

Stratégie d'élimination de l'azote des boues de vidange par Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS)

Francis Y.Kouamé^{1*}, Martial T. Yéo², Théophile Gnagne²⁻³, Félix K. Konan³⁻⁴, Firmin K. N'Gouandi², Bernard O. Yapo¹, Arsène Séka¹, Valentin P. Houénou¹

¹ Laboratoire des Sciences de l'Environnement, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé 02 BP 801 Abidjan 02 (Côte d'Ivoire).

² Laboratoire Géoscience et Environnement, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé 02 BP 801 Abidjan 02 (Côte d'Ivoire).

³ Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à Faible coût, Représentation Nationale de Côte d'Ivoire, 18 BP 80 Abidjan 18, (Côte d'Ivoire).

⁴ Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé 02 BP 801 Abidjan 02 (Côte d'Ivoire).

(Reçu le 11-08-2009 – Accepté après corrections le 12-01-2010)

Résumé: L'efficacité des Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) à éliminer la pollution azotée des boues de vidange a été évaluée dans la présente étude. Le LSENS peut constituer une solution alternative aux traitements de la pollution azotée grâce à son fonctionnement par phase d'alimentation et de repos. Ce mode d'alimentation peut occasionner la présence de zones aérobies et anaérobies au sein des réacteurs. Aussi, peut-il conduire au mélange d'eau d'âges différents favorable à une dépollution azotée à travers les phénomènes de diffusion. L'eau "ancienne" contenant des nitrates formés pendant le temps de repos se mélange avec l'eau "nouvelle" contenant de la DCO et apportée pendant l'alimentation. Dans ces conditions, il peut y avoir dénitrification de l'azote nitrifié précédemment. Pour se faire, deux réacteurs à sable moyen fonctionnant en milieu non saturé ont été expérimentés. L'un d'eux appelé Réacteur Aéré latéralement (RA) est muni de pores d'aération sur sa surface latérale contrairement au Réacteur Non Aéré latéralement (RNA). Cela permet de fournir un complément d'aération en dehors des transferts gazeux à travers la surface d'infiltration. Ces réacteurs sont alimentés par des charges croissantes de boues de vidange sur une période de 13 mois. Les paramètres azotés (NTK ; NO_3^- ; NT) et les pH sont suivis. Les résultats obtenus révèlent pour les trois premières charges (3,7 cm/j, 5 cm/j et 7,5 cm/j), une réduction de NTK et de NT de plus de 97 % au niveau des deux réacteurs. Aux charges 10 cm/j et 12 cm/j, l'efficacité d'élimination de NTK et de NT pour le RNA sont plus de 93 %. A ces mêmes charges, le RA réduit le NTK et le NT à plus de 96 % et 94 % respectivement. Au vue des résultats, le LSENS peut convenir au traitement des boues de vidange pour une dépollution azotée.

Mots clés : boue de vidange ; lit de séchage ; milieu non saturé ; pollution azotée ; pores d'aération.

Strategy of nitrogen removal from septic tanks sludge by Unsaturated Flow Drying Bed (UFDB)

Summary: The effectiveness of Unsaturated Flow Drying Beds (UFDB) to remove nitrogen pollution sludge was evaluated in this study. The UFDB may offer an alternative to the treatment of nitrogen pollution through its operating mode by feeding and rest phase. This mode of feeding may cause the presence of aerobic and anaerobic pro-nitrification phenomena and denitrification in the reactors. Also, it can allow the mixing of waters rich in nitrates formed during the resting phase and those rich in carbon, brought during the feeding processes. In these circumstances, there may be denitrification previously of nitrified nitrogen. Two reactors with average sand functioning in unsaturated field were tested: (1) Aerated Reactor (AR) equipped with ventilation pores on its side surface and (2) Non-Aerated Reactor (NAR). This provides additional ventilation apart from the gas transfers through the infiltration surface. These reactors are fueled by the growing drain of sludge over a period of 13 months. Parameters nitrogen (TKN, NO_3^- , NT) and pH are monitored. The results reveal for the first three loads (3.7 cm / d, 5 cm / d and 7.5 cm / d), a reduction of NT and NTK in the order of 98% and 97% respectively in the two reactors. Loads 10 cm / d and 12 cm / d, the RA is more suited to the reduction of TKN and NT yields of over 96% and 94% respectively. In view of the results, the UFDB may be suitable to the treatment of sludge discharge to nitrogen pollution.

