



sisippa 89

INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED APPROACHES
TO WATER POLLUTION PROBLEMS
SYMPOSIUM INTERNATIONAL SUR DES SOLUTIONS INTÉGRÉES
POUR DES PROBLÈMES DE POLLUTION DE L'EAU
SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE SOLUÇÕES INTEGRADAS
PARA PROBLEMAS DE POLUIÇÃO DA ÁGUA

L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES PAR INFILTRATION-PERCOLATION INFILTRATION-PERCOLATION TREATMENT OF MUNICIPAL WASTEWATER

François BRISSAUD (1) ; Fanny LEFEVRE (1) et Christian JOSEPH (1)

RESUME

L'infiltration-percolation est un procédé aérobie à biomasse fixée. Plusieurs dizaines de centimètres d'effluents percolent chaque jour à travers un réacteur constitué par un massif de sable d'épaisseur métrique. Le procédé assure l'oxydation de la charge polluante. Une méthodologie de conception et d'exploitation est développée à partir d'une théorie du renouvellement convectif de la phase gazeuse de massif filtrant par l'air atmosphérique. Quand les besoins en oxygène excèdent les possibilités du renouvellement convectif, la contribution de la diffusion moléculaire est amplifiée par l'installation de structures creuses dans les massifs filtrants. Le maintien du caractère aérobie de l'épuration constitue une garantie de la décontamination de l'eau traitée. Sa qualité microbiologique permet de la recycler dans des irrigations en milieu urbain et péri-urbain.

Mot clés : eaux usées, épuration, infiltration-percolation, réutilisation des eaux usées.

ABSTRACT

Infiltration-percolation is an aerobic and fixed biomass wastewater renovation process. The daily application rate of effluent percolating down through a sand bed reactor of 1.5 m depth is of 0.5 m. The process can achieve complete oxidation of the applied wastewater. A plant design and management methodology is elaborated, based on a convective renewal theory of the filtering bed air phase by atmospheric fresh air. When oxygen demand exceeds the amount of oxygen the convection can provide, then molecular diffusion contribution to the air phase renewal must be enhanced by introducing hollow structures into the sand beds. Maintaining aerobic conditions into the filter guarantees a high level decontamination of the renovated water. Its microbiological quality allows reusing it for irrigation of public parks, sports fields and edible crops.

Key words : wastewater, renovation, infiltration-percolation, water reuse.

(1) Laboratoire d'Hydrologie et de Modélisation. Université des Sciences et Techniques du Languedoc 34060 Montpellier Cedex.

1 - INTRODUCTION

Les procédés courants d'épuration des eaux usées urbaines ont pour fonctions prioritaires l'élimination des matières en suspension et l'oxydation des éléments oxydables. Ce sont, par exemple, les objectifs des stations "boues activées". D'une manière générale, les stations d'épuration conventionnelles ne sont pas conçues pour éliminer les microorganismes pathogènes. Or, la décontamination des eaux doit, ou devrait, figurer aussi parmi les priorités de l'épuration quand le milieu récepteur est un cours d'eau ou une plage fréquentée par les baigneurs, une zone conchylicole, une nappe vulnérable (dans les régions karstiques, en particulier), ou quand l'intérêt d'un recyclage des eaux usées est manifeste. Le respect des normes européennes relatives aux eaux de baignade passe par une amélioration radicale de la qualité microbiologique de beaucoup de rejets de stations d'épuration. Il en est de même du développement des réutilisations d'eaux usées dans les environnements urbain et péri-urbain.

Il est généralement admis que les traitements tertiaires, que l'on adjoint, rarement, aux stations conventionnelles (chloration, rayons ultra-violetts, ozonation,..), sont ou trop onéreux ou d'une efficacité contestable. Seuls les procédés extensifs sont capables de désinfecter les eaux usées dans des conditions économiques convenables. A côté du lagunage, dont les performances sont liées, entr'autres, au temps de séjour et au climat, un autre procédé est apparu récemment en Europe : l'infiltration-percolation.

La technique consiste à infiltrer plusieurs dizaines de centimètres par jour d'eau décantée, ou d'effluent secondaire, à travers des massifs de sables d'épaisseur métrique. Selon le contexte hydrogéologique et les objectifs poursuivis, l'eau épurée recharge une nappe souterraine ou est récupérée par drainage à la base des massifs filtrants (Fig. 1).

Les auteurs ont tenté d'élaborer la base théorique minimale permettant une conception et un dimensionnement pertinents des installations d'infiltration-percolation. Ces développements théoriques s'appuient sur des expérimentations de laboratoire.

