien, a partir de dos sectores  $i$  y  $j$  dados, el cambio en la modularidad  $\Delta Q_{ij}$  resultante al combinar ambos sectores para formar un nuevo sector, se puede deducir fácilmente. Finalmente, el cambio en la modularidad está dado finalmente por la Ecuación 15 (Zhu, Wang, Ma, Pan, & Ding, 2008).

$$\Delta Q_{ij} = 2(e_{ij} - a_i a_j) \quad (7)$$

## 2.3 Identificación de Sectores Hidráulicos Usando el Algoritmo Box Covering

El algoritmo de Box Covering, descrito por Song *et al.* (2007), es ampliamente utilizado para el cálculo de la dimensión fractal en redes reales. Este algoritmo consiste en encontrar el número de cajas  $N_B$ , definiendo una *caja* como un grupo de uniones, necesarias para cubrir toda la red para varias longitudes de caja  $l_B$  (en términos de uniones). Posteriormente, se implementa el mismo procedimiento descrito en la Sección 2.1 de este artículo, determinando la dimensión fractal  $d_B$  de la red, representado por el valor absoluto de la pendiente del ajuste lineal realizado.

En esta investigación se propuso el uso de únicamente una iteración del algoritmo en mención, es decir, un solo valor de  $l_B$  y su correspondiente

número de cajas  $N_B$ . De esta forma, los posibles sectores finales resultantes del método se tomaron simplemente como las cajas finales obtenidas para una única longitud  $l_B$ . Los pasos principales seguidos para la ejecución del algoritmo de Box Covering para la sectorización de la red son descritos a continuación. De igual manera, el procedimiento que se debe seguir es el descrito en la Figura 1, contemplando únicamente una sola longitud  $l_B$ .

1. Determinar cuál va a ser la longitud  $l_B$  de las cajas, en términos de uniones, que será empleada en el algoritmo. En la presente investigación, se usaron varios  $l_B$  enteros e impares y se escogieron las divisiones de la RDAP que dieran los mejores resultados. Estas últimas se caracterizan por tener los mayores Índices de Modularidad  $Q$ .
2. Definir el paso desde cada centro de las cajas como  $(l_B - 1)/2$  de forma que la máxima distancia (en términos de uniones) entre dos uniones cualquiera de una misma caja, siguiendo la ruta más corta, resulte menor o igual a  $l_B - 1$ .
3. De manera iterativa, se van a empezar a generar las cajas hasta cubrir la totalidad de la red. Para esto, en cada iteración se calcula el "peso" individual de cada una de las uniones libres, es decir que no pertenecen aún a ninguna caja. Los criterios utilizados para el cálculo de estos pesos corresponden a los criterios hidráulicos  $SumQ$  y  $LGH*SumQ$ , y el *Criterio Topológico*, definidos en la Sección 2.1.
4. Utilizando el paso dado por el en cuestión, se suman todos los pesos encerrados por la caja que se formaría alrededor de cada unión contando únicamente con el peso individual de las uniones libres (esta suma es el peso total de cada unión). Una vez se tiene el peso total de cada unión, se selecciona aquella que tenga el mayor peso total como el centro de la nueva caja y se cubren todas las uniones libres a una distancia igual o menor al paso siguiendo la ruta más corta en todas las direcciones posibles desde el centro seleccionado. Estas uniones cubiertas dejan de estar libres para la siguiente iteración.
5. Este proceso iterativo continúa hasta que no quede ninguna unión libre en la red de distribución de agua potable.
6. Los posibles sectores finales corresponden a las cajas generadas para el  $l_B$  seleccionado.

## 2.4 Identificación de Sectores Hidráulicos Usando el Algoritmo Community Detection

El algoritmo de Community Detection es un algoritmo utilizado para la identificación de sectores, el cual maximiza el Índice de Modularidad  $Q$  de la red al combinar sectores hasta que el cambio en la modularidad (Ecuación 7) resultante al combinar cualquier pareja de sectores en la red, deje de ser positiva (Diao *et al.*, 2014) it is usually difficult to identify the key features of the properties of the system, and subsequently all the critical components within the system for a given purpose of design or control. One way is, however, to more explicitly visualize the network structure and interactions between components by dividing a WDS into a number of clusters (subsystems). Los pasos para desarrollar este método se describen a continuación:

1. Suponer que cada unión es un sector independiente ( $N_{sectores} = {}^oN_{uniones}$ ).
2. Calcular la matriz ( $N_{sectores} \times N_{sectores}$ ) de cambio de modularidad ( $\Delta Q_{ij}$ ) para cada pareja de sectores  $i, j$  con la Ecuación 7.
3. Combinar los sectores  $i, j$  con el máximo valor de  $\Delta Q_{ij}$ . Para esto, se elimina la fila y la columna  $i, j$  y se actualiza la fila y la columna  $j^{*o}$  de la nueva matriz de  $\Delta Q_{ij^{*o}}$  para todos los demás sectores conectados con el sector  $i$  o el  $j$  ( $j^*$  hace referencia a la nueva fila y columna  $j$  que pudieron o no haberse movido de posición).
4. Repetir los pasos 2 y 3 hasta que no exista ningún  $\Delta Q_{ij} > 0$

Con el anterior algoritmo, se garantiza que la Modularidad se maximice empezando con cada unión como un sector; sin embargo, se debe tener en cuenta que esto no garantiza que esta sea la configuración de sectores que alcance la máxima Modularidad posible en total para esa red.

De este modo, se puede afirmar que pueden existir otras configuraciones de sectores que tengan una Modularidad mayor a nivel global en la red. Sin embargo, Diao, *et al.* (2014) [6] concluyeron que al implementar la metodología de Community Detection se encuentran valores muy altos de Modularidad para la red en términos globales.

## 2.5 Combinación de Sectores Hidráulicos

Uno de los principales problemas relacionados con el uso de las metodologías tales como Box Covering y Community Detection para la identificación de sectores en redes consiste en que el número de

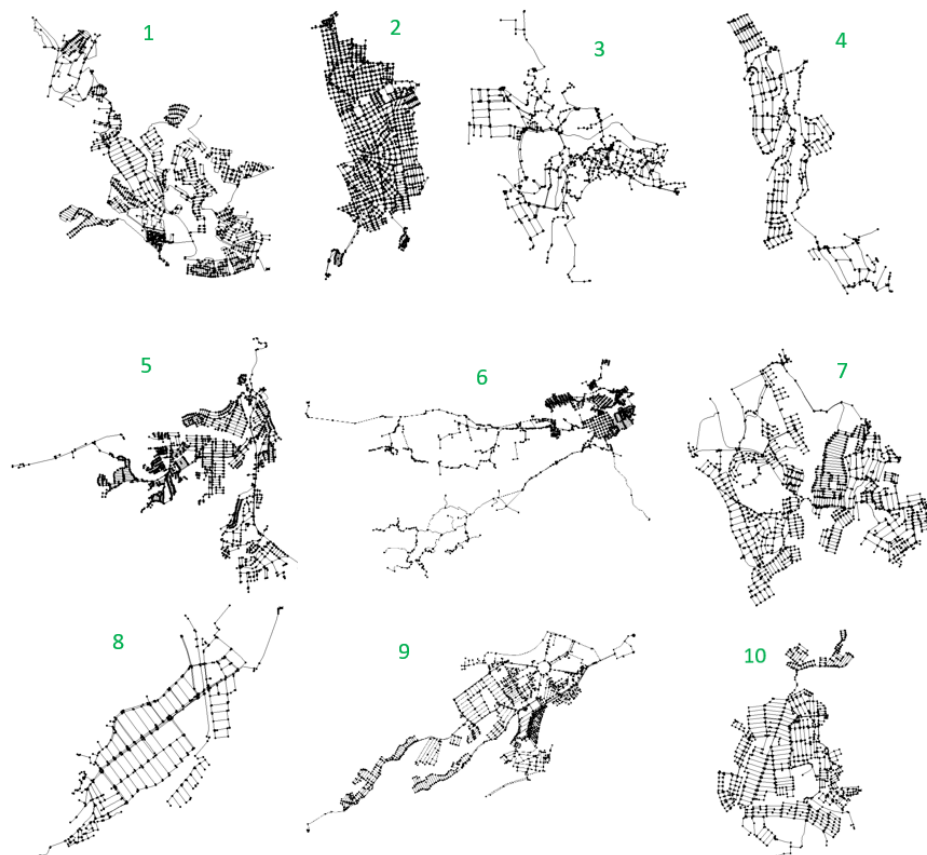
sectores obtenido no es un número fijo, el cual es ser determinado antes de aplicar cada algoritmo. De este modo, este número podría diferir del número de sectores deseado para una red real, como ocurre en este caso con los sistemas de distribución de agua potable. Por esta razón, en esta investigación se propuso un método para reagrupar sectores después de aplicar cada algoritmo hasta obtener el número máximo deseado de sectores. En el caso del algoritmo Community Detection, también se establece un tamaño mínimo de sectores para que el método se detenga luego de identificar un cierto número de sectores, de acuerdo con los criterios operativos deseados para el sistema.

Los criterios para combinar los sectores al llegar a este punto del algoritmo propuesto consisten en primer lugar, en maximizar la densidad de arcos por unión dentro de cada sector, y, en segundo lugar, minimizar el número de conexiones entre sectores (los mismos criterios evaluados por el Índice de Modularidad). Por lo tanto, el método busca la pareja de sectores que cumpla de una mejor manera los dos criterios propuestos mediante el uso de la Ecuación 7. La actualización de las matrices correspondientes a cada sector después de llevar a cabo la combinación se hace de acuerdo con la relación establecida por la Ecuación 6.

### 3. CASOS DE ESTUDIO

La metodología propuesta en esta investigación fue probada utilizando distintos casos de estudio. En primer lugar, para analizar el efecto de utilizar criterios hidráulicos, además del topológico, para determinar la dimensión fractal en RDAP se consideraron 10 redes distintas pertenecientes a ciudades de Colombia, cuyo tamaño oscilaba entre 666 y 4.813 nudos, y entre 761 y 5.621 tuberías. Estas redes se muestran en la Figura 2.

En segundo lugar, las metodologías de identificación de sectores hidráulicos en una RDAP fueron implementadas utilizando las tres redes mostradas en la Figura 3, las cuales tienen distintas topologías y tamaños. La red de Cazucá, mostrada en la Figura 3a, tiene un total de 150 tuberías y 146 uniones. La red de Exnet (Farmani, Savic e Walters, 2005), mostrada en la Figura 3b y ampliamente utilizada como una red patrón en el ámbito de las redes de distribución, cuenta con 2.467 conexiones, de las cuales 2.645 son tuberías, y 1.891 uniones. Finalmente, la tercera red de estudio correspondió a la RDAP de Santa Marta, Colombia, mostrada en la Figura 3c, la cual cuenta con 13.976 conexiones (en donde 13.896 son tuberías y 69 son accesorios tales como válvulas) y 11.063 uniones (Saldarriaga *et al.*, 2019).



**Figura 2.** Esquema de RDAP en Colombia Usadas para el Cálculo de la Dimensión Fractal.





Figura 3. Esquema de las redes: a) Cazucá, b) Exnet y c) Santa Marta.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Cálculo de Dimensión Fractal en RDAP

En la Tabla 1 se muestra la dimensión fractal, obtenida considerando los tres criterios propuestos (Topológico, SumQ – ver Ecuación 3 y LGH\*SumQ – ver Ecuación 4) para el cálculo del peso para las 10 redes.

Como se puede ver en la Tabla 1, la dimensión fractal obtenida con el criterio Topológico casi siempre resultó mayor respecto a los valores obtenidos con los otros dos criterios propuestos. Como se observa, este comportamiento fue consistente en todas las RDAP, exceptuando las redes 5 y 6, lo cual probablemente ocurre ya que estas últimas contaban con muchas concentraciones de nudos, ubicadas de forma dispersa y poco interconectadas en la red.

Por lo tanto, dado que en el criterio Topológico siempre se empiezan a generar las cajas desde las uniones que están rodeadas de un número mayor

de uniones, en general, resultará en valores de números de caja menores para mismos valores de . De esta forma, se puede concluir que por lo general esto resultará en mayores.

### 4.2 Identificación de Potenciales Sectores Hidráulicos: Box Covering Y Community Detection

#### 4.2.1 Red Cazucá

En el caso de la red de Cazucá, utilizando el método de Box Covering, se calcularon los sectores hidráulicos para distintos tamaños de caja posibles utilizando las tres formas de calcular el peso de las uniones variando los criterios utilizados. Para los mismos tamaños de caja, también se identificaron los potenciales sectores con un número máximo de 10. Por último, se identificaron los sectores con el algoritmo de Community Detection para el número de sectores que daba la máxima modularidad. Posteriormente, se consideró un sector menos,

Tabla 1. Dimensión fractal utilizando los tres criterios propuestos para el cálculo del peso.

Red	No. de Nudos	No. de Tuberías	Criterio Topológico	Criterio SumQ	Criterio LGH*Sum(Q)
1	2.671	3.051	1,05	1,02	1,02
2	4.813	5.621	1,10	1,07	1,07
3	947	1.014	0,96	0,82	0,83
4	906	982	1,01	0,95	0,95
5	3.411	3.854	1,02	1,02	1,02
6	2.741	3.068	1,00	1,01	0,68
7	2.176	2.479	1,08	1,02	1,02
8	666	761	1,03	1,00	1,01
9	2.444	2.699	0,97	0,94	0,73
10	1.819	2.085	1,09	1,07	1,04

y luego con un sector más con el fin de verificar que el resultado del medio efectivamente fuera el de mayor modularidad. Además, se consideró un número máximo de 20 y 10 sectores para comparar con los resultados de Box Covering.

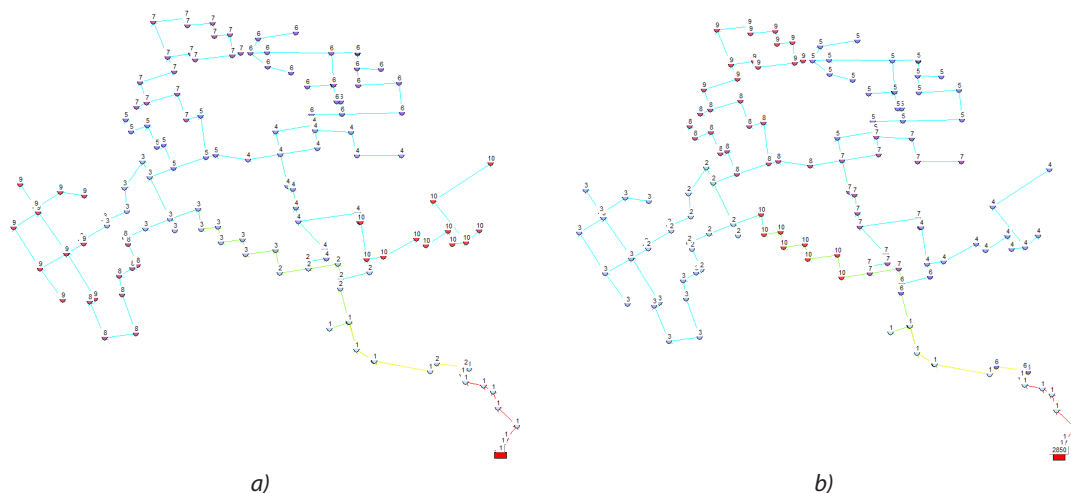
En la red de Cazucá, la Modularidad máxima con el método de Community Detection se alcanza cuando se tiene un número de 13 sectores. Por esta razón, cuando se combinan los sectores hasta llegar al número deseado de 10 sectores, la Modularidad final es menor.

Los resultados obtenidos para números diferentes de 13 sectores para Cazucá muestran que entre más alejado esté la cantidad de sectores obtenida respecto al número de sectores de la máxima modularidad, menor es este indicador, tal como se esperaba con este método. En la Figura 4 se compara de forma visual el mejor resultado obtenido con Box Covering (Figura 4a) con el mejor resultado obtenido con Community Detection (Figura 4b) después de combinar sectores hasta obtener un número total de 10.

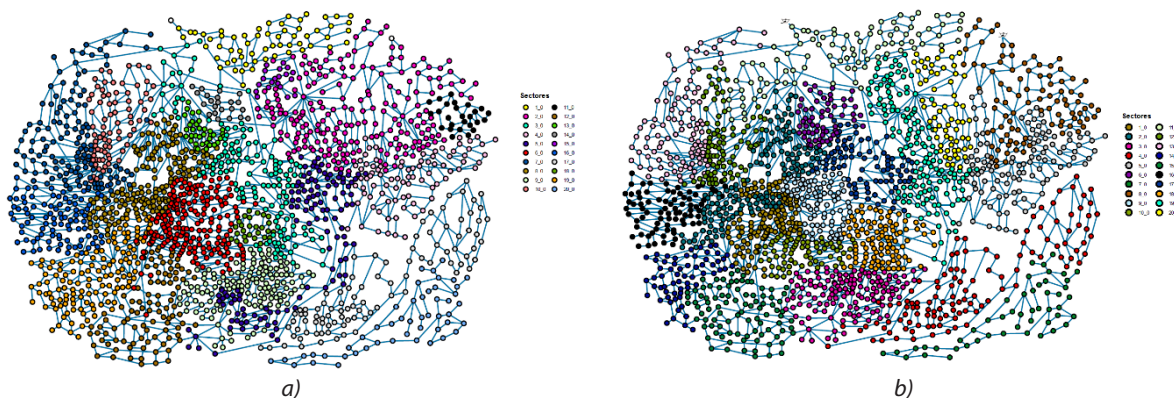
#### 4.2.2 Red Exnet

En el caso de Exnet, se probaron tamaños de caja de 11, 21, 31 y 41, mientras que con el método de Box Covering, en primer lugar, no se limitó el número máximo de sectores y posteriormente se asignó un valor máximo de 20 sectores. En estos últimos casos, se considerando los mismos tamaños, y se utilizaron las tres formas de calcular el peso. Con el algoritmo de Community Detection se hicieron las mismas pruebas que en Cazucá, con el fin de verificar el funcionamiento correcto del método, y se seleccionó un número máximo de 20 sectores para comparar los resultados con el método de Box Covering.

En esta red, la Modularidad máxima se obtuvo con 45 sectores; sin embargo, para disminuir el número deseado a 20 sectores, la Modularidad continuó siendo muy alta. En este caso, en la Figura 5a se muestra la mejor división lograda con el método de Box Covering, mientras en la Figura 5b se muestra un esquema de los 20 sectores obtenidos finalmente al aplicar el método completo.



**Figura 4.** Posibles sectores en Cazucá (10 sectores) para: a) Box Covering con  $l_B=3$  y criterio  $sumQ$  y b) Community Detection..



**Figura 5.** Posibles sectores en Exnet (20 sectores) para: a) Box Covering con  $l_B=11$  y criterio  $LGH*sumQ$  y b) Community Detection.

### 4.2.3 Red Santa Marta

Para el caso de Santa Marta, se probaron tamaños de caja de 21, 31 y 41 calculando el peso usando el criterio Topológico, y con número máximo de 15 y 59 sectores con el método de Box Covering con el fin de comparar con los resultados reportados en la Battle of Water Networks District Metered Areas (BWNDMA 2016) (Saldarriaga *et al.*, 2019). De igual forma, para el método de Community Detection se realizaron pruebas con número máximo de sectores de 15, 59 y el de máxima Modularidad.

En este caso, la máxima Modularidad se obtuvo con 91 sectores; sin embargo, para el número de sectores deseado de 15 y 59 sectores esta medida de desempeño continuó siendo muy alta (Figura 6a y Figura 6b respectivamente). En esta red también se obtuvo que entre más alejado se encuentre el número de sectores del número de sectores de la máxima Modularidad (91 en esta red), menor será la Modularidad obtenida con este método.

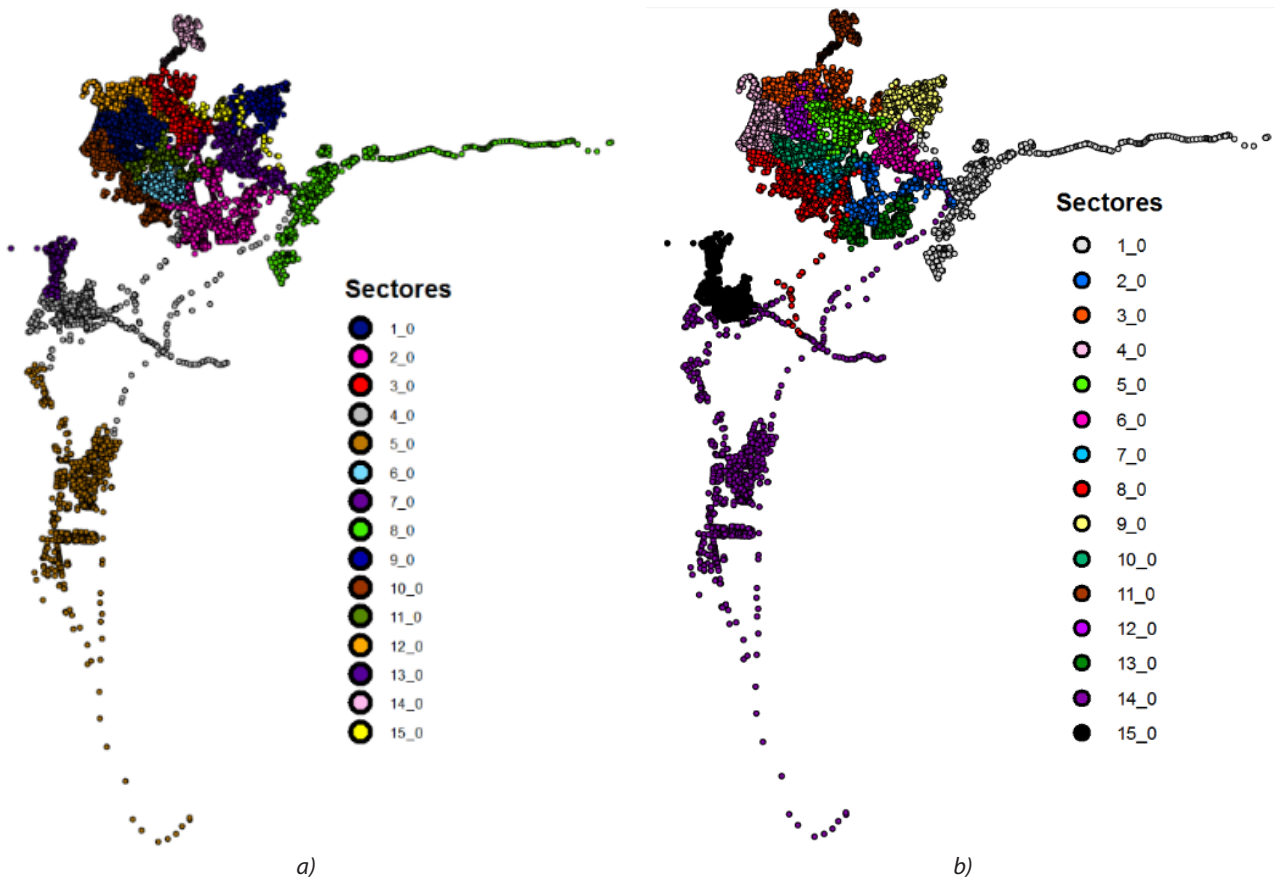
Por su parte, al comparar los resultados obtenidos mediante el método de Box Covering para tamaños de caja de 21, se evidenció que el resultado obtenido (ver Figura 7a) está compuesto por

el mismo número de sectores que la solución propuesta por Martínez-Solano *et al.* (2018) en la BWNDMA 2016 (ver Figura 7b), la cual se alcanzó mediante la combinación de criterios de ingeniería, heurísticas y el Algoritmo METIS. De esta forma, se valida el potencial del método propuesto para la identificación de sectores hidráulicos en RDAP.

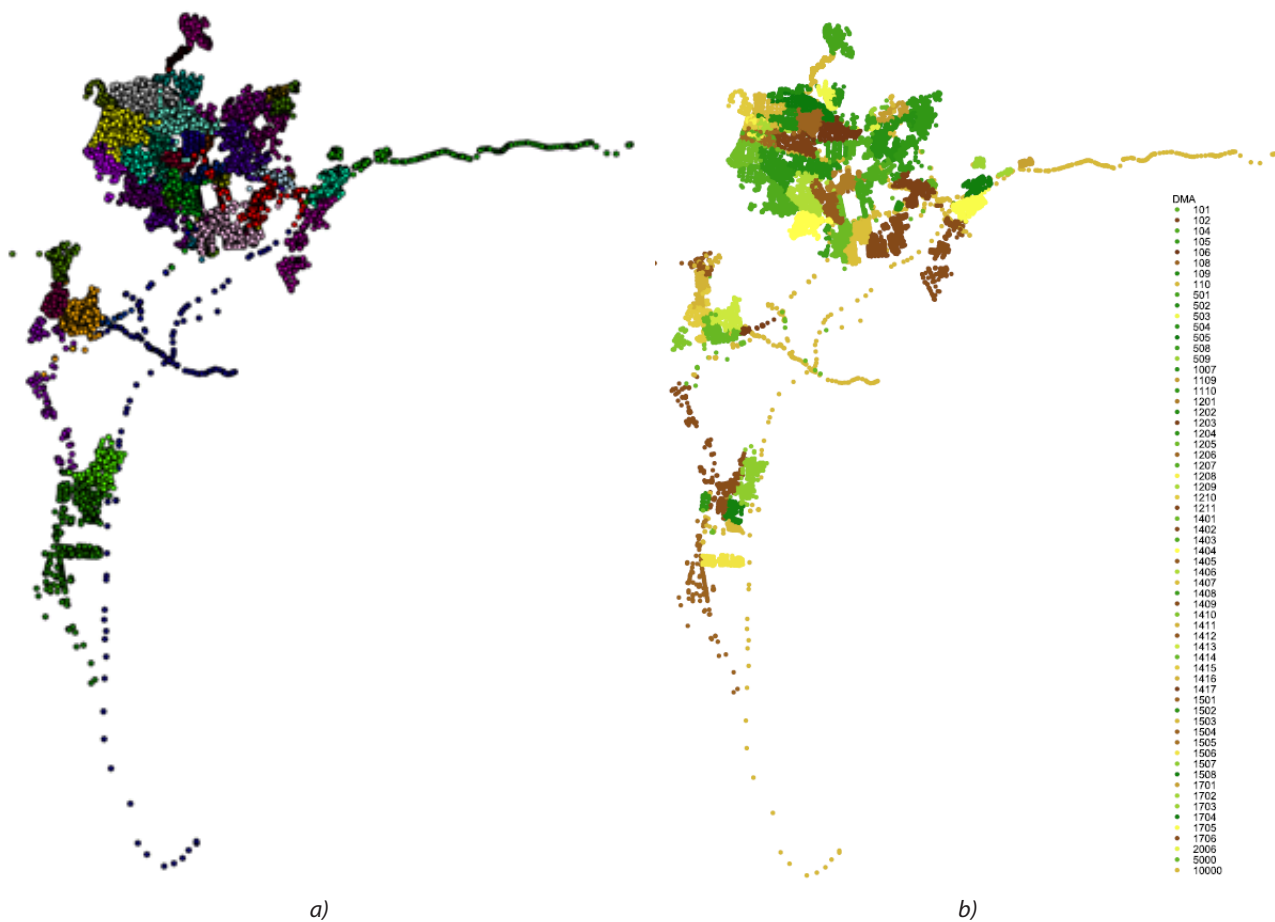
## 5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En esta investigación se propuso una metodología para identificar potenciales sectores hidráulicos en una red de distribución de agua potable fundamentado en el conocimiento de la conectividad del sistema y su comportamiento hidráulico, representado mediante la fractalidad del sistema. La metodología propuesta se aplicó en tres redes de distintas complejidades, obteniendo resultados comparables con los disponibles en literatura científica. No obstante, esta investigación se centra únicamente en la identificación de sectores potenciales.