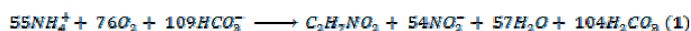
Keywords: faecal sludge; drying bed; unsaturated field; nitrogen pollution; ventilation

* Auteur de correspondance : franciskouameyao@yahoo.fr

1. Introduction

Le traitement de l'azote est aujourd'hui une problématique importante dans les procédés de dépollution des eaux usées en raison de son importance dans les problèmes environnementaux. En effet, sa présence dans les rejets d'eaux usées engendre trois principaux impacts : sanitaire en étant cause potentielle de méthémoglobine et source de nitrosamine ; écologique en contribuant aux phénomènes d'eutrophisation ; économique en augmentant le coût de production d'eau potable.

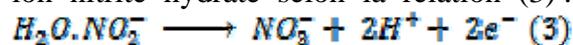
La difficulté de l'élimination biologique de l'azote d'une eau usée réside en générale dans la mise en place simultanément au sein d'un même réacteur des phénomènes de nitrification et de dénitrification ^[1]. La nitrification, réaction autotrophe aérobie, correspond à l'oxydation des ions ammonium en ions nitrites (nitritation) ^[2] selon la relation (1) :



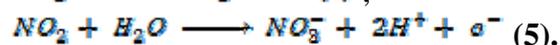
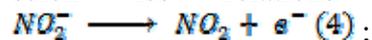
Les ions nitrites sont ensuite oxydés en ions nitrate (nitration) selon la relation (2) :



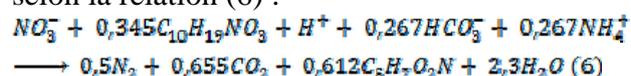
Le mécanisme de la Nitration peut aussi s'effectuer soit par déshydrogénation d'un ion nitrite hydraté selon la relation (3) :



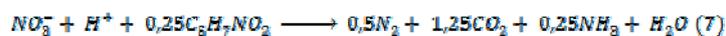
; soit par transfert d'un électron par l'intermédiaire d'un enzyme métallique selon les relations 4 et 5 :



La dénitrification, réaction hétérotrophe anaérobie, consiste en la réduction des ions nitrates en diazote gazeux. Elle nécessite une source de carbone pouvant provenir de l'effluent à traiter, dans ce cas, on parle de dénitrification exogène, qui se déroule selon la relation (6) :



Quant le carbone est associée aux micro-organismes dénitrifiants, on parle de dénitrification endogène (relation 7) :



Classiquement la dénitrification endogène est cinq fois plus lente que la dénitrification exogène ^[1].

L'idéal dans les processus de traitement biologique de l'azote serait de réunir au sein d'un même réacteur les conditions aérobie de nitrification et anaérobie de dénitrification en présence de source de carbone. De manière classique, ces conditions sont obtenues par une stratégie de gestion des réacteurs de façon discontinue et séquentielle. Cette gestion consiste à créer des phases aérobie et anaérobie au sein des réacteurs par des périodes d'apport et des périodes de non apport d'oxygène ^[3].

Le Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS), fonctionnant en période d'alimentation et de repos en boues de vidange des fosses septiques semble fournir les conditions d'une nitrification et dénitrification simultanées pour l'élimination de la pollution azotée ^[4-5].

L'objectif de la présente étude est de montrer que le LSENS peut constituer un réacteur adéquat pour l'élimination de l'azote dans le processus de traitement des boues de vidage des fosses septiques.

2. Matériel et méthodes

2.1 Dispositif expérimental

Deux réacteurs en plastique de capacité 200 litres, d'hauteur 103 cm et de diamètre intérieur 54 cm ont été utilisés. Le matériau filtrant est constitué de sable moyen dont le diamètre moyen est de 0,4 mm et de granulométrie variée (Cu = 2,35). L'un des Réacteurs nommé, Réacteur Non Aéré latéralement (RNA), ne dispose pas de trous d'aération sur sa surface latérale contrairement au Réacteur Aéré

latéralement (RA). Ces trous ont un diamètre d'environ 3 mm et une densité de 6 trous au dm^2 . Les réacteurs sont constitués, du haut vers le bas (figure 1) :

- d'une couche de sable de 74 cm d'épaisseur;
- d'un film géotextile qui recouvre la couche de gravier;
- d'une couche de gravier de 16 cm d'épaisseur;
- d'un drain en PVC crépiné.

Les boues de vidange traitées au cours de cette étude proviennent des fosses septiques recevant les eaux usées des toilettes de l'Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), site expérimental.

traitées par les réacteurs non aérés latéralement (RNA) et aéré latéralement (RA) (Tableau I).

2.3 Suivi analytique

Les concentrations de différentes formes d'azote (NTK, NH_4^+ , NO_3^- et N-Total), le pH et la DCO des eaux brutes et traitées par les RNA et RA ont été déterminées.

