

Performances épuratoires d'un système de traitement par infiltration-percolation et dénitrification en milieu semi-aride au Maroc

Latifa Mouhir¹; Rédouane Choukrallah²;
Amal Serghini³, Mohammed Fekhaoui³ & Driss Fadli⁴

1- Département Génie des Procédés et Environnement Faculté des Sciences et Techniques, B. P. 14 –Mohammedia, Maroc

2- Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, B. P. 6202 Rabat Institut, Maroc

3- Institut Scientifique B. P. 703, Rabat-Agdal

4- Faculté des Sciences B. P. 1014, Rabat, Maroc

Résumé. La technologie de traitement des eaux usées par Infiltration Percolation avec dénitrification est une première expérience au Maroc. Elle est réalisée dans la localité de Drarga (Agadir, sud du Maroc) pour traiter les eaux usées domestiques, soit un débit moyen d'environ de 245 m³/j. Les performances épuratoires de ce système de traitement ont été évaluées par des prélèvements des eaux usées effectués en plusieurs sites de la filière de traitement. Les étapes de traitement permettent un abattement intéressant de la pollution biologique organique et azotée. La re-circulation des effluents vers les dénitrificateurs permet un abattement supplémentaire aussi bien de la charge bactérienne que de la pollution azotée. La qualité des eaux traitées correspond à la classe A de l'O.M.S ce qui permet leur réutilisation en irrigation sans aucune restriction.

Mots clés : Eaux usées, Infiltration percolation et dénitrification, Pollution bactériologique et physico-chimique; Abattement

Purificatory performances of a treatment system by infiltration-percolation and denitrification in Moroccan semi-arid environment

Abstract Sand filtration treatment technology with re-circulation of effluent for wastewater treatment is new to Morocco. A pilot project was implemented in Drarga (near Agadir in southern Morocco) to treat domestic wastewater, for an average flow of 245 m³/day. Treatment performances of the plant were assessed through sampling and analysis of wastewater at different stages of the treatment process. The re-circulation of effluents towards denitrification basins allows for a further reduction of the bacterial mass and nitrogen pollution. The treated effluents of the Drarga plant meet Class A of WHO guidelines, which allows a reuse of the treated effluent for irrigation without restriction.

Key words: treatment system, semi-arid environment, water quality

INTRODUCTION

Au Maroc, il existe diverses variantes de stations d'épuration de type intensif, requérant des sources d'énergie pour leur fonctionnement et de lourdes charges d'entretien.

Le recours aux méthodes extensives, dont le coût est faible et l'exploitation est facile, paraît la solution la mieux pratique pour les pays en voie de développement. Ainsi la technologie d'épuration des eaux usées par infiltration percolation est réalisée en 1996 pour traiter les eaux usées urbaines de la commune de Ben Sergao (Agadir).

Toutefois les eaux épurées montrent toujours un taux élevé en ions nitrates. Pour pallier à ce manque de performance une re-circulation des effluents filtrés à sable vers les bassins de dénitrification s'impose afin de permettre une nette réduction des nitrates. Ainsi la station de Drarga de type infiltration percolation avec dénitrification est réalisée pour traiter les eaux usées domestiques de la commune de Drarga située à 15 km au sud de la ville d'Agadir. Aussi les effluents traités sont utilisés dans l'irrigation agricole.

L'Évaluation des rendements d'épuration de la station de traitement de Drarga durant la période d'étude a été faite de manière à présenter l'évolution temporelle de chaque variable à chaque point de prélèvement. La présente étude résume les principaux résultats des analyses bactérienne et physico-chimique des eaux usées brutes et des effluents de

chaque unité de traitement pendant une période de 12 mois, depuis la mise en service de la station. De plus il évalue le taux d'abattement sur la base de certains paramètres de pollution.

Aussi l'étude des différentes formes d'Azote réalisée au niveau de la station de traitement permet de soulever les performances de la filière en matière de dénitrification.

MATERIELS ET METHODES

Présentation du site

Le site de Drarga, dont la population compte environ 8000 habitants, est situé à 16 km de la ville d'Agadir. Il est soumis au climat semi-aride à hivers tempéré. La température moyenne est de l'ordre de 19 °C avec 14 °C comme moyenne des minima et 24 °C comme moyenne des maxima. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 230 mm et varient d'une année à l'autre.