Ahora bien, en la Figura 7 se muestra una comparación entre los resultados obtenidos mediante el algoritmo de Box-Covering utilizando



**Figura 6.** Posibles sectores en Santa Marta (15 sectores) para: a) Box Covering con  $I_B=31$  y criterio Topología y b) Community Detection.



**Figura 7.** Posibles sectores en Santa Marta (59 sectores) para: a) Box Covering con  $I_B=21$  y criterio Topológico y b) Resultados de Martínez et al. en BWNDMA 2016 (Javier Martínez-Solano et al., 2018).

un número de caja de 21 y el criterio topológico, en relación con los resultados de Martínez-Solano *et al.* (2018), la cual fue la mejor solución presentada en la BWNDMA del 2016. Como se observa, los potenciales sectores identificados son muy similares en ambos casos, aun cuando en el caso de esta investigación se emplea como fundamento la conectividad de la RDAP, mientras Martínez-Solano *et al.* (2018) utiliza la combinación de criterios de ingeniería con heurísticas.

Este resultado demuestra la factibilidad de implementación del algoritmo propuesto en esta investigación para sistemas de distintas complejidades, involucrando el comportamiento hidráulico del sistema, permitiendo su aplicación también en redes reales, siempre y cuando se cuente con modelos hidráulicos robustos.

En términos operativos, se puede evidenciar que la propuesta de Martínez-Solano *et al.* (2018) está sujeta al cumplimiento de restricciones tales como la uniformidad de presiones, la similitud en la demanda, el costo de la solución, entre otros establecidos para la participación en el evento científico BWNDMA

del 2016 (Saldarriaga *et al.*, 2019). En este caso, el algoritmo de Box Covering alcanza una distribución y número similar de sectores únicamente basado en el análisis de la fractalidad, y el cumplimiento de restricciones hidráulicas tradicionales tales como el cumplimiento de una presión mínima, evitando también puntos de estancamiento. En este último aspecto es importante mencionar que la presión de servicio es una externalidad que cada sistema debe cumplir de acuerdo a su normatividad vigente, por lo cual no será una limitante para implementar el algoritmo en cualquier sistema. En adición, cuando se sectoriza una red, la capacidad de transporte de agua en las tuberías disminuye. Debido a esto, se debe tener en cuenta, también, que en el diseño de los sectores definitivos se deben considerar las alternativas de rehabilitación de los sectores en cuanto a la capacidad de transporte de los tramos de la red para que las presiones suministradas a los nudos no sean inferiores a las mínimas establecidas por norma.

De igual manera, en esta investigación no se consideraron costos de instalación de medidores y

válvulas, pues el alcance consistió únicamente en la identificación de potenciales sectores hidráulicos de servicio. Aun cuando esto ocurrió, los resultados obtenidos fueron muy similares a los de Martínez-Solano *et al.* (2018), el cual consideró costos de instalación y operativos de acuerdo con las reglas del BWNDMA (Saldarriaga *et al.*, 2019). De esta forma, se demuestra la factibilidad de implementar esta metodología en un sistema tanto teórico como real, pues sin tener un conocimiento de los costos asociados con la instalación de accesorios para sectorizar la red, se puede alcanzar un resultado válido para la identificación preliminar y eficiente de sectores hidráulicos. En una etapa posterior, este resultado se podrá refinar más al considerar los costos en mención.

## CONCLUSIONES

La dimensión fractal de las redes siempre tenderá a ser mayor si se calcula teniendo en cuenta el Criterio Topológico únicamente, en comparación con los métodos para el cálculo del peso que involucran criterios hidráulicos tales como SumQ y LGH\*SumQ. Asimismo, se observó que la gran mayoría de redes de distribución de agua potable tienen características fractales de acuerdo con el criterio del propuesto por Diao *et al.* (2014) it is usually difficult to identify the key features of the properties of the system, and subsequently all the critical components within the system for a given purpose of design or control. One way is, however, to more explicitly visualize the network structure and interactions between components by dividing a WDS into a number of clusters (subsystems).

En relación con la identificación de sectores potenciales, se evidenció que, para ninguna de las redes estudiadas, ni para las pruebas que se hicieron, fue posible conseguir una división con Box Covering que superara la modularidad de la máxima obtenida con Community Detection. De esta forma, se evidenció que no parece haber ninguna ventaja clara entre usar diferentes criterios para calcular el peso de las uniones en el método de Box Covering para identificar sectores. Por su parte, la combinación de sectores utilizando los mismos principios del método de Community Detection probó ser una solución efectiva para obtener el número de sectores deseado utilizando cualquiera de los dos métodos estudiados, obteniendo modularidades relativamente altas.

La metodología propuesta podría ser una alternativa viable para identificar posibles sectores hidráulicos en RDAPs grandes y complejas si el único criterio es la modularidad de la división. Al comparar los

resultados obtenidos usando la metodología propuesta respecto a otras aproximaciones enfocadas a la sectorización de RDAP se evidencia que se obtienen resultados comparables de manera eficiente. Debido a esto, se evidencia la factibilidad para implementar la metodología en sistemas teóricos y reales.

Finalmente, la metodología propuesta es utilizada para la identificación de sectores potenciales, como una etapa previa a la sectorización, en donde sí deben ser considerados costos de instalación de accesorios, así como evaluar criterios operativos al detalle. Sin embargo, a partir de los resultados obtenidos se puede evidenciar el cumplimiento de restricciones operativas mínimas que pueden dar lugar a una primera aproximación al problema de sectorización.

## REFERENCIAS

Diao, K. *et al.* - Clustering analysis of water distribution systems: Identifying critical components and community impacts. *Water Science and Technology*. ISSN 02731223. 2014). doi: 10.2166/wst.2014.268.

Diao, Kegong; BUTLER, David; ULANICKY, Bogumil - Fractality in Water Distribution Networks. Em *CCWI 2017 - Computing and Control for the Water Industry*

Farmani, R.; Savic, D. A.; Walters, G. A. - Evolutionary multi-objective optimization in water distribution network design. *Engineering Optimization*. ISSN 0305215X. 2005). doi: 10.1080/03052150512331303436.

Gilbert, Denis *et al.* - Iterative Multistage Method for a Large Water Network Sectorization into DMAs under Multiple Design Objectives. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ISSN 0733-9496. 2017). doi: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000835.

Javier Martínez-Solano, F. *et al.* - Combining Skeletonization, Setpoint Curves, and Heuristic Algorithms to Define District Metering Areas in the Battle of Water Networks District Metering Areas. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ISSN 0733-9496. 2018). doi: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000938.

Laucelli, Daniele B. *et al.* - Optimal Design of District Metering Areas. Em *Procedia Engineering*

Liu, Jun; Han, Rui - Spectral Clustering and Multicriteria Decision for Design of District Metered Areas. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ISSN 0733-9496. 2018). doi: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000916.

Mandelbrot, Benoit B. - Fractals and the Geometry of Nature. *American Journal of Physics*. ISSN 0002-9505. 1983). doi: 10.1119/1.13295.

Newman, M. E. J.; Girvan, M. - Finding and evaluating community structure in networks. *Physical Review E - Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics*. ISSN 1063651X. 2004). doi: 10.1103/PhysRevE.69.026113.

Saldarriaga, Juan et al. - Battle of the Water Networks District Metered Areas. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ISSN 0733-9496. 2019). doi: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0001035.

Song, Chaoming et al. - How to calculate the fractal dimension of a complex network: The box covering algorithm. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment*. ISSN 17425468. 2007). doi: 10.1088/1742-5468/2007/03/P03006.

Walski, T.; Kaufman, D.; Malos, W. - Establishing a system submetering project. Em *American Water Works Association 2001 Conference, AWWA*. Denver : [s.n.]

Zhu, Z. et al. - Scalable Community Discovery of Large Networks. Em *The Ninth International Conference on Web-Age Information Management*

# Optimización multi-objeto para la mejora de equidad y fiabilidad en redes de abastecimiento intermitente

## *Multi-object optimization for the improvement of equity and reliability in intermittent supply networks*

David Ferras<sup>®</sup>,<sup>1</sup>, Passwell Pepukai Nyahora<sup>1,2</sup>, Andres Amen<sup>3</sup>, João Ferreira<sup>4</sup>, Mukand Singh Babel<sup>2</sup>

® Autor correspondente: joao.cavaleiro.ferreira@tecnico.ulisboa.pt

<sup>1</sup> Environmental Engineering and Water Technology, IHE Delft Institute of Water, Delft, 2611 AX, The Netherlands.

<sup>2</sup> Water Engineering and Management, Asian Institute of Technology, Bangkok, 12120, Thailand.

<sup>3</sup> POLICONSTRUC-ALEXER Consortium, Ecuador.

<sup>4</sup> CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 1049-001 Lisboa, Portugal.

**RESUMEN:** Sistemas de redes en régimen intermitente están sometidos a una serie de problemáticas como distribución desequilibrada, baja fiabilidad y pobre calidad de agua. La toma de decisiones en redes intermitentes es compleja y, a pesar de los limitados recursos naturales y económicos, la provisión del servicio de agua es primordial. Hasta la fecha, poca investigación ha sido dirigida a la mejora de sistemas de abastecimiento de agua intermitentes o a su transición a sistemas en régimen continuo.

En el presente estudio una herramienta de optimización multi-objeto por medio de un algoritmo genético es desarrollada para dar soporte a la toma de decisiones. Equidad y fiabilidad de la red son maximizadas versus el coste de las actuaciones asociadas. Las actuaciones se han clasificadas en sustitución de tuberías, bombas de elevación y depósitos de distribución. El código implementado es finalmente verificado usando una red sintética.

Palabras clave: Equidad, fiabilidad, abastecimiento intermitente, optimización multi-objeto, algoritmos genéticos.

**ABSTRACT:** Intermittent network systems are subjected to a series of problems such as unbalanced distribution, low reliability and poor water quality. Decision making in intermittent networks is complex and, despite the limited natural and economic resources, the provision of water service is a priority. To date, little research has been focused on the improvement of intermittent water supply or on the transition to continuous systems.

*In the present study, a multi-object optimization tool based on a genetic algorithm is developed to support decision making. Equity and reliability of the network are maximized versus the cost of the proposed measures. The intervention measures have been classified in the replacement of pipes, of pumps and of storage tanks. The implemented code is finally verified using an artificial network.*

## 1. INTRODUCCIÓN

Los objetivos para el desarrollo sostenible (SDG, *Sustainable Development Goals*) abogan por la mejora de los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua en términos de cantidad y calidad a una escala global. La visión SDG-6 es alcanzar el acceso universal, seguro e igualitario de agua para el consumo humano a partir del año 2030 (United Nations, 2015). No obstante, a pesar de una tendencia positiva al acceso de agua en términos de espacio, parece que durante los últimos años el abastecimiento es menor en términos de tiempo.

Históricamente los diseños de redes de distribución se han basado en modelos orientados a demanda y presuponiendo sistemas continuamente presurizados. Sin embargo, solo el 37% de la población mundial con acceso a agua tiene un abastecimiento de más de 12 horas por día (WHO & UNICEF, 2017). Períodos de sequía o un crecimiento urbano no planificado, pueden catalizar una gestión en régimen intermitente que los gestores toman como solución temporal para superar la crisis de escasez. Desafortunadamente, una vez se empieza a operar en régimen intermitente es muy difícil revertir la situación (Charalambous & Laspidou, 2017).

Los métodos de optimización multi-objeto (MOO) son usados para la mejora de sistemas de abastecimiento considerando los requisitos de los usuarios finales (Farmani, Walters, & Savic, 2005; Prasad, 2010). Algoritmos Genéticos son usualmente usados como solución al problema de optimización. Investigación precedente en redes intermitentes se basa en la determinación de sus causas (Simukonda, Farmani, & Butler, 2018), rendimiento (Andey & Kelkar, 2007) e impactos (Agathokleous & Christodoulou, 2016; Galaitsi et al., 2016). Los autores recomiendan varias medidas, estructurales y no estructurales, para la mejora del servicio. Las intervenciones estructurales son complejas, puesto que requieren la combinación de numerosas soluciones; su selección óptima es un problema aun no abordado en la literatura científica. La presente investigación pretende considerar una serie de intervenciones para su optimización tomando como referencia criterios de equidad y fiabilidad respecto a costes de inversión. Equidad en el servicio de agua se refiere a la distribución de una cantidad justa entre los usuarios a través del sistema de abastecimiento (Ameyaw, Memon, & Bicik, 2013; Ilaya-Ayza, Martins, Campbell, & Izquierdo, 2017). Esta cantidad justa se puede medir tanto en espacio como en tiempo. Aplicar equidad en redes intermitentes es un reto

complejo que está sujeto a numerosos factores, e.g. presiones, demandas, velocidades, duración y programa del abastecimiento, configuración de la red, etc. (Ilaya-Ayza, Martins, Campbell, & Izquierdo, 2018). Fiabilidad se refiere a la capacidad de la red para abastecer a los usuarios con adecuada cantidad y calidad de agua ante condiciones normales y anormales (Xu & Goulter, 1998; Farmani, Walters, & Savic, 2006). El índice de fiabilidad propuesto por Todini (2000) es frecuentemente usado para la evaluación de redes y se basa en la capacidad de redundancia y la fiabilidad hidráulica de los sistemas de distribución.

El reto de redes operando en régimen intermitente es un problema evidente y global; herramientas para su precisa evaluación y gestión deben de ser desarrolladas con el objetivo último de la mejora de los sistemas de abastecimiento. Una optimización integrada basada en un algoritmo genético combinado con solución numérica orientada a presiones es propuesto en el presente trabajo para abordar la problemática de equidad y fiabilidad en abastecimientos intermitentes.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Fundamentos teóricos

MOO son usados para la mejora de la eficiencia de sistemas físicos por medio del ajuste de sus componentes y siguiendo unos criterios específicos, i.e. funciones objetivo. El algoritmo usado en el presente trabajo de investigación se basa en el "Non-dominant Sorting Genetic Algorithm" (NSGA-II) que fue originariamente desarrollado por Deb et al. (2002). La principal ventaja de NSGA-II es la reducción del tiempo computacional resolviendo problemas multi-objeto. También permite una mayor diversidad de las soluciones y uniformidad de soluciones Pareto.

Equidad y fiabilidad en redes de abastecimiento intermitente son los objetivos perseguidos en este trabajo de optimización. Para el primer objetivo el coeficiente de uniformidad (UC) es usado (Ilaya-Ayza et al., 2018)

$$UC = 1 - \frac{\sum |S_p - S_{av}|}{S_{av} * n_e} \quad (1)$$

donde  $S_p$  es el ratio de abastecimiento nodal,  $S_{av}$  es el ratio abastecimiento medio, y  $n_e$  es el número total de nodos. Valores bajos de UC indican poca equidad en el sistema mientras que valores cercano de uno indican elevada equidad.

La fiabilidad del sistema es evaluada por medio del



índice de resiliencia ( $I_r$ ):

$$I_r = \frac{\sum_{i=1}^{n \text{ node}} q_i (h_{ava,i} - h_{req,i})}{\sum_{j=1}^{n \text{ reservoirs}} Q_j H_j + \sum_{i=1}^{n \text{ node}} q_i h_{req,i}} \quad (2)$$

Donde  $q_i$  es la demanda nodal,  $h_{ava}$  es la carga hidráulica al nodo  $i$ ,  $h_{req}$  es la mínima carga permitida,  $Q_j$  y  $H_j$  son el caudal y la carga hidráulica respectiva en cada tanque,  $\gamma$  es el peso específico del agua (1000 kg/m<sup>3</sup>) y  $P_k$  la potencia de los sistemas de bombeo (Todini, 2000; Farmani *et al.*, 2006). Valores de  $I_r$  cercanos a cero indican fiabilidad baja, mientras que cercanos a uno indican fiabilidad elevada.

Puesto que ambos índices son cruciales para el buen funcionamiento de redes de distribución, en el presente estudio son combinados por medio de factores de peso ( $w_1$  &  $w_2$ ) para formar una función objetivo única (ER).

$$ER = w_1(UC) + w_2(I_r) \quad (3)$$

El coste total de inversión consta de la suma de los costes de sustitución de tubería, estaciones de bombeo y depósitos. El coste objetivo es penalizado en base para asistir a la convergencia de una solución. Ecuación (4) muestra como los costes son minimizados cuantificados:

$$Cost = C_{pipes} + C_{pump} + C_{tank} + P \quad (4)$$

donde  $C_{pipes}$  es el coste de sustitución de tubería,  $C_{pump}$  el de las estaciones de bombeo,  $C_{tank}$  el de los depósitos y  $P$  es la penalización. La penalización es expresada en la siguiente Ec. (5):

$$P = \begin{cases} \alpha (|h_i - h_{max/min}|) + \beta, & \text{si } h_{min} < h_i < h_{max} \\ 0, & \text{si } h_{min} > h_i \text{ o } h_i > h_{max} \end{cases} \quad (5)$$

donde  $h_i$  es la presión nodal,  $h_{min}$  y  $h_{max}$  son los umbrales de mínima y máxima presión y  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros de penalización (Kim, Choi, Lee, & Jung, 2017).

La base del proceso de optimización es por la herramienta de modelización hidráulica EPANET por medio de WNTR (*Water Network Tool for Resilience*), un paquete desarrollado en Python por Klise *et al.* (2017) que permite crear, simular y analizar redes de distribución de agua. Las índices mostrados en las Ecs. (1) (2) y (3) son calculados en base a EPANET output. En la Tabla 1 se listan los parámetros usados para llevar a cabo el trabajo de optimización.

**Tabla 1.** Parámetros de optimización

Parámetro	Valores
Peso 1 ( $w_1$ ) y Peso 2 ( $w_2$ )	0.5
Población inicial	25 - 225
Número de Generaciones	80 - 500
Probabilidad de cruce	0.9 - 1
Probabilidad de mutación	0 - 0.1
Alfa ( $\alpha$ )	10000
Beta ( $\beta$ )	1000
Presión mínima ( $P_{min}$ ) & máxima ( $P_{max}$ ) (m)	30 - 100
Nuevo diametro de tubería (mm)	
Hanoi	305.0 - 1016.0
Milagro	59.0 - 295.6
Diámetro de depósito (m <sup>3</sup> )	150 - 500
Cota del depósito (m)	
Hanoi	35 - 50
Milagro	15 - 30
Caudal y carga de bomba (l/s, m)	
Hanoi	(300,50), (300,60), (300,70), (300,80), (300,90), (300,110)
Milagro	(100,50), (100,60), (100,70), (100,30), (100,35), (100,40),

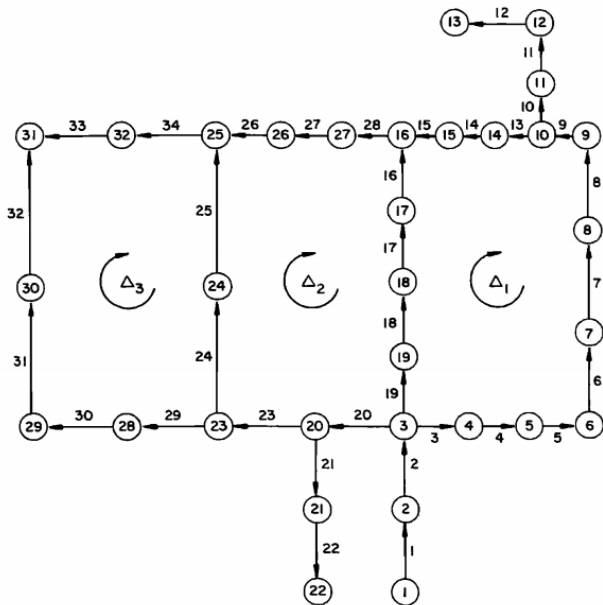
Tres tipos de actuaciones han sido consideradas para llevar a cabo la optimización de la red.

- Actuación-1 se basa en la sustitución de las tuberías, de este modo las pérdidas de carga pueden ser reducidas.
- Actuación-2 representa una combinación de sustitución de tubería y de grupo de presión en línea. De este modo, el sistema de bombeo contribuye a la mejora de presiones en la zona afectada.
- Actuación-3 es una combinación de tres intervenciones: sustitución de tubería, grupo de presión y depósito de distribución. A las ventajas mencionadas en las actuaciones 1 y 2, con depósitos de distribución, se añade la capacidad de regulación y consecuentemente unas presiones más estables.

## 2.2 Hanoi network

Hay varios problemas benchmark sobre redes hidráulicas en la literatura científica que pueden usarse con el propósito de verificación del código implementado. Entre ellos la red de distribución de Hanoi, propuesta por Fujiwara and Khang (1990), ha sido usada en investigaciones con similares propósitos (Vairavamoorthy & Ali, 2000; Farmani *et al.*, 2005; Chandapillai, Sudheer, & Saseendran,

2012; Soltanjalili, Bozorg Haddad, & Mariño, 2013; Sivakumar, Prasad, & Chandramouli, 2015). La Fig. 1 ilustra una red formada por 3 bucles y 32 nudos unidos por 34 tramos. El coeficiente de Hazen Williams adoptado es de 130, el diámetro de tuberías varía de 305 mm a 1016 mm y el mínimo caudal requerido en la red es de  $5 \text{ m}^{3/\text{h}}$ .



**Figure 1.** red de Hanoi

La Ec. (6) es alimentada con valores de Iglesias-Rey *et al.* (2007), que se ajustan a los costes de la red de Hanoi y se basan en la función del diámetro de tubería:

$$Cost_{pipe} = 271.71 * Diameter^{1.5} \quad (6)$$

Marchionni *et al.* (2016) propusieron las siguientes Ecs. (7) a (10) para estaciones de bombeo y depósitos de distribución:

$$C_{cwp} = 11603 * P_k^{0.53} \quad (7)$$

donde  $C_{cwp}$  es el coste de obra civil y  $P_k$  la potencia de las bombas (kW). La Ec. (7) considera otros costes de estaciones de bombeo, que están incluidos en la Ec. (8):

$$C_{ep} = 42853 * P_k^{-0.59} \quad (8)$$

donde  $C_{ep}$  es el coste del equipo. La suma de los resultados de Ecs. (7) y (8) es el coste total de la estación de bombeo.

El coste de inversión para depósitos de distribución consta también de dos partes. Los costes de obra civil están expresados en Ec. (9):

$$C_{cwt} = 358.45 * V^{-0.72} * h^{0.58} \quad (9)$$

donde  $V$  es el volumen del tanque ( $\text{m}^3$ ) aplicable para un rango de 100 – 500  $\text{m}^3$  (v.s. Tabla 1) y  $h$  es la altura del depósito (m). El coste de equipo para el depósito es calculado en base a Ec. (10).

$$C_{et} = 78.01 * V^{0.46} * h^{0.18} \quad (10)$$

### 2.3 Milagro network

San Francisco de Milagro es una ciudad situada en Guayas, Ecuador. La ciudad es la segunda en tamaño en la provincia de Guayas, con un total de 23  $\text{km}^2$  de área urbana; la red de abastecimiento cubre un área de 16  $\text{km}^2$ . La ciudad tiene una población de 147000 habitantes y se estima que esta cifra se incrementa a 193000 en 25 años. La principal fuente de agua se basa en pozos subterráneos distribuidos en distintas zonas de la ciudad. La principal causa de flujo intermitente en la ciudad es la falta de presión durante las horas de máxima demanda; la topología y los reducidos diámetros de los conductos dificultan el abastecimiento. La red fue sectorizada en 4 áreas y la más afectada por flujos intermitentes fue elegida para el presente estudio. La red modelada se presenta en la Fig. 2 y se compone de 63 tuberías, 62 nudos, 6 fuentes (pozos), 2 bombas, 2 depósitos y 7 válvulas.

### 3. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los tres tipos de actuaciones presentadas en la sección-2 son aquí investigados; primero en la red de Hanoi y después la de Milagro. Los resultados para cada una de las actuaciones y usando la misma configuración de optimización (cf. Tabla-1) son presentados a continuación.