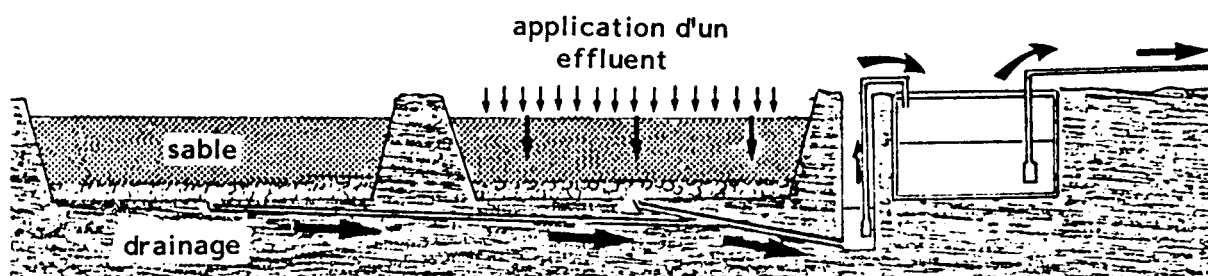


Fig.1 : Infiltration-percolation et récupération des eaux épurées

2 - PRINCIPE ET THEORIE

Trois mécanismes doivent être considérés séparément : la rétention des matières en suspension (MES) sur la plage d'infiltration, l'oxydation des matières organiques dissoutes et de l'azote et, enfin, l'élimination des microorganismes.

2.1 - Rétention des MES

La taille des pores du sable, quelques centaines de microns, permet de retenir toutes les MES à la surface des massifs filtrants. Ainsi, 40% de la demande chimique en oxygène (DCO) et 90% des microorganismes transportés par l'eau (bactéries et virus) sont éliminés. Les rares mesures effectuées indiquent que les parasites et leurs oeufs sont aussi retenus.

L'accumulation des matières organiques sur la plage d'infiltration engendre son colmatage progressif et la réduction de la perméabilité superficielle du filtre. Ce colmatage doit être contenu de manière à préserver les capacités épuratrices du procédé: à cette fin, des périodes de séchage sont intercalées entre les périodes de fonctionnement. La cinétique de dégradation du colmatage est fonction des conditions climatiques.

2.2 - Oxydation de la pollution dissoute

L'oxydation des matières organiques dissoutes et de l'azote consomme, comme pour un lit bactérien, l'oxygène présent dans la phase gazeuse du massif de sable. Les facteurs limitants sont le temps de séjour des effluents dans le massif filtrant, la température et l'oxygène disponible.

Quand la température de l'eau est supérieure à une dizaine de degrés, les temps de séjour sont imposés, non pas par les cinétiques d'oxydation, mais par l'objectif de décontamination.

La cinétique d'oxydation de l'azote est progressivement ralentie en dessous de 12°C; la cinétique de dégradation des matières organiques ne devient limitante que pour des températures de quelques degrés seulement.

L'oxygène nécessaire à l'oxydation provient de l'air atmosphérique. L'oxygène disponible pour l'épuration est fonction des possibilités de renouvellement de la phase gazeuse du massif filtrant par l'air atmosphérique.

2.21 - Besoins en oxygène

Les besoins en oxygène sont exprimés par la Demande Totale en Oxygène, ou DTO, en mg d'oxygène par litre d'effluent, définie par la relation (1) :

$$DTO = DCO_{\text{dissoute}} + 4,5 N_{TK} \quad (1)$$

où

la DCO_{dissoute} en mg/l, correspond à la fraction dissoute de la charge organique ;

$4,5 N_{TK}$ est la quantité d'oxygène, en mg/l, nécessaire à l'oxydation de l'azote Kjeldahl.

Dans cette évaluation, l'éventualité d'une dénitrification n'est pas prise en compte.

2.22 - Approvisionnement en oxygène

Deux mécanismes contribuent au renouvellement de la phase gazeuse du filtre par l'air atmosphérique : la convection et la diffusion moléculaire (BOUWER et CHANEY, 1974). Les échanges gazeux ont lieu à travers la plage d'infiltration, quand elle n'est pas inondée, ou à travers les limites latérales du massif filtrant. Une frange saturée limite les possibilités d'échanges gazeux à la base des massifs drainés.