La filière de traitement est mise en service en 2001, se compose d'un bassin anaérobie, suivi d'un bassin de dénitrification, un bassin tampon puis infiltration des eaux à travers dix filtres à sable. En aval de la station, le traitement est renforcé par une roselière comme étape tertiaire (fig.1). La station traite actuellement un débit moyen variant autour de 450 m³/j. Le débit maximum qu'elle peut recevoir est de 1100 m³/j.

Echantillonnage

Les points de prélèvement retenus pour étudier l'évolution temporelle des variables bactériologiques et physico-chimiques sont représentés sur la figure 1. L'échantillonnage a été effectué dans des conditions d'asepsie rigoureuses évitant toute contamination accidentelle ou variation de la qualité ou quantité de la pollution présente.

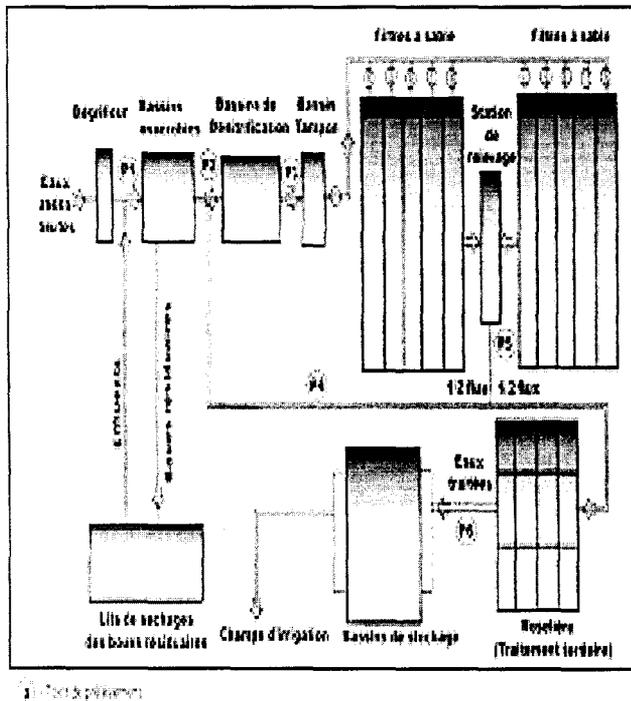


Figure 1. Schéma de la filière de traitement

L'analyse des paramètres physico-chimiques se base sur des échantillons ponctuels et composites réalisés de manière régulière soit deux fois par mois, pendant une période de 12 mois, depuis la mise en service de la station en 2001.

Dans le but de déterminer la concentration des eaux usées brutes en (CF) et (SF), des prélèvements ponctuels ont été effectués à 12 h. Le choix de ce moment de prélèvement correspond au maximum de la charge bactérienne des eaux usées brutes préalablement déterminé.

Afin de mettre en évidence la présence d'une variation journalière de la concentration des bactéries présentes dans les eaux usées, un échantillonnage séquentiel a été effectué toutes les 2 heures et ce entre 8 h et 24 de la journée sur une période de 2 mois.

En raison du risque de modification de la teneur initiale des bactéries dans les prélèvements, les analyses de l'ensemble des échantillons ont été réalisées dans un délai maximum de 2 h.

Les paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques qui ont fait l'objet de la présente étude sont le débit; la DCO; la DBO5 et les formes azotées (NTK; NH4 et NO3). La méthode d'analyse utilisée est celle des Normes AFNOR.

Les paramètres bactériologiques

Deux dénombrements de bactéries sont réalisés pour évaluer les performances épuratoires sanitaires. Il s'agit des bactéries témoins de contamination fécale, à savoir les coliformes fécaux (C F) et les streptocoques fécaux (SF). Les analyses bactériologiques ont été effectuées selon la technique du NPP décrite par le Standard Methods (APHA, 1985).

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes

L'appréciation quantitative des eaux usées de la station de Drarga est réalisée à travers des relevés en continu des débits. La figure 2 retrace les valeurs moyennes des débits horaires enregistrés à l'entrée de la station et permet de noter des variations au cours de la journée quelque soit la saison avec un maximum de débit à 13 h et un minimum dans la nuit. Ces variations sont caractéristiques d'un effluent en majorité domestique et ont confirme l'intérêt d'un prélèvement d'effluent sur 24h.