#### Red de Hanoi

El Coste de inversión *versus* equidad y fiabilidad para la sustitución de tuberías después de optimización es presentado en la Fig. 3. La figura también refleja, individualmente, los resultados para el indicador de equidad (UC) y de fiabilidad (Índice Todini).

La fig. 3 muestra como el objetivo combinado de equidad y fiabilidad resulta en índices ligeramente sobre 0.5; no obstante, valores individuales de UC se sitúan entre 0.8-1.0 y los Índices Todini por debajo de 0.1. Los costes de inversión se mantienen en el orden de magnitud esperado de \$6,081,000 (Iglesias-Rey *et al.*, 2007).

El análisis es luego extendido con la inclusión de grupos de presión (actuación-2). La Fig. 4 muestra los resultados.

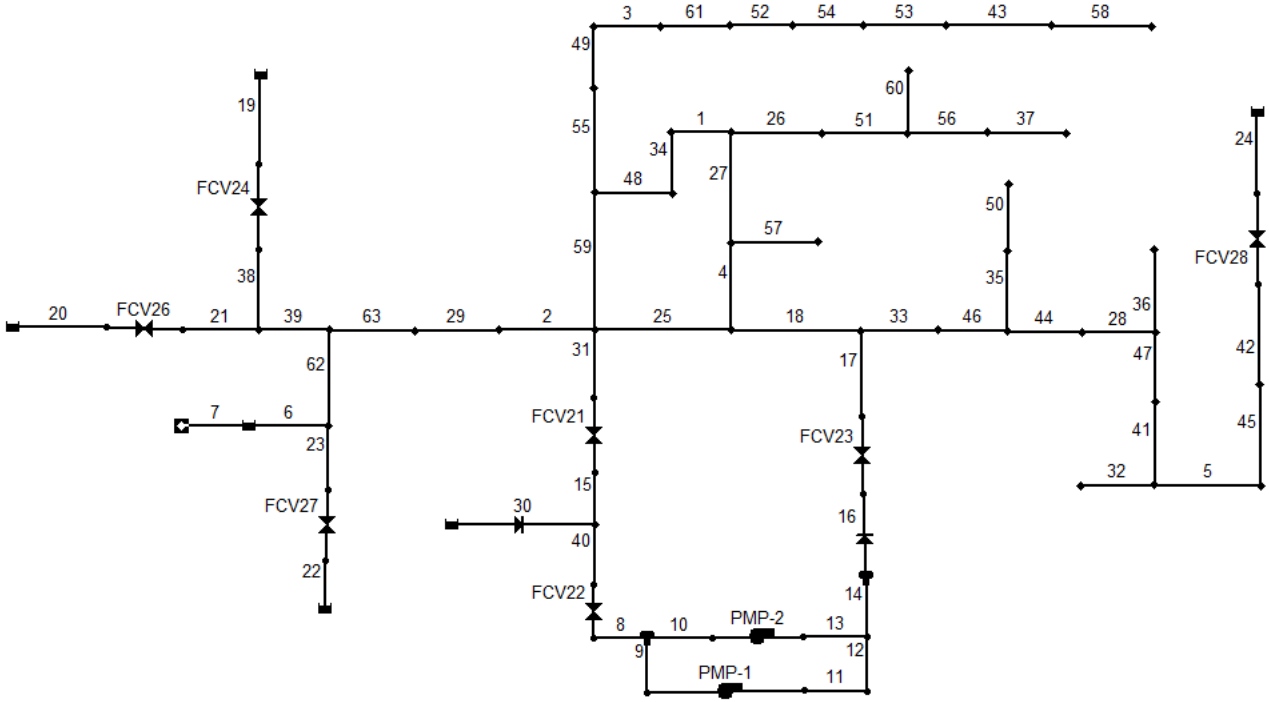


Figure 2. Sector modelado Las Pinas Sector

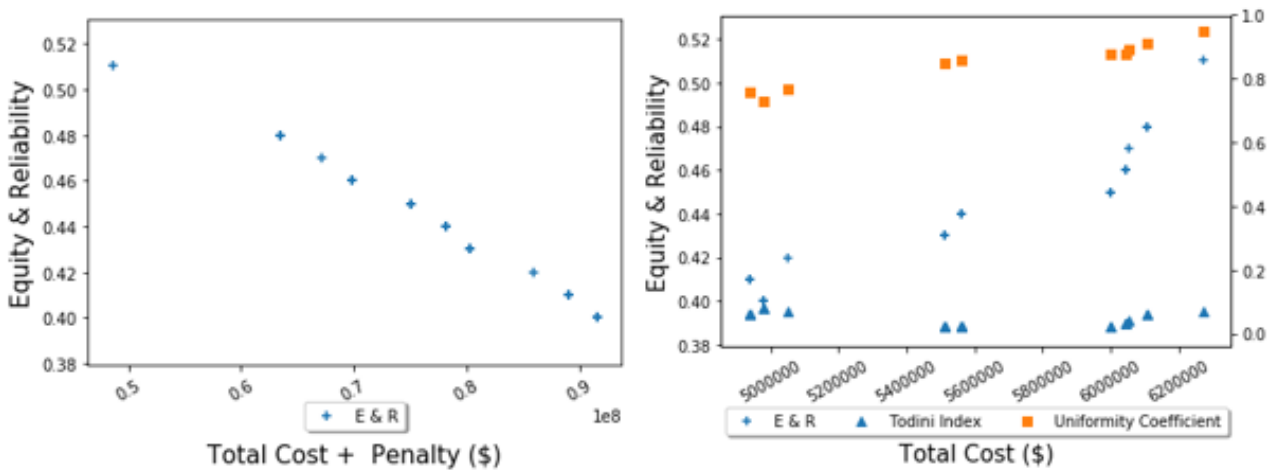


Figure 3. Resultados para la red de Hanoi considerando solo sustitución de tuberías.

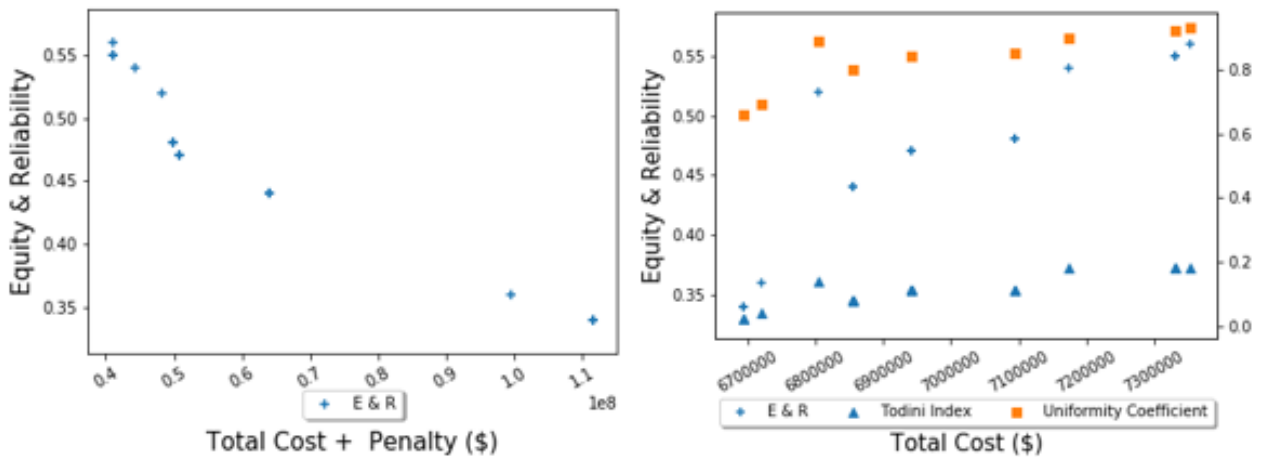


Figure 4. Resultados para la red de Hanoi considerando sustitución de tuberías y grupos de presión

La Fig. 4 muestra un ligero incremento de la función objetivo combinada (i.e. equidad y fiabilidad) cuando los grupos de presión son incluidos en la solución. El UC sigue siendo elevado y el Índice Todini recibe una ligera mejora. Por otro lado, los costes de inversión aumentan considerablemente. En la tercera actuación depósitos de distribución son incluidos como parte de la solución. Los resultados se presentan en la Fig. 5.

La Fig. 5 muestra un continuo incremento del coste total de inversión mientras que casi todas las soluciones resultan en índices elevados de UC. El Índice Todini refleja una clara mejoría en la fiabilidad de la red, con valores por encima de 0.2. También es interesante observar una reducción de los costes combinados con la infraestructura adicional, indicando un número menor de nudos fuera de los límites de presión requerida.

Considerando los dos factores equidad y fiabilidad con igual peso, los efectos de unos sobre el otro son evidentes. Ambos, no obstante, son cruciales en redes de distribución intermitente, donde la baja fiabilidad de la red afecta a la percepción y confianza de los usuarios. La obtención de valores cercanos a 1 en equidad son posibles por medio de la metodología usada, pero valores de fiabilidad permanecen con valores de hasta 0.2 solo cuando la presión es mejorada por medio de grupos de presión. La topología de la red juega también un papel importante en los resultados de optimización.

### Red de Milagro

El caso de estudio de la red de Milagro fue dividido en sectores, Las Pinas (cf. Fig. 2) fue el sector elegido para la simulación, cuyos valores iniciales se muestran en la Tabla-2.

**Table 2.** Resultados de la simulación hidráulica en el sector de Las Pinas

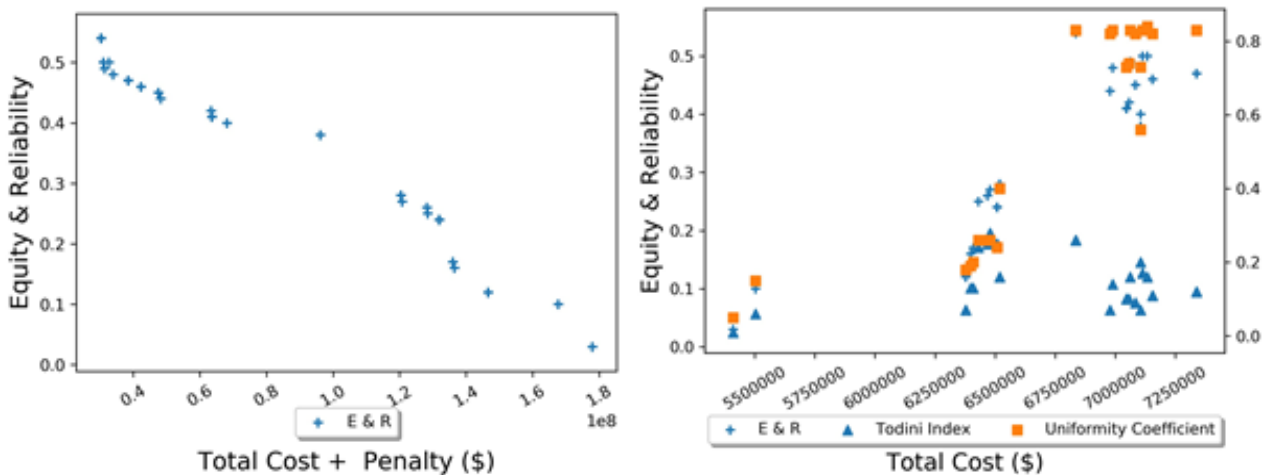
Parámetro	Valores
Equidad y Fiabilidad	0.71
Coefficiente de Uniformidad	0.39
Índice Todini	1.02

El valor elevado del índice de fiabilidad puede ser atribuido a el número de fuentes (pozos) en el sistema; no obstante, los valores de equidad se sitúan por debajo de 0.5.

En la Fig. 6, un incremento marginal (0.01) de equidad y fiabilidad es observado. Por separado, el UC tiene un incremento sobre 0.4, pero el índice Todini se reduce a 0.7. Además, hay varios nodos que no cumplen el criterio de presión mínima de 30 m. Como refleja la Fig. 7, hay un considerable descenso en la función de equidad y fiabilidad, atribuible a la baja fiabilidad. Con la inclusión de estaciones de bombeo, la función de costes de inversión es también incrementada.

La fig. 8 muestra una reducción en la función combinada de equidad y fiabilidad y un incremento en el coste total, puesto al efecto de los costes de los grupos de presión y los depósitos que suponen aproximadamente el 70% del coste de inversión total. La fiabilidad parece ser más comprometida debido a la potencia de bombeo añadida en la red. Alternativamente, distintos umbrales de presión requerida podrían mejorar el Índice Todini.

A pesar de una reducción en la función combinada de equidad y fiabilidad hay una mejora general de la distribución de agua, puesto que el coeficiente de uniformidad (UC) crece considerablemente. El coste de sustitución de tubería decrece con la inclusión de sistemas de bombeo y depósitos. La situación



**Figure 5.** Resultados para la red de Hanoi considerando sustitución de tuberías, grupos de presión y depósitos de distribución

y la capacidad de las bombas y depósitos pueden tener un impacto negativo en la fiabilidad de la red. Esto se debe a la configuración específica de la red

de Las Pinas; su topología no permite redistribuir las presiones adicionales aportadas por las estaciones de bombeo.

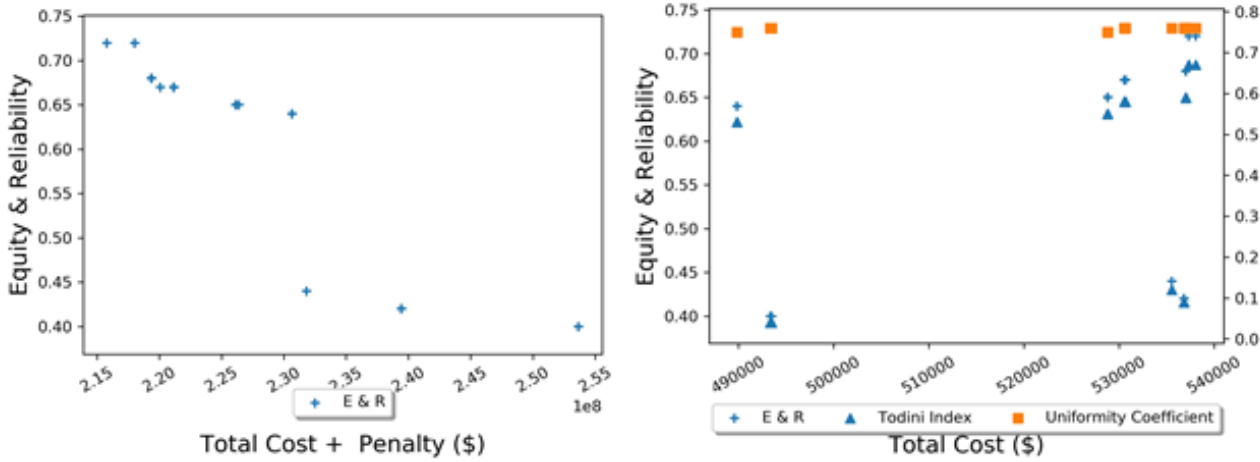


Figure 6. Resultados para la red de Las Pinas considerando solo la sustitución de tuberías.

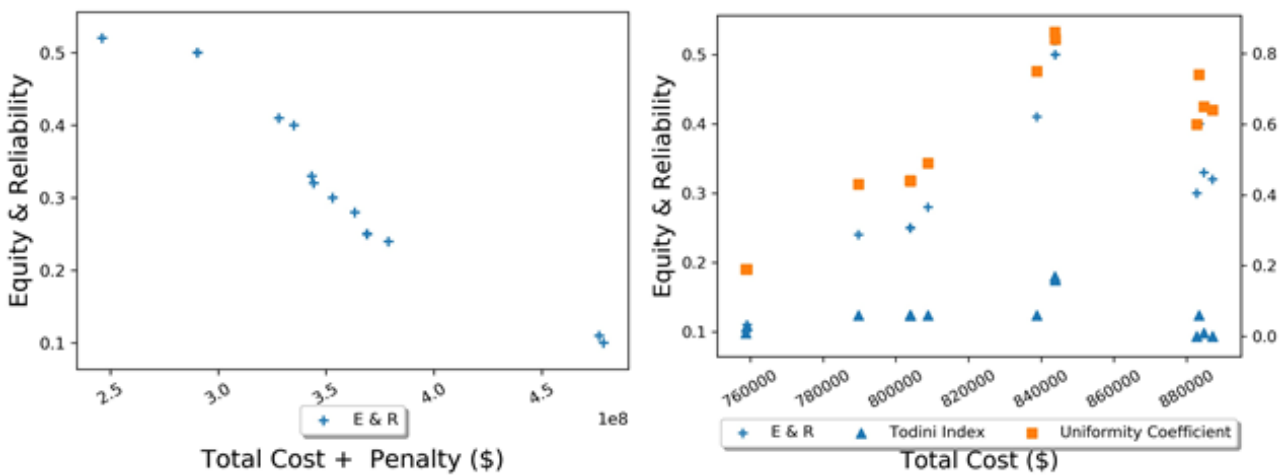


Figure 7. Resultados para la red de Las Pinas considerando la sustitución de tuberías y grupos de presión.

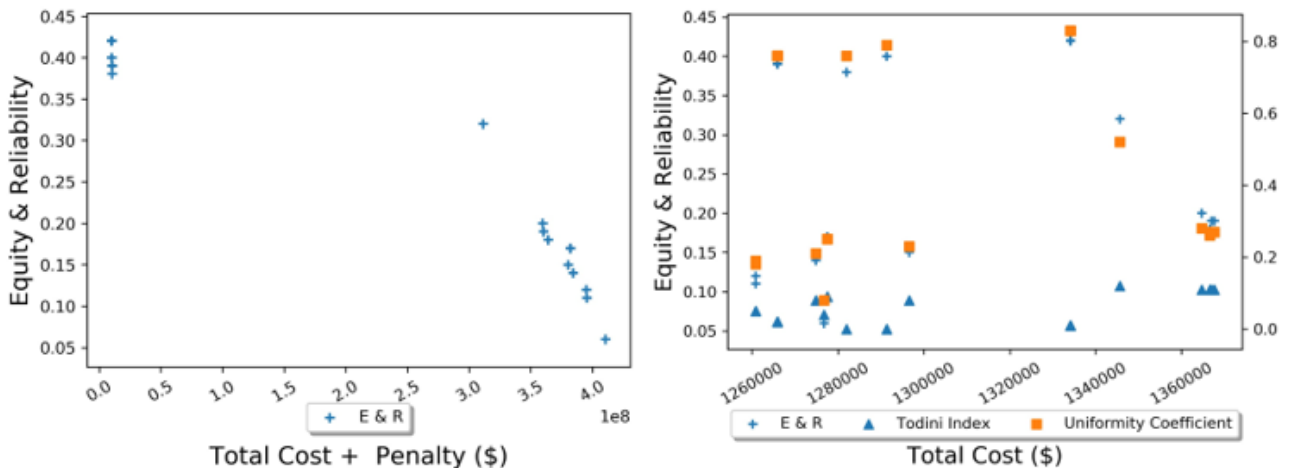


Figure 8. Resultados para la red de Las Pinas considerando la sustitución de tuberías, grupos de presión y depósitos de distribución

## CONCLUSIONES

La metodología presentada permite la optimización de redes de abastecimiento de agua en régimen intermitente con el objetivo de mejorar equidad y fiabilidad. Estos objetivos son factibles con la consideración de las actuaciones apropiadas. La mejora de equidad, en general, tiene un impacto global sobre toda la red en términos de fiabilidad y es por eso que un análisis integrado es necesario. Cuando solo sustitución de tuberías es considerado como única actuación, la equidad en la red es mejorada, pero los resultados son altamente dependientes de la topología de la red. En redes altamente malladas la fiabilidad claramente aumenta con el incremento de diámetros. Este efecto sugiere la limitación de la aplicación del Índice Todini en redes pobremente malladas. Los parámetros de actuaciones considerando sustitución de tubería, estaciones de bombeo y depósitos deben de ser cuidadosamente seleccionados con conocimiento *a-priori* de la red. La correcta situación de las bombas y depósitos es crítico; información del gestor del servicio puede ser útil para pre-establecer las áreas óptimas. Más investigación es requerida para desarrollar soluciones respecto a la optimización de situación y potencia de grupos de presión. También otros índices alternativos a UC y Todini deben ser analizados para determinar los más adecuados según la topología de red.

## REFERENCIAS

Agathokleous, A., & Christodoulou, S. (2016). Vulnerability of Urban Water Distribution Networks under Intermittent Water Supply Operations. *Water Resources Management*, 30(13), 4731-4750. doi:10.1007/s11269-016-1450-3

Ameyaw, E. E., Memon, F. A., & Bicik, J. (2013). Improving equity in intermittent water supply systems. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 62(8). doi:10.2166/aqua.2013.065

Andey, S. P., & Kelkar, P. S. (2007). Performance of water distribution systems during intermittent versus continuous water supply. *Journal - American Water Works Association Journal - American Water Works Association*, 99(8), 99-106.

Chandapillai, J., Sudheer, K. P., & Saseendran, S. (2012). Design of Water Distribution Network for Equitable Supply. *Water Resources Management*, 26(2), 391-406. doi:10.1007/s11269-011-9923-x

Charalambous, B., & Laspidou, C. (2017). *Dealing with the Complex Interrelation of Intermittent Supply and Water Loss*: IWA Publishing.

Chiandussi, G., Codegone, M., Ferrero, S., & Varesio, F. E. (2012). Comparison of multi-objective optimization methodologies for engineering applications. *Computers & Mathematics with Applications*, 63(5), 912-942. doi:10.1016/j.camwa.2011.11.057

Deb, K., Pratap, A., Agarwal, S., & Meyarivan, T. (2002). A fast and elitist multiobjective genetic algorithm: NSGA-II. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 6(2), 182-197. doi:10.1109/4235.996017

Farmani, R., Walters, G., & Savic, D. (2005). Evolutionary multi-objective optimization in water distribution network design. *Engineering Optimization*, 37(2), 167-183. doi:10.1080/03052150512331303436

Farmani, R., Walters, G., & Savic, D. (2006). Evolutionary Multi-objective optimization of the design and operation of water distribution network: total cost vs. reliability vs. water quality. *Journal of Hydroinformatics*, 165 -179.

Galaitis, S., et al. (2016). Intermittent Domestic Water Supply: A Critical Review and Analysis of Causal-Consequential Pathways. *Water*, 8(7). doi:10.3390/w8070274

Gottipati, P. V. K. S. V., & Nanduri, U. V. (2014). Equity in water supply in intermittent water distribution networks. *Water and Environment Journal*, 28(4), 509-515. doi:10.1111/wej.12065

Iglesias-Rey, P., Mora-Meliá, D., Martínez-Solano, F., & S. Fuertes, V. (2007). *Study of sensitivity of the parameters of a genetic algorithm for design of water distribution networks* (Vol. 1).

Ilaya-Ayza, A. E., Martins, C., Campbell, E., & Izquierdo, J. (2017). Implementation of DMAs in Intermittent Water Supply Networks Based on Equity Criteria. *Water*, 9(11). doi:10.3390/w9110851

Ilaya-Ayza, A. E., Martins, C., Campbell, E., & Izquierdo, J. (2018). Gradual transition from intermittent to continuous water supply based on multi-criteria optimization for network sector selection. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 330, 1016-1029. doi:10.1016/j.cam.2017.04.025

Kaminsky, J., & Kumpel, E. (2018). Dry Pipes: Associations between Utility Performance and

- Intermittent Piped Water Supply in Low and Middle Income Countries. *Water*, 10(8). doi:10.3390/w10081032
- Kim, J. H., Choi, Y. H., Lee, H. M., & Jung, D. (2017, 16-19 April 2017). *Development of warm initial solution approaches to improve the quality of Pareto optimal solutions in water distribution network design*. Paper presented at the 2017 Seventh International Conference on Information Science and Technology (ICIST).
- Klise, K. A., et al. (2017). Water Network Tool for Resilience (WNTR) User Manual, U.S. Environmental Protection Agency Technical Report, EPA/600/R-17/264, 47p.
- Marchionni, V., Cabral, M., Amado, C., & Covas, D. (2016). Estimating Water Supply Infrastructure Cost Using Regression Techniques. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(4), 04016003. doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000627
- Molden, D. J., & Gates, T. K. (1990). Performance Measures for Evaluation of Irrigation-Water-Delivery Systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 116(6), 804-823. doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(1990)116:6(804)
- Prasad, T. D. (2010). Design of Pumped Water Distribution Networks with Storage. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(1), 129-132. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2010)136:1(129)
- Simukonda, K., Farmani, R., & Butler, D. (2018). Intermittent water supply systems: causal factors, problems and solution options. *Urban Water Journal*, 1-13. doi:10.1080/1573062x.2018.1483522
- Sivakumar, P., Prasad, R. K., & Chandramouli, S. (2015). Uncertainty Analysis of Looped Water Distribution Networks Using Linked EPANET-GA Method. *Water Resources Management*, 30(1), 331-358. doi:10.1007/s11269-015-1165-x
- Soltanjalili, M.-J., Bozorg Haddad, O., & Mariño, M. A. (2013). Operating Water Distribution Networks during Water Shortage Conditions Using Hedging and Intermittent Water Supply Concepts. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 139(6), 644-659. doi:10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000315
- Todini, E. (2000). Looped water distribution networks design using a resilience index based heuristic approach. *Urban Water*, 2(2), 115-122. doi:10.1016/S1462-0758(00)00049-2
- United Nations. (2015). Sustainable Development. Retrieved from <https://sustainabledevelopment.un.org/sdgs>
- United Nations Department of Economic and Social Affairs Population Division. (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. Retrieved from <https://population.un.org/wup/DataQuery/>
- Vairavamoorthy, K., & Ali, M. (2000). Optimal Design of Water Distribution Systems Using Genetic Algorithms. *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*, 15(5), 374-382. doi:10.1111/0885-9507.00201
- WHO, & UNICEF. (2017). *Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines*. Retrieved from Geneva: <https://www.who.int/mediacentre/news/releases/2017/launch-version-report-jmp-water-sanitation-hygiene.pdf>
- Xu, C., & Goulter, I. C. (1998). Probabilistic Model for Water Distribution Reliability. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124(4), 218-228. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(1998)124:4(218)





# Aplicación del SSD AQUATOOL al sistema de recursos hídricos de la cuenca del río Tepalcatepec

## *Application of the SSD AQUATOOL to the water resources system of the Tepalcatepec river basin*

Iván González Arreguín<sup>1</sup>, María del Mar Navarro Farfán<sup>2</sup>, Sonia Tatiana Sánchez Quispe<sup>3</sup>, Julio C. Orantes A.<sup>@</sup>

<sup>@</sup> Autor correspondente: julio.orantes@gmail.com

<sup>1,2,3,4</sup> Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Múgica s/n, Ciudad Universitaria, C. P. 58030 Morelia, Michoacán, México

<sup>1</sup>ivan.g.92.a@hotmail.com

<sup>2</sup>mar.farfán@hotmail.com

<sup>3</sup>soniatsq@hotmail.com

**RESUMEN:** La cuenca del Río Tepalcatepec RH18J se encuentra ubicada en la zona Pacífico Centro de México entre los estados de Jalisco y Michoacán, con una superficie de 11,668 km<sup>2</sup>, pertenece a la Región Hidrológica RH18 del Balsas. Es una de las cuencas más importantes del estado de Michoacán por la gran vocación agrícola de la zona, contando con una superficie de riego de aproximadamente 120 000 ha. La problemática que se presenta es que ante la posible existencia de fenómenos tales como sequías y alteraciones derivadas del cambio climático, por lo que resulta importante la generación de un modelo de gestión hídrica que permita la simulación de la gestión de los recursos hídricos en la cuenca. En este trabajo se propone la creación del modelo de gestión hídrica mediante la herramienta generalizada del Sistema de Soporte a la Decisión AQUATOOL (SSD AQUATOOL). Los resultados muestran, con una muy buena calibración, que el modelo permitirá analizar y gestionar confiablemente los recursos hídricos de la cuenca.