Les méthodes d'analyses physico-chimiques utilisées sont résumées dans le tableau II.

Le test non-paramétrique de Mann Whitney a été utilisé pour comparer les résultats obtenus sur les deux types de réacteurs ^[6].

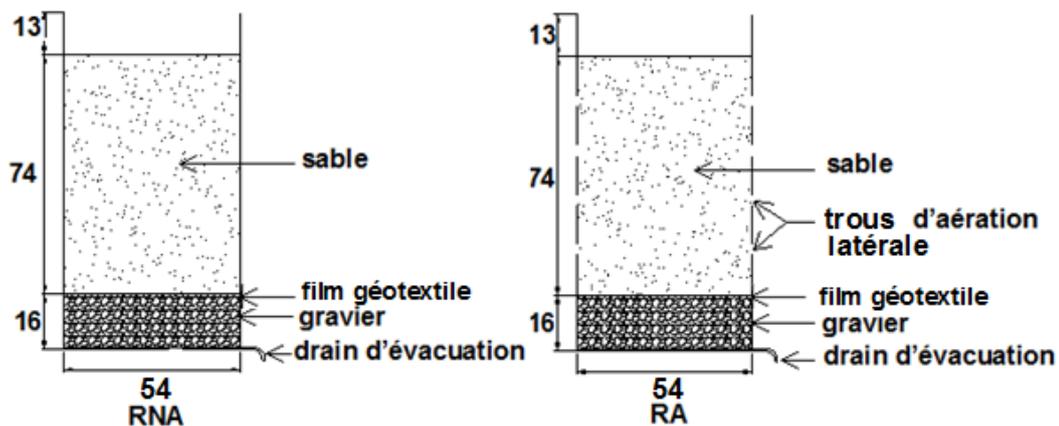


Figure 1: Représentation schématique des réacteurs non aéré (RNA) et aéré (RA).

2.2 Mode d'alimentation des réacteurs

Des charges hydrauliques de plus en plus élevées ont été testées sur une période de 13 mois. L'alimentation est faite par bâchée d'environ 30 mn sur les surfaces d'infiltration et laissées au repos pendant 2 jours, ce qui correspond à une alternance de phase d'alimentation et de repos. Deux charges hydrauliques sont distinguées :

- la charge hydraulique appliquée (H) qui est la charge apportée sur chaque réacteur le jour d'alimentation ;
- la charge hydraulique moyenne (Hm) qui est la moyenne des charges sur chaque réacteur sur les 7 jours de la semaine.

Les échantillons ont été prélevés tous les 4 jours sur les boues de vidange brutes et

3. Résultats

3.1 Caractéristiques des boues de vidanges

Les boues brutes utilisées ont des concentrations en DCO variant de 800 à 1500 $\text{mg O}_2/\text{L}$ et en NTK de 400 à 1000 mg/L , avec des valeurs moyennes respectives de 1100 $\text{mg O}_2/\text{L}$ et de 700 mg/L . La demande totale en oxygène correspondante est de 4300 mgO_2/L . Les teneurs en nitrate sont de l'ordre de 5 mg/L . Le pH fluctue entre 7,5 et 8 pour une moyenne de 7,6. Ces boues sont caractérisées par un rapport C/N de 1,6. Dans l'ensemble, les caractéristiques des boues de vidange traitées ne varient pas significativement (test de Mann-Whitney : $p > 0,05$) sur toute la période de l'expérimentation.

Tableau I : Récapitulatif des essais de fréquence 4 alimentations par semaine réalisés sur les réacteurs non aéré (RNA) et aéré (RA).

Réacteurs	H (cm/j)	Hm (cm/j)	Durée de l'essai (mois)
RNA et RA	6,5	3,7	3
	8,7	5	3
	13,1	7,5	3
	17,5	10	3
	21,8	12,5	1

Tableau II : Récapitulatif des méthodes d'analyses

Variables	Méthodes
pH	Electrométrie par un pH mètre de terrain de type HACH EC 10
DCO (mgO ₂ /L)	Oxydabilité au dichromate de potassium (AFNOR T 90-101)
Azote kjeldahl (mg/L)	Spectrophotométrie après minéralisation (AFNOR T 90-110)
Nitrates (mg/L)	Spectrophotomètre d'absorption moléculaire (AFNOR T 90-045)

3.2 Efficacité de l'élimination de l'azote

Deux tendances sont observées quant à l'efficacité de l'élimination de l'azote par les réacteurs non aéré latéralement (RNA) et aéré latéralement (RA). Pour des charges hydrauliques inférieures à 10 cm/j (3,7 cm/j, 5 cm/j et 7,5 cm/j), les valeurs de pH, NO₃⁻, NTK et N-Total des filtrats ne diffèrent pas significativement (test de Mann Whitney : $p > 0,05$) d'un réacteur à l'autre (Figure 2). Pour ces charges, les concentrations en nitrate ne dépassent guère 40 mg/L. Le pH moyen est de l'ordre de 3,5. Le NTK et l'azote total sont réduits de plus de 97 % au niveau des deux réacteurs.