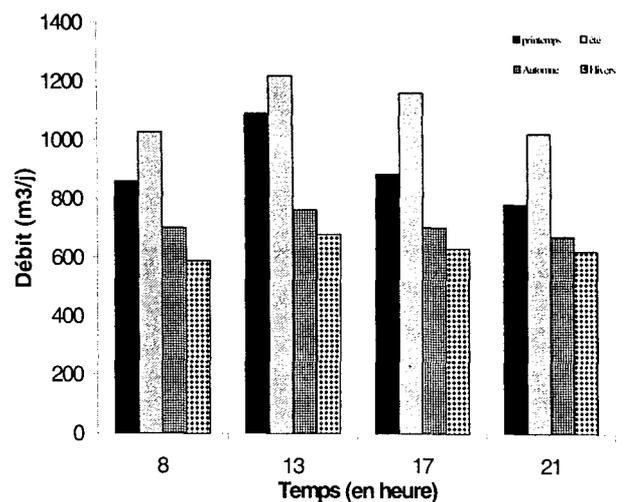


Figure 2. Variation journalière du débit

Evaluation de la charge polluante reçue par la station

La valeur moyenne de la charge polluante reçue par la station varie de 500 Kg/j à 1600 Kg/j. Pour des valeurs moyennes de débit, comprises entre 600 et 700 m³/j, elle reste pratiquement constante alors qu'elle croît rapidement lorsque le débit atteint des valeurs supérieures à 1000 m³/j (fig. 3).

L'examen de la charge polluante, de la teneur en DCO et du débit durant les cycles annuel et hebdomadaire (fig. 3) permet de mettre en évidence une concordance de variation pour ces trois paramètres. Ils atteignent leur maximum pendant la saison chaude et les jours de fin de semaine. Ceci correspond au moment des grandes activités ménagères et la grande affluence des pèlerins, qui visitent le marabout du village. Ainsi les valeurs moyennes du débit, de la teneur en DCO et de la charge polluante, à l'entrée de

la station, passent respectivement de la saison froide à la saison chaude de 600 à 1200 m³/j; de 885 à 1334 mg/l et de 530 à 1600 kg/j. Ces variations confirment l'origine domestique des eaux usées de Drarga.