Palabras clave: gestión, recursos hídricos, AQUATOOL

**ABSTRACT:** The Tepalcatepec RH18J river basin is located in the Pacific Center of Mexico between the states of Jalisco and Michoacán, with an area of 11,668 km<sup>2</sup>, and belongs to the RH18 Hydrological Region of Balsas. It is one of the most important watersheds in the state of Michoacán due to the largest agricultural area, with an irrigation area of approximately 120,000 ha. Given the more frequent occurrence of phenomena, such as droughts and floods, due to climate changes, it is important to generate a water management model that allows the simulation of water resources management in the basin. This paper proposes the development of the water management model through the AQUATOOL Decision Support System (AQUATOOL SSD). The results show, with a very good accuracy, that the model allows the reliable analysis and management of water resources in the basin.

Keywords: management, water resources, AQUATOOL.

## 1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del Río Tepalcatepec RH18J se encuentra ubicada en la zona Pacífico Centro de México entre los estados de Jalisco y Michoacán, con una superficie de 11,668 km<sup>2</sup>, pertenece a la Región Hidrológica RH18 del Balsas, tiene como corriente principal el Río Tepalcatepec, con una longitud de 241 kilómetros, cuenta con 4 presas de almacenamiento. En la Figura 1 se muestra un esquema general de la ubicación de la cuenca en cuestión. La población que alberga esta cuenca es de 500 000 habitantes concentrándose la mayor parte en la cuenca media y baja, con una demanda urbana anual aproximada de 28 hm<sup>3</sup> cuenta también con una superficie de riego de 120 000 hectáreas, con un requerimiento de agua anual de 530 hm<sup>3</sup>. La precipitación media anual de la cuenca es de 864 mm, considerándose un clima semiárido. El objetivo principal de este trabajo es generar un modelo de gestión de los recursos hídricos que permita evaluar el estado actual y futuro de la cuenca desarrollada del Río Tepalcatepec; para prevenir, mitigar y gestionar afectaciones en caso de la existencia de fenómenos meteorológicos como las sequías meteorológicas, hidrológicas y operativas así como los efectos del cambio climático, aunado a esto se pretende un mejor conocimiento de la cuenca y

contar con una base de datos hidrometeorológicos extendida y sin vacíos. El modelo de gestión requiere de modelos como lluvia-escorrentía y funcionamiento hidráulico de acuíferos debido a los pocos datos con que se cuenta. Se presenta la aplicación de esta metodología como herramienta necesaria ante la existencia de pocos datos, es el caso de cuencas de países en desarrollo donde el monitoreo es insuficiente, como México. La metodología propuesta es útil para la planificación hidrológica y gestión de recursos hídricos en la cuenca en estudio.

## 2. METODOLOGÍA

Para poder seleccionar un modelo y las herramientas con las que se trabajará, se deben de tomar en cuenta distintos puntos: la disponibilidad de softwares con los que se cuenta, su compatibilidad y la cantidad y calidad de datos que se tienen. La modelación del recurso superficial de la cuenca se seleccionó la herramienta EVALHID (Evaluación Hidrológica) ya que contiene el modelo de Témez, por otra parte esta herramienta forma parte del Sistema Soporte Decisión (SSD) llamado AQUATOOL [1], que también cuenta con herramientas para la modelación del recurso subterráneo, para la modelación de la gestión (simulación y

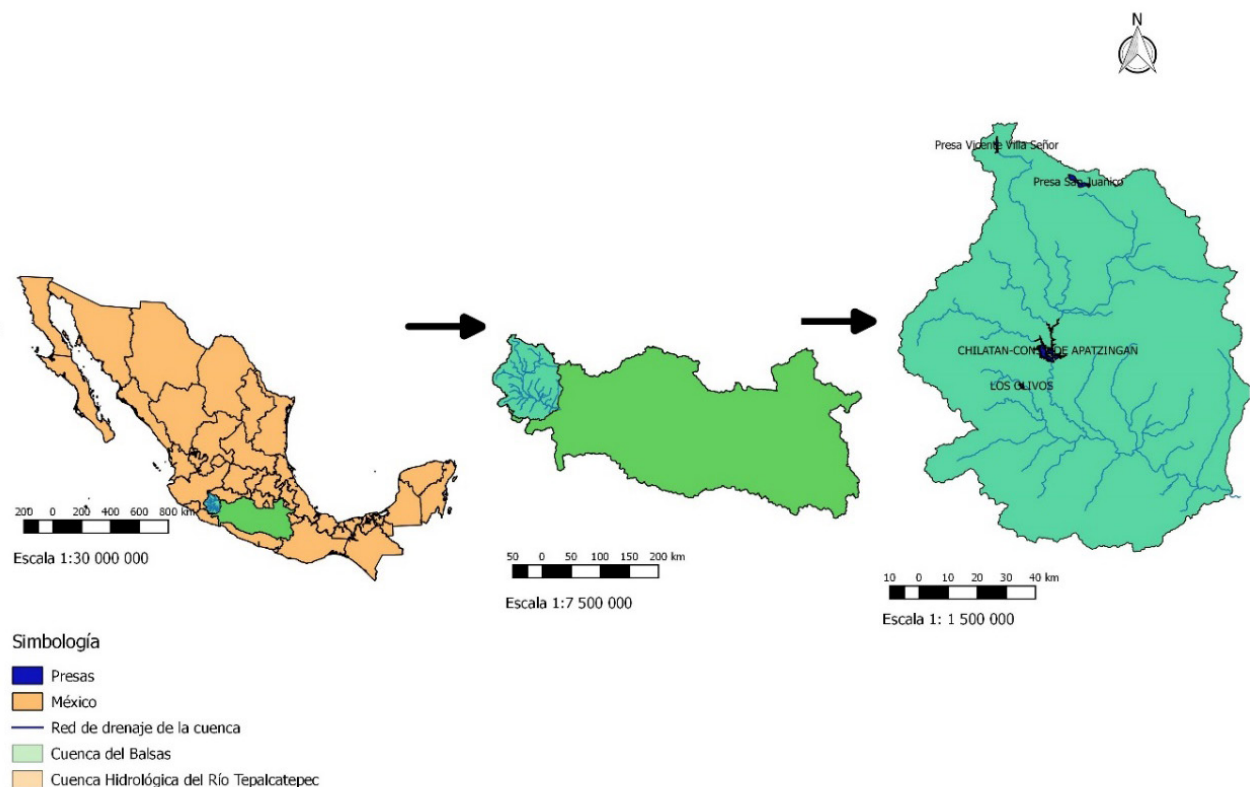


Figura 1. Localización de la cuenca del Río Tepalcatepec.

optimización) y para la modelación del riesgo en la gestión. Este SSD contiene la herramienta AQUIVAL para la modelación subterránea y SIMGES para la Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, que además realiza la modelación conjunta del recurso superficial y subterráneo, al utilizar las herramientas de un mismo SSD se eliminan los problemas de compatibilidad.

A continuación, se presenta una breve reseña de cada uno de los modelos utilizados:

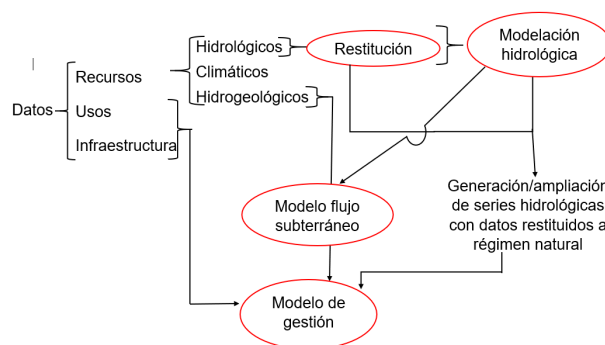
**EVALHID:** El programa EVALUación de los recursos HÍDRICOS (EVALHID) es un módulo informático para el desarrollo de Modelos Precipitación-Escorrentía (MPE) en cuencas complejas y con el objetivo de evaluar la cantidad de recurso hídrico que producen las mismas.

**AQUIVAL:** Ayuda al usuario en la modelación por el método de los autovalores [3], facilitando la entrada de datos mediante un entorno gráfico. La principal característica de este modelo de parámetros distribuidos es la eficiencia computacional, que reduce el tiempo y la memoria utilizados. Con ello se puede incluir el modelo de flujo subterráneo en un modelo complejo de gestión y simular muchas alternativas para largos periodos de simulación.

El modelo SIMGES es un modelo general para la Simulación de la Gestión de Cuencas, o sistemas de recursos hidráulicos complejos, en los que se dispone de elementos de regulación o almacenamiento tanto superficiales como subterráneos, de captación, de transporte, de utilización y/o consumo, y de dispositivos de recarga artificial.

La metodología general consiste en el tratamiento de información tanto hidrológica como meteorológica, realizar la modelación por medio de la herramienta generalizada del SSD AQUATOOL[1] ampliamente usado en cuencas de España y otros países [2], se utiliza el modelo superficial lluvia escorrentía de HBV, con el software EVALHID, posteriormente realizar el modelo subterráneo de los 5 acuíferos presentes en la cuenca (Valle de Juárez, Quitupan, Cotija, Colomos y Apatzingán) con el software AQUIVAL, para dar de entrada al modelo de gestión Hídrica. Para la realización del modelo de gestión, se usa SIMGES consiste en introducir el modelo superficial y subterráneo, establecer tomas y demandas de los elementos presentes en la cuenca (presas, demandas, etc.). Posteriormente se realiza la modelación realizando una calibración de los volúmenes contenidos en la presa históricamente con respecto a los modelados año a año, en la figura 2 se muestra un esquema metodológico el cual describe el proceso realizado para llegar finalmente

a la gestión de recursos hídricos.



**Figura 2.** Esquema metodológico del modelo de gestión

### 3. RESULTADOS

Se ha realizado la modelación del sistema superficial, obteniendo una buena calibración, para este fin la cuenca general se subdividió en 9 sub-cuencas teniendo como base para la subdivisión la existencia de datos hidrométricos para su calibración, en la tabla 1 se muestra un resumen de la calibración mencionada para cada una de las subcuencas y en la figura 3 se muestra un gráfico de la calibración de la cuenca final, solamente se consideró la final ya que esta cuenta con los datos del resto de las cuencas anidadas. Para la estación hidrométrica 18494 que se encuentra al final de la cuenca de estudio se observa la calibración del periodo 1964-1977 y la validación en el periodo 1995-1999, además de observar buenas tendencias en el resto de años que no se tienen datos observados, en la cuenca alta se cuentan con altos valores de los parámetros correspondientes a la infiltración y humedad debido a la presencia de bosques y bajos valores de los coeficientes correspondientes a los parámetros "c" y "α" debido a la ausencia de conexión de los ríos de pendiente alta con el acuífero y en la baja se tiene lo contrario, valores de infiltración y humedad bajos debido a la alta actividad agrícola que se tienen en la zona y "c" y "α" bajos debido a la conexión río acuífero existente en el último tramo del río y su conexión con el acuífero Apatzingán.

Respecto a la parte subterránea que se muestra en el mapa de la figura 4, se pueden observar los acuíferos de la cuenca alta (Valle de Juárez, Quitupan, Cotija y Colomos) los cuales han sido modelado como unicelulares, usando los resultados de la modelación

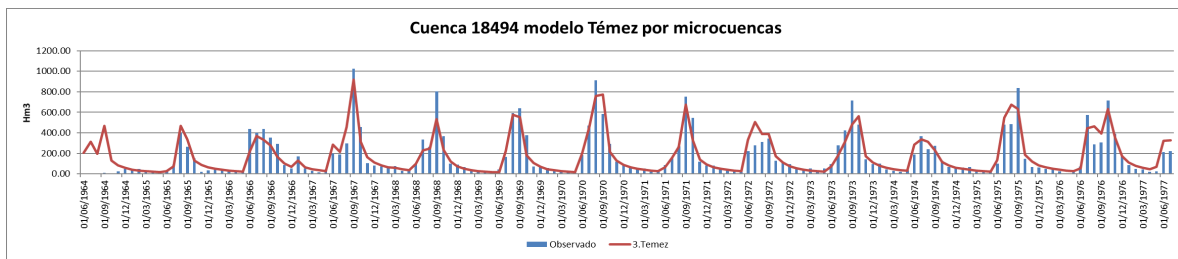


Figura 3. Calibración de la cuenca de salida.

superficial tomando en cuenta únicamente el balance de agua realizado por el modelo de HBV. El acuífero Apatzingán debido a la gran cantidad de acciones presentes (bombeos, conexión río acuífero) se modeló como autovalores [3], calibrando únicamente con el flujo base, haciendo coincidir el flujo base de la época de estiaje obtenido por el modelo superficial con las salidas del acuífero calculado con AQUIVAL (Figura 5).

A partir de la modelación hidrológica y del modelo subterráneo, así como con el conocimiento de los usos, demandas y diversas estructuras presentes en la cuenca, se pudo generar el modelo de gestión hídrica pudiendo obtener el funcionamiento de la cuenca, aplicable a estudios referentes a sequías [4], economía del agua [5], manejo y gestión de cuencas [6], etc. En la figura 6 se muestra la calibración gráfica para cada una de las presa.

Tabla 1. Calibración de las subcuencas de Modelación.

Estación	Área (km <sup>2</sup> )	NS	In NS	r	SS
18129	158.72	0.644	0.643	0.807	0.998
18280	194.02	0.678	0.639	0.851	0.987
18181	5417.79	0.678	0.64	0.85	0.98
P. San Juanico	79.14	0.379	0.2424	0.623	0.996
P. Los Olivos	79	0.71	0.626	0.842	0.999
18201	427.18	0.669	0.9	0.82	0.999
18202	1682	0.59	0.7	0.786	0.999
18452	247.97	0.71	0.837	0.842	0.999
18494	3817	0.876	0.913	0.937	0.999

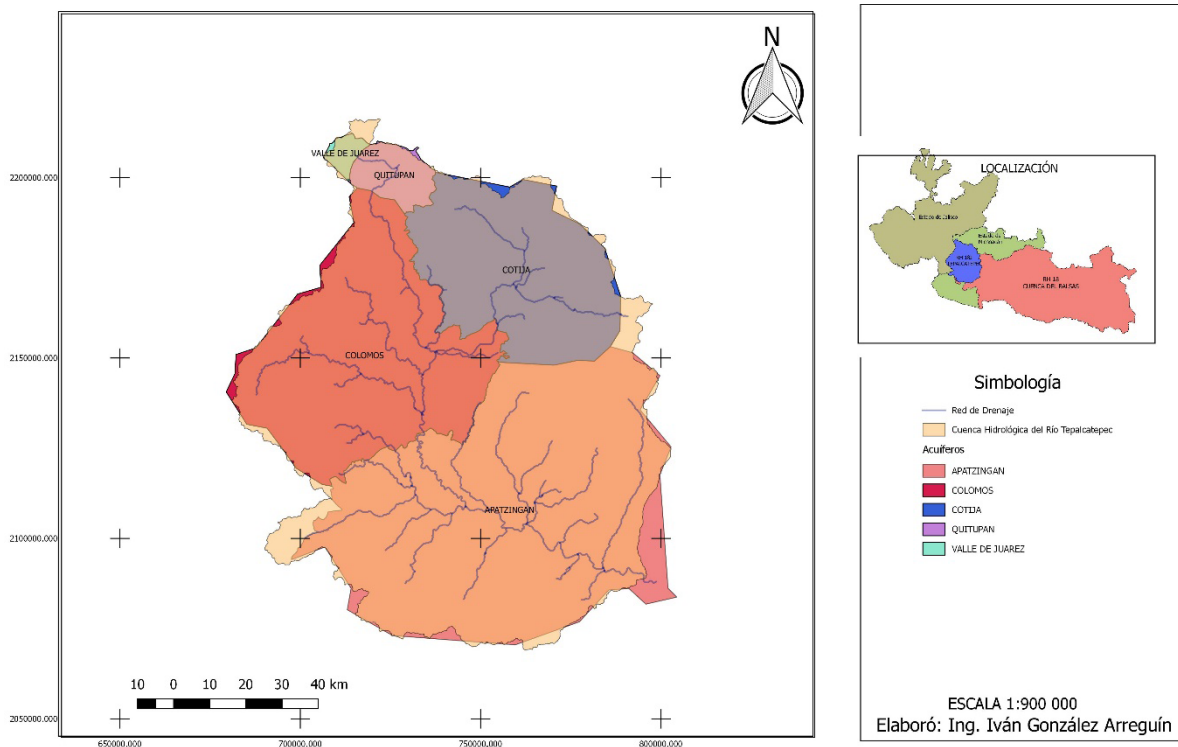


Figura 4. Cuenca del Río Tepalcatepec y los distintos acuíferos que la componen.

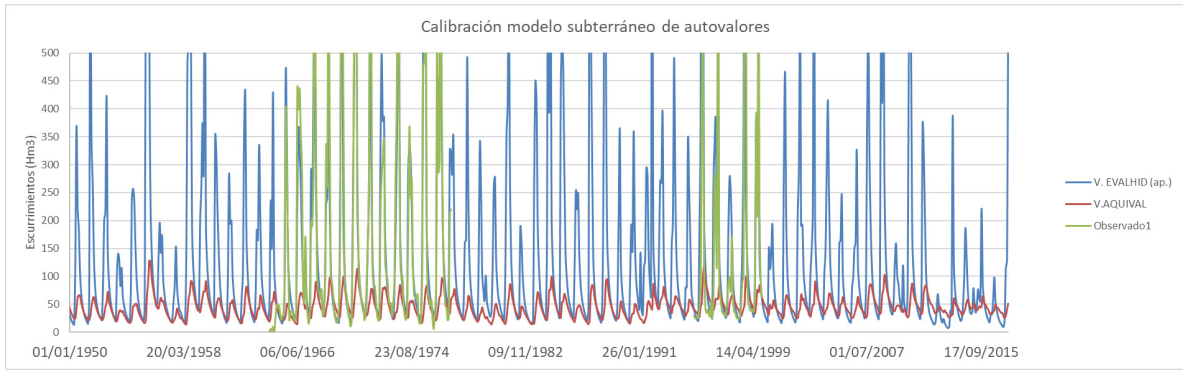
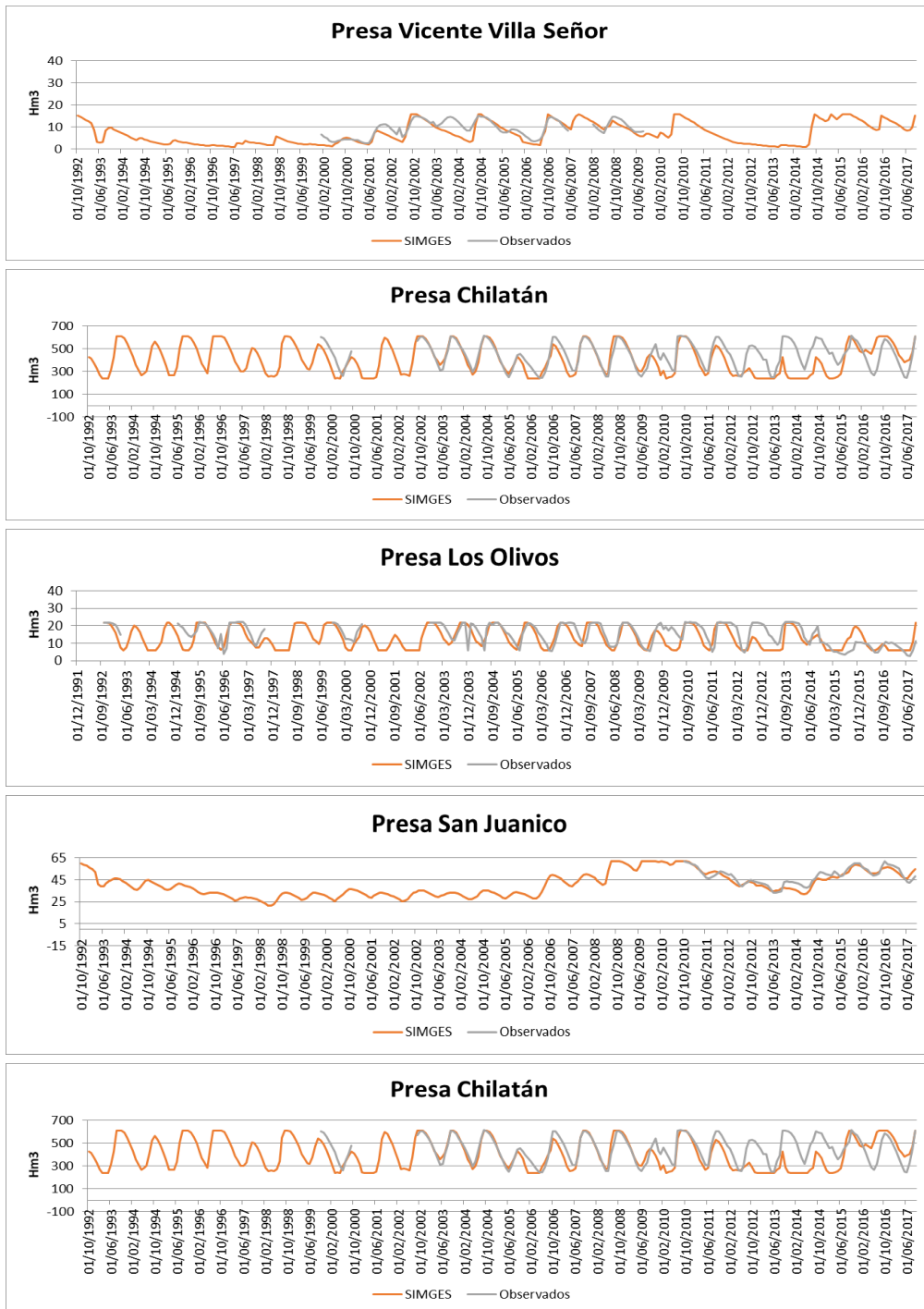


Figura 5. Calibración del modelo subterráneo.



Figuras 6. Calibración del modelo subterráneo en las diferentes cuencas.

## CONCLUSIONES

Las distintas calibraciones de los modelos nos muestran la confiabilidad de estos y nos proporcionan confianza de proceder al estudio de sequías en esta cuenca semi-árida, así como la emisión de reglas de operación, ante la ocurrencia de este tipo de fenómenos naturales.

La existencia de este modelo de gestión de recursos hídricos calibrado es un gran avance para los tomadores de decisiones de la cuenca, al contar con resultados confiables, pese a que en México existe carencia de datos aforados como en muchos otros países en desarrollo. Este modelo se tomará como base para la gestión de recursos hídricos de manera anual permitiendo introducir los datos iniciales del estado de la cuenca y revisando y tomando medidas de precaución de manera correcta.

La metodología propuesta es aplicable y replicable en países que se encuentran en esta situación de carencia de datos y la confiabilidad de los resultados dependerá en mayor o menor grado de la calidad de las modelaciones, así como de la cantidad de datos con que se cuente de infraestructura, usos y recursos, estos dos últimos muy importantes en la restitución a régimen natural.

Cabe mencionar que la obtención y manejo de datos en México tiene cierto grado de dificultad debido a que la obtención histórica de estos no ha sido eficiente por parte de los organismos correspondientes, pese a esto, los resultados obtenidos se pueden considerar buenos.

## REFERENCIAS

- [1] J. Andreu, J. Capilla, and E. Sanchís, "AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management," *J. Hydrol.*, vol. 177, no. 3–4, pp. 269–291, 1996.
- [2] M. Pedro-Monzonís, J. Ferrer, A. Solera, T. Estrela, and J. Paredes-Arquiola, "Key issues for determining the exploitable water resources in a Mediterranean river basin," *Sci. Total Environ.*, vol. 503–504, pp. 319–328, Jan. 2015.
- [3] A. Sahuquillo, "An eigenvalue numerical technique for solving unsteady linear groundwater models continuously in time," *Water Resour. Res.*, 1983.
- [4] D. Haro, A. Solera, J. Paredes, and J. Andreu, "Methodology for drought risk assessment in within-year regulated reservoir systems. Application to the Orbigo River system (Spain)," *Water Resour. Manag.*, vol. 28, no. 11, pp. 3801–3814, Sep. 2014.
- [5] M. Pedro-Monzonís, P. Jiménez-Fernández, A. Solera, and P. Jiménez-Gavilán, "The use of AQUATOOL DSS applied to the System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEA)," *J. Hydrol.*, vol. 533, pp. 1–14, Feb. 2016.
- [6] D. Haro, A. Solera, M. Pedro-Monzonís, and J. Andreu, "Optimal Management of the Júcar River and Turia River Basins under Uncertain Drought Conditions," *Procedia Eng.*, vol. 89, pp. 1260–1267, Jan. 2014.

