

## **Searching for Parameters Optimising the Biological Denitrification of Nitrate-and Ammonium-Rich Well Waters by Private Slow Sand Filtration Reactors**

**Yapo O. B**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
02 BP 801 Abidjan 01 (Côte d'Ivoire)  
E-mail: yapossey@yahoo.fr  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Mambo V**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Meledje Djedjess E. J-C**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Ohou M J**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Seka A**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Tidou A. S**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

**Houenou P.V**

*Laboratoire des Sciences de l'Environnement  
Université Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire)  
Tel: 07 53 02 60 / 23 46 94 75*

### Abstract

This study examines the removal of nitrate and ammonium in well water by slow sand filtration. A series of experiments was conducted using two types of private slow sand filter, a downflow (F1) and an upflow (F2) one. The results showed that the removal of nitrate and ammonium are time and filter type dependent. Filter (F2) is less efficient in removing nitrates compared to filter (F1). After six weeks of operation, nitrification reactions are amplified and nitrate concentrations are increased by 8% to 60 % in filter F2.

A similar result is obtained for the removal of ammonium; the performance is less good with filter F2. The mean removal rate for ammonium is 63% during 28 days of operation. On the contrary, filter F1 gives a removal rate of 91% of ammonium during the same period. Measuring temperature, pH, and turbidity allowed checking the physico-chemical quality of water during the study. In their current state, these two reactors cannot constitute an efficient solution for the removal of nitrates from drinking water in households.

**Keywords:** Well water, private slow sand filter, ammonium, nitrates.

### Introduction

La teneur en nitrates des eaux souterraines ou de surface est en augmentation continue ces dernières années avec l'intensification de l'agriculture, de l'industrialisation et de l'urbanisation. Environ 30% à 70% des fertilisants azotés utilisés en agriculture sont perdus dans l'environnement sous forme d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) et d'oxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) qui polluent l'atmosphère (Cai, 1992; Sharpe et Harper, 1997; Zhu et al., 1989; Zhu, 2000; Silvan et al., 2002), et sous forme de nitrates que l'on retrouve dans les eaux de surface et souterraines (Harris et Rose, 1992; Wei et al., 1997; Cambardella et al., 1999; Li et al., 2003). Et pourtant, ces eaux sont exploitées pour l'eau potable. Pour les nitrates, la norme de potabilité est fixée à 50 mg/L. Cependant, en Côte d'Ivoire comme ailleurs, ce seuil tend à être dépassé.

Bien qu'il existe dans le monde des mesures préventives de lutte contre la pollution azotée, en particulier en matière de pollution diffuse agricole, en Côte d'Ivoire cette question semble moins préoccupante, car il n'existe pas d'études sérieuses sur la question. Aussi, l'on sait que la limitation des apports en surface n'aura un effet sur les teneurs dans les nappes qu'avec un retard correspondant au temps de transfert des nitrates, or celui-ci est souvent long. Des solutions curatives et ponctuelles doivent donc être proposées aux populations concernées déjà confrontées aux eaux trop riches en nitrates. La présence de nitrates dans les eaux est à l'origine de la méthémoglobinémie chez le nourrisson et de cas de cancers du nasopharynx, de l'œsophage et de l'estomac chez l'animal (Levesques, 1976 et 1982 ; Billaut; 1989).

Pour les eaux riches en nitrate, l'élimination de celui-ci peut être réalisée soit par des traitements biologiques : dénitrification hétérotrophe ou autotrophe, soit par des traitements physico-chimiques : échanges d'ions, procédés membranaires. De telles solutions sont souvent utilisées industriellement. Elles sont très coûteuses et ne peuvent être testées dans les ménages.

Or, la question qui se pose aujourd'hui est comment mettre à la disposition des populations concernées (généralement rurales et démunies), des filtres à usages domestiques qui pourraient contribuer à l'élimination des nitrates dans les eaux de puits domestiques. Une étude menée dans la région de Buyo, au Sud-ouest de la Côte d'Ivoire a mis en évidence la relation entre la qualité de l'eau de boisson et les cas de maladies diarrhéiques et d'infections parasitaires (Zongo et al, 1998). Le filtre lent à sable individuel (type F1) a été expérimenté pour la première fois dans les ménages comme solution alternative à la potabilisation des eaux à usage domestique (Kouamé, 2002). Les résultats ont

été concluants, car ayant contribué à la diminution de plus de 90% des maladies diarrhéiques d'origines hydriques. Toutefois, la question des nitrates demeure en l'état actuel, une préoccupation majeure. C'est en vue de résoudre cette question que, des essais ont été réalisés sur deux modèles de filtres pour optimiser l'efficacité épuratoire du filtre lent individuel à sable dans l'élimination des composés azotés.