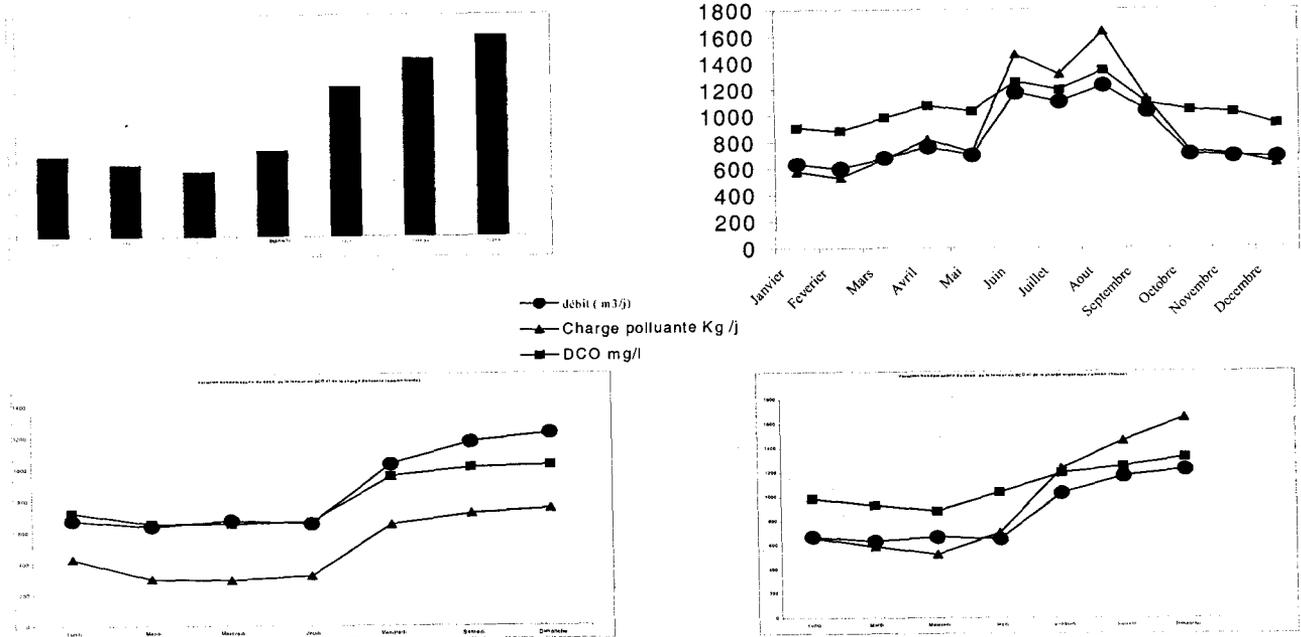


Figure 3. Variation de la charge polluante et du débit

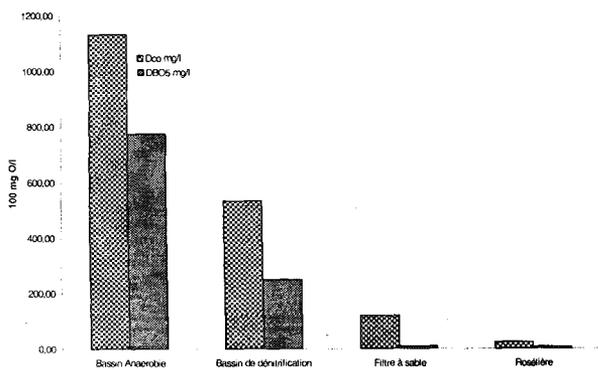


Figure 4a. Teneur en DBO5 et en DCO et taux d'abattement le long de la filière de traitement

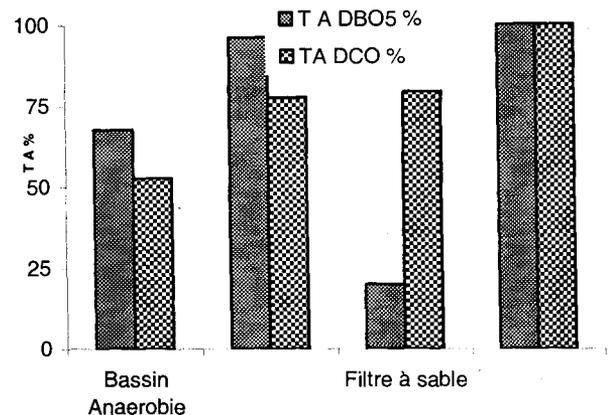


Figure 4b. Taux d'abattement le long de la filière de traitement

Taux d'abattement de la pollution organique

La variation des moyennes des teneurs en DBO5 et DCO et Le taux d'abattement le long de la filière de traitement sont représentés par la figure 4. Le maximum de pollution organique, plus de 60 %, est éliminé au niveau des bassins anaérobies. L'effluent traité montre des teneurs en DCO et en DBO5 respectivement de 8 mg O/l et 25 mg O/l qui correspond à un taux d'abattement de 100 %.

Évolution de la charge azotée

Les évolutions simultanées des concentrations en NTK, NO₃ et NH₄ à chaque point de prélèvement sont illustrées par les figures 5 et 6. Les valeurs moyennes des concentrations en NTK et NH₄ décroissent le long de la filière de traitement alors que pour les nitrates, la concentration subit une évolution inverse et croit après la re-circulation des effluents vers les bassins de dénitrification.

Les concentrations moyennes observées à l'entrée de la station sont de l'ordre de 170 mg/l de NTK, 80 mg/l de NH₄

et 0.08 mg/l de NO₃. C'est aux niveaux des bassins de dénitrification où les concentrations des trois paramètres subissent d'importantes variations. En sortie de ces bassins les effluents s'appauvrissent en ions nitrates en faveur des ions NH₄ et NTK.

Ceci est assuré par les bactéries hétérotrophes, présentes dans les bassins de dénitrification, qui transforment l'azote oxydé NO₃ en azote réduit NH₄ et N₂.

Cette opération est fondamentale pour le cas de Drarga dont les forages destinés à l'eau potable sont situés à proximité de la station de traitement et ne tolèrent aucune contamination par les effluents riches en NO₃. Ainsi la moyenne des concentrations des ions nitrates des eaux épurées est de l'ordre de 50 mg/l valeur respectant les normes. Le même système de traitement est réalisé à Ben Sergaoo (située à 8 km d'Agadir) et donne des concentration en NO₃ des effluents épurées plus élevé de l'ordre de 80 mg/l.