# Dimensionado de depósitos de retención de contaminación mediante caracterización de las Descargas de Sistemas Unitarios en la ciudad de Murcia

## *Design of retention tanks through the characterization of combined sensor overflows in the city of Murcia*

Pedro D. Martínez Solano<sup>1</sup>, Pablo Espín Lea<sup>2</sup>, Simón Nevado Santos<sup>3</sup>, Juan T. García Bermejo<sup>4</sup>

<sup>1,2,3</sup> Empresa Municipal de Aguas y Saneamiento de Murcia S.A., Plaza Circular 9, Murcia, España

<sup>4</sup> Grupo Hidro@m, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52, Cartagena

<sup>4</sup> @ Autor correspondente: pdmartinez@emuasa.es

**RESUMEN:** El impacto que las Descargas de Sistemas Unitarios (DSUs) producen en los medios receptores en tiempo de lluvia es uno de los principales factores a tener en cuenta en la gestión de los sistemas de saneamiento. Debido a esto, es necesario avanzar hacia un mejor conocimiento del efecto de estos vertidos con el objetivo de implementar medidas para reducir dichas emisiones. El coste de la medición en continuo de turbidez y otros parámetros indicativos de la calidad del agua aliviada, como pueden ser la DBO5 o la DQO, así como la ausencia de series históricas de dichos parámetros, puede llegar a ser un factor limitante para afrontar el estudio y dimensionado de los elementos de laminación y decantación adecuados. En este trabajo se han aplicado índices de predicción para generar polutogramas de diseño en un año representativo de las características de precipitación de la ciudad de Murcia. Esto servirá como base de cálculo y dimensionado del depósito de retención necesario en unos de los puntos de vertido de la red de saneamiento de la ciudad de Murcia.

Palabras clave: Descarga de Sistemas Unitarios (DSUs), índices de predicción de contaminación, polutogramas.

**ABSTRACT:** *The impact that Combined Sewer Overflows (CSOs) produce in the receiving waters during rainy weather events is one of the main factors to be taken into account in the management of sewer systems. Because of this, it is necessary to move towards a better understanding of the effect of these discharges in order to implement measures to reduce these emissions. The cost of continuous measurement of turbidity and other parameters indicative of the quality of the relieved water, such as BOD5 or COD, as well as the absence of historical series of these parameters, can become a limiting factor to face the study and dimensioning of the appropriate elements of lamination and decanting. In this work, prediction indices have been applied to generate design pollutographs in a year representative of the precipitation characteristics of the city of Murcia. This will serve as a basis for calculation and designing of the necessary retention tank at one of the discharge points of the sewage network in the city of Murcia.*

Keywords: Combined Sewer Overflows (CSOs), pollution prediction indexes, pollutographs.

## 1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de los sistemas de saneamiento existentes en España y Europa son del tipo unitario. En este tipo de redes circulan por una misma conducción, las aguas residuales generadas por la actividad humana comercial e industrial de las ciudades en tiempo seco, junto con las aguas generadas por la escorrentía en periodos de lluvia. Las redes unitarias, en el caso de episodios de lluvias torrenciales, no son capaces de transportar la totalidad de los caudales recogidos, provocando desbordamientos denominados Descargas del Sistema Unitario (DSUs).

Durante un episodio de lluvia, el efecto de lavado que las aguas de escorrentía tienen sobre la superficie de la cuenca supone un importante arrastre de contaminantes acumulados en los días previos al evento, lo que provoca un importante transporte de toda esta carga hacia la red de drenaje y saneamiento. Este fenómeno, junto con la resuspensión del material sedimentado en la red debido al incremento de velocidad en el interior de las conducciones, hace que el impacto medioambiental que las DSUs tienen sobre el medio receptor sea considerable.

La normativa española considera las DSUs en el Real Decreto 1290/2012 [1], centrado en normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Dicho Real Decreto reconoce que en la práctica no es posible construir sistemas colectores e instalaciones de tratamiento capaces de tratar la totalidad de las aguas residuales generadas durante periodos de lluvias torrenciales inusuales, por lo que se hace necesario avanzar hacia la construcción de infraestructuras (dispositivos anti-DSU) que mejoren la calidad de los vertidos que se produzcan al medio receptor en tiempo de lluvia. A pesar de que existen experiencias en diversos países en cuanto al dimensionamiento de este tipo de dispositivos (como la normativa alemana ATV A-128 [2] y la British Standard Sewage BS8005 [3] en Inglaterra, entre otras), es conveniente proceder hacia la normalización en el diseño teniendo en cuenta las características pluviométricas de la zona, la orografía de la cuenca, las características de la red de drenaje y las propiedades medioambientales del medio receptor.

Dentro de este contexto, el conocimiento de las curvas de variación de concentración para un determinado contaminante a lo largo de un episodio de lluvia (polutogramas) es fundamental para la aplicación de las medidas recogidas en esta legislación. La monitorización de los contaminantes apoyada únicamente en la toma de

muestras puntuales ha demostrado ser técnica y económicamente inviable en estudios de grandes zonas. Es por ello que resulta imprescindible recurrir a herramientas que permitan determinar indirectamente la calidad del agua de manera continua y en tiempo real.

Diversas investigaciones han puesto de manifiesto el potencial que muestra el empleo de la turbidez como indicador indirecto de la evolución que la contaminación presente en el agua (Anta *et al.* [4]; Hannouche *et al.* [5]; Del Río [6]; Métadier y Bertrand-Krajewski [7]; Bersinger *et al.* [8]). De esta manera, se puede proceder a monitorizar la evolución de las concentraciones de ciertos indicadores de contaminación (como son los sólidos en suspensión o la demanda bioquímica de oxígeno) por medio de funciones de correlación lineales.

Sin embargo, en la mayoría de los casos no existen series temporales de medición en continuo de turbidez que permitan evaluar la idoneidad de una u otra estrategia de retención de contaminación ante la serie histórica de precipitación y vertido. Además, el coste de inversión y mantenimiento de los sistemas de monitorización expuestos puede llegar a convertirse en un factor limitante en el análisis cuantitativo de la contaminación movilizada en un suceso de lluvia.

Por ello, el estudio estadístico de las relaciones entre la concentración de contaminación en el agua residual y la escorrentía constituyen un marco de referencia para investigar los impactos asociados a las DSUs. Siguiendo esta línea, varias investigaciones (Gupta y Saul [9], LeBoutillier *et al.* [10], Gromaire *et al.* [11], Del Río [6]) han realizado un análisis de la regresión estadística entre parámetros relacionados con los sólidos en suspensión y las variables hidrológicas e hidráulicas de los eventos lluviosos.

Se ha empleado dicho modelo estadístico para analizar los episodios de lluvia acaecidos en el denominado año medio de la cuenca, obtenido a partir de la serie histórica de precipitaciones (2001-2018) y siguiendo para su definición los criterios establecidos en las Instrucciones Técnicas para Obras Hidráulicas de Galicia [12].

1. Definición de la serie hidrológica a analizar (año medio).
2. Obtención del hidrograma en el punto de control para el año medio mediante el modelo matemático de la red.
3. Obtención del polutograma (turbidez, NTU) en el punto de control para el año medio empleando la formulación desarrollada en el estudio de García *et al.* (2017).



4. Obtención del polutograma (DBO5) en el punto de control para el año medio utilizado la correlación turbidez-DBO5.
5. Planteamiento del objetivo de emisión en el punto de control (kg. DBO5 retenidos). Cálculo del volumen de retención necesario siendo el criterio el de retener en torno al 85% de la contaminación en cuanto a kg. de DBO5. El efecto de minoración de contaminantes debida a la capacidad de decantación del depósito de retención no se ha considerado en el presente trabajo

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Descripción de la cuenca de estudio

Continuando con la investigación realizada por García *et al.* [13], el presente trabajo se centra en la cuenca urbana San Félix de la ciudad de Murcia. Esta cuenca es mayormente residencial y realiza el drenaje mediante sistemas de alcantarillado unitario, presentado un porcentaje de impermeabilidad del 47%. Las principales características de la cuenca de estudio se presentan en la Tabla 1.

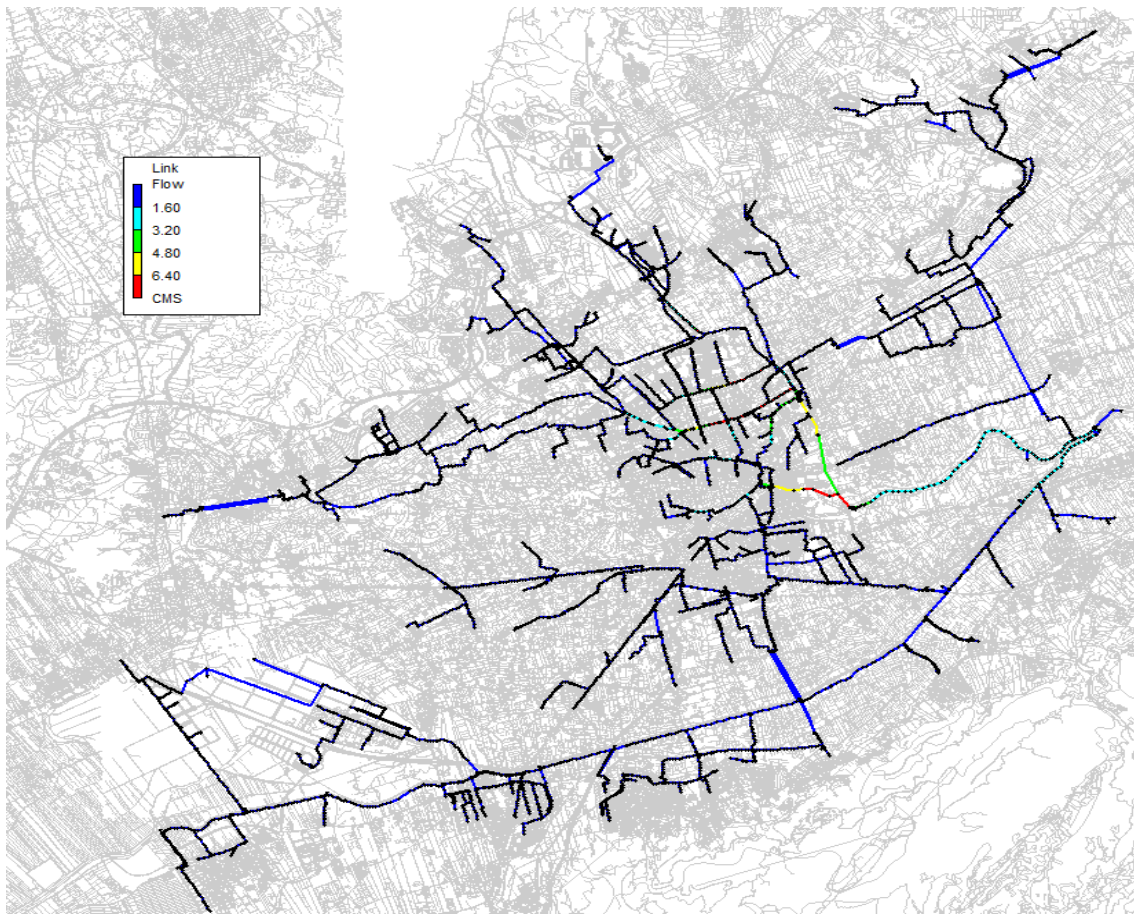
**Tabla 1.** Características de la cuenca de estudio.

Cuenca	San Félix
Área de la Cuenca (km <sup>2</sup> ), A	14.89
Densidad de población (hab/km <sup>2</sup> )	14250
Ratio de impermeabilidad (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	0.47
Pendiente media (m/m), S	0.0043
Longitud del cauce principal (km), L	10.75
Longitud de la red de saneamiento (km)	513.15
Tiempo de concentración (min), Tc	87.14

### 2.2 Modelo hidráulico de la red

El software Storm Water Management Model (SWMM) de la Agencia de Protección del Medioambiente de los Estados Unidos (US-EPA) es un modelo numérico de simulación hidráulica que permite describir el comportamiento de sistemas de saneamiento, tanto en términos de cantidad de agua como de calidad de la misma.

Para este estudio se ha empleado un modelo calibrado y simplificado de la red de saneamiento de Murcia bajo este software. En la Figura 1 y en la Tabla 2 se muestran una imagen de dicho modelo y sus principales características, respectivamente



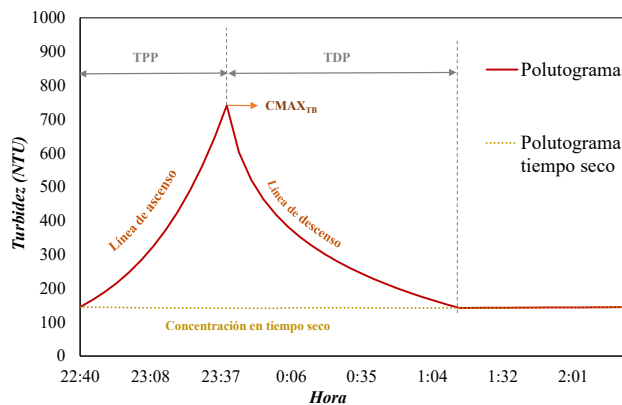
**Figura 1.** Vista del modelo hidráulico empleado bajo el software SWMM.

**Tabla 2.** Descripción del modelo hidráulico de la ciudad de Murcia.

Información	Elemento	Número
Hidrológica	Pluviómetros	39
	Cuencas	4553
Hidráulica	Nudos	6073
	Nudos de vertido	58
	Almacenamientos	70
	Conductos	6304
	Bombes	100

### 2.3 Modelo hidráulico de la red

En este apartado se presentan los índices multivariable que configuran el modelo estadístico desarrollado por García *et al.* [13]. Mediante este conjunto de índices se puede obtener, en función de variables hidrológico-hidráulicas, los parámetros fundamentales que permiten la construcción de los denominados polutogramas de diseño (Figura 2). Dichos parámetros son el tiempo al pico del polutograma (TPP) y la concentración máxima de turbidez en el agua residual (CMAXTB).



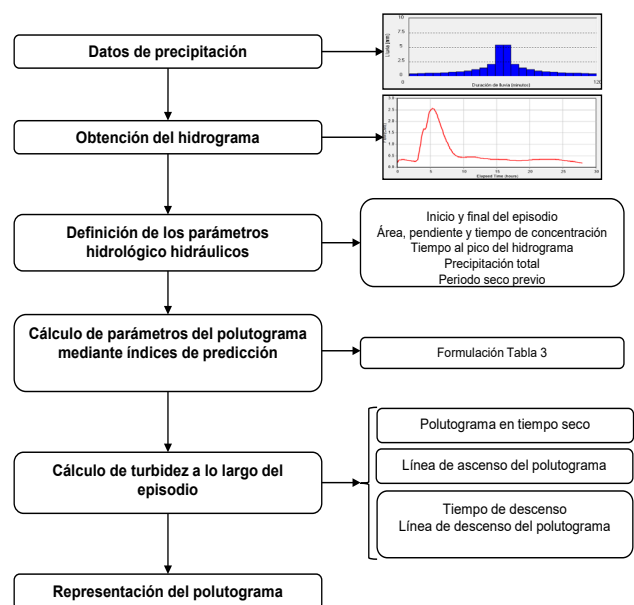
**Figura 2.** Principales parámetros de un polutograma de diseño, García et al. [13].

En la Tabla 3 se resume la formulación y las variables empleadas en cada una de las fórmulas que componen este modelo estadístico.

**Tabla 3.** Formulación para la construcción de polutogramas de diseño, García et al. [13].

<b>Índice de Tiempo al Pico del Polutograma (ITPP)</b>	$I_{TPP} = \left(\frac{TPH}{T_c}\right)^{0.13} \left(\frac{P_{TOTAL}}{P_{TOTAL-ANUAL}}\right)^{0.02}$ (Ec.1) Donde TPH es el tiempo al pico hidráulico, Tc el tiempo de concentración de la cuenca, PTOTAL la precipitación del suceso y PTOTAL-ANUAL es la precipitación anual media en la zona de estudio (350 mm para esta región).
<b>Relación ITPP-TPP</b>	$TPP = 427.71 I_{TPP} - 281.34$ (Ec.2)
<b>Tiempo de descenso del polutograma (TDP)</b>	$TDP = 4.24 TPP - 40$ (Ec. 3)
<b>Índice de concentración máxima (ICMAXTB)</b>	$I_{CMAXTB} = \left(\frac{P_{TOTAL}}{P_{TOTAL-ANUAL}}\right)^{0.3} (TSPR)^{0.3} F_{FORMA}$ (Ec.4) Donde S es la pendiente media de la cuenca, TSPR es la relación de días secos consecutivos anteriores al evento lluvioso en el último mes y FFORMA es el factor de forma de la cuenca.
<b>Relación ICMAXTB-CMAXTB</b>	$CMAXTB = 5343.2 I_{CMAXTB} + 356.85$ (Ec.5)
<b>Factor de forma</b>	$F_{FORMA} = \frac{10A}{L^2}$ (Ec.6) donde A es el área de la cuenca en km <sup>2</sup> y L es la longitud del cauce principal de km.

El procedimiento para el cálculo del polutograma de diseño asociado a un determinado episodio de lluvia viene reflejado en la Figura 3.



**Figura 3.** Metodología para la elaboración de polutogramas de diseño, García et al. [13].

## 2.3 Datos pluviométricos disponibles

Para el dimensionado del depósito de retención necesario en la cuenca San Félix, se va a aplicar como criterio de selección de la serie de lluvias a modelizar el empleado en las Instrucciones técnicas para obras hidráulicas en Galicia. Volumen 2. SAN-1/5-Cálculo de Depósitos en Sistemas Unitarios [12]:

- La precipitación total del año escogido estará comprendida entre el 90% y el 110% de precipitación media anual de una serie de como mínimo 10 años consecutivos.
- El número de días de lluvia del año escogido estará comprendido entre el 90% y el 110% de la media de días de lluvia de una serie de como mínimo 10 años.

Se disponen de los datos de precipitación diaria en la estación que la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) tiene en Guadalupe (Murcia), en el periodo 2000 a 2017, obteniéndose, según los criterios anteriores, 2 potenciales años medios, 2008 y 2012 (Tabla 4).

**Tabla 4.** Valores promedio para la serie histórica de datos pluviométricos 2.000-2.017

Año	Días de lluvia	Vol. lluvia (mm)
2008	22	261
2012	22	272
Promedio 2000-2017	24	282
90% Promedio 2000-2017	22	254
110% Promedio 2000-2017	27	310

Para los cálculos realizados en el presente trabajo se ha seleccionado como año medio el año 2008.

## 2.4 Correlación Turbidez-DBO5

Se puede definir el concepto turbidez (o turbiedad) como una medida de la claridad relativa de un líquido. Es una característica óptica que expresa la cantidad de luz que es dispersada por el material presente en el líquido cuando esta se hace pasar a través del mismo. Por lo tanto, cuanto mayor sea la intensidad de luz dispersada, mayor será la turbidez. Son numerosos los estudios que ponen de manifiesto la posibilidad de emplear mediciones en continuo de este parámetro para monitorizar la evolución de los flujos de contaminantes a través de funciones de correlación directas. Por tanto, valores en continuo de turbidez pueden ser empleados para diversos propósitos, como la estimación de las cargas de contaminantes por requisitos legislativos, la operación, planificación y rehabilitación de los sistemas de alcantarillado o la modelización en tiempo real del sistema.

En el presente trabajo se han empleado las formulaciones extraídas del estudio de Del Río [6] realizado en una cuenca urbana con alcantarillado unitario de la ciudad de Santiago de Compostela. En dicho estudio se presentan diversas expresiones que relacionan los parámetros de contaminación tanto en tiempo seco como en los episodios de lluvia.

Dado el objetivo del presente estudio, se ha seleccionado la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) como el parámetro representativo del fenómeno de lavado, ya que presenta una correlación elevada con la turbidez según los datos de la cuenca Ensanche de Santiago de Compostela (Del Río, 2011).

La ecuación empleada (Ec.7) es la siguiente:

$$DBO_5(\text{mg/L}) = 1,8217 \cdot \text{TURBIDEZ}(\text{NTU}) + 122,49 \quad (\text{Ec.7})$$

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Caracterización de los episodios de lluvia del año 2008

A partir de los datos de intensidad de lluvia 10-minutal de la estación de AEMET en Guadalupe para el año medio 2008, se han caracterizado los sucesos de lluvia de dicho año (Tabla 5).

Para la identificación y selección de los episodios de lluvia se ha considerado como criterio de individualización la hipótesis de que el tiempo sin precipitación entre los sucesos sea mayor a dos veces el tiempo de concentración de la cuenca, en este caso 180 minutos.

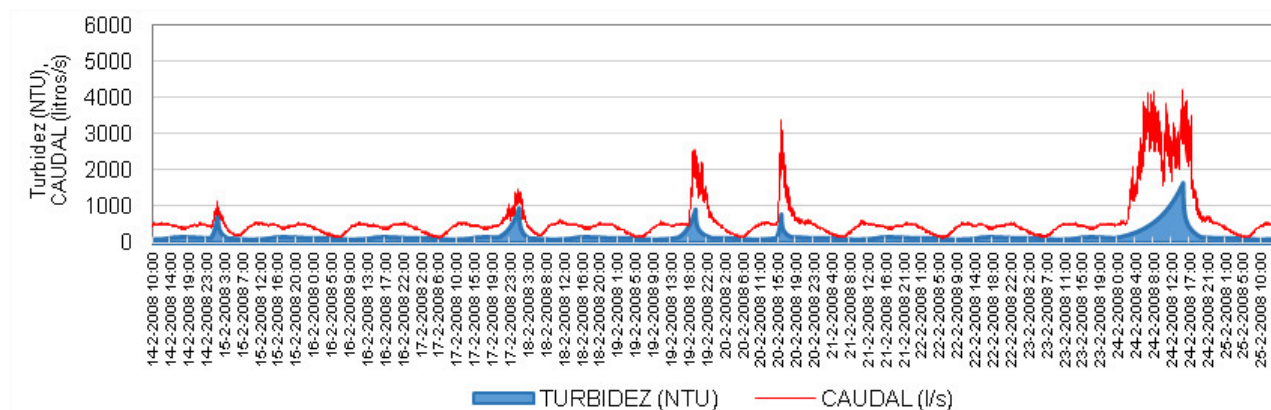
De esta forma, se han obtenido 57 episodios de lluvia a lo largo del año, que se han simulado en el modelo SWMM, obteniéndose los siguientes parámetros para el punto de control San Félix (se muestra el resultado para los primeros 5 episodios identificados):

A partir de los resultados obtenidos por suceso, se ha podido generar el polutograma para turbidez completo para el año 2008 del punto de control objeto del presente estudio. En la Figura 4 se muestra el hidrograma y polutograma obtenido con esta metodología para el periodo 14/02/2008 a 20/02/2008.

Se puede apreciar la influencia que presenta el nº de días secos consecutivos previos al evento, que provoca concentraciones máximas elevadas incluso en sucesos de lluvia de menor caudal punta y volumen movilizado. En el evento del 24/2/2008, se observa que el pico de la turbidez no se encuentra en la primera parte del hidrograma como suele ser habitual. En este caso esto se debe a que el

**Tabla 5.** Ejemplo de caracterización de los sucesos de lluvia del año 2008

Suceso	PTOTAL (mm)	Tiempo total (min)	Días previos secos	TPH (min)	ITPP	ICMAXTB	TPP (min)	CMAXTB (NTU)
1	4,3	400	20,00	204	1,18	0,31	224,21	1.987,59
2	0,4	180	0,72	80	0,85	0,06	82,72	651,29
4	0,3	240	10,40	107	0,92	0,11	113,63	959,73
6	0,6	240	2,25	99	0,91	0,09	109,91	825,81
7	1,2	440	2,68	296	1,29	0,11	269,69	965,34



**Figura 4.** Generación de hidrograma y polutograma (turbidez).

parámetro TSPR, días secos consecutivos anteriores al evento lluvioso en el último mes, adopta valores de 3 días lo que hace que no se haya acumulado todavía una gran cantidad de contaminación en el colector y que por ello no se produzca la histéresis clásica en este tipo de eventos.

Una vez generada la serie temporal de la turbidez en el punto de control, tal y como se ha detallado en el punto anterior, se puede obtener en todo momento la cantidad de DBO5 movilizada (en mg/l), por lo que se puede proceder al cálculo de volumen de retención necesario para un objetivo de emisión propuesto.

Así, en el presente trabajo se ha propuesto como objetivo de emisión la retención del 85% de la cantidad de DBO5 movilizada en el punto de control durante los sucesos de lluvia del año medio, y su posterior transporte a la Estación Depuradora de Agua Residual, EDAR.

Se ha considerado como capacidad máxima del colector 1,5 veces el caudal medio residual, obteniendo para este punto un valor de caudal máximo de 0.60 m<sup>3</sup>/s. En los casos en los que este valor sea superado, se producirá un vertido al medio receptor. Con esta limitación se ha calculado tanto el volumen de agua como la cantidad de DBO5 vertida (en kg.), a partir de la concentración de DBO5 obtenida.