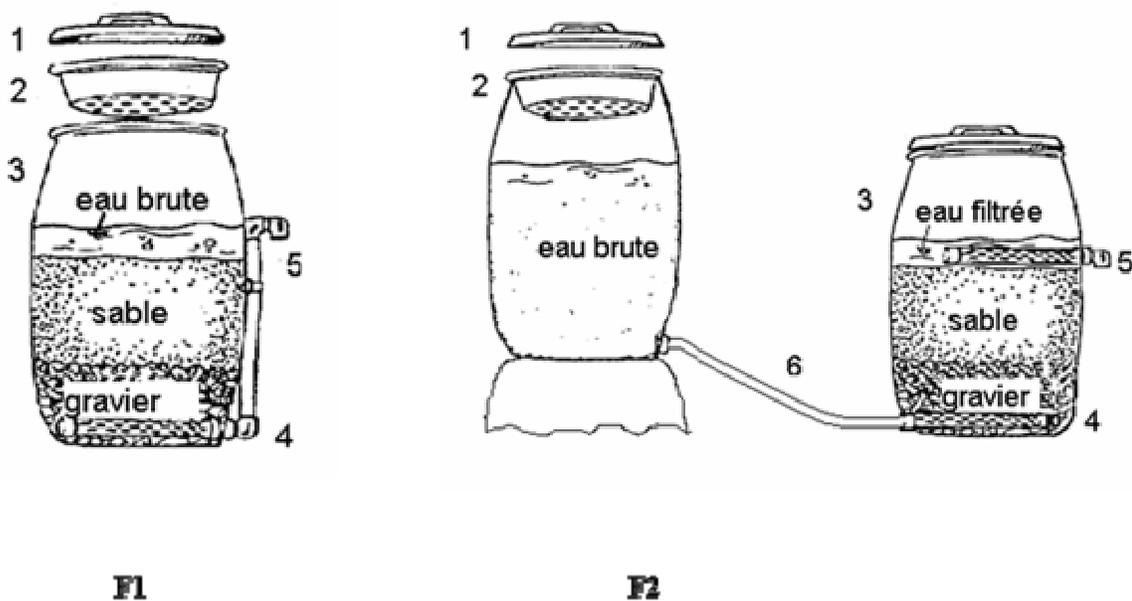
## 1. Matériel et Méthodes

### 1.1. Dispositif Expérimental

Le dispositif expérimental est constitué de deux filtres lents à sable. Il s'agit du filtre à alimentation descendante F1 et du filtre à alimentation ascendante F2. Les caractéristiques de ces deux réacteurs sont décrites par la figure 1.

Les barils sont remplis de sable qui sert de matériau filtrant. Du point de vue granulométrique, les grains de sable choisi ont des tailles comprises entre 0,15 et 0,30 mm et un coefficient d'uniformité inférieur à 2. Pour le bon fonctionnement du processus d'épuration, il faut prévoir un lit filtrant d'une hauteur minimum de 20 centimètres. L'installation du filtre consiste à disposer le gravier au fond du réacteur puis le sable juste au dessus du gravier. Un filtre géotextile sépare ces deux matériaux.

**Figure 1:** Description des filtres lents à sable individuels: (F1) filtre à alimentation descendante et (F2) filtre à alimentation ascendante : (1) couvercle, (2) passoire/diffuseur, (3) baril en plastique de 60 litres, (4) tuyau de drainage en PCV, (5) tuyau de sortie en PCV, (6) raccord de liaison en PCV.



Une fois le matériau filtrant mis en place, on l'alimente en eau à travers le lit de sable jusqu'à obtenir une couche d'eau surnageante de 5 centimètres environ. Cette couche permet de maintenir une charge suffisante pour le transfert de l'eau brute au travers du lit filtrant.

### 1.2. Eau de Puits

L'eau brute utilisée provient d'un puits en milieu urbain, dans la commune d'Attécoubé, à Abidjan (Côte d'Ivoire). Les eaux de ce puits sont utilisées par des ménages pour la boisson, la lessive, la cuisson des aliments et autres usages domestiques. Ce puits dont la profondeur varie de 2 m à 5 m, est suffisamment alimenté en eau, car se situant dans un rayon d'environ 500 m de la lagune Ebrié.

### 1.3. Méthodes D'étude

L'essai a duré 12 semaines (soit 3 mois) pendant lesquelles, les eaux prélevées du puits sont analysées à l'entrée et à la sortie des filtres. Toute l'expérimentation s'est déroulée en deux phases.

La première phase qui a duré deux semaines a permis la fabrication et la mise en service des réacteurs filtrants F1 et F2. Pour s'assurer du bon fonctionnement du filtre, la turbidité de l'eau filtrée a été quotidiennement suivie. Nous avons admis qu'une diminution de plus de 90 % de la turbidité pourrait être considérée comme une norme de bon fonctionnement du filtre. Les valeurs de la turbidité restant dans la logique des normes OMS pour l'eau potable (OMS, 1994).