Les données disponibles montrent que, en l'absence de dispositions constructives particulières, la diffusion moléculaire joue un rôle secondaire, dès lors que les charges appliquées sont de l'ordre de quelques dizaines de centimètres par jour (LANCE et al. 1973). On admet que l'approvisionnement en oxygène est limité aux échanges convectifs.

Soit S_a le stock d'air dans le profil, avec

$$S_a = \int_0^L (\Phi - \Theta) dz \quad (2)$$

et

Φ , la porosité ;

Θ , l'humidité du massif filtrant ;

z , la profondeur ;

L , l'épaisseur totale du massif filtrant.

Le stock d'eau S_w est égal à

$$S_w = \int_0^L \Theta dz \quad (3)$$

Tant que la continuité de la phase gazeuse est maintenue entre le massif filtrant et l'atmosphère, les variations du stock d'air, dS_a , et du stock d'eau, dS_w , sont égales et de signes contraires.

Si on admet que l'oxygène consommé est intégralement remplacé par du gaz carbonique, l'alimentation en oxygène est strictement liée aux entrées d'air atmosphérique quand S_w décroît. On montre, à partir de ce résultat, que l'approvisionnement en oxygène exige qu'une installation d'infiltration-percolation fonctionne selon un cycle infiltration-ressuyage.

Pendant les séquences d'infiltration, l'augmentation de S_w s'accompagne d'une expulsion d'air appauvri en oxygène. Pendant les séquences de ressuyage, la diminution de S_w est compensée par une admission d'air frais atmosphérique dans le massif filtrant. Si h est la lame d'effluent appliquée et ΔS_w la variation maximale de S_w au cours d'un cycle, on définit la capacité d'oxydation, ω :

$$\omega = [O_2] \Delta S_w / h \quad (4)$$

avec $[O_2]$, la teneur en oxygène de l'air atmosphérique, en mg/l.

Un dispositif qui ne reçoit pas d'oxygène autrement que par le processus convectif précédent ne peut épurer complètement qu'un effluent dont la DTO est inférieure ou égale à ω .

La capacité d'oxydation dépend des propriétés hydrodynamiques du massif filtrant (relations perméabilité-humidité et succion-humidité), de l'épaisseur du massif filtrant, de la valeur de h , du mode d'application des effluents (durée des séquences d'application et des cycles) et, enfin, du colmatage de la plage d'infiltration.

Le colmatage est caractérisé par une résistance hydraulique :

$$Z = K_s / e \quad (5)$$

avec :

K_s la conductivité hydraulique de la couche superficielle en m/s ;

e , l'épaisseur de la couche superficielle colmatée, en m.

2.23 - Adaptation du procédé à la DTO de l'effluent appliqué

Des modèles numériques d'écoulement unidimensionnel en milieu non saturé permettent de calculer ω à partir des valeurs des paramètres et des relations précédentes. On peut ainsi, pour un milieu poreux donné, ajuster l'épaisseur du massif filtrant, la charge appliquée, le mode d'application et le niveau de colmatage maximum à la DTO de l'effluent appliqué.

Il ressort de l'Eq. (4) que la valeur maximale de ω est égale à $[O_2]$. Elle correspond au cas limite où l'application d'une hauteur d'eau h engendre un ΔS_w égal à h . Si $DTO > [O_2]$, les échanges convectifs ne suffisent plus à assurer les besoins en oxygène de l'épuration. Il est alors nécessaire d'accroître le rôle de la diffusion moléculaire en phase gazeuse.

Une manière d'atteindre cet objectif consiste à introduire des structures creuses, en communication directe avec l'atmosphère, dans les massifs filtrants. Le renouvellement de l'air dans ces structures doit être assez rapide pour que sa composition y soit sensiblement identique à celle de l'air atmosphérique. Les parois des structures creuses sont poreuses et conçues de telle manière qu'elles assurent la continuité entre la phase gazeuse du filtre et l'air atmosphérique, sans induire de cheminement préférentiel de l'eau. L'efficacité du procédé, démontrée au laboratoire par LEFEVRE(1988), est fonction de l'espacement de ces structures.

2.3 - Elimination des microorganismes pathogènes

Il n'y a pas de théorie vérifiée capable de rendre compte et de prévoir l'élimination des microorganismes pathogènes. Les mécanismes qui interviennent dans ce processus sont individuellement identifiés, mais leur conjonction est beaucoup plus difficile à analyser, comme en témoignent les travaux récents de LONGE (1989).