Para el mismo periodo del año mostrado en la figura anterior, se obtiene la siguiente evolución en

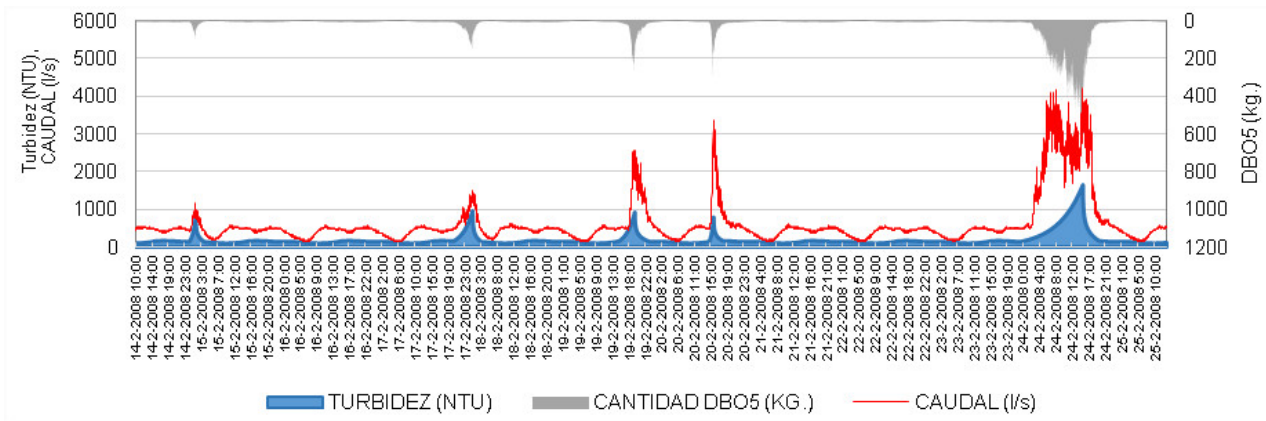
la cantidad de DBO5 movilizada, en kg (Figura 5).

Al tener la serie temporal de DBO5 movilizada para todo el año, se puede calcular el volumen de retención necesario para alcanzar el objetivo de emisión propuesto. Para ello, en cada uno de los sucesos estudiados se ha obtenido el caudal de escorrentía que pasa por el punto de control San Félix y no puede ser conducido a la EDAR al superar el caudal máximo de 0.60 m<sup>3</sup>/s.

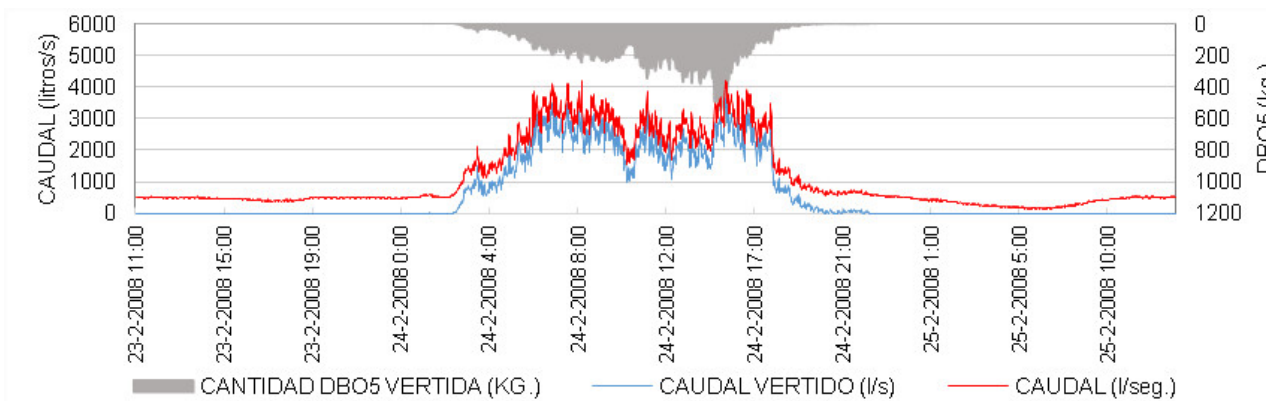
A partir de dicho caudal, se puede calcular la cantidad de DBO5 que no puede ser conducida hacia la EDAR, pudiendo evaluar las potenciales medidas de minimización de la misma.

Con los datos anteriores, el porcentaje de contaminación movilizada, medida en kg. de DBO5, conducida a la EDAR en los diversos episodios de lluvia acaecidos en el año medio (2008) alcanza el 25%, muy lejos del 85% propuesto en el presente estudio como cifra tentativa.

En la Figura 6, se muestra el cálculo del caudal vertido para el suceso del día 24/02/2008, así como la cantidad de DBO5, que no es conducida a la EDAR durante dicho suceso de lluvia. Como se ha comentado, debido al bajo valor del parámetro TSPR en este evento se observa cómo el polutograma alcanza su pico en la parte final del hidrograma. Esto cambia en caso en que valores de TSPR elevados aparezcan dando lugar a picos del polutograma adelantados a los picos de los hidrogramas generados.



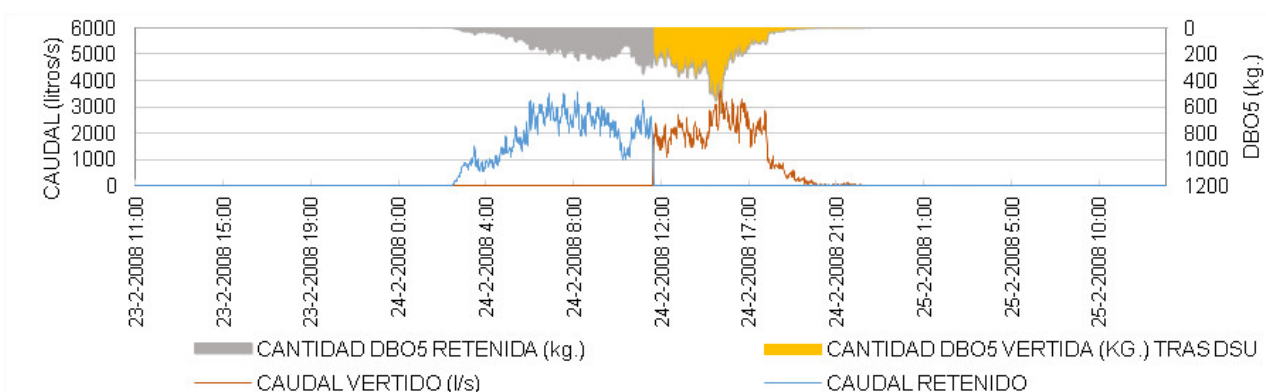
**Figura 5.** Generación de hidrograma, polutograma - turbidez y polutograma – DBO5.



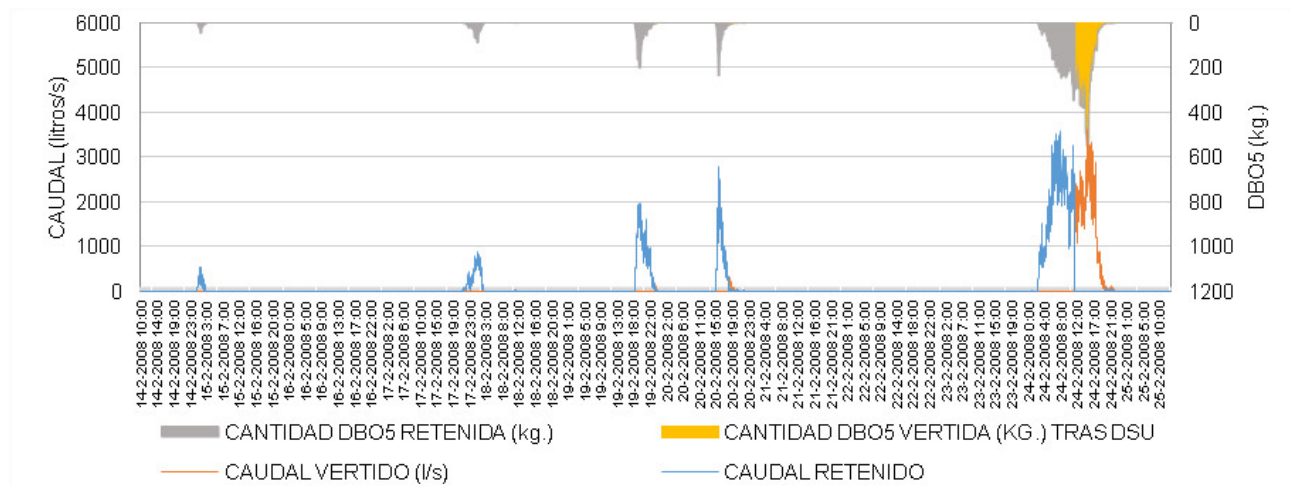
**Figura 6.** Ejemplo de cálculo de masa de contaminación vertida.

Con los datos anteriores, se ha obtenido un volumen de retención necesario para alcanzar el 85% de la cantidad de DBO5 movilizada de 67.000 m<sup>3</sup>. Para ello, en cada suceso de lluvia se ha calculado el volumen de agua de escorrentía que es conducido a dicho depósito de retención y el volumen de agua que es finalmente vertido al alcanzar la capacidad máxima de dicho depósito. Por ejemplo, para el suceso de lluvia del 24/02/2008, el perfil de caudales y de DBO5 retenidos y finalmente vertidos quedaría de la siguiente forma (Figura 7).

En la mayoría de los sucesos de lluvia analizados, el volumen de retención propuesto será capaz de absorber todo el exceso de agua de escorrentía, no produciéndose vertido alguno al medio receptor. En la Figura 8 se muestra el comportamiento sobre caudal y DBO5 en los sucesos del periodo 14/02/2008 a 20/02/2008, donde se aprecia el impacto de la retención sobre la emisión de contaminantes. Así, los sucesos de lluvia de los días 17/02/2008, 19/02/2008, 20/02/2008 no provocan vertido al medio receptor.



**Figura 7.** Ejemplo de cálculo de masa de contaminación vertida – Impacto del depósito de retención (1)



**Figura 8.** Ejemplo de cálculo de masa de contaminación vertida – Impacto del depósito de retención (2)

El balance final obtenido con el depósito de retención de 67.000 m<sup>3</sup> en el punto de control proporciona el objetivo de emisión propuesto, esto es, el 85% de la cantidad de contaminación generada por el agua de escorrentía es conducida a la EDAR.

Como comparación, se ha calculado el volumen de retención necesario según las *Instrucciones técnicas para obras hidráulicas en Galicia. Volumen 2. SAN-1/5-Cálculo de Depósitos en Sistemas Unitarios* [12]; en dichas instrucciones, se establecen los siguientes objetivos de protección de calidad del medio receptor: el número máximo de vertidos no superará el valor de entre 15 y 20 sucesos en el *año medio* y que el porcentaje de agua vertida no superará el 10-15% del volumen total de lluvia neta. En cuanto al primer objetivo, a continuación se presentan los volúmenes de los 20 sucesos con mayor generación de escorrentía (Figura 9).

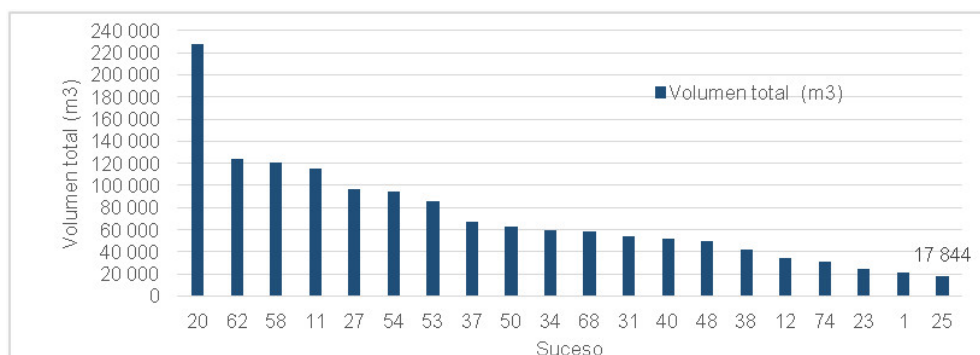
Por tanto, el volumen mínimo deberá ser de 18.000 m<sup>3</sup>.

Por lo que se refiere al segundo objetivo, de manera parecida a lo que se ha calculado para el cálculo del porcentaje de DBO5 retenido, para alcanzar un 85%

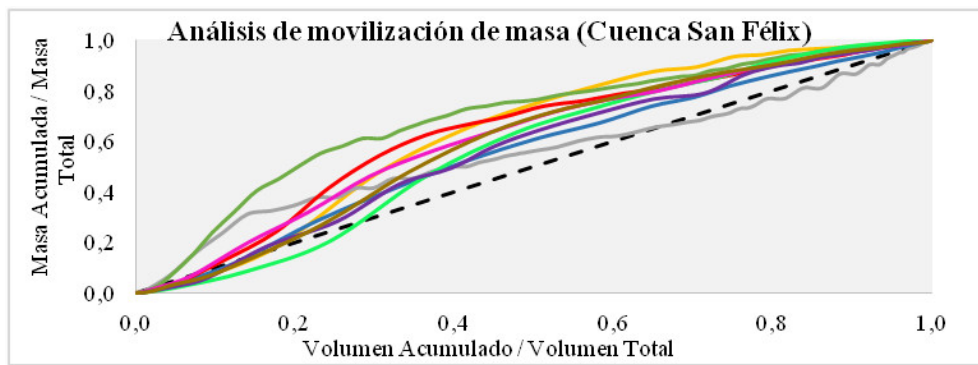
de volumen de agua de escorrentía en el año medio (2008), es necesario un volumen de retención en el punto de control de 70.000 m<sup>3</sup>.

Por tanto, para el caso particular de la cuenca San Felix, se han obtenido valores similares de volumen de retención frente a objetivos de protección diferentes, dadas las características intrínsecas de la propia cuenca, que proporciona una movilización de contaminantes escalonada, no apareciendo de esta manera el fenómeno de primer lavado o first flush con la suficiente entidad que provoque una mayor movilización de contaminantes en los primeros instantes del suceso de lluvia. El perfil de movilización es bastante constante durante los diferentes sucesos de lluvia, lo que impide la reducción del volumen necesario de retención frente a un objetivo de retención por masas de contaminación movilizadas (Figura 10).

Es de destacar que para calcular la fracción de cantidad de DBO5 retenida o aliviada no se ha tenido en cuenta el potencial impacto de decantación de la presencia del depósito de retención sobre la concentración de DBO5, por lo que el volumen realmente necesario podría ser menor.



**Figura 9.** Características de los 20 sucesos de lluvia con mayor precipitación del año 2008.



**Figura 10.** Distribución de las curvas Masa-Volumen para 9 episodios reales analizados en la cuenca San Félix.

## CONCLUSIONES

En este trabajo se ha utilizado el modelo estadístico presentado por García *et al.* (2017) [14], para el cálculo del volumen de retención necesario para minimizar el vertido de contaminantes al medio receptor en episodios de lluvia.

Siguiendo con la metodología anterior, se ha escogido la turbidez como el principal indicador de la contaminación en el agua residual basándose en estudios previos de la relación que existe entre este parámetro y el resto de contaminantes presentes en el agua.

Por medio de datos de turbidez, precipitación y caudal, se ha procedido al desarrollo de dos índices de predicción de contaminación capaces de obtener dos parámetros fundamentales del polutograma: el tiempo al pico y el valor de turbidez máxima. En base a estos dos índices se presenta una metodología de construcción de polutogramas.

A partir de dichos índices, y según la correlación mostrada entre la turbidez y la DBO<sub>5</sub>, se ha simulado el comportamiento de la cuenca San Félix en el denominado año medio, obteniéndose la serie temporal de cantidad de DBO<sub>5</sub> (en kg.) para cada suceso de lluvia de dicho año medio. De esta forma, se ha propuesto un objetivo de protección basado en el control de la cantidad de contaminación, no solamente en cantidad de agua de escorrentía vertida al medio receptor.

El resultado obtenido se ha comparado con la metodología propuesta en las Instrucciones técnicas para obras hidráulicas en Galicia. Volumen 2. SAN-1/5-Cálculo de Depósitos en Sistemas Unitarios para el dimensionado de depósitos de retención, obteniéndose en este caso un valor similar debido a la ausencia del fenómeno de primer lavado en la cuenca objeto del presente estudio. Es decir, en caso de retener el 85% del volumen total escurrido el volumen del depósito obtenido será de 70.000 m<sup>3</sup>. Mientras que para cumplir el objetivo de emisión

del 15% de la carga de DBO<sub>5</sub> total el depósito de retención debe tener 67.000 m<sup>3</sup> que asegura que el 85% de la cantidad de contaminación generada por el agua de escorrentía es conducida a la EDAR.

No obstante, no se ha incorporado al cálculo del porcentaje de la cantidad de DBO<sub>5</sub> el posible impacto de la decantación dentro del depósito de retención, por lo que una línea de estudio futura sería establecer dicho impacto dentro de la metodología propuesta, según la tipología y elementos auxiliares dentro del depósito de retención.

Aunque el trabajo es específico para la cuenca San Félix de Murcia, esta metodología puede ser usada como punto de partida para otras cuencas. Extender la aplicación de esta metodología a otros puntos de estudio podría llevar a la estandarización de los coeficientes y a la definición de un polutograma de diseño que pueda servir de referencia para otros estudios.

## REFERENCIAS

- [1] BOE. (2012). Real Decreto 1290/2012, de 7 de septiembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico. BOE 227 (20 septiembre 2012): 66167-66194.
- [2] ATV-Standard A-128. (2002). Standards for the dimensioning and desing of stormwater structures in combined sewer. German.
- [3] British Estándar Sewage BS 8005. (1987). Part I. Guide to new Sewage Construction. England BS 8005.
- [4] Anta, J., Cagiao, J., Suárez, J., Peña, E. (2009). Análisis de la movilización de sólidos en suspensión en una cuenca urbana separativa mediante la aplicación del muestreo en continuo de la turbidez. Ingeniería del Agua, 16 (3), 189–200.

- [5] Hannouche, A., Chebbo, G., Ruban, G., Tassin, B., Lemaire, B. (2011). Relation between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. *Water Science and Technology*, 64(12), 2445-2452.
- [6] Del Río, H. (2011). Estudio de los Flujos de Contaminación Movilizados en Tiempo de Lluvia y Estrategias de Gestión en un Sistema de Saneamiento y Drenaje unitario de una Cuenca Urbana Densa de la España Húmeda. Tesis Doctoral, Universidade da Coruña, A Coruña, España.
- [7] Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.L. (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research*, 46, 6836–6856.
- [8] Bersinger, T., Pigot, T.; Bareille, G., Le Hecho, I. (2013). Continuous monitoring of turbidity and conductivity: A reliable, easy and economic tool for sanitation management. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 171, 151-162.
- [9] Gupta, K., Saul, A.J. (1996). Specific relations for the first flush load in combined sewer flows. *Water Research*, 30, 1244–1252.
- [10] Leboutillier, D.W., Kells, J.A., Putz, G.J. (2000). Prediction of pollutant load in stormwater runoff from an urban residential area. *Canadian Water Resources Journal*, 25(4), 343-359.
- [11] Gromaire, M. C., Garnaud, S., Saad, M., & Chebbo, G. (2001). Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water research*, 35(2), 521-533.
- [12] Xunta de Galicia. Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia. 2009.
- [13] García, J.T., Espín, P., Viguera-Rodríguez, A., Castillo, L.G., Carrillo, J.M., Martínez, P.D., Nevado, S. (2017). Características de las Descargas de Sistemas Unitarios (DSUs) en la ciudad de Murcia. V Jornadas de Ingeniería del Agua. 24-26 de Octubre. A Coruña.
- [14] García, J.T., Espín, P., Viguera-Rodríguez, A., Castillo, L.G., Carrillo, J.M., Martínez, P.D., Nevado, S (2017). Urban Runoff Characteristics in Combined Sewer Overflows (CSOs): Analysis of Storm Events in Southeastern Spain. *Water*, 9, 303, doi: 10.3390/w9050303.





# agenda



## EVENTOS NACIONAIS E INTERNACIONAIS

### 2019 E 2020

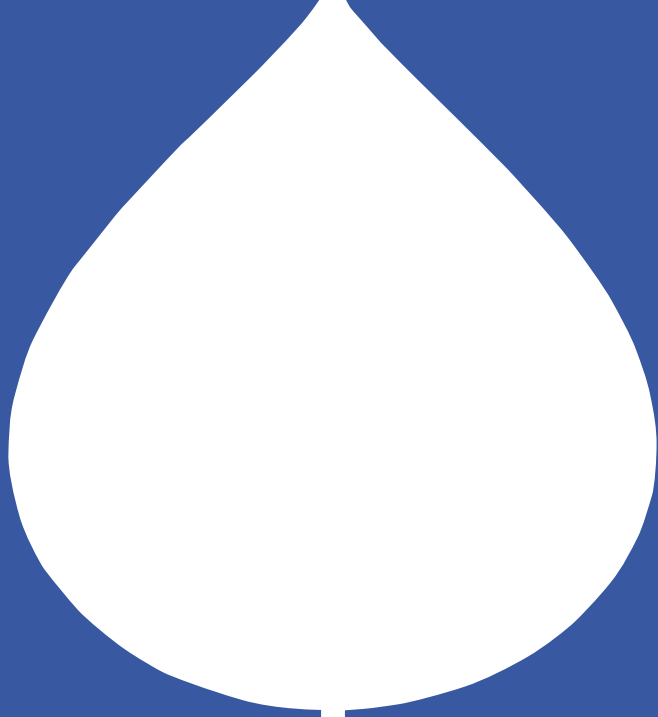
#### 2019

DATA	DESIGNAÇÃO	PROMOTOR	LOCAL
17/11 – 20/11	8th IWA Microbial Ecology and Water Engineering Specialist Conference	IWA	Hiroshima, Japão
20/11	Sessão Intercalar de Apresentação de Resultados do Projeto ECH2O - ÁGUA	APRH	Lisboa, Portugal
25/11 – 28/11	2019 Innovation Conference on Sustainable Wastewater Treatment and Resource Recovery	IWA	Shanghai, China
25/11 – 26/11	The Role of Technology to reach Sustainable Development Goal 6.1 – How can technology play a role to achieve universal and equitable access to safe and affordable drinking water for all	IWA	Delft, Holanda
28/11	VI Jornadas de Restauro Fluvial	APRH	Lisboa, Portugal
1/12 – 5/12	16th International Specialised Conferences on Small Water and Wastewater Systems	IWA	Murdoch, Austrália
1/12 - 5/12	IWA Water and Development Congress & Exhibition 2019	IWA	Colombo, Sri Lanka
3/12 - 5/12	The North American Water Loss Conference & Exposition – Supported	IWA	Nashville, EUA
10/12	8º Seminário – Reutilização de águas residuais tratadas na região Norte. Um desafio?	APRH	Esposende, Portugal

#### 2020

DATA	DESIGNAÇÃO	PROMOTOR	LOCAL
12/01- 14/01	World Management in Cold Climate	IWA	Harbin, China
09/02- 13/02	15th IWA International Watershed & River Basin Management Conference	IWA	Quy Nhon, Vietnam
12/02- 14/02	2nd IWA Polish Young Water Professionals Conference	IWA	Warsaw, Polónia
12/02- 14/02	6th IWA young water professionals conference of the BeNeLux	IWA	Luxemburgo, Luxemburgo
25/03- 28/03	15º Congresso da Água Para uma política da água em Portugal – o contributo da APRH	APRH	Lisboa, Portugal
30/03- 02/04	IWA Conference Water in Industry 2020	IWA	Nanjing, China
27/04- 29/04	XIX SILUSBESA	APRH	Recife, Brasil
27/04- 30/04	Digital Water Summit	IWA	Bilbao, Espanha
28/04- 30/04	6th IWA International Symposium on Water, Wastewater and Environment in Ancient Civilizations: Traditions and Cultures	IWA	Istanbul, Turquia





**acquajuris**



# “Privatização” da água: problema ou solução?

## *Water Privatization: problem or solution?*

*Cesar Luiz de Oliveira Janoti<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Aluno do Mestrado IBEA-IURJ. 2018. Universidade Autónoma de Lisboa (UAL) e advogado especialista em Ciências Políticas e Criminais.

**RESUMO:** A água não é apenas um bem com valor económico, mas sim é o núcleo de um direito humano fundamental, insubstituível e essencial à vida e à efetivação de todos os demais direitos do homem. Para que tal direito fundamental seja efetivamente assegurado de forma universal, equitativa e acessível, modelos público e privado têm disputado a preferência de inúmeras cidades por todo o mundo para a gestão dos recursos hídricos. A observação da experiência de algumas cidades como Londres e Paris revelou que aspetos relativos à disponibilização de meios técnicos, financeiros e operacionais para a ampliação da distribuição dos recursos hídricos, à mercantilização da água, à imposição de obscuras políticas de preço, ao desinteresse económico pelas áreas de baixa concentração populacional, de diminuto poder aquisitivo ou suscetíveis a terremotos e aos reiterados episódios de corrupção impulsionaram movimentos pendulares que ora submetiam o direito à água ao poder público, ora o atribuíam à iniciativa privada. Qual modelo é o melhor? Vale a pena «privatizar» a gestão da água? A conscientização sobre a essencialidade da água e as soluções baseadas na natureza (SbN) apresentadas na edição de 2018 do Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos podem auxiliar nas respostas às perguntas propostas.

Palavras-chave: água; direito humano fundamental; gestão privada.

**ABSTRACT:** *Water is not only a good with economic value, but rather it is the core of a fundamental human right, irreplaceable and essential to life and to the realization of all other human rights. For this fundamental right to be effectively ensured in a universal, equitable and accessible way, public and private models have been disputing the preference of countless cities around the world for the management of water resources. The observation of the experience of some cities such as London and Paris has revealed that aspects related to availability of technical, financial and operational means for the expansion of the distribution of water resources, the commercialization of water, the imposition of obscure price policies, the lack of economic areas of low demographic density, low purchasing power or susceptible to earthquakes and repeated episodes of corruption led to pendular movements that sometimes submitted the right to water to public power, sometimes attributed it to private initiative. Which model is the best? Is it worth water privatization? Water essentiality awareness and the nature-based solutions (NbS) presented in the 2018 edition of the UN World Water Development Report can help answer the questions posed.*

Keywords: water; fundamental human right; private management.