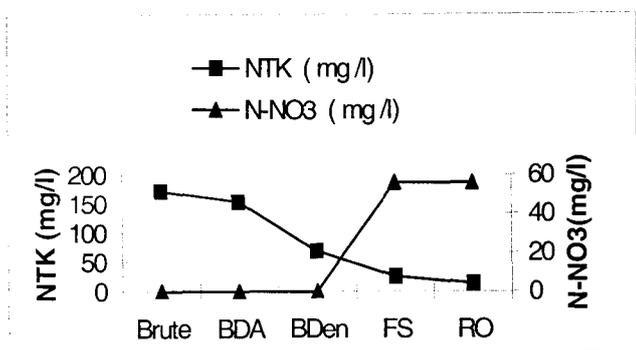


Figure 5. Evolution simultanée de NTK et de NO₃ le long de la filière de traitement

L'élévation de la teneur des ions NO₃ (54 mg/l) observée au niveau des effluents provenant des bassin filtres à sable est expliquée par le processus de nitrification qui consiste à convertir les ions NH₄ en nitrates par des bactéries autotrophes aérobies.

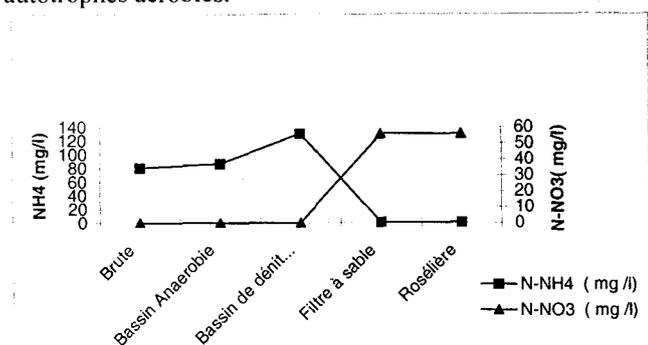


Figure 6. Evolution simultanée de NH₄ et de NO₃ le long de la filière de traitement

Charge bactérienne des eaux usées

L'analyse bactériologique des eaux usées brutes de la station de traitement Drarga, au cours d'un cycle diurne, (fig. 7) montre que les coliformes et les streptocoques fécaux sont présents à des concentrations moyennes respectives de 7 et 6,5 UL /100 ml. Le maximum de concentration bactérienne a été enregistré entre 12 h et 14 h de la journée, justifiant l'heure de prélèvement réalisé. Cette concentration maximale de la charge bactérienne reflète la grande activité ménagère de la population.

Au cour du cycle annuel, La moyenne annuelle de la concentration en germes fécaux de l'effluent traité est variable selon les mois (fig. 8).

Durant la période chaude, la charge bactérienne est faible par rapport à celle enregistrée durant la période froide. Elle présente des valeurs de la moyenne annuelle respectives de 2.9 et 2.6 UL en coliformes et en streptocoques fécaux pendant la période froide et de 2.3 et 2 UL pendant la période chaude.

Cette différence saisonnière de la charge bactérienne confirme la sensibilité des germes fécaux aux conditions climatiques environnementales essentiellement la température et le rayonnement solaire (Guédira *et al.*, 1999; Bahlaoui, 2000).

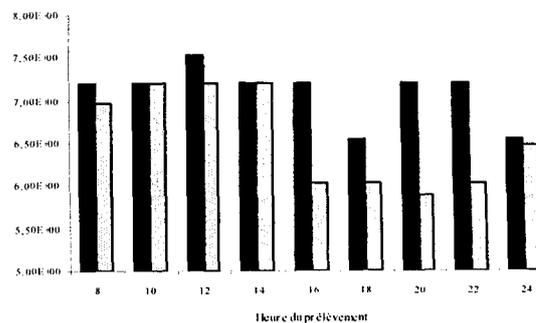


Figure 7. Variation journalière de la charge bactérienne

En effet la température joue un rôle primordial sur la survie bactérienne dans les milieux aquatiques (McFeters et Stuart, 1972; Mezrioui *et al.*, 1992) et responsable aussi de leurs variations saisonnières, Des résultats similaires ont été obtenus dans des systèmes de traitement par lagunage, (Boussaid, 1987; Demollac *et al.*, 1987; Imzilen, 1990) et par la technologie des bassins à haut rendement TBHR (El Hammouri *et al.*, 1995; Guedira *et al.*, 1999; Rami, 2001).