Par contre, pour les charges 10 cm/j et 12,5 cm/j, le pH, NO₃⁻ et NTK des filtrats diffèrent significativement (test de Mann

Whitney : $p < 0,05$) d'un réacteur à l'autre. A ces charges, le réacteur aéré (RA) fournit les meilleurs rendements d'élimination de NTK (un peu plus de 96%). Le réacteur non aéré fournit des rendements qui ne dépassent guère 95%. Les concentrations du nitrate à la sortie du RNA varient entre 80 mg/L en début d'alimentation et 30 mg/L en fin d'alimentation. Les valeurs obtenues en sortie du RA se situent entre 90 mg/L en début d'alimentation et 50 mg/L en fin d'alimentation (Figure 3 b₁).

Pour l'azote total, les concentrations restent similaires (test de Mann Whitney : $p > 0,05$) (Figure 3 d). Ces rendements d'élimination sont tout au plus 94,65% pour les deux réacteurs.

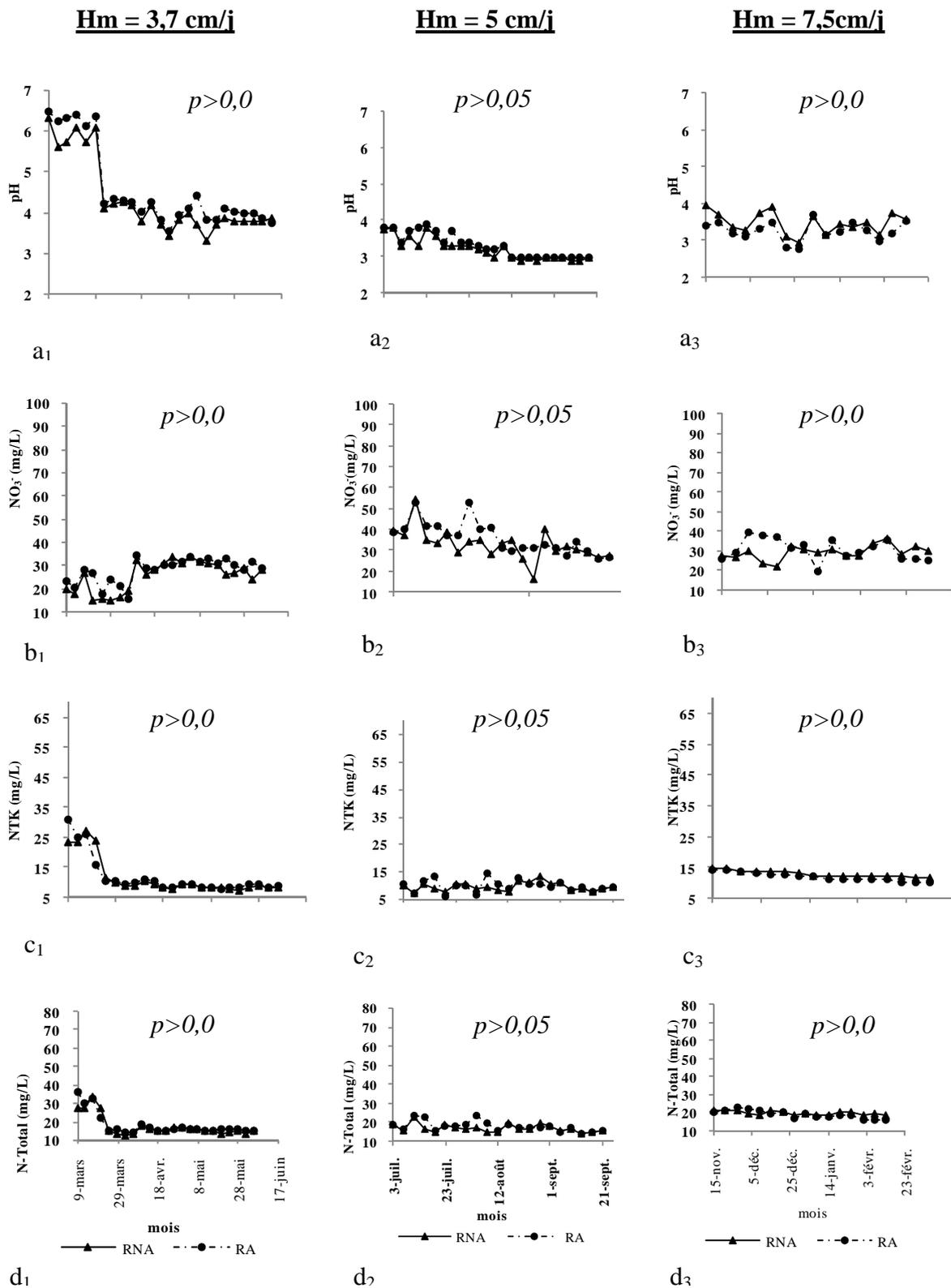


Figure 2 : Variations comparées des paramètres physico-chimiques des RNA (Réacteur Non Aéré) et RA (Réacteur Aéré) aux charges 3,7 cm/j ; 5 cm/j et 7,5 cm/j.

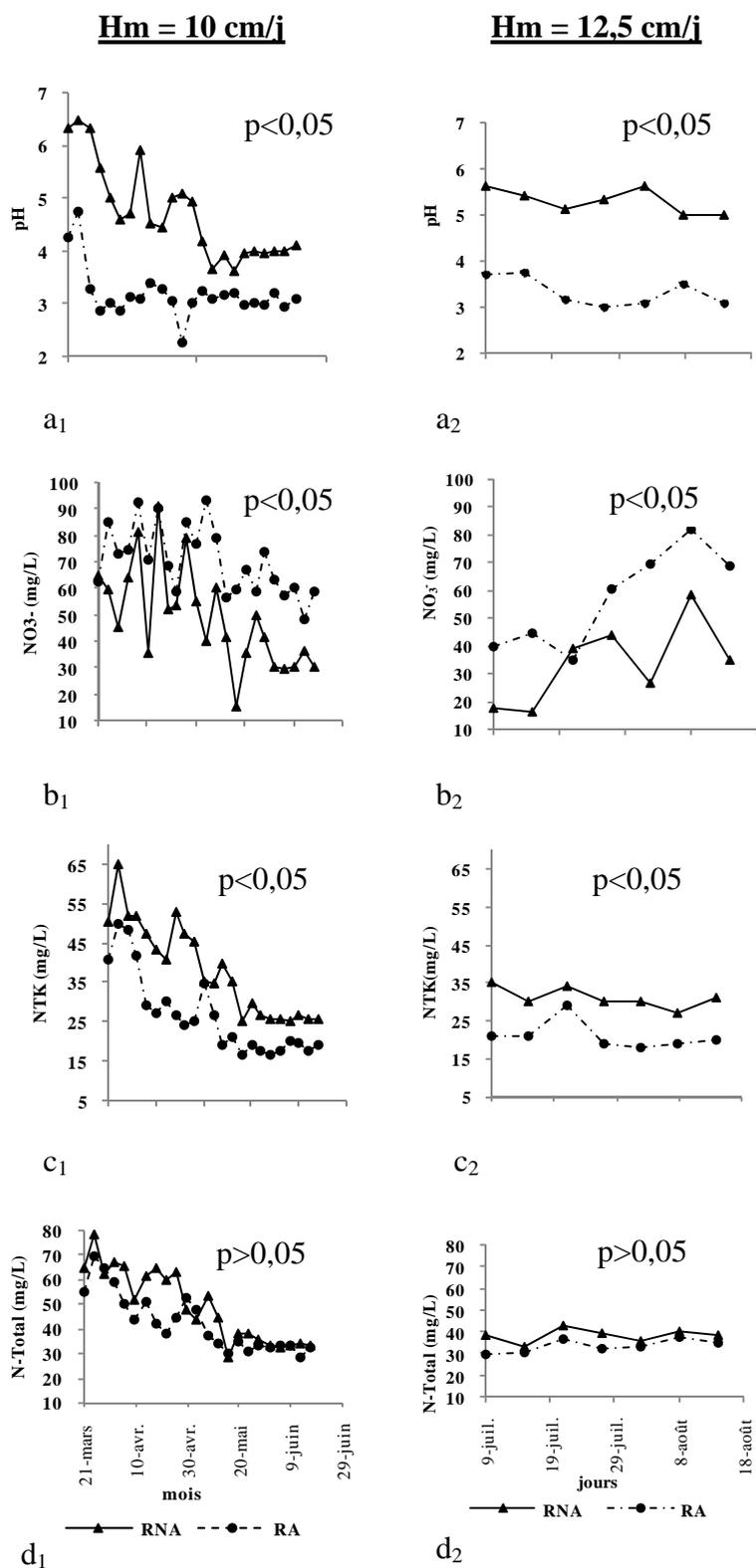


Figure 3 : Variations comparées des paramètres physico-chimiques des RNA (Réacteur Non Aéré) et RA (Réacteur Aéré) aux charges 10 cm/j et 12,5 cm/j.