La meilleure connaissance que nous avons de ce processus, qui a une place essentielle par rapport aux objectifs de cette technique d'épuration, est d'ordre expérimental. Les travaux de LANCE *et al* (1980), l'EPA(1977), LEFEVRE (1988), entr'autres, montrent que l'élimination des microorganismes est fonction de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et de la nature de l'écosystème en place.

L'élimination des microorganismes est d'autant meilleure que les vitesses de percolation sont faibles et que l'épaisseur des massifs filtrants est grande. Ces deux relations doivent être prises en compte lors de la conception d'une installation.

Plus le caractère aérobique de l'écosystème est affirmé, meilleure est l'élimination des bactéries. Les niveaux d'aérobiose sont caractérisés par des microfaunes différentes. On suppose que la microfaune joue un rôle important dans l'élimination des bactéries (LONGE, 1989).

3 - ESSAIS EN COLONNES

3.1 - Conditions expérimentales

Les essais réalisés pendant l'été 1987 consistent à épurer 0,5 m d'eau usée urbaine décantée par jour par infiltration à travers des colonnes de 0,5 m de diamètre, installées sous abri. Les colonnes sont remplies de 1,5 m de sable de rivière de 0,75 mm de diamètre médian et de 4,6 de coefficient d'uniformité.

La colonne 2 est équipée de structures creuses constituées de 2 tubes verticaux de 2 cm de diamètre, percés de trous de 2 mm de diamètre (Fig.2).

Les deux colonnes sont équipées de systèmes d'échantillonnage de la phase liquide à 0,15 et 1 m de profondeur. Ces systèmes ont entraîné les difficultés de tassement des milieux poreux et les fuites qui ont été à l'origine des perturbations de ces essais.

On trouve, dans l'axe de chacune des colonnes, un tube d'accès pour humidimètre neutronique.

0,5 m d'effluents sont appliqués chaque jour, pendant toute la durée de l'expérience, selon des cycles de durée $T = 2$ heures avec des séquences d'application de durée, $t_a = 0,25$ heure.

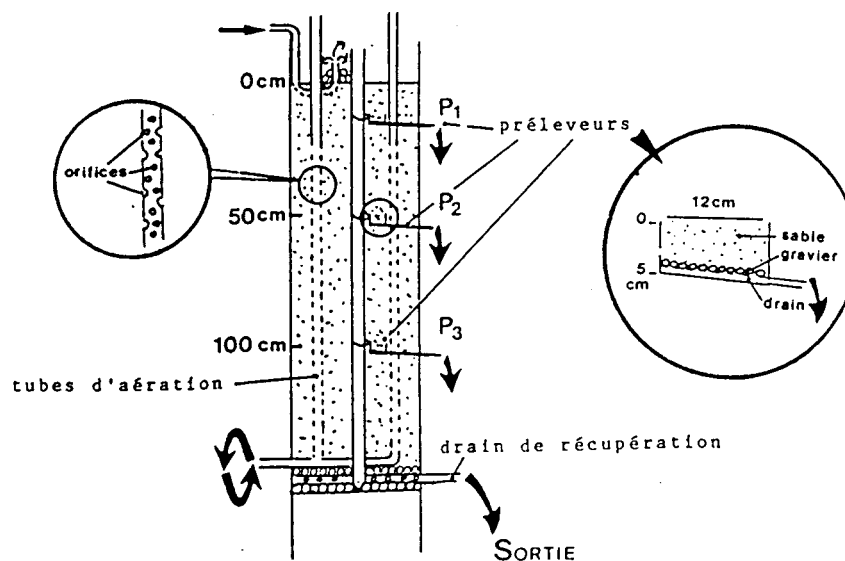


Fig.2 : Colonne d'essais n°2

Les effluents appliqués sont issus du réseau urbain de Montpellier. Le mois d'août voit la population de cette ville fortement diminuer et, avec elle, la charge polluante des eaux usées.

3.2 - Résultats

3.2.1 - L'oxydation

Les résultats des contrôles chimiques font apparaître trois périodes différentes :

- Une première période correspondant à la deuxième quinzaine de juillet, avec un effluent primaire chargé, dont la DTO est comprise entre 400 et 450 mg/l (Fig. 5). C'est aussi la période de mise en place de l'écosystème épurateur avec notamment la mise en route de la nitrification (Fig.4) ; les performances épuratrices des deux colonnes sont sensiblement identiques.