## 1. INTRODUÇÃO

Depois de séculos de aproveitamento abusivo dos recursos hídricos, o mundo tardiamente atentou (Clarke, 2015) para o fato de que a água não é um recurso incondicionalmente renovável e infinito como muitos acreditavam ser (Venturi, 2015).

O predomínio quantitativo de água salgada no planeta, a desigual distribuição territorial de água doce, o despejo desenfreado de poluentes nas fontes hídricas, a industrialização descontrolada, a utilização de técnicas de irrigação inadequadas e o aumento exponencial da utilização de agrotóxicos que contaminam o solo e os lençóis freáticos representam alguns dos principais fatores que serviram de alerta para a questão da escassez da água potável e, por conseguinte, provocaram não apenas reflexões da comunidade internacional, mas também impuseram aos países a adoção de medidas programáticas e executivas destinadas à preservação e à boa utilização da água para evitar um colapso ambiental que, em última análise, poderá acarretar o fim da vida na Terra (Adele y Castro, 2008).

Neste contexto, corroborado pela crescente reivindicação da materialização de direitos de titularidade coletiva ou difusa correlatos aos ideais de fraternidade, universalidade e solidariedade típicos da terceira dimensão dos direitos humanos (Sampaio, 2004), o direito à água teve sua importância reconhecida e ampliada gradativamente até alcançar o *status* de direito humano essencial para gozar plenamente a vida e todos os outros direitos, no ano de 2010, mediante a Resolução A/RES/64/292 da Assembleia Geral das Nações Unidas (Riva, 2016).

Estabelecido o acesso à água como um direito humano fundamental, resta, pois, concretizá-lo efetiva e universalmente. Como uma das possibilidades apresentadas para tanto, a controvertida ideia de “privatização da água” provoca intensos debates: para seus defensores, grandes empresas teriam meios técnicos, financeiros e operacionais mais eficazes que os Estados para difundir melhor e mais rapidamente o necessário acesso à água; para os opositores, a mercantilização de um bem essencial à vida, a duvidosa política de preços a ser instaurada e o provável desinteresse econômico pelas áreas de baixa concentração populacional ou de diminuto poder aquisitivo poderiam configurar óbices ao acesso à água (Albuquerque, 2012).

Feitas estas breves considerações, importa indagar: a “privatização” é uma solução ou um problema ao direito de acesso à água?

## 2. A “PRIVATIZAÇÃO” DA ÁGUA PODE SER UMA SOLUÇÃO?

É inegável que a água possui variados valores – como o vital, o humanitário, o social, o paisagístico e o religioso, dentre outros – que podem ser aferidos em conformidade com critérios estabelecidos em razão de seus múltiplos usos (consumo humano, dessedentação animal, exploração turística, irrigação e produção industrial, por exemplo).

Seja qual for o viés, sempre dever-se-á considerar como importante o valor econômico intrinsecamente inerente à água (Bonissoni, 2015). Neste ponto, é relevante destacar que o item sexto da Declaração Universal dos Direitos da Água é inequívoco ao dispor que “a água não é uma doação gratuita da natureza; ela tem valor econômico: precisa-se saber que ela é, algumas vezes, rara e dispendiosa e que pode muito bem escassear em qualquer região do mundo”.

Ora, se a água é, ao mesmo tempo, essencial, multifuncional e possui valor econômico, exsurge relevante impasse sobre como disponibilizá-la amplamente mediante custos suportáveis por seus fornecedores e usuários (Zulmar, 2010).

Historicamente, a água geralmente se inseria em um contexto de monopolização estatal sobretudo em razão de questões governamentais estratégicas ou meramente por ser considerada um bem público. Mais recentemente, a insuficiente capacidade de investimento dos Estados, a má gestão pública dos recursos hídricos e o crescimento ideológico liberalista e “privatizacionista” estimularam a inserção de entes privados na prestação de serviços de distribuição de água.

Experiências como a da Inglaterra, que privatizou as infraestruturas de água e de saneamento na década de 1980, e a da França, onde a distribuição de água no final do século passado para quase 80% da sua população era realizado por apenas três empresas (Veolia Water, Suez Lyonnaise des Eaux e Saur), bem como o suporte financeiro dado pelo Banco Mundial e pelo Fundo Monetário Internacional a grandes empresas e corporações transnacionais que atuam no «mercado» da água, serviram de estímulo a inúmeras privatizações em diversos países (Viegas, 2005).

Para Barlow e Clarke (2003), atividades relacionadas com a distribuição e à exportação de água são atualmente um excelente negócio, tal como o petróleo já é há décadas. Segundo os autores, as empresas atuantes no comércio mundial da água simplificam o assunto a fatores de suprimento e demanda, colocando, do lado do suprimento, países com abundância de água doce como o Brasil,



e, na posição da demanda, determinados países da África e do Oriente Médio, carentes de recursos hídricos.

No mesmo sentido, Peter Brabeck-Letmathe (2005) - chairman e CEO por muitos anos da Nestlé, líder mundial na venda de água engarrafada - entende que a água deve ser tratada como um bem alimentício, de modo a possuir um valor de mercado estabelecido em razão da lei de oferta e procura, o que poderia resultar, em última análise, na ampliação da conscientização de sua importância e na redução de desperdícios.

Hipoteticamente, o que sempre se esperou dos processos de privatização da água foi a ocorrência de uma desoneração do Estado a partir do repasse ou compensação das dívidas contraídas por ineficazes empresas estatais, arrecadação imediata de recursos decorrentes da venda de empresas ou da concessão dos serviços, aumento dos investimentos em infraestrutura e ampliação da cobertura dos serviços de distribuição de água.

Ademais, conjecturava-se que a iniciativa privada, por ser tecnicamente especializada em diversos segmentos, seria muito mais eficiente na gestão das empresas e dos recursos que o poder público, além de blindar a atividade das negociatas políticas e da corrupção.

No entanto, a experiência prática tem demonstrado que as expectativas quanto à privatização da água não vieram a se concretizar. A majoração excessiva das tarifas, os investimentos em infraestrutura abaixo do esperado, as falhas no atingimento de metas de universalização, a falta de transparência na execução dos serviços e a dificuldade na fiscalização das atividades por parte do Estado são alguns dos fatores que estão a conduzir um processo de “reestatização” dos serviços de água em diversas partes do mundo.

### 3. PROBLEMAS EVIDENCIADOS NA “PRIVATIZAÇÃO” DA ÁGUA

Os problemas decorrentes da “privatização” da água têm sido objeto de diversos estudos e de acalorados debates. Até mesmo a Encíclica Papal Laudato Sí, de 24 de maio de 2015, dedicou capítulo específico sobre a questão da água no mundo, pondo-se a chamar a atenção para os riscos da mercantilização deste bem essencial e a clamar para que toda a humanidade aja rapidamente para salvar o planeta de seus próprios excessos.

Um importante estudo elaborado conjuntamente pela Unidade Internacional de Pesquisa de Serviços Públicos (PSIRU), pelo Instituto Transnacional (TNI) e pelo Observatório Multinacional – e que

resultou em um relatório denominado “Veio para ficar: a remunicipalização da água como tendência mundial”, constatou uma tendência mundial de “reestatização” da gestão da água e do saneamento, ressaltando que entre os anos 2000 e 2014 ocorreram cerca de 180 casos de remunicipalização dos serviços de água em 35 países, dos quais destacam-se os casos de grandes cidades como Berlim, Buenos Aires, Kuala Lumpur, La Paz e Paris, em contraposição ao baixíssimo número de privatizações em cidades de porte relevante, como Nagpur (Índia) e Jeddah (Arábia Saudita).

A mesma investigação científica demonstrou que as iniciativas de “reestatização” ocorreram principalmente como contestação às promessas ilusórias propagadas pelos operadores privados, assim como em razão de suas inaptidões para priorizar o atendimento às comunidades em detrimento do lucro, da falta de transparência e da dificuldade de fiscalização das atividades pelo poder público. Ainda segundo o relatório, a própria experiência prática das privatizações derrubou paulatinamente cada um dos argumentos que a ela eram favoráveis.

No tocante à expectativa de que a privatização beneficiaria os consumidores ao oferecer-lhes serviços de água e saneamento a preços razoáveis, a experiência na Inglaterra (país com elevados índices de desenvolvimento humano e renda *per capita*) demonstrou, todavia, que quase dois milhões de famílias britânicas não podiam pagar as suas contas de água no ano de 1994 (cerca de 10 anos após o início da privatização). Para conter a majoração demasiada das tarifas e evitar a exacerbação dos lucros das prestadoras privadas, o governo inglês criou a Office of Water Services – OFWAT, principal autoridade de supervisão e regulamentação das tarifas para acesso aos recursos hídricos.

Na Bolívia, o aumento desmedido do preço da água desencadeou a denominada “guerra da água de Cochabamba”, na qual parte da população local revoltou-se depois que a empresa Águas del Tunari, comandada pelo grupo norte-americano Bechtel, dobrou as tarifas cobradas pelos serviços de água e saneamento.

Já em Paris, auditorias realizadas entre os anos 2000 e 2003 constataram que a Veolia e a Suez, que dividiam os serviços de água da cidade desde 1984, praticavam preços entre 25% e 30% superiores aos custos operacionais efetivos, o que acarretou propositalmente uma expressiva diferença entre as reservas financeiras constituídas pelas empresas para a realização do objeto da concessão e, por conseguinte, inflacionou as tarifas cobradas dos consumidores. Deste modo, a falta de

transparência financeira e a majoração injustificada dos preços provocaram severos abalos no sistema privado até então estabelecido e motivaram a “remunicipalização” da água da capital francesa em 2010, conforme evidenciado no já citado relatório “Veio para ficar: a remunicipalização da água como tendência mundial”.

Ora, não se questiona que o lucro é fator determinante ao funcionamento, aperfeiçoamento técnico e crescimento de toda e qualquer empresa privada. Contudo, não parece ser razoável que tal vantagem pecuniária seja obtida desmedidamente a partir da comercialização de um bem essencial e insubstituível como a água, em manifesta submissão do valor social do “produto” ao seu valor econômico (VIEGAS, 2005).

Ademais, tendo em vista a lógica empresarial do lucro, é natural que os prestadores privados não tenham interesse em investir em áreas de baixa densidade demográfica, com condições climáticas extremas ou suscetíveis a terremotos, ou em “países pobres” cujos cidadãos não disponham de condições econômicas suficientes ao pagamento da tarifa estabelecida, o que contraria o argumento de universalização do acesso à água adotado pelos defensores da privatização.

Já sob a ótica da corrupção, ALBUQUERQUE (2014) afirma que é insustentável a ideia difundida pelos “privatizacionistas” de que o ambiente exclusivamente estatal seria propício a práticas gerenciais reprováveis como o favoritismo na contratação pública, burlas licitatórias, favorecimentos pessoais e nepotismo. Como se sabe, a corrupção não é um fenômeno exclusivamente estatal e igualmente contamina empresas privadas, principalmente aquelas que se valem rotineiramente de subornos nas suas operações.

Na França, por exemplo, inúmeras investigações já desvendaram complexos esquemas de corrupção nos quais grandes empresas do mercado da água, como a Saint Gobain e a Compagnie Générale des Eaux, repassavam ilicitamente recursos a partidos políticos.

Um caso emblemático ocorreu no município francês de Grenoble e culminou na prisão de Alain Carignon, ex-prefeito da cidade e ex-ministro das comunicações, por corrupção passiva quando do contrato de privatização da água da cidade em favor da empresa Lyonnaise des Eaux. A repercussão foi tão significativa que, em março de 2000, decidiu-se por “remunicipalizar” os serviços de água de Grinoble (cfr. relatório “Veio para ficar: a remunicipalização da água como tendência mundial”).

Assim, as lições oriundas de diversas experiências ao redor do mundo demonstram claramente que a privatização dos sistemas de recursos hídricos tal como foi feita não é uma solução eficaz à propagação e à universalização do acesso à água.

#### 4. CONCLUSÕES

Uma breve observação do histórico da prestação dos serviços de água em diversas cidades do mundo, principalmente nas últimas quatro décadas, demonstra a ocorrência de um “movimento pendular” que ora colocou os serviços sob o poder estatal, ora os transferiu à iniciativa privada, e, mais recentemente, está a restituí-los à municipalidade.

O busílis desta alternância, contudo, está no fato de que cada um dos movimentos em busca de um modelo subsequente foi praticado eminentemente como uma fuga do modelo antecedente que se mostrou inadequado aos fins a que se destinaria, meramente como uma resposta social e quase sempre premido por aspectos econômicos.

Recordemo-nos de que o Banco Mundial e o Fundo Monetário Internacional reiteradamente condicionam a renegociação de dívidas e a concessão de empréstimos e financiamentos internacionais ao cumprimento de inúmeras exigências, dentre elas a privatização dos serviços de água, o que interfere fortemente nas políticas públicas principalmente dos países mais pobres.

Deveras, a procura por um novo formato deveria objetivar exclusivamente a concretização da universalização do acesso à água, seja mediante o aperfeiçoamento do modelo existente, seja substituindo-o por um melhor, mas jamais como um subterfúgio ou estratégia para mascarar políticas públicas mal elaboradas ou sustentadas por interesses obscuros.

Problemas como a alta dos preços, insuficiência dos investimentos em infraestrutura, descumprimento das metas de ampliação do sistema de águas, falta de transparência na gestão dos serviços e corrupção foram observados tanto no modelo público quanto no privado. Todavia, como o sistema público de gestão dos recursos hídricos não tem como objetivo a obtenção de lucro, os aludidos problemas provocaram consequências muito mais graves nos sistemas privados, fato este que tem motivado a “remunicipalização” da água em inúmeras cidades que experimentaram a privatização.

Seja qual for o modelo adotado, o sucesso da gestão da água dependerá inexoravelmente da conscientização, por parte de seus executores, de que a água não é apenas um bem com valor econômico, mas sim é um direito humano

fundamental, insubstituível e essencial à vida e a efetivação de todos os demais direitos do homem. Sem esta consciência interesses outros prevalecerão, como o econômico, e nenhum modelo será capaz de alcançar e garantir a universalização equitativa do acesso à água. Por consequência, a alternância pendular entre os sistemas público e privado se perpetuará injustificadamente.

Talvez as inovadoras e salutares *soluções baseadas na natureza* (SbN - respaldadas pela natureza e não contra a natureza, que reabilitam ecossistemas e utilizam ou reproduzem processos naturais para aumentar a oferta de água em diversas localidades) apresentadas na edição de 2018 do Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos - que foi lançado no 8º Fórum Mundial da Água em Brasília – sejam uma excelente opção para a melhoria da qualidade da água, aumento de disponibilidade e facilitação do abastecimento, mitigando a dependência da universalização da água à sempre duvidosa atuação tanto de entes públicos quanto privados.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

### a) Específica

Adele y Castro, João Marcos (2008). *Água: um direito humano fundamental*. Porto Alegre: Núria Fabris Editora, 2008. ISBN: 978-85-60520-08-4.

Albuquerque, Catarina (2012) *Buenas prácticas en la realización de los derechos al agua y al saneamiento*. Lisboa: [sn]. ISBN : 978-84-695-3184-6.

Albuquerque, Catarina (2014) *Manual prático para a realização dos direitos humanos à água e ao saneamento*. Lisboa: [sn]. ISBN : 978-989-20-4980-9.

Barlow, Maude, Clarke, Tony (2003) *Ouro Azul: como grandes corporações estão se apoderando da água doce no planeta*. São Paulo: M. Books. ISBN: 85-8938-404-7.

Bonissoni, Natammy (2015). *O acesso à água potável como um instrumento para o alcance da sustentabilidade*. Florianópolis: Empório do Direito. ISBN: 978-85-68972-45-8.

Brabeck-Letmathe, Peter (2005). *Esclarecimentos prestados pela Nestlé em Peter Brabeck-Letmathe acredita que a água é um direito humano?* [Em linha]. [sl]: [sn], [sd]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em <https://www.empresa.nestle.pt/conhecaanestle/pergunteanestle/o--chairman-peter-brabeck-letmathe-acredita-que-o-acesso-%C3%A0->

[%C3%A1gua-%C3%A9-um-direito-humano](#).

Clarke, Robin, King, Jannet (2015). *O atlas da água*. São Paulo: Publifolha. ISBN: 85-7402-621-2.

Riva, Gabriela R. Saab (2016). *Água, um direito humano*. São Paulo: Paulinas. ISBN: 978-85-356-4086-1.

Sampaio, José Adércio Leite (2004). *Direitos fundamentais: retórica e historicidade*. Belo Horizonte: Del Rey. ISBN 85-7308-733-1.

Venturi, Luís (2015). *Revista USP Online*. [Em linha]. São Paulo: USP. [Consult. 20 Dez. 2018]. Entrevista concedida a Aline Naoe. Disponível em <http://www5.usp.br/96406/geografo-da-fflch-alerta-sobre-nocao-equivocada-de-falta-de-agua/>.

Viegas, Eduardo Coral (2005). *Saneamento Básico, Mercantilização e Privatização da Água*. *Revista de Direito Ambiental*. [Em linha] N.º 40, p. 24-43. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em [http://www.ceaf.mppr.mp.br/arquivos/File/Biblioteca/05-20\\_3\\_Encontro\\_Anual\\_da\\_Rede\\_Ambiental/RTDoc16\\_5\\_11\\_12\\_55\\_PM.pdf](http://www.ceaf.mppr.mp.br/arquivos/File/Biblioteca/05-20_3_Encontro_Anual_da_Rede_Ambiental/RTDoc16_5_11_12_55_PM.pdf)

Zulmar, Fachin (2010). *Acesso à água potável: direito fundamental de sexta dimensão*. Campinas: Millennium Editora. ISBN: 978-85-7625-219-1.

### b) Instrumentos internacionais

Declaração Universal dos Direitos da Água. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. <http://www.direitoshumanos.usp.br/index.php/Meio-Ambiente/declaracao-universal-dos-direitos-da-agua.html>.

Encíclica Laudato Sí. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em [http://w2.vatican.va/content/dam/francesco/pdf/encyclicals/documents/papa-francesco\\_20150524\\_enciclica-laudato-si\\_po.pdf](http://w2.vatican.va/content/dam/francesco/pdf/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si_po.pdf).

International Council on Human Rights Policy and Transparency International, Integrating Human Rights in the Anti-corruption Agenda: Challenges, Possibilities and Opportunities. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em [http://www.ichrp.org/files/reports/58/131b\\_report.pdf](http://www.ichrp.org/files/reports/58/131b_report.pdf).

O direito humano à água e ao saneamento. [Em linha]. [sl]: [sn], [sd]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_milestones\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_milestones_por.pdf).

Relatório veio para ficar: A remunicipalização da água como tendência mundial. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em <https://www.tni.org/sites/www.tni.org/files/download/heretostay-pt.pdf>.

Resolução n.º 64/292 da Assembleia Ggeral da ONU. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. [http://www.un.org/ga/search/view\\_doc.asp?symbol=A/RES/64/292](http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292).

Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em <http://unesdoc.unesco.org/>

<images/0026/002614/261494s.pdf>.

*The Vancouver Declaration On Human Settlements*. [Em linha]. [Consult. 20 Dez. 2018]. Disponível em <https://unhabitat.org/the-vancouver-declaration-on-human-settlements-from-the-report-of-habitat-united-nations-conference-on-human-settlements-vancouver-canada-31-may-to-11-june-1976/>.

# A água como direito humano fundamental – O pagamento por serviços ambientais destinado à sua proteção

*Water as a fundamental human right – The payment for environmental services to protect water resources*

*Ariel Stopassola<sup>1</sup>, Amparo Sereno<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Advogado e aluno de Doutoramento na Universidade Autónoma de Lisboa (UAL). Aluno do Mestrado IBEA-IURI. 2018.

<sup>2</sup> Professora no ISCAL e investigadora no Observare (UAL)/ membro da CD da APRH

**RESUMO:** A água é um bem comum; o acesso a ela deve ser gratuito aos que precisam; ao mesmo tempo, tem valor económico. Essa aparente contradição deve ser resolvida por critérios de ponderação. Como direito humano, todos têm o dever de preservá-la. Para além dos mecanismos de comando e controle do Estado (princípio do poluidor-pagador), o componente económico deve atuar de forma simultânea de estímulo à conservação ambiental, sobrelevando-se, pois, o princípio do protetor-recebedor. O PSA – Pagamento por Serviços Ambientais figura como mecanismo concreto dessa política.

Palavras-chave: Água – Direitos Humanos – Pagamento por Serviços Ambientais.

**ABSTRACT:** *Water is a common good; access to it must be free to those in need; At the same time, it has economic value. This apparent contradiction must be resolved by weighting criteria. As a human right, everyone has a duty to preserve it. In addition to the state's command and control mechanisms (polluter pays principle), the economic component must act simultaneously to stimulate environmental conservation, and the protector-receiver principle thus rises. The PSA - Payment for Environmental Services is a concrete mechanism of this policy.*

Keywords: *Water - Human Rights - Payment for Environmental Services.*

## 1. INTRODUÇÃO.

É tempo de elevar a fraternidade. Nações, organizações e pessoas gradativamente conscientizam-se do (e sofrem com o) problema da degradação ambiental, com impactos significativos nos direitos humanos. O meio ambiente ecologicamente equilibrado, pela sua incontroversa importância, é alvo de inúmeras cartas constitucionais, tratados internacionais e legislações internas.

Para além dos compromissos escritos, países lançam mecanismos eficazes de proteção<sup>1</sup>. A água, como bem vital, exsurge nesta perspectiva; sobre ela repousam interesses soberanos das nações, mas que devem ser mitigados pelo princípio da cooperação.

Perpassando por breves considerações sobre a água como direito fundamental, o presente trabalho visa abordar, de forma bastante apertada, em que medida os mecanismos económicos contaminam (para o bem ou para o mal) as ações humanas destinadas à proteção ou degradação do meio ambiente. Para tanto, pretendemos abordar o PSA – Pagamento por Serviços Ambientais, como instrumento voltado à conservação hídrica.

### 1.1. Água como direito humano fundamental.

A Organização das Nações Unidas – ONU reconhece a água e o saneamento básico como direitos humanos; portanto, fundamentais.<sup>2</sup> A Organização

---

1 - A despeito de ações concretas para acesso à água, a Corte Europeia de Direitos Humanos (CEDH) examinou queixa promovida por European Roma Rights Centre v. Portugal, com alegação que ciganos viviam em condições precárias (barracas ou tendas), inclusive com falta de água potável, violando o art. 31, § 1º da Carta Social Europeia, vigente em Portugal por meio da Resolução da Assembleia da República n. 64-A/2001. O Governo português alegou que implementou políticas sociais e que os membros afetados teriam acesso a esses programas, exemplificando que famílias que vivem em tendas ou moradias nas áreas metropolitanas de Lisboa e do Porto foram selecionadas para o reassentamento desde 1993. De todo modo, a CEDH concluiu que existiu violação aos direitos humanos das famílias, no que concerne à habitação adequada, proteção social, jurídica e econômica, inclusive contra à pobreza e exclusão social. Fonte: IŞIK, Rüçhan – Relator. Decisão de mérito do Comité Europeu de Direitos Sociais, com o n.º **61/2010, de 30 de junho de 2011**. [Em linha]. [Consult. 14 mar. 2018]. Disponível em [http://hudoc.esc.coe.int/eng/#{%22ESCDIdentifier%22:\[%22cc-61-2010-dmerits-en%22\]}](http://hudoc.esc.coe.int/eng/#{%22ESCDIdentifier%22:[%22cc-61-2010-dmerits-en%22]}).

2 - O reconhecimento é da Assembleia Geral da ONU através da Resolução n. 64/292. Nesse sentido, o Conselho

Mundial da Saúde – OMS preconiza que o acesso à fonte da água pela pessoa não deve superar 1.000 m e o tempo de recolha não deve ultrapassar 30 min.<sup>3</sup> A proteção da água figura como uma das oito metas que constituem os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio aprovados pela ONU<sup>4</sup> e como um dos dezessete objetivos da agenda 2030 da mesma organização.<sup>5</sup> Na Declaração Universal dos Direitos da Água da ONU (item n.º 10) colhe-se que o “planejamento da gestão da água deve levar em conta a solidariedade e o consenso em razão de sua distribuição desigual sobre a Terra.”<sup>6</sup>

Entretanto, documentos internacionais<sup>7</sup> revelam que mais de um bilhão de pessoas não tem acesso ao abastecimento básico de água, enquanto vários bilhões não têm acesso ao saneamento adequado, que é a principal causa de contaminação e doenças ligadas à água.

Todavia, o meio ambiente equilibrado, o acesso à água potável e o saneamento básico integram o leque de direitos humanos, mas a distribuição desigual da água sobre a Terra impõe desafios que envolvem a soberania nacional dos países e até mesmo problemas internos<sup>8</sup>.

---

Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional do Brasil registra que somente no ano de 2010 a ONU reconheceu o direito à água potável como direito humano. Fonte: <http://www4.planalto.gov.br/consea/comunicacao/artigos/2014/direito-humano-a-agua/#acontent>.

3 - Fonte: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

4 - Fonte: <http://www.odmbrasil.gov.br/os-objetivos-de-desenvolvimento-do-milenio>.

5 - Fonte: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>.

6 - Fonte: <http://www.direitoshumanos.usp.br/index.php/Meio-Ambiente/declaracao-universal-dos-direitos-da-agua.html>.