La seconde phase du travail a concerné l'exploitation proprement dite des filtres. Durant dix semaines, l'eau filtrée est recueillie pour l'analyse des paramètres d'études.

L'analyse physico-chimique a consisté d'une part à la mesure *in situ* de la température et du pH; d'autre part à mesurer au laboratoire la turbidité, le fer, l'ammonium et les nitrates avant et après filtrage. Ces analyses chimiques se sont réalisées une fois par semaine.

Au total 10 essais ont été effectués pour l'étude de l'efficacité épuratoire de chaque filtre dans l'élimination des composés azotés (ammonium et nitrates) pendant dix semaines.

- **L'ammonium** a été dosé par la méthode au bleu d'indophénol dont le principe consiste au traitement des ions ammonium, en milieu alcalin et en présence de nitroprussiate, par une solution d'hypochlorite de sodium et de phénol. Les lectures se font à la longueur d'onde de 630 nm (NF.T90-015).
- **Le dosage des nitrates** s'est effectué par la méthode spectrophotométrie d'absorption moléculaire avec l'acide sulfosalicylique. Elle consiste à la mesure des nitrates avec l'acide sulfosalicylique formé par addition à l'échantillon de salicylate de sodium et d'acide sulfurique après traitement à l'alcali. Les lectures se font à la longueur d'onde de 415 nm (NF T90-045).
- **Le fer** a été dosé par spectrophotométrie à la phénantroline-1-10, dont le principe est la formation d'un complexe rouge orangé, en milieu tamponné, entre le fer, maintenu ou amené à l'état de fer (III), et la phénantroline-1,10. La mesure par spectrophotométrie de l'absorbance du complexe formé se fait à la longueur d'onde de 510 nm (NF T90-017).

Nous avons utilisé pour toutes ces mesures le spectrophotomètre (colorimètre) UV- visible SHIMADZU UV-1205.

## 2. Résultats et Discussion

Les résultats des analyses physico-chimiques des eaux à l'entrée et à la sortie des filtres F1 et F2 sont donnés dans le tableau 1. On y trouve les valeurs minimales, maximales et la moyenne entre parenthèse.  $\Delta X$  désigne l'écart de la mesure de la variable après et avant filtration par F1 ou F2. Les valeurs négatives de  $\Delta X$  désignent une diminution de la variable et les valeurs positives en désignent une augmentation. Ainsi, l'on note une diminution des valeurs des différents paramètres étudiés sauf une élévation pour le pH après filtration par F2. Il y a tendance à l'amélioration des paramètres de qualité de l'eau après filtration, et même à la neutralisation des eaux par le filtre F2.

**Tableau 1:** Caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute et du filtrat obtenu à la sortie des filtres F1 et F2

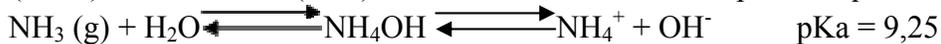
Paramètres	Eau Brute			Eau Filtrée							
	Minimum	Maximum	Moyenne	Filtre F1			$\Delta X1$	Filtre F2			$\Delta X2$
				Minimum	Maximum	Moyenne		Minimum	Maximum	Moyenne	
pH	6,6	6,4	6,4	5,8	6,6	6,2	- 0,3	6,5	6,8	6,6	+ 0,4
Température (°C)	26	29	27	23	28	26	-1	23	29	26	- 1
Turbidité (UNT)	1	26	9,8	0	4	1,5	- 8,3	0	2	1	- 8,8
Ammonium (mg/L)	0,29	4,38	1,76	0,11	0,93	0,6	-1,17	0,2	1,9	1,1	- 0,7
Nitrate (mg/L)	27,4	111	63,1	26,6	98,4	60	-3,4	24,9	108	63,2	- 0,1
Fer (mg/L)	2	5,1	4,5	0,1	1,1	0,9	- 3,6	0,1	2,1	1,3	- 3,2

$\Delta X$  = écart de la mesure de la variable après et avant filtration,  $\Delta X1$  pour F1 et  $\Delta X2$  pour F2

## 2.1. Qualité Physico-Chimique des eaux Brutes

Il apparaît avec ce tableau 1 que l'eau du puits utilisé pour notre étude a une température située entre 26°C et 29°C, caractéristique des eaux en milieu tropical. Sa turbidité varie entre 1 et 26 UNT. Le pH moyen des eaux brutes est de 6,4, ce sont des eaux acides. En effet, dans une telle eau à caractère acide (pH = 6,4), c'est la forme ionisée ( $\text{NH}_4^+$ ) de l'azote ammoniacal qui domine par rapport à la forme non ionisée ( $\text{NH}_3$ ).