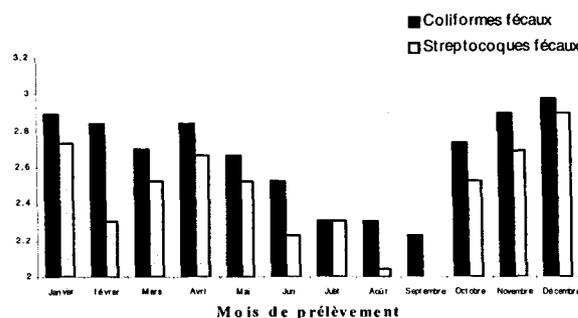


Figure 8. Variation annuelle de la charge bactérienne

Par ailleurs l'influence du rayonnement solaire (Ultraviolets) sur l'abondance des bactéries témoins de contamination fécale, particulièrement les coliformes fécaux, dans le milieu aquatique est bien documentée (Oswald et Gotaas, 1957; Gamesson et Saxon, 1967; Tomes *et al.*, 1975; Moeller et Calkin, 1980; McCambridge et McMeekin, 1981; Troussellier *et al.*, 1986; Pearson *et al.*, 1987; Silva *et al.*, 1987; Curtis *et al.*, 1992 a, b).

Bien que la charge bactérienne de l'effluent traité, pendant les mois les plus froids soit la plus élevée de l'ordre de 3 UL en concentration (fig. 8) elle reste toujours inférieure à la concentration limite (1000 Cf/100 ml) recommandée par l'OMS pour une réutilisation en irrigation non restrictive (WHO, 1989). Ces valeurs n'ont pas été obtenues dans d'autres systèmes de traitement utilisés dans des conditions climatiques analogues notamment le lagunage à Ouarzazate (sud du Maroc) (Benchokroun *et al.*, 1994.) et l'infiltration percolation a Ben Sergao, (Agadir, sud du Maroc) où l'effluent, durant la période froide, est de catégorie B (Xanthoulis D, 1996). Cette efficacité permanente des bassins de la filière de traitement de Drarga pourrait être liée à la présence des bassins de dénitrification si on la compare avec le système infiltration percolation sans

dénitrification de la station de Ben Sergao. En effet l'effluent traité montre une concentration en CF de l'ordre de 2000 CF/100 ml pendant la saison froide (BURGEAP, 1994).

Taux d'abattement de la charge bactérienne

Le taux d'abattement des bactéries témoins de contamination fécale au niveau de chaque phase de traitement est illustré par la figure 9.

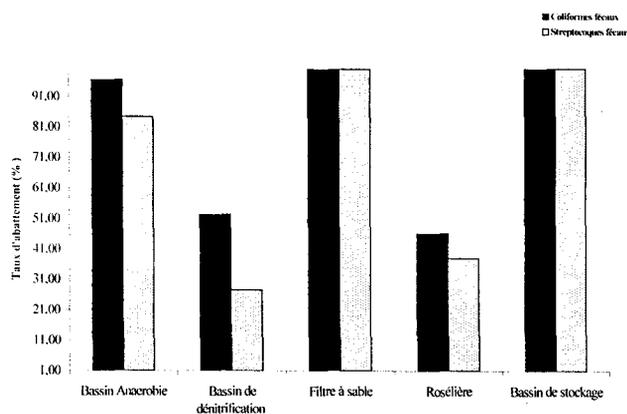


Figure 9. Taux d'abattement de la charge bactérienne.

La filière de traitement totalise un temps de séjour d'environ 13 jours, période suffisante pour réduire le taux de la charge bactérienne de 100 %. Cette réduction a eu lieu à deux niveaux. Au niveau du bassin anaérobie de décantation le taux d'abattement des coliformes et des streptocoques fécaux est respectivement de 96 et 84 %.

La re-circulation des effluents vers les dénitrificateurs permet l'élimination de la charge bactérienne à un taux d'abattement de 50 % en coliformes fécaux et 30% en streptocoques fécaux.

Comme il a été évoqué auparavant la diminution des concentrations en CF et en SF des effluents ne présente pas la même amplitude. Ceci est dû probablement à la présence de facteurs environnementaux notamment le rayonnement solaire qui s'ajoute aux processus de la dénitrification essentiellement la diminution de la matière azotée dont la plupart des micro-organismes en sont sensibles. En effet le rayonnement solaire agit sur l'abondance des CF alors que les SF semblent être insensibles à cette variable (Bahlaoui, 2000).