- La deuxième période coïncide avec le mois d'août. Les effluents primaires sont relativement peu chargés, avec une DTO comprise entre 180 et 250 mg/l. C'est la période de fonctionnement optimale de l'épuration dans les 2 colonnes, avec l'oxydation de près de 90% de la charge oxydable (soit une DTO "satisfaite" sensiblement égale à 0.9 DTO).

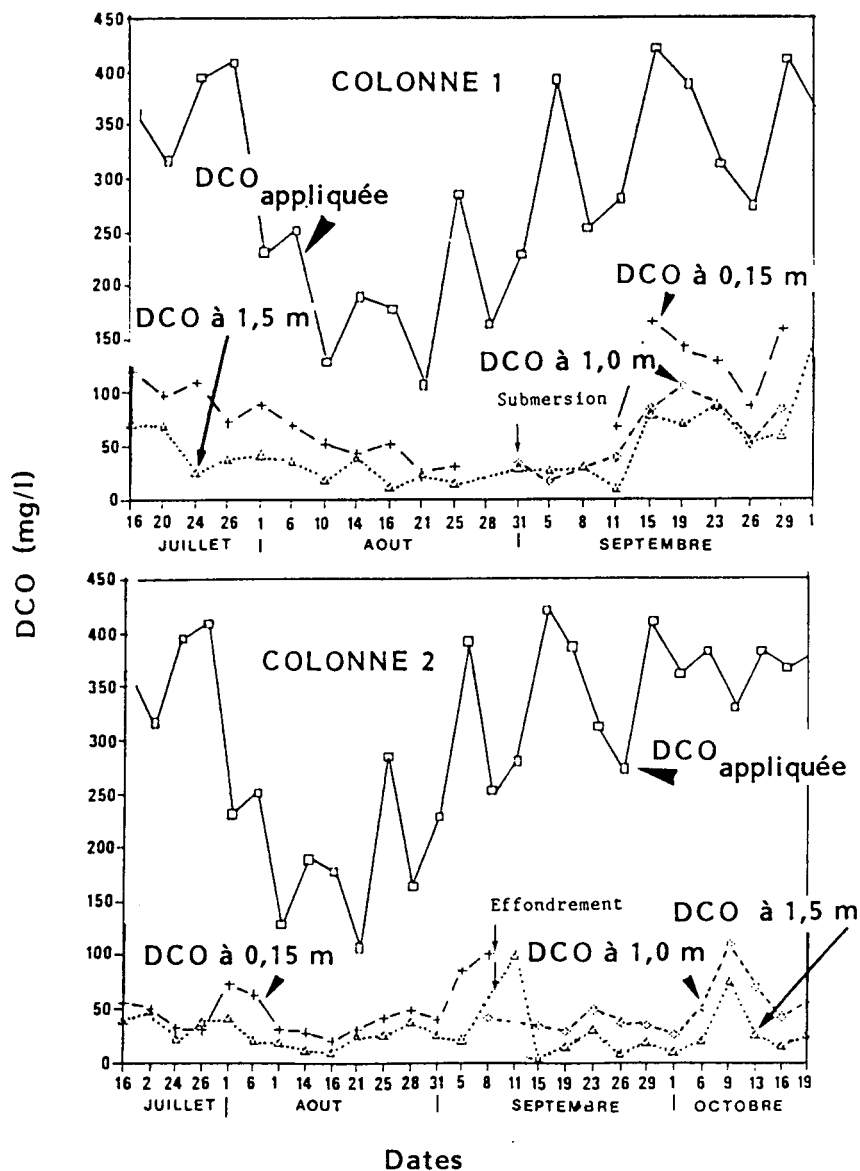


Fig.3 : Evolutions de la DCO

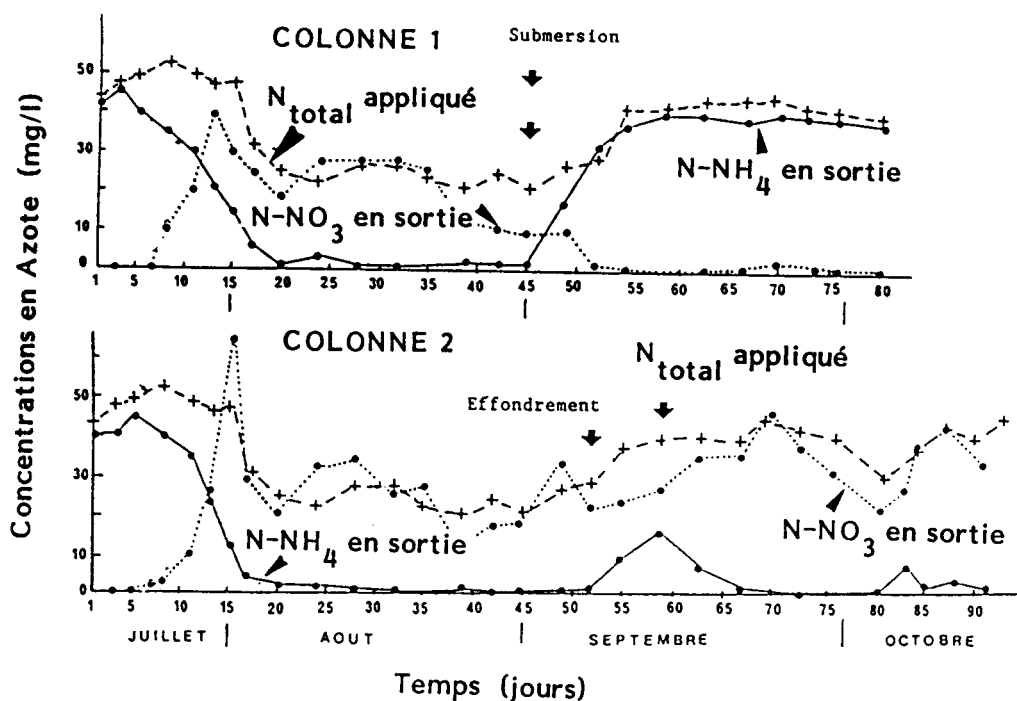


Fig.4 : Evolutions des concentrations en Azote

- La troisième période commence avec le mois de septembre et l'augmentation progressive de la charge des effluents appliqués, qui retrouvent vers la mi-septembre leur DTO de juillet. Au cours de cette période, les deux colonnes vont fournir des épurations très différentes détaillées ci-après.

La plage d'infiltration de la colonne 1 se colmate et elle reste submergée de façon permanente à partir du 5 septembre. Cette colonne reste toutefois alimentée en oxygène, sous l'effet de la convection, grâce à un défaut d'étanchéité d'un système d'échantillonnage. Toutefois, la capacité d'oxydation ne cesse de diminuer avec l'augmentation de la résistance hydraulique de la plage d'infiltration. Il en résulte d'abord une chute de la nitrification, puis une dégradation très sensible de l'oxydation des matières organiques (Fig.3). Au début du mois d'octobre, l'épuration a pratiquement cessé.

Au contraire, malgré les incidents liés aux remaniements d'un milieu filtrant mal tassé, l'oxydation se poursuit de manière beaucoup plus complète dans la colonne 2. Au bout de 3 mois de fonctionnement, ses capacités épuratrices paraissent entières.