En effet, suivant les conditions environnementales, l'ammonium est présent sous sa forme ionisée ( $\text{NH}_4^+$ ) et non ionisée ( $\text{NH}_3$ ). Ces deux formes sont liées par les équilibres suivants:



Dans les eaux courantes, le pH étant compris entre 6,5 et 8,5, la grande partie de l'azote ammoniacal est sous sa forme ionisée  $\text{NH}_4^+$ .

L'on note que, 8 échantillons brutes prélevés sur 10 présentent un taux d'ammonium supérieur à 0,5 mg/l, valeur recommandée par l'OMS pour l'eau potable.

La présence de l'ammonium serait liée aux rejets domestiques, signe d'une pollution certaine des eaux des puits. De même, 7 sur 10 échantillons contiennent un taux de nitrates supérieur à 50 mg/l, valeur recommandée par l'OMS. Les concentrations moyennes d'ammonium et de nitrate de l'eau de puits sont respectivement égales à 1,76 et 63,06 mg/l. Une telle eau est impropre à la consommation car riche en substances azotées.

Les températures élevées à certains moments peuvent s'expliquer par l'influence de la température ambiante sur les eaux prélevées, la nappe souterraine d'eau étant elle-même à une faible profondeur, compte tenu de sa proximité avec la lagune Ebrié.

Notons que la hauteur d'eau dans le puits est souvent inférieure à 5 m, si bien qu'après plusieurs heures de puisages sans repos, les eaux deviennent troubles. Ce qui explique les fortes valeurs de la turbidité des eaux brutes.

## 2.2. Qualité Physico-Chimique des eaux Filtrées

Les eaux à la sortie des filtres gardent un caractère toujours acide ( $6,2 < \text{pH} < 6,6$ ). Même si la turbidité s'avère améliorée, les concentrations pour les substances azotées demeurent toujours supérieures aux normes admises par l'OMS pour l'eau potable. Les concentrations moyennes pour l'ammonium sont de 0,6 mg/L pour F1 et 1,1 mg/L pour F2 ; celles des nitrates donnent 60 mg/L pour F1 et 63,4 mg/L pour F2. Les eaux aux sorties des filtres, même si elles présentent de bonnes caractéristiques organoleptiques, sont impropres du point de vue chimique. Les teneurs en composés azotés ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ) demeurent toujours élevées, c'est-à-dire,  $[\text{NH}_4^+] > 0,5 \text{ mg/L}$  et  $[\text{NO}_3^-] > 50 \text{ mg/L}$ .

### 2.3. Efficacité Épuratoire des Filtres

Plusieurs auteurs ont déjà étudié l'efficacité épuratoire du filtre lent à sable IRC (1991), Koamé, 2002). L'eau introduite une fois dans le filtre passe à travers une couche de sable. Les organismes vivants formant naturellement un lit biologique à la surface du sable purifient l'eau. La période de maturité du lit filtrant est de deux semaines dans le cas de notre étude. Nous avons suivi pendant ces deux semaines l'évolution de la turbidité entre l'entrée et la sortie du filtre. Sa valeur décroissante au fil du temps s'est vue stabilisée au bout de 10 jours environ pour F1 et près de 14 jours environ pour F2. C'est suite à cette période d'observation que nous avons débuté l'étude de l'efficacité épuratoire du filtre, qui a duré 10 semaines.

Une étude réalisée par Kouamé (2002), a montré qu'au niveau de la qualité physico-chimique de dix échantillons d'eaux prélevés dans dix puits différents, les écarts entre les mesures effectuées à l'entrée et à la sortie des filtres de type F1 varient pour le pH de +0,03 à +0,58. On note une tendance à la neutralisation de l'acidité comme nous l'avons déjà indiqué. La température, l'alcalinité, la conductivité, le taux de solides dissous et la turbidité mesurés entre l'entrée et la sortie des filtres indiquent respectivement une tendance au rafraîchissement des eaux d'environ 4%, une réduction du taux d'agressivité (de 0,8 à 14,6%), une réduction du taux de minéralisation (de 0,78 à 27,08%) et des matières en suspension (de 40 à 81%).

Selon cette même étude, les analyses effectuées montrent aussi que les réacteurs éliminent efficacement les bactéries coliformes jusqu'à un taux d'abattement de 1,2 à 1,48 ulog. Cet abattement semble être la résultante de l'action conjuguée de mécanismes physiques et biologiques. Il est important tout de même de désinfecter les eaux filtrées avant toute consommation.