7 - Fonte: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

8 - O Brasil, por exemplo, possui cerca de 3% da população mundial, mas aproximadamente 12% da água potável superficial do planeta, conforme assinala Jales Dantas da Costa. Refere o autor, porém, que a distribuição de água no território nacional – tanto superficial, quanto subterrânea – é bastante desigual. Cita, como exemplos, a Amazônia com 70% da água superficial e apenas 10% da população nacional, assim com a maior parte do semiárido brasileiro, “que apresenta uma vazão per capita de 1.145 m<sup>3</sup> ano, abaixo do limiar de estresse hídrico, com prejuízos de 10% dos cidadãos dessa região”, esclarecendo, linhas antes, que a ONU estabelece como estresse hídrico o volume de 1.700 m<sup>3</sup> por ano, per capita. Fonte: COSTA, Jales Dantas da – Direito Humano à Água. Convivência com o Semiárido Brasileiro: Autonomia e

A mitigação da soberania dos Estados é destacada pelo Princípio n. 21 da Declaração de Estocolmo de 1972, pois embora permita ao ente soberano explorar seus recursos naturais, impõe limites a esse direito de exploração, que se estende até onde não prejudicar outro(s) Estado(s).<sup>9</sup>

Para além do problema inerente à soberania dos países<sup>10</sup>, a componente económico influencia e dificulta a missão de solidarizar a água. Não por outras razões que importante segmento da sociedade se opõe a privatização (apropriação) da água para fins mercantis.<sup>11</sup> Neste sentido, para Marilda Rosado de Sá Ribeiro e Bruno Rodrigues de Almeida<sup>12</sup>, o tema relativo às águas transnacionais deve ser tratado com base no princípio da cooperação internacional<sup>13</sup>, no dever de assistência,

na governança corporativa<sup>14</sup>, observando a sustentabilidade.

Assim, o presente estudo prossegue na abordagem paradoxal que envolve a obtenção gratuita da água e, ao mesmo tempo, a indispensável valoração económica, para que esse recurso possa ser utilizado com responsabilidade. Mais particularmente, tratar sobre a inversão da lógica de reprimir o poluidor, sobrelevando o princípio do protetor-recebedor, trazendo como exemplo concreto o PSA – Pagamento por Serviços Ambientais, como forma de valorizar economicamente aquele que contribui para a conservação ambiental.

## 2. O VALOR ECONÓMICO DA ÁGUA E O PARADOXAL DIREITO GRATUITO À ÁGUA.

Segundo a ONU, o acesso a água (o que inclui as respectivas instalações, sua coleta e saneamento) deverá estar disponível a *preços razoáveis*, inclusive aos mais pobres, não ultrapassando 5% do rendimento familiar, para não afetar outros direitos, também fundamentais (alimentação, habitação, serviços de saúde e educação).<sup>15</sup>

Na Declaração Universal dos Direitos da Água da ONU (item 6), a água “não é uma doação gratuita da natureza; ela tem um valor económico: precisa de se saber que ela é, algumas vezes, rara e dispendiosa e que pode muito bem escassear em qualquer região do mundo.”

Em novembro de 2002, o Comité das Nações Unidas para os Direitos Económicos, Sociais e Culturais adotou o seu comentário geral nº 15 sobre o direito à água afirmando que: “o direito humano à água prevê que todos tenham água suficiente, segura, aceitável, fisicamente acessível e a *preços razoáveis* para usos pessoais e domésticos.”<sup>16</sup>

– Direito Ambiental Brasileiro. p. 141). Nesse contexto, considerando que a água não observa fronteiras, a observância desse preceito fundamental encontra solo ainda mais fértil para aplicação no direito internacional. Ao tratar do tema, Paulo Affonso Leme Machado aborda o exemplo do rio Uruguai, que nasce no Brasil, percorre mais de 2/3 de sua extensão no território brasileiro, e prossegue à jusante para os países vizinhos Argentina e Uruguai (Idem – Op. Cit. p. 144). Nesse caso, a conservação ou melhoria constante do rio encontra sintonia ao princípio da cooperação internacional.

14 - Ou seja, a gestão dos recursos hídricos por mais de um ente soberano.

15 - Fonte: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

16 - Fonte: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

Protagonismo Social, p. 151-152.

9 - Dispõe textualmente o princípio n. 21 da Declaração da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano – 1972, também conhecida como Declaração de Estocolmo: “Em conformidade com a Carta das Nações Unidas e com os princípios de direito internacional, os Estados têm o direito soberano de explorar seus próprios recursos em aplicação de sua própria política ambiental e a obrigação de assegurar-se de que as atividades que se levem a cabo, dentro de sua jurisdição, ou sob seu controle, não prejudiquem o meio ambiente de outros Estados ou de zonas situadas fora de toda jurisdição nacional.” Fonte: [https://www.apambiente.pt/\\_zdata/Políticas/DesenvolvimentoSustentavel/1972\\_Declaracao\\_Estocolmo.pdf](https://www.apambiente.pt/_zdata/Políticas/DesenvolvimentoSustentavel/1972_Declaracao_Estocolmo.pdf).

10 - Os direitos fundamentais de terceira dimensão são considerados transindividuais ou universais, pois, segundo Ingo Sarlet, exige esforços e responsabilidades em escala mundial para a sua efetivação (SARLET, Ingo Wolfgang – A Eficácia dos Direitos Fundamentais: uma teoria geral dos direitos fundamentais na perspectiva constitucional. 12ª ed. Porto Alegre: Livraria do Advogado Editora, 2015, p. 49).

11 - É o caso do Fórum Alternativo Mundial da Água. Em seu manifesto, defende a água como bem público; pugna pela ilegitimidade do Fórum Mundial da Água, por entender que esse último representa os interesses das organizações que aspiram a privatização da água e serviços públicos. Fonte: <http://fama2018.org/manifesto/>.

12 - RIBEIRO, Marilda Rosado de Sá; ALMEIDA, Bruno Rodrigues de. (2016). – Princípio abrangente da cooperação internacional e a governança dos recursos hídricos transfronteiriços. In Direito Internacional Privado – Questões Controvertidas. p. 120.

13 - Cujo princípio tem fina sintonia a outro princípio geral do direito ambiental, qual seja, o da não regressão. Esse determina que o meio ambiente deve ser objeto de melhoria constante (MACHADO, Paulo Affonso Leme

Embora fundamental, o acesso à água e saneamento não se pode entender como necessariamente gratuito. Pelo princípio da solidariedade, as pessoas, a coletividade, as instituições e/ou o governo devem contribuir na medida de suas possibilidades.<sup>17</sup> Entender de forma diversa permitiria a utilização abusiva, contrária às diretrizes da ONU, no sentido de que a água deve ser utilizada com parcimônia, de forma limitada.<sup>18</sup>

Portanto, à água deve ser atribuído um valor económico.

Mas outro problema se apresenta: a apropriação da água, enquanto recurso natural, para mercantilização (obtenção de lucro e distribuição de dividendos a determinado grupo de pessoas ou empresas). O Fórum Alternativo Mundial da Água – FAMA, que tem como bandeira “a água é um direito e não mercadoria”,<sup>19</sup> tem denunciado que grandes corporações dominam fontes de água por todo o mundo e, com isso, interferem na soberania daqueles países que dispõem dessa riqueza.<sup>20</sup>

A privatização dos recursos hídricos também é combatida pela doutrina. Para Maude Barlow e Tony Clarke: “ter acesso à água não é uma questão de escolha ou de riqueza, é uma questão de vida ou de morte, já que não há fonte de vida comparável à água dentro do ecossistema, além da terra e do ar. Assim, o fato de que a água não pode ser substituída por qualquer outra coisa faz dela um recurso básico que não pode ser subordinado a princípios de mercado, devendo ser encarada como um recurso social e um bem comum básico para qualquer comunidade humana.”<sup>21</sup>

A gestão da água como um ativo de mercado não observa o desenvolvimento sustentável; é antidemocrático e atentatório ao princípio da solidariedade.<sup>22</sup> No documentário “Ouro Azul –

As Guerras Mundiais pela Água”, infere-se que a gestão exclusivamente pública gera abusos, de modo que a administração compartilhada, mesmo com a participação de entidade com interesse capitalista, tende a equilibrar e resultar benefícios ao coletivo (gestão público-privada da água). Para o Fórum Alternativo Mundial da Água, no entanto, até mesmo a gestão dos recursos hídricos pelo Estado e instituições privadas requer um *controle social* com a participação democrática, sob pena de permitir que interesses privativos – com a chancela do Estado – sejam privilegiados em detrimento do coletivo.

Ao que se deflui, o dilema entre atribuir valor económico à água e o direito de obtê-la gratuitamente (se necessário) deve resolver-se pela aplicação do princípio da ponderação. Esse, nos parece, foi o caminho seguido pela ONU. Ou seja, prevalece o direito gratuito àqueles que precisam, mas o recurso deve ser valorado economicamente (o que não significa permitir a utilização ilimitada por força do pagamento).

Outra componente económica vinculado ao meio ambiente diz respeito à censura daquele que polui e o abono daquele que o preserva. Por tais razões, passemos a trabalhar, sucintamente, a inversão da lógica do poluidor-pagador para bonificar aquele que preserva, como mecanismo económico de proteção da água.

### 3. OS PRINCÍPIOS DO POLUIDOR-PAGADOR E PROTETOR-RECEBEDOR. O PSA – PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO MECANISMO DE CONCRETUDE DO PRINCÍPIO DO PROTETOR-RECEBEDOR.

O princípio do poluidor-pagador, assente nas premissas de comando e controle do Estado, visa atribuir ao poluidor os custos de prevenção, controle e reparação do dano ambiental.<sup>23</sup> Não tem característica exclusivamente repressiva, pois não roga ao predador do meio ambiente, por força de pagamento, o direito de poluir.<sup>24</sup> Do mesmo modo, o investimento para prevenir eventual lesão ao meio ambiente não obsta a responsabilidade residual para a reparação em caso de dano.<sup>25</sup> Tampouco a imposição de um valor consegue

17 - Nesse sentido, esclarece a ONU que as pessoas devem contribuir “financeiramente ou de outra forma”. [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

18 - Fonte: [http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human\\_right\\_to\\_water\\_and\\_sanitation\\_media\\_brief\\_por.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf).

19 - Fonte: <http://fama2018.org/manifesto/>.

20 - O Fórum Alternativo Mundial da Água cita expressamente as seguintes corporações: “Nestlé, Evian, Cola-Cola, Pepsi-Co, Suez e Veolia”. Fonte: <http://fama2018.org/manifesto/>.

21 - Barlow, Maude; CLARKE, Tony – Ouro azul: como as grandes corporações estão se apoderando da água doce do nosso planeta. p. 250.

22 - Fonte: <http://fama2018.org/manifesto/>.

23 - Nery Junior, Nelson – Constituição Federal comentada e legislação constitucional. p. 1194.

24 - Machado, Paulo Affonso Leme – Direito Ambiental Brasileiro. p. 87.

25 - Idem. Op. Cit. p. 87.



eliminar integralmente o dano<sup>26</sup>. Na Constituição Federal Brasileira, o infrator ao meio ambiente sujeita-se às penalidades civis, administrativas e penais (art. 225, § 3º).

Em Portugal, existe já numerosa legislação sobre os princípios acima mencionados, a começar pela Lei de Bases do Ambiente – que define os mesmos de modo geral – e, mais especificamente, o Decreto-Lei n.º 147/2008 de 29 de julho que aborda o problema do poluidor-pagador, ao transpor para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2004/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de Outubro. Ao tratar dos danos transfronteiriços, por exemplo, o art. 24.º, n.º 3, obriga a autoridade competente do território português, ao identificar um dano concreto ou em potencial causado por outro Estado membro, o dever de informar a Comissão Europeia e demais Estados membros interessados (alínea “a”), recomendar medidas de prevenção ou reparação ao Estado em que se verifique a origem ou ameaça de dano (alínea “b”), além de “iniciar procedimento de recuperação dos custos gerados pela adopção das medidas de prevenção ou reparação em conformidade com o disposto no presente decreto-lei.” (alínea “c”).

Por outro lado, o princípio do protetor-recebedor é recente.<sup>27</sup> Na legislação brasileira foi incorporado no ano de 2010 como princípio de política nacional de resíduos sólidos.<sup>28</sup> Busca inverter a lógica repressiva do poluidor-pagador, incentivando aquele que protege o meio ambiente. Para Blanca Rodríguez-Chaves Mimbrero, “quien contamina paga”, mas para “quien descontamina se le paga.”<sup>29</sup> Embora possa ser questionado do ponto de vista ético<sup>30</sup> (pois remunera aquele que deveria

cumprir a lei), a repreensão meramente econômica tem demonstrado falibilidade operacional e fiscalizatória, além de gerar conflitos. Desse modo, a proteção consensual, prévia, pode revelar-se economicamente vantajosa a quem preserva e, também, ao que promove o pagamento (em regra, toda a sociedade, por meio de programas específicos).

É nesse contexto que se insere o PSA - Pagamento por Serviços Ambientais, como mecanismo de concretude do princípio do protetor-recebedor, retribuindo (financeiramente ou de outro modo) aquele que conserva determinados recursos naturais.

Com efeito, os Estados devem promulgar legislação ambiental eficaz. Esse mandamento encontra-se *ab initio* do princípio n. 11 da Declaração do Rio de 1992<sup>31</sup>, mas as políticas de comando e controle (portanto, repressivas; adotadas por força do princípio do poluidor-pagador) não têm surtido o efeito desejado.<sup>32</sup>

Em relação à água, o PSA pode envolver, por exemplo, a obrigação<sup>33</sup> do proprietário ou possuidor de determinada área a práticas de ações (ou, até mesmo, abstenções) relativas ao uso do solo, o manejo florestal, o reflorestamento e/ou a manutenção de determinada floresta, com o objetivo de conservar a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos.<sup>34</sup>

Seguem-se exemplos de PSA nalguns países.

---

Brasileiro. p. 669.

31 - Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro de 3 a 14 de junho de 1992. Fonte: <http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/rio92.pdf>.

32 - Altmann, Alexandre - Pagamento por serviços ambientais no Amazonas e no Acre: análise crítica do estado da arte das leis estaduais. Compensação ecológica, serviços ambientais e protecção da biodiversidade. p. 29.

33 - Adir Ubaldo Rech exemplifica que o Estado não pode compelir um determinado proprietário de área que cruza um rio que abastece a cidade a repor matas ciliares, cercar e impedir acesso de terceiros ou animais, por entender que essas ações demandam contraprestação pecuniária (RECH, Adir Ubaldo – O valor económico e a Natureza Jurídica dos Serviços Ambientais. Direito e Economia Verde. Natureza jurídica e aplicações práticas do pagamento por serviços ambientais, como instrumento de ocupações sustentáveis. p. 55.

34 - Franco, José Gustavo de Oliveira; Prado, Rafael Clemente Oliveira do – Los pagos por servicios ambientales (PSA) en Latinoamérica: casos del uso de recursos hídricos en el medio rural. Direito e mudanças climáticas: Pagamento por Serviços Ambientais: experiências locais e latino-americanas. p. 64.

---

26 - Derani, Cristiane – Direito Ambiental Económico. p. 115. Para a autora, o princípio não está em eliminar o efeito negativo (as chamadas externalidades negativas), mas está inscrito na lógica do “ótimo de Pareto”. Utilizando-se da ponderação, deve ser avaliado o custo-benefício financeiro na utilização do recurso natural e sua conservação, para atingir o ponto ótimo.

27 - Machado, Paulo Affonso Leme – Direito Ambiental Brasileiro. p. 669.

28 - Art. 6.º da Lei Federal n.º 12.305 de 02 de agosto de 2010: São princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos: (...) II - o poluidor-pagador e o protetor-recebedor (...).

29 - Mimbrero, Blanca Rodríguez-Chaves. Realidades y Retos del Pago por Servicios Ambientales (PSA) en el Derecho Europeo y en el Derecho interno español. Compensação ecológica, serviços ambientais e protecção da biodiversidade. p. 157.

30 - Machado, Paulo Affonso Leme – Direito Ambiental

Na Costa Rica, o desmatamento atingiu altos níveis no país no período entre 1940 e 1980. Derrubaram-se florestas para a exploração pecuária, agro exportação, construção de infraestrutura, entre outras finalidades.<sup>35</sup> Para conservar os bosques (florestas em pé), a lei 7575 de 13.02.1996 instituiu o PSA, destinando 3,5% das receitas arrecadadas com tributos sobre os combustíveis para financiar o programa. Por exemplo: o reflorestamento de espécies nativas ou com perigo de extinção: pagamento de US\$ 980,00 por hectare realizado durante um período de 5 anos. Em relação à água, pagamento de US\$ 800,00 por hectare, para proteção de recursos hídricos nas áreas identificadas pelo programa.<sup>36</sup>

No México, também visando o benefício dos recursos hídricos, o país lançou no ano 2003 o PSAH – Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos. Os usuários da água contribuem para o “Fondo Forestal Mexicano” que remunera aqueles que aderem ao programa, conservando ou mantendo a cobertura florestal. O controle se dá por satélite. Em 5 anos de vigência, o programa envolveu 1.467.700 hectares e os contratos envolveram \$ 1,832,900,000.00 pesos mexicanos.<sup>37</sup>

No Brasil, dentre outras iniciativas, a Agência Nacional de Águas, em parceria com o Município de Extrema (Estado de Minas Gerais), lançou o programa chamado Projeto Conservador das Águas, para recuperar e conservar áreas de mananciais e nascentes. Conforme revela Alexandre Altmann, foi a primeira lei a tratar especificamente da matéria no Brasil.<sup>38</sup> Por meio da Lei Municipal n. 2.100 de 21 de dezembro de 2005, o Município autorizou o Poder Executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais para a melhoria da qualidade e quantidade das águas (art. 1º). Nos termos do

35 - Peralta, Carlos E. – O pagamento por serviços ambientais como instrumento para orientar a sustentabilidade ambiental. A experiência da Costa Rica. p. 23.

36 - Peralta, Carlos E. - O pagamento por serviços ambientais como instrumento para orientar a sustentabilidade ambiental. A experiência da Costa Rica. p. 37.

37 - Franco, José Gustavo de Oliveira; Prado, Rafael Clemente Oliveira do. Los pagos por servicios ambientales (PSA) en Latinoamérica: casos del uso de recursos hídricos en el medio rural. Direito e mudanças climáticas: Pagamento por Serviços Ambientais: experiências locais e latino-americanas. p. 72.

38 - Altmann, Alexandre - Pagamento por serviços ambientais no Amazonas e no Acre: análise crítica do estado da arte das leis estaduais. Compensação ecológica, serviços ambientais e proteção da biodiversidade. p. 8-9.

projeto, o proprietário que aderir ao programa receberia o valor de 262,00 reais por hectare ao ano, em 2016.<sup>39</sup>

Considerando que a água potável constitui recurso limitado; o contexto econômico que a envolve; a degradação ambiental; a privatização dos recursos hídricos em favor de grandes corporações; a distribuição desigual da água sobre a terra; o problema de soberania dos países e o dever de colaboração; o direito humano universal de acesso à água potável e, para determinados casos, de forma gratuita, pretendemos levantar, com esse breve estudo, a complexidade que envolve a temática de conservação e distribuição da água.

O PSA, embora eticamente questionável, pode apontar um caminho de conservação dos recursos naturais. Ao incentivar determinado proprietário de uma área de terras a conservar a floresta para garantir qualidade e quantidade da água, o recebimento de recursos (diretos ou indiretos) tende<sup>40</sup> ser menor, se cotejado ao custo posterior (punitivo-repressivo) visando restabelecer<sup>41</sup> o bem vital impactado.

Por fim, importante destacar que o PSA não precisa necessariamente envolver o Poder Público<sup>42</sup>. Pode ocorrer pela via particular, pois a conservação ambiental constitui objeto evidentemente lícito. Nada obsta que determinado beneficiário direto pague por serviços ambientais que provêm da conservação de recursos florestais por determinado vizinho, por exemplo.

39 - Fonte: <http://www.extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/Projeto-Conservador-das-aguas-versao-fevereiro-de-2016.pdf>, p. 3.

40 - Não dispomos de estudo envolvendo um comparativo econômico-científico para cotejar a economia gerada pela conservação dos recursos ambientais, mas a doutrina enaltece o valor dos serviços prestados pelo ambiente. Nesse sentido, Peralta, Carlos E.: “Os serviços ecossistêmicos têm um valor intrínseco e um valor funcional, desempenhando um papel fundamental para garantir a qualidade de vida no Planeta. Para poder entender a sua importância, o estudo de Constanza et al (1997) estimou o valor econômico mínimo de 17 serviços prestados por sistemas ecológicos em 16 biomas, obtendo uma média anual aproximada de US\$ 33 trilhões, praticamente o dobro do PIB mundial da época, que era de US\$. 18 trilhões”. (Idem. Op. Cit. p. 13).

41 - O que muitas vezes se revela inviável.

42 - Franco, José Gustavo de Oliveira; Prado, Rafael Clemente Oliveira do. Los pagos por servicios ambientales (PSA) en Latinoamérica: casos del uso de recursos hídricos en el medio rural. Direito e mudanças climáticas: Pagamento por Serviços Ambientais: experiências locais e latino-americanas. p. 74.

## CONCLUSÃO

A educação para a conservação ambiental, sobretudo das novas gerações, constitui potente mecanismo em defesa do equilíbrio do meio ambiente, especialmente da água, bem necessário à sobrevivência. Embora o princípio da cooperação atue para dar concretude à fraternidade dos povos, a componente económica e a soberania das nações atuam, por vezes, como forças contrapostas, que norteiam as ações humanas não raro em detrimento do meio em que se vive.

Como forma de inversão da lógica repressiva de comando e controle, nos parece importante sobrelevar o princípio do protetor-recebedor como forma de incentivar economicamente aquele que preserva o meio ambiente, visando atenuar as externalidades negativas lançadas pelas ações humanas no meio ambiente. O pagamento por serviços ambientais, nesse particular, revela-se como um dos mecanismos de conservação.

O dever de conservação, antes de ser legal, constitui uma obrigação ética. Beneficiar financeiramente ou com outras vantagens àquele que conserva o meio ambiente pode soar contrário aos princípios da boa-fé e dos bons costumes. Contudo, no seio da democracia capitalista, as motivações políticas e económicas emprestam efetividade às ações humanas.<sup>43</sup> Na escala de valores, lesar os direitos humanos é mais grave que lesar financeiramente determinada empresa ou pessoa. Nesse contexto, os princípios fundamentais, assim como aqueles peculiares ao direito ambiental, devem atuar com força normativa, amoldando as condutas do homem voltadas à proteção do meio ambiente.

---

43 - Rech, Adir Ubaldo – O valor económico e a Natureza Jurídica dos Serviços Ambientais. *Direito e Economia Verde. Natureza jurídica e aplicações práticas do pagamento por serviços ambientais, como instrumento de ocupações sustentáveis.* p. 57.



# NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS

Os autores interessados em publicar artigos científico-técnicos ou discussões de artigos anteriormente publicados na revista Recursos Hídricos deverão respeitar as seguintes normas:

1. O artigo, necessariamente original e preferencialmente redigido em Português, na forma impessoal, tem de ser entregue em suporte informático. O processador de texto a utilizar deverá ser o Word (Microsoft). São também aceites artigos redigidos em Inglês.
2. O título, o nome do(s) autor(es) e o texto do artigo (incluindo quadros e figuras) devem ser compostos e guardados num ficheiro único, devidamente identificado (por exemplo, artigo.doc). Tal ficheiro tem de conter a indicação, de forma clara, das zonas onde se pretendem inserir as figuras, desenhos ou fotografias. O texto do artigo deve ser corrido a uma coluna, com espaçamento normal e com a extensão máxima de quarenta mil caracteres (incluindo espaços).
3. O título do artigo tem de ser redigido em Português e em Inglês.
4. A seguir ao título deve ser indicado o nome do(s) autor(es) e um máximo de três referências aos seus graus académicos ou cargos profissionais, assim como o número de associado, caso seja membro da APRH.
5. O corpo do artigo tem de ser antecedido do resumo, redigido em Português e em Inglês (abstract). O resumo em qualquer um dos anteriores idiomas não deve exceder dois mil e quinhentos caracteres (incluindo espaços).
6. Os elementos gráficos (figuras, desenhos e fotografias) têm também de ser fornecidos separadamente em suporte informático, num único ficheiro ou em ficheiros individuais, mas sempre devidamente identificados (por exemplo, Figuras.doc, Figura1.jpg, etc.). Não existe qualquer restrição quanto à utilização de cor naqueles elementos.
7. As referências bibliográficas no corpo do texto devem ser feitas de acordo com a norma portuguesa NP-405 de 1996, indicando o nome do autor (sem iniciais) seguido do ano de publicação entre parêntesis. No caso de mais de uma referência relativa ao mesmo autor e ao mesmo ano, devem ser usados sufixos a), b), etc.
8. Os artigos devem terminar por uma lista de referências bibliográficas organizada por ordem alfabética do nome (apelido) do primeiro autor, seguido dos nomes dos outros autores, caso os haja, do título da obra, editor, local e ano de publicação (ou referência completa da revista em que foi publicada). De tal lista só podem constar as referências bibliográficas efectivamente citadas no corpo do texto.
9. Só serão aceites discussões de artigos publicados até dois meses após a publicação do número da revista onde esse artigo se insere. As discussões serão enviadas ao autor do artigo, o qual poderá responder sob a forma de réplica. Discussões e réplica, caso exista, serão, tanto quanto possível, publicados conjuntamente.
10. O título das discussões e da réplica por elas originada é o mesmo do artigo original acrescido da indicação Discussão ou Réplica. Seguidamente, deve constar o nome do autor da discussão ou da réplica de acordo com o indicado no ponto 4.
11. À publicação de discussões e de réplicas aplicam-se as normas antes explicitadas para a publicação de artigos
12. Os artigos e as discussões devem ser enviados por correio electrónico para o endereço da APRH (aprh@aprh.pt). O assunto desse correio electrónico deve elucidar sobre o respectivo conteúdo (por exemplo, submissão de artigo ou discussão de artigo). No corpo do correio, o autor ou os autores têm ainda de sugerir três revisores que considerem adequados, face ao teor científico técnico e ao idioma do respectivo artigo.

Secretariado da APRH  
A/c LNEC – Av. do Brasil, 101  
1700-066 Lisboa  
Portugal