Pendant la première période, la quantité d'oxygène consommée dans les colonnes est inférieure à la DTO, parce que l'écosystème oxydant n'est pas mis en place. L'installation progressive de celui-ci se traduit par un accroissement de la DTO "satisfaite", calculée comme la différence entre la DTO à l'entrée du massif filtrant et la DTO à la sortie de la colonne.

Un calcul simple montre que, dans une colonne très profonde dont la résistance hydraulique superficielle n'est pas assez grande pour ralentir l'infiltration, la capacité d'oxydation est

$$\omega = [O_2] (T - t_a)/T \quad (6)$$

soit, ici, $\omega = 250$ mg/l. Cette valeur est sensiblement identique à celle calculée par un modèle numérique appliqué à la profondeur de 1,5 m. La DTO satisfaite, d'abord inférieure à cette valeur de ω , la dépasse avec la mise en place de la nitrification. La colonne 2 peut fournir l'oxygène équivalent grâce à ses structures creuses. Mais la colonne 1 doit puiser sur ses réserves et le pourcentage de l'azote incident qu'elle nitrifie

diminuerait vite si la DTO de l'effluent appliqué ne passait en dessous de 250 mg/l à partir du mois d'août.

Pendant le mois d'août, la DTO reste en deçà de 250 mg/l et n'excède pas la capacité d'oxydation ; toute la charge polluante est oxydée.

Pendant la troisième période, la capacité d'oxydation de la colonne 1 ne cesse de décroître et, avec elle, la DTO satisfaite. Au contraire, dans le même temps, grâce à ses structures creuses, la colonne 2 parvient à oxyder des effluents de DTO croissante jusqu'à des valeurs de l'ordre de 400 mg/l.