En ce qui concerne la qualité chimique des eaux, les résultats indiquent une réduction de la teneur en fer de 3,2 à 3,6 mg/L, à moins de 0,05 mg/L (IRC, 1991). C'est un moyen de déferrisation des eaux, qui permet non seulement d'éliminer le fer, mais aussi de piéger le sulfure d'hydrogène, les ferrobactéries et autres saletés que l'on retrouve dans les eaux de puits (IRC, 1991).

Les deux réacteurs F1 et F2 concourent donc à l'amélioration de la qualité des eaux, mais plus pour le réacteur F1 qui donne de meilleurs résultats au regard des taux de diminution des différents paramètres étudiés. Sauf pour le pH où la tendance à la neutralisation des eaux est plus importante dans le réacteur F2 ( $\Delta X_2 = + 0,4$ ).

### 2.4. Elimination des Composés Azotés

#### 2.4.1. Elimination de L'ammonium

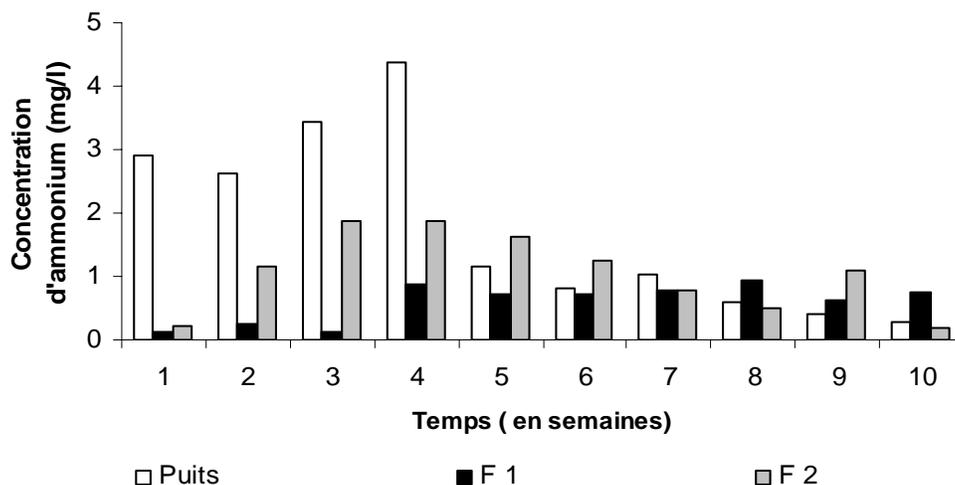
La figure 2 donne l'évolution des concentrations de l'ammonium au cours des dix semaines d'expérimentation pour chacun des réacteurs F1 et F2, tandis que la figure 3 traduit l'évolution du taux d'abattement de l'ammonium exprimé en pourcentage à la sortie de chaque filtre. L'ammonium n'est pas totalement éliminé des eaux filtrées (figure 2), un traitement additionnel par chloration pourrait l'éliminer totalement. On note tout de même une diminution de sa concentration à la sortie des deux réacteurs pendant les premières semaines de fonctionnement.

Dans le filtre F1 à alimentation descendante et verticale, la diminution de l'ammonium a duré pendant 6 semaines, ce qui n'est pas le cas pour le filtre F2 à alimentation ascendante et verticale dans lequel la diminution a duré 4 semaines (figure 3).

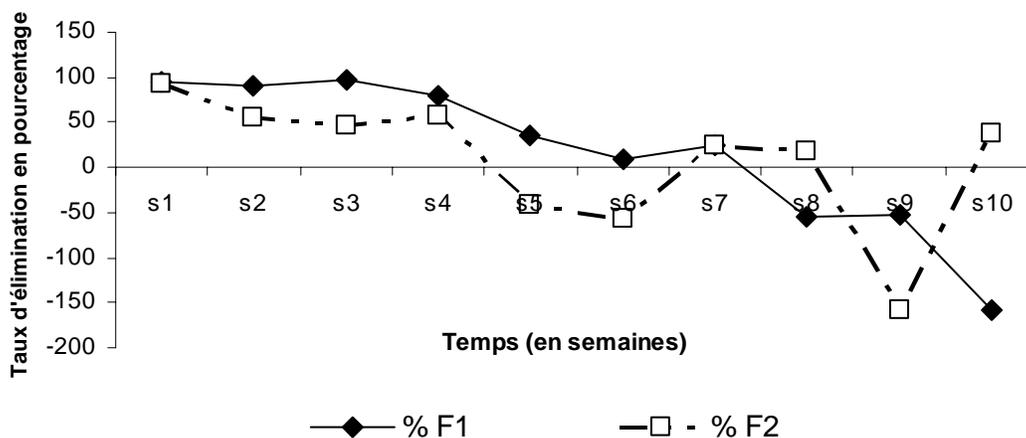
Avec F1 on a un taux d'élimination plus important qui varie de 96% la première semaine à 9% la sixième semaine, pouvant être considérée comme la période de saturation du filtre. Au-delà de cette période, le filtre enrichit l'eau en ammonium jusqu'à 50 % de la concentration initiale de l'eau brute (Taux de -150% à la semaine 10, figure 3). On observe donc un relargage de l'ammonium dans les eaux à partir de la sixième semaine pour F1 et plutôt à partir de la cinquième semaine pour F2. L'azote est donc retenu par le simple rôle mécanique de la filtration et sa fraction organique stockée par la couche biologique filtrante est par la suite libérée partiellement par le filtre sous forme d'ammonium. En effet, la couche biologique constituée, soit oxyde partiellement l'azote organique, soit réduit les