De manière générale, le pH du filtrat en sortie du RA se stabilise à des valeurs acides (3,5). Le RNA quant à lui, présente des pH qui tendent vers la neutralité (5,5) au fur et à mesure de l'augmentation des charges à traiter (Figure 4 a). Les concentrations en NTK des filtrats du RA sont les moins élevées et ne dépassent guère 25 mg/L (Figure 4 c). La production des nitrates est plus marquée en sortie du RA avec des concentrations allant jusqu'à 70 mg/L (Figure 4 b).

Par ailleurs, à ces charges hydrauliques de 10 cm/j à 12,5 cm/j, les rendements épuratoires du réacteur aéré latéralement (RA) sont nettement plus élevés (test de Mann Whitney : $p < 0,05$) que ceux du réacteur non aéré latéralement (RNA). Sur toute la période des analyses, les restitutions de la DCO du RNA et RA sont respectivement de l'ordre de 40 à 80 mg O₂/L et 40 à 60 mg O₂/L.

4. Discussion

Les résultats montrent que le système de traitement par Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) permet une bonne élimination de l'azote total des boues de vidange caractérisées par des concentrations moyennes en DCO de 1150 mg O₂/L et en azote de 700 mg de N/L. Les taux d'élimination moyen de la DCO et de l'azote total sont de l'ordre de 98 % à 93 % corrélativement à l'augmentation de la charge moyenne de boue brute de 3,7 à 12,5 cm/j apportée sur les surfaces de séchage. En épuration par infiltration des effluents d'abattoir pour une teneur en azote de l'ordre de 600 mg de N/L, une bonne élimination de l'azote total avec un rendement de plus de 70 % a également été observée [7].

Deux phénomènes peuvent expliquer la bonne performance en élimination de l'azote par le LSENS. Le premier est lié au fait que le LSENS est un réacteur fonctionnant par apports fractionnés de boue qui se traduit par de courtes périodes (30 minutes) d'alimentation et de longues

périodes (2 jours) de repos. Dans ces conditions, les temps de séjours sont très longs et supérieurs aux constantes de temps de diffusion des différents composés. Cela favorise un mélange des eaux d'âges différents à travers les phénomènes de diffusion [8,9]. Le deuxième phénomène est lié à l'aération non homogène du massif épurateur. En effet, il existe des zones aérées, anoxies et anaérobies de la périphérie vers le centre de ce type de réacteur [5]. Ces deux conditions réunies expliquent la coexistence des réactions de nitrification et de dénitrification [8,10,11,12].

En comparaison avec d'autres systèmes épuratoires, les rendements obtenus avec le LSENS sont très satisfaisants. En effet, en épuration par infiltration d'eaux usées urbaines avec des teneurs en azote relativement faibles autour de 50 mg de N/L, l'azote total incident est globalement retrouvé en sortie de réacteur. Dans ces conditions, l'azote du filtrat est essentiellement sous forme de nitrate dans le cas d'une bonne oxygénation, tandis qu'il est sous forme ammoniacale dans le cas d'une insuffisance en oxygène [13-14]. Des rendements épuratoires de 70 % de l'azote total sont obtenus lors du traitement des eaux usées de l'agglomération parisienne pour des effluents de charge azotée de 9,6 TN/j avec un système à cultures fixées [15]. Sur système à boue activée pour le même paramètre, des rendements épuratoires de 50 % avec des effluents de charge azotée de 15,71 TN/j sont obtenus [15]. Des rendements d'élimination de l'azote totale de près de 92 % sont obtenus avec un réacteur discontinu séquentiel (SBR) pour des effluents urbains de concentration moyenne de 50 mg N/L [1].