Les filtres à sable permettent également une réduction en germes de contamination fécale de l'ordre de 3 UL. Il est à noter qu'à ce stade de traitement le taux d'abattement est maximum avec une valeur de 99% et les effluents sont déjà dans la catégorie A.

En effet, le sol a un pouvoir épurateur important que ce soit sur le plan physico-chimique ou microbiologique (Catroux et al. 1974; Longe, 1989; Powelson et al, 1990; Gerba et al, 1975). La décontamination majeure des effluents en charge bactérienne est assurée par les caractéristiques granulométriques, l'épaisseur de la couche colmatante, l'épaisseur de la lame d'eau infiltrée quotidiennement, la fréquence et la périodicité des apports en eau au niveau des filtres à sable (Blake et Tiso, 1985). Ainsi les bactéries retenues par filtration ou par adsorption subissent un dépérissement assuré par la microflore du sol (Dommergues et al. 1970). Aussi, les mécanismes biologiques à savoir la prédation des bactéries par les protozoaires du sol paraît-elle avoir un rôle important quant à l'élimination de la charge bactérienne (Dommergues et al. 1970; Acea et al. 1988; Longe, 1989).

CONCLUSION

Au vu des résultats obtenus, il paraît que le procédé d'épuration des eaux usées par infiltration percolation avec dénitrification est une technique simple à mettre en œuvre, permettant de réduire efficacement la pollution physico-chimique avec le moindre coût.

De même le système assure un abattement de 100 % en germes témoins de contamination fécale. La meilleure performance semble déjà être atteinte dès la sortie des filtres à sable.

La qualité de l'effluent traité correspond à la classe A de l'O.M.S pendant toute l'année ce qui permet sa réutilisation en irrigation sans aucune restriction.

Références

- Acea M. J., Alexander M., (1988).-Growth and survival of bacteria and introduced into carbon-amended soil. *Soil Biol. Biochem.*, 20, 703-709.
- Afnor, (1971).-Détermination de la demande biochimique en oxygène (D.B.O). Norme T 90-103. A.F.N.O.R., Paris, 5 p.
- A. P. H. A. (1985).- Standards methods for the examination of water and wastewater. *Edition*.
- Bahlaoui M. A. (2000).- *Dynamique des écosystèmes d'épuration des eaux usées par lagunage: Analyse spatio-temporelle des effets des facteurs environnementaux*. Doct. d'état, Univ. Mohammed V. Maroc, 218p.
- Benchokroun S., Hassani L. (1994).- Traitement des eaux usées par lagunage naturel et par chenal algal à haut rendement à Ouarzazate: dynamique des coliformes fécaux et des aeromonas. *International workshop on sewage treatment and reuse*.
- Blake G. et Tiso G. (1985).- Epuration des eaux domestiques par infiltration épuration: Rôle respectif des différents compartiment. *Information eaux. Afge*, 34 : 11-23
- Borrego J. J., Cormax R., Moringo M. A., Martines-Manzanares E., Romero P., (1990).- Coliphage as indicator of faecal pollution in water. Their survival and productive infectivity in natural aquatic environment. *Water Res.* 24, 111-116.
- Borrego J. J., Moringo M. A., Vicente A. de, Cornax A., Romero P. (1987).- Coliphage as indicator of faecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms. *Water Res.* 21, 1473-1480.