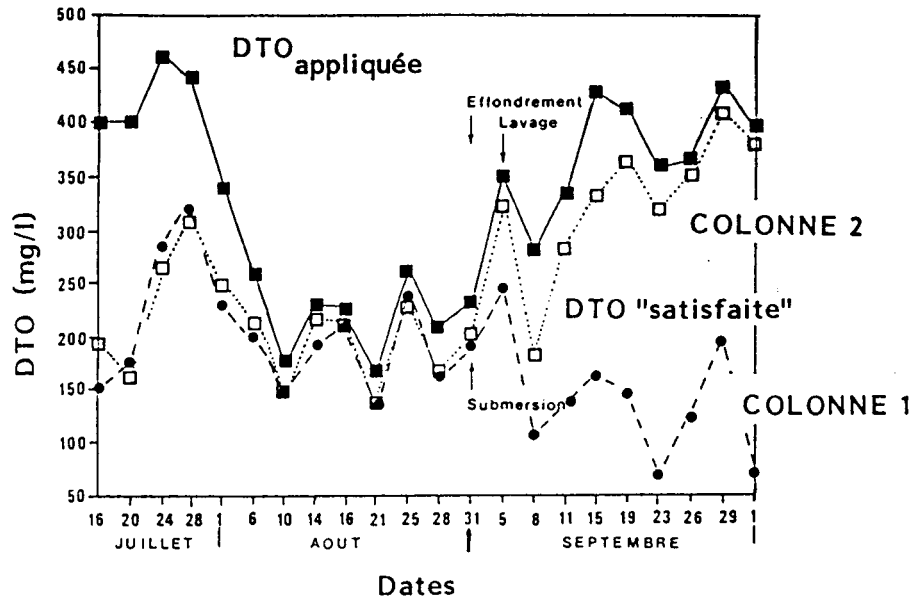


Fig.5 : Evolutions des DTO

3.22 - La désinfection

Les capacités de désinfection du procédé sont jugées à travers l'évolution des concentrations en coliformes fécaux (Fig.6).

Pendant la première période, la mise en place de l'écosystème épurateur s'accompagne, pour les deux colonnes, de l'acquisition de très hautes capacités de désinfection : moins de 1 coliforme fécal par 100 ml dans le filtrat à la sortie des colonnes.

La deuxième période voit ces performances s'affirmer, voire s'améliorer. On assiste, pour des raisons un peu différentes, à une détérioration des performances sanitaires des 2 colonnes dans la troisième période. Le déficit croissant d'oxygène dans la colonne 1 entraîne une lente remontée des teneurs en coliformes fécaux, jusqu'à des valeurs proches de $10^3/100$ ml à la sortie de la colonne à la fin de l'expérience. La colonne 2 a vu son écosystème et ses écoulements perturbés par des tassements résiduels. Malgré cela, les teneurs en coliformes fécaux n'excèdent que deux fois seulement $20/100$ ml à la sortie de la colonne.

La Figure 6 illustre parfaitement l'influence de l'épaisseur du filtre sur la désinfection.

4 - CONCLUSION

L'expérimentation démontre les capacités épuratrices remarquables de l'infiltration-percolation dès lors que les besoins en oxygène peuvent être satisfaits.

Elle montre que la théorie du renouvellement convectif constitue, en première approximation, un outil convenable pour interpréter les résultats de l'expérience. De la même manière, cette théorie peut guider la conception des dispositifs opérationnels.

L'expérience vérifie, comme d'autres essais analogues, l'intérêt des structures creuses dès lors qu'il s'agit d'épurer des effluents chargés ; des effluents primaires, par exemple. La conception de ces structures pour les installations opérationnelles constitue l'une des étapes essentielles à franchir pour pouvoir traiter, par ce procédé, les effluents primaires.

Le haut niveau de désinfection, dans les périodes où les besoins en oxygène sont satisfaits et où le milieu filtrant n'est pas perturbé, mérite d'être particulièrement souligné. Il confirme que ce procédé convient à la préparation des eaux usées pour l'irrigation des espaces verts, des terrains de sport ou des cultures maraîchères. En effet, les teneurs maximales en coliformes fécaux proposées par l'O.M.S. pour ces usages vont de $2 \cdot 10^2$ à 10^3 par 100 ml. Le procédé paraît aussi très bien adapté à l'épuration des effluents urbains quand le milieu de rejet est sensible.