Selon l'indicateur de pH [16], avec les charges de boues inférieures à 10 cm/j, les deux types de réacteurs (RA et RNA) sont semblables et sont bien oxygénés. Par contre, pour les charges 10 et 12,5 cm/j, le rendement épuratoire du RA pour l'azote Kjeldahl est supérieur à celui du

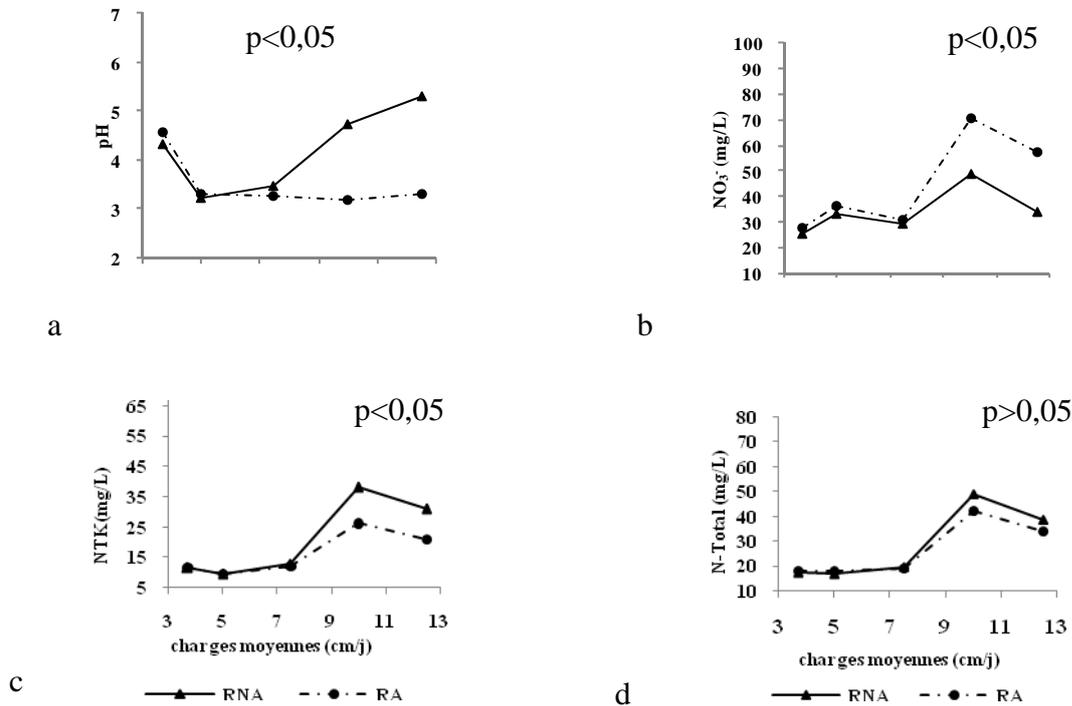


Figure 4 : Variations moyennes des paramètres physico-chimiques des RNA (Réacteur Non Aéré) et RA (Réacteur Aéré) aux différentes charges expérimentées.

RNA. Les concentrations en nitrate des filtrats du RA d'une moyenne de l'ordre de 70 mg/L sont supérieures à celles du RNA. Cependant, il n'y a pas de différence significative quant à l'élimination de l'azote total par les deux types de réacteurs. Cela peut être dû aux deux types de dénitrifications qui peuvent avoir lieu. En effet, dans un milieu mieux oxygéné tel que le RA où la nitrification prend le dessus avec une acidification du milieu pH = 3,5, la dénitrification est majoritairement chimique. A contrario, dans un milieu passablement oxygéné comme le RNA la dénitrification biologique prend le dessus avec un pH qui tend vers la neutralité (pH = 5,5).

Par ailleurs, les boues appliquées dans le cadre de cette étude, se caractérisent par un rapport C/N de 1,6 avec une très bonne élimination de l'azote (rendement supérieur à 93 %). Or, le processus de nitrification-dénitrification pour une

meilleure réduction de l'azote est favorisé par des effluents dont le rapport C/N est compris entre 3 et 6 [17]. Un rendement d'élimination de 95,5 % de l'azote total est obtenu avec un rapport C/N de 4,5 d'un effluent brut contre 50,5 % pour un rapport de 2,6 [18]. Aussi, les faibles rapports C/N limitent-ils l'élimination des charges azotées et favorisent la production de protoxyde d'azote, un gaz à effet de serre [18]. Cette apparente contradiction avec nos résultats est levée à travers le fonctionnement hydraulique du LSENS qui favorise le mélange des eaux riches en carbone apportées pendant l'alimentation et celles riches en nitrate formées pendant les phases de repos.

Par ailleurs, les procédés de traitement des eaux usées par aération intermittente émettent moins d'oxyde nitreux dans l'atmosphère que ceux à aération continue [19]. De ce fait, le LSENS assimilé au procédé à aération intermittente par son

mode de fonctionnement émettrait donc moins d'oxyde nitreux dans l'atmosphère.

5. Conclusion

Cette étude a permis d'apprécier la possibilité d'élimination de la pollution azotée par les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS). Son mode de fonctionnement par alternance de phase d'alimentation et de repos contribue au bon déroulement des phénomènes de nitrification et de dénitrification par le mélange des eaux d'âge différents. Ces phénomènes sont accentués par la présence de micro-habitats aérobie et anaérobie au sein des réacteurs.