- Boussaid A. (1987).- *Evolution des bactéries pathogènes salmonella et Aeromonas en comparaison avec les bactéries témoins de contamination fécale dans les bassins de lagunage sous climat aride à Marrakech.* Th. 3^{ème} cycle, Univ. Cadi Ayyad, Maroc, p 95.
- Burgeap. (1994).- Bilan de fonctionnement de la station de Ben Sergao. 40 p.
- Catroux G., Germon J. C., Graffin Ph. (1974).- L'utilisation du sol comme système épurateur. *Ann. Agron.*, 25, 179-193.
- Curtis T. P., Mara D. D., Silva S. A. (1992a).- The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Sci. Technol.* 26, 1729-1738.
- Curtis T. P., Mara D. D., Silva S. A., (1992b).- Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 1335-1346.
- Demollac R., Bardon D., Maurin J. (1987).- décontamination bactérienne et virale en bassins de lagunage naturel : Cas de la chapelle *Thouaraoult.* *Trib. Cebedeau.* N°512. 40, 33-39.
- Dommergues Y., Mongenot F. (1970).-Ecologie microbienne du sol. *Masson et Cie Editeurs*, 796 p.
- El Hammouri B., Jellal J., Outabiht H., Khallayoun K., Ben Karroum A., Hajli A. et Firadi R. (1995).- The performance of hight-right algal pond in Moroccan climate. *Wat.Sci. Tec.* Vol.31,N°12,pp.67-74
- Gameson A. L. H., Saxon J. R. (1967).- Field studies on the effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *Water Res.* 2951, 279-.
- Gerba C. P., Wallis C., Melnick J. L. (1975).- Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *Jour. Irrigation et drainage Div.* ASCE, 101-157.
- Guédira S., El Hammouri B. (1999).- Effets combinés de l'oxygène dissous, du pH, de la température et de la lumière sur la survie d'Eschirichia Coli et de Salmonella Typhimurium aus cours de l'épuration des eaux usées. *Actes de l'IAV Hassan II* 19 (4) 191-197
- Imziïn B. (1990).- Traitement des eaux usées par lagunage anaérobie facultatif à Marrakech : Etude bactériologique quantitative et qualitative, antibiorésistance des bactéries d'intérêt sanitaire. Th. 3^{ème} cycle, Univ. Cadi Ayyad, Maroc, 122 p.
- Lijklima L., Habecotté B., Hooijmans C., Aaldeirnk R. H., Havelaar A. H. (1987).- Survival of indicator organisms in a detention pond receiving combined sewer overflow. *Water Sci. Technol.* 19, 547-555.
- Longe E.O. (1989).- Epuration des eaux usées par infiltration, Mécanismes de décontamination et protection des eaux souterraines. Th. Doct. Académie de Montpellier. Univ. Sci. et Tech. du Languedoc, 353 p.
- Mc Cambridge j., Mc Meekin T. A. (1981). -Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of faecal and other bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 41, 1083-1087.
- Mc Feters G. A., et Stuart D. (1972).-Survival of coliform bacteria in natural waters: field and laboratory studies with membrane - filter chamber. *Appl. Environ. Microbiol.* 24, 805-811
- Mezrioui N., Balleux B. (1992).- Effet de la température, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'intérêt sanitaire dans une eau usées épurée par lagunage. *Rev. Sci. L'eau.* 5, 573-591
- Moeller J. R., Calkins J. (1980).- Bactericidal agent in wastewater lagoons and lagoon design. *J. Water pollut. Control fed.* 52, 2442-2451.
- Oswald W. J., Gotaas H. B. (1957).-Photosynthesis in sewage treatment. *J. San. Engng. Div. , Proc. Am. Soc. Civil Engrs.* 122, 73-105.
- Pearson H. W., Mara D. D., Mills S. W., Smallman D. J. (1987).- Physico-chemical parameters influencing faecal bacteria survival in waste stabilization ponds. *Water Sci. Technol.* 19, 145-152.
- Powelsson D. K., Simpson J.R., Gerba Ch. P. (1990).- Virus transport and survival in saturated and unsaturated flow through soil columns. *J. Environ. Qual.*, 19, 396-401.
- Rami. M. (2001).-*Epuration des eaux usées urbaines dans un chenal Algal à haut Rendement:Comparaison avec les bassins facultatifs et détermination des paramètres de dimensionnement et de conduite optimale.* Th. Nationale, Univ. Mohammed V-Agdal. Faculté des Sc. Rabat.116p.
- Silva S. A., Mara D. D., Oliveira R. de., (1987).- The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil. *Water Tech.* 19, 61-64.
- Troussellier M., Legendre P., Baleux B. (1986).- Moeling of the evolution of bacterial densities in an eutrophic ecosystem (sewage lagoons). *Microb. Ecol.* 12, 355-37.
- Toms I. P., Owens M., Hall J. A., Mindenhall M. J. (1975).- Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. *Water Pollut. Control Fed.* 74, 383-401.
- Vergon J. P. (1988).- Percolation contrôlée sur sable. Direction régionale de l'agriculture et de la forêt de Franche Comté, Les procédés extensifs d'épuration. *Journée d'information*, Franche Comté 9-10 mars, Audeux (Doubs).
- Who (O. M. S.). (1989).- L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture. Recommandation avisée sanitaires. *Rapp. Tech.* N° 778, 82 p.
- Xanthoulis D. (1996).- Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles, Ouarzazate, Maroc. PNUD, FAO, MARA-Maroc. Rapport de synthèse