nitrate en ammonium qui contribuent à l'enrichissement des eaux. Ce qui signifie que la restauration du filtre doit se faire après 4 semaines de fonctionnement pour permettre l'élimination de plus de 80% de l'ammonium des eaux brutes.

**Figure 2:** Évolution de la concentration résiduelle d’ammonium dans les filtres F1 et F2 pendant dix semaines de fonctionnement.



**Figure 3:** Evolution du taux d’élimination de l’ammonium dans les filtres F1 et F2 pendant dix semaines de fonctionnement



Nos résultats en accord avec Kouamé (2002), indiquent ainsi une élimination de la quasi-totalité de l’ammonium avec des taux de réduction compris entre 50 et 100 % pour le filtre F1. Plus le temps de mise en service augmente, plus l’efficacité épuratoire du filtre diminue.

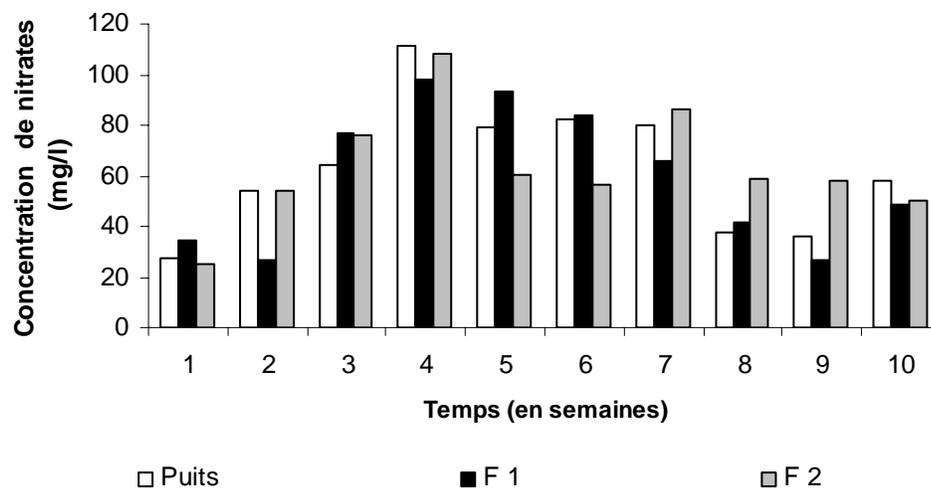
Avec le filtre F2 la performance est moins grande car le taux d’élimination moyen de l’ammonium se situe à 63% pendant 4 semaines de fonctionnement, contrairement au filtre F1 qui donne 91% d’élimination de l’ammonium pendant cette même période.

### 2.4.1. Elimination des Nitrates

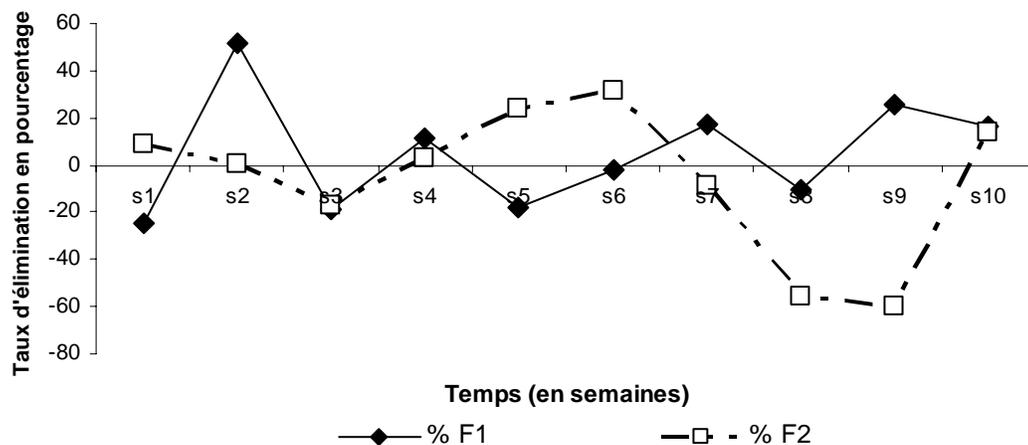
La figure 4 donne l’évolution des concentrations des nitrates au cours des dix semaines d’expérimentation pour chacun des réacteurs F1 et F2, tandis que la figure 5 traduit l’évolution du taux d’abattement des nitrates exprimé en pourcentage à la sortie de chaque filtre. On note des quantités toujours importantes de nitrates aussi bien dans les eaux à la sortie des filtres F1 et F2 que dans les