L'étude comparative des deux types de réacteurs montre que, bien qu'il n'y ait pas de différence significative, le réacteur Aéré (RA) a un meilleur rendement d'élimination de l'azote total et est moins sujette au problème de colmatage interne puisque mieux aéré. Par conséquent, toute amélioration des performances d'élimination de la pollution azotée par LSENS passe nécessairement par un apport supplémentaire d'oxygène qui peut être latéral comme dans le cas de cette étude.

Bibliographie

[1] Casellas M., Dagot C., Baudu M., Stratégies d'élimination de l'azote d'un effluent urbain dans un réacteur discontinu séquentiel (SBR). *Revue des Sciences de l'Eau*, 2002, 15 (4) p.749-765 ;
[2] Edeline F., L'épuration biologique des eaux. Théorie et technologie des réacteurs. *Cebedoc*, Paris, *Techniques et Documentation*, 1993, p. 303;
[3] Chen A. C., Chang J. S., Yang L., Yang Y. H., Nitrogen removal from sewage by continuous flow SBR system with intermittent aeration. *Environmental Technology*, 2001, 22 p.553-559 ;
[4] Kouamé Y. F., Gnagne T., Konan K. F., Yéo T. M., Houenou P. V., Brissaud F., Choix du matériau poreux pour l'épuration des boues de vidange des fosses septiques

par lit de séchage à écoulement non saturé (LSENS). *Tribune de l'eau*, 2008, 642 p. 15-24 ;

[5] Yéo T. M., Gnagne T., Konan K. F., Kouamé Y. F., Houenou P. V., Etude de la vulnérabilité d'un lit de séchage d'effluents de fosses septiques à écoulement non saturé. *European Journal of Scientific Research*, 2008, 24 (2) p. 187-196;

[6] Corder G. W., Foreman D. I., Nonparametric Statistics for Non-Statisticians: A Step-by-Step Approach. Hardcover, John Wiley & Sons, 2009, 247 p ;

[7] Gnagne T., Epuration par infiltration d'eau usée à forte charge organique, en milieu tropical. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II (France), 1996, p. 175 ;

[8] Roques H., Fondements théoriques du traitement chimique des eaux. Edition Lavoisier Tec & Doc, Paris, 1990, Volume II p. 523-904 ;

[9] Edeline F., L'épuration physicochimique des eaux. Théorie & technologie. Edition *Cebedoc Techniques et Documentation*, Liège, 1993, p. 283 ;

[10] Page S., Hénault C., Chéneby D., Lagacherie D., Germon J. C., Devenir de l'azote des eaux résiduaires de féculerie après épandage sur un sol cultivé. Etude et Gestion des Sols, 1998, 5-2 p. 117-133 ;

[11] Helmer C., Kunst S., Juretschko S., Schid M. C., Schleifer K. H., Wagner M., Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system. *Water Science Technology*, 1999, 39 (7), p. 13-21;

[12] Gupta A. B., Gupta S. K., Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, 2001, 35 (7), p. 1714-1722 ;

[13] Lefevre F., Epuration des eaux usées par infiltration percolation : étude expérimentale et définition du procédé. Thèse en Sciences de l'Eau et Aménagement. Université des Sciences du Langdoc, Montpellier II (France), 1988, p. 257 ;

[14] Guilloteau J. A., Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation : performances, biomasse et renouvellement des gaz. Thèse de doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (France), 1992, p. 156 ;

[15] Gaëlle T., Olivier R., Josette G., Michel G., Émissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote des eaux usées de l'agglomération parisienne : état actuel et prévisions. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2007, 20 (1), p 149-161 ;

[16] Gnagne T., Brissaud F., Houenou P. V., Possibilités d'utilisation du ph pour le suivi de l'efficacité épuratoire des eaux usées peu alcaline fortement chargées en matières oxydables en épuration par infiltration sur sable. *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.*, 2007, 24, p 85-92 ;

[17] Daisy B., Traitement biologique d'effluents azotés avec arrêt de la nitrification au stade nitrite. Thèse de Doctorat de l'école nationale supérieure agronomique de Montpellier (France), 2004, p. 236 ;

[18] Kishida N., Kim J. H., Kimochi Y., Nishimura O., Sasaki H., Sudo R., Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process. *Water Science and Technology*, 2004, 49 (5-6) p. 359-371;

[19] Beline F., Martinez J., Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions. *Bioresource Technology*, 2002, 83p. 225-228.