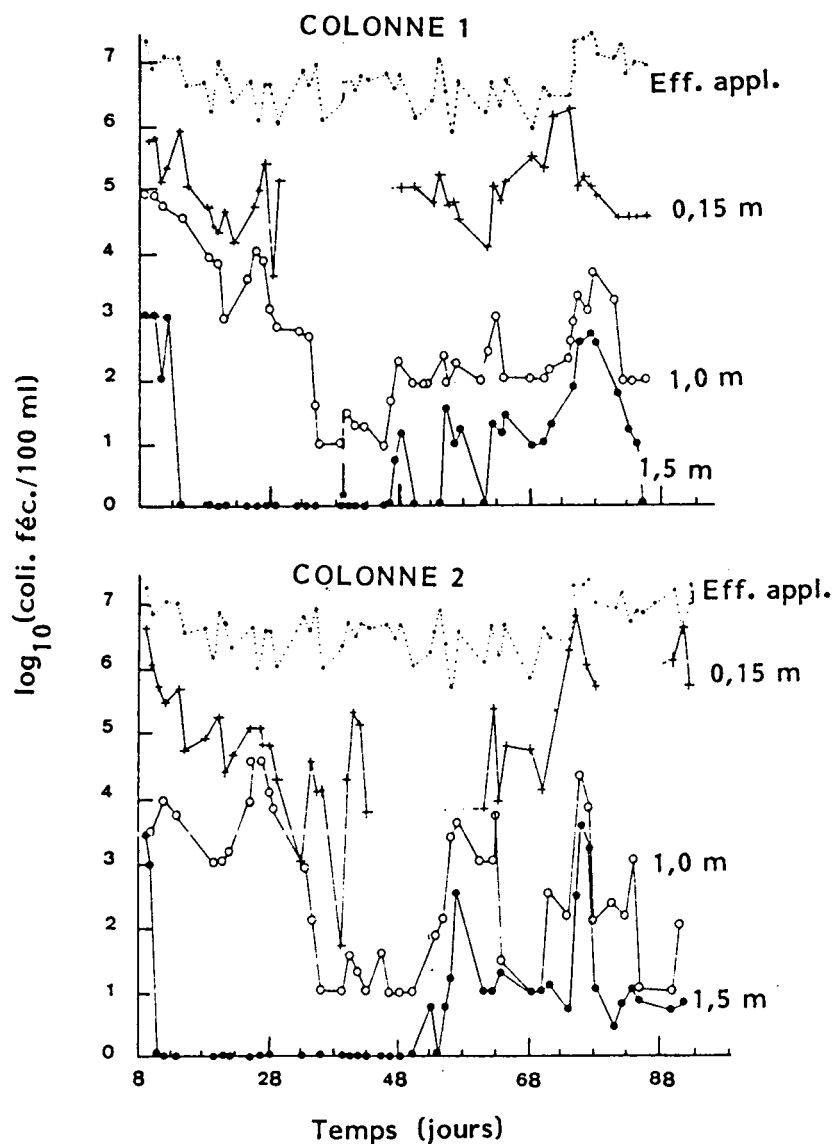


Fig.6 : Evolutions des concentrations en coliformes fécaux

La conception des installations opérationnelles doit s'attacher à l'uniformité de la répartition des effluents sur les plages d'infiltration et à éviter toute cause de cheminement préférentiel. Ce sont les conditions essentielles de la transposition des résultats de laboratoire à l'échelle opérationnelle.

BIBLIOGRAPHIE

- BOUWER, H. ; CHANEY, R.L. - "Land Treatment of Wastewater".
Advances in Agronomy, 27, 1974, pp. 133-176.
- E.P.A - "Alternatives for Small Wastewater Treatment Systems".
EPA Document, 1977, EPA-625/4-77-011.
- LANCE, L.E. ; WHISLER, F.D. ; BOUWER, H. - "Oxygen Utilization in Soils Flooded with Sewage Water". *J. Environm. Quality*, 2, 1973, pp. 345-350.
- LANCE, J.L. ; RICE, F.D. ; GILBERT, R.G. - "Renovation of Wastewater by Soil Columns Flooded with Primary Effluent". *J. Water Pollut. Control Fed*, 52, 1980, pp. 381-383.
- LEFEVRE, F. - "Épuration des Eaux Usées Urbaines par Infiltration-Percolation. Etude Expérimentale et Définition de Procédé". *Thèse de Doctorat*, 1988, Univ. Montpellier II.
- LONGE, E.O. - "Épuration des Eaux Usées par Infiltration : Mécanismes de Décontamination et Protection des Eaux Souterraines. *Thèse de Doctorat*, 1989, Univ. Montpellier II.