eaux brutes. Il y a un faible taux d'abattement des nitrates dans les deux réacteurs. Dans le filtre F1, l'abattement des nitrates se fait en dent de scie. La tendance est plus à l'enrichissement des eaux en nitrates qu'à la dénitrification biologique. En effet, dans ce réacteur, la réaction de nitrification qui se déroule pendant les six semaines de fonctionnement (figure 3) semble l'emporter sur la dénitrification biologique. Au-delà de la sixième semaine s'installe des conditions plus favorables de dénitrification. Le milieu saturé en matière organique devient de plus en plus anoxique pour favoriser le déplacement de l'oxygène des nitrates (respiration des nitrates) par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes. Cette réaction pourrait être améliorée par apport de substrats carbonés qui fournirait à la fois l'énergie et le carbone nécessaire au métabolisme et aux synthèses cellulaires. On pourrait ajouter de ce fait de l'éthanol ou de l'acide acétique (HANUS *et al*, 1988, LE Cloirec *et al*. 1999). Ceci va être étudié dans nos prochaines investigations.

**Figure 4:** Évolution de la concentration résiduelle de nitrate dans les filtres F1 et F2 pendant dix semaines de fonctionnement.



**Figure 5:** Evolution du taux d'élimination des nitrates dans les filtres F1 et F2 pendant dix semaines de fonctionnement



Le filtre F2 est un réacteur moins efficace à l'élimination des nitrates (figure 5) par rapport à F1. En effet, après six semaines de fonctionnement, s'amplifient les réactions de nitrification qui donnent des taux d'augmentation de 8% à 60% de nitrates de la 7<sup>ème</sup> à la 9<sup>ème</sup> semaine dans les eaux filtrées. L'azote organique est donc minéralisé au cours de cette période par les étapes successives de

l'ammonification, de la nitrification et de la nitratisation. Egalement, c'est pendant cette période que les quantités d'ammonium augmentent également dans le filtre F2 (figure 3)

Au cours des 5 semaines qui ont précédé, se sont multipliées dans ce réacteur biologiquement constitué, des bactéries ammonifiantes, puis des nitrobactéries (bactéries nitriques) qui ont participé à la minéralisation de l'azote organique des eaux brutes longtemps accumulé à la surface de la membrane biologique formée. La température des eaux brutes qui varie de 26°C à 29 °C est favorable aux réactions d'ammonification et de nitrification. En effet, si elles ne sont optimales qu'aux environs de 30°C, ces deux processus peuvent entretenir une activité microbienne moyenne à 10-15 °C, l'activité devenant nulle à 0 °C (Morizot, 1983 ; Schwatbrod et Martin, 1985).

Les figures 2 et 4 montrent également que la qualité de l'eau brute influence l'évolution de la concentration résiduelle des nitrates et de l'ammonium au cours du temps. En effet, le taux d'élimination des concentrations d'ammonium et de nitrates est fonction des concentrations dans l'eau brute. Ainsi, selon Huisman et Wood (1975), l'efficacité d'un filtre à sable dépend de la qualité de l'eau brute. Lorsque l'eau brute présente une teneur en carbone organique dissous (COD) supérieure à 5 mg/L, l'eau filtrée peut présenter des problèmes de goût, d'odeur et de couleur. Cette filtration ne permet donc pas d'éliminer efficacement le carbone organique dissous, mais aussi la fraction organique azotée.

Le traitement des eaux qui débute dans la couche surnageante avant de s'infiltrer en profondeur (Huisman et Wood, 1975), engage plusieurs processus qui affectent l'élimination et la rétention d'azote. Seulement peu de processus enlèvent complètement l'azote ammoniacal et l'azote nitrique. La plupart d'entre eux convertissent juste l'azote à ses diverses formes variées (Vymazal, 2007).

L'enlèvement de l'ammonium s'enclenche dès la mise en service du filtre. Après six (6) semaines de fonctionnement seul le filtre F1 donne un bon rendement dans l'élimination de l'ammonium atteignant 90 %. Ce rendement décroît avec le vieillissement du filtre. En effet, au fur et à mesure que l'eau s'épure et s'infiltré, l'oxygène de la solution contenue dans le sable diminue et le milieu devient anoxique. En conséquence, la nitrification qui est un processus d'oxydation occasionnant l'élimination d'ammonium pourrait être bloqué pour faire place à l'ammonification.

Contrairement à l'ammonium, l'élimination des nitrates ne s'est pas fait dès les premières semaines de fonctionnement des filtres F1 et F2. Ce n'est qu'après 6 semaines de fonctionnement qu'on a constaté une diminution des nitrates et mieux dans le réacteur F1. Ces résultats pourraient être dus à la saturation de la surface filtrante en matières organiques et à l'insuffisance d'oxygène. En effet, par la suite de l'afflux des matières organiques azotées présentes dans l'eau brute, il s'en suit que les bactéries n'arrivent plus à réaliser la transformation de ces composés (Le loeuff et al, 1993). Par conséquent, l'activité bactérienne est inhibée par la forte concentration de composés azotés (Vazquez-Rodriguez et Rols, 1997). D'où la libération de nitrate occasionné par la présence massive d'ammonium et la stabilisation de l'azote organique contenu dans la couche de sable (Smith et al. 1998).

Selon Smith et al, (1998), l'azote organique stabilisé dans le bio-solide se converti très rapidement en nitrates.

Par ailleurs, le manque d'oxygène rend le milieu anoxique (Haslay et Leclerc, 1993) et crée les conditions favorables de dénitrification (Schwatbrod et Martin, 1985).

## Conclusion

Les eaux de puits ne sont pas toujours potables pour la consommation humaine, c'est pourquoi, elles ont besoins d'être traitées avant toute consommation. Les concentrations moyennes respectives d'ammonium et nitrate égales à 1,76 et 63,06 mg/l traduisent une eau de mauvaise qualité selon les normes de l'OMS relatives à l'eau potable.

A l'instar de ce puit qui a fait l'objet de notre étude, les eaux des puits en milieu urbain, sont contaminés par divers polluants provenant des activités anthropiques souvent amplifiées en zones urbaines.

Les résultats d'analyse à l'issue de la filtration sur les filtres F1 et F2 ont montré que l'enlèvement des nitrates et de l'ammonium est fonction du temps et du modèle de filtre. Le filtre F1 donne de meilleurs résultats quant à l'élimination des composés azotés. L'écoulement vertical de l'eau permet l'abattement de l'ammonium avec plus de succès, mais la dénitrification qui a lieu dans le filtre à sable est limitée. L'azote est donc retenu par le simple rôle mécanique de filtration. Ce processus est surtout efficace pour l'azote contenu dans les matières en suspension et l'azote organique également. L'azote est minéralisé dans la couche biologique de filtration constituée à l'interface sable-eau. Plus le temps passe, l'ammonium formé par ammonification s'ajoute au  $\text{NH}_4^+$  préexistant. Pour ce qui est de la rétention, les eaux de capillarité peuvent contenir les différentes formes d'azote pendant un moment. C'est le cas des nitrates qui seront relâchés après un temps de rétention vers la sortie des filtres.

Il faut accorder au filtre un temps de fonctionnement assez long afin d'assurer plus efficacement l'enlèvement des nitrates. Paradoxalement, plus le temps de fonctionnement augmente, plus sont libérés des ions ammonium. Il serait peut être intéressant de combiner ces deux systèmes, en plaçant en amont le réacteur F2 qui a l'avantage d'appauvrir les eaux filtrée en oxygène et donc favorisera sa dénitrification dans le filtre F1. L'addition de substrat carboné pourrait optimiser la performance du processus d'enlèvement des nitrates et de l'ammonium.

## References

- [1] **Billaut C.; 1989**, le rôle épurateur du sol, tome 2, l'évolution des polluants dans le sol, Afee (Association française pour l'étude des eaux), étude de synthèse.
- [2] **Cambardella C., Moorman T., Jaynes D., 1999**,. Water quality in Walnut Creek Watershed: nitrate– nitrogen in soils, subsurface drainage water, and shallow groundwater. *J Environ Qual*;28:25– 34.A B 40.0
- [3] **Cai G., 1992**, Evaluation of gaseous nitrogen losses from fertilizers applied to flooded rice in China. *Proc Inter Symp Paddy soils*, Nanjing, China; p. 99–106.
- [4] **Drapeau A.J., Jankovic S, 1977**, Manuel de microbiologie de l'environnement. Organisation Mondiale de la santé, Genève, 251 p.
- [5] **Haslay C., H. Leclerc, 1993**, Microbiologie des eaux d'alimentation. Tec et Doc. Lavoisier, Paris, 495 p.
- [6] **HANUS F, BERNARD C., 1988**, Dénitrification des eaux potables dans un réacteur biologique à élimination continue de la biomasse en excès : un procédé inédit. *TSM Eau*, 83, 4, 243-246. (66/61537).
- [7] **Harris G., Rose S., 1992**, Nitrate leaching to surface waters from small agricultural catchments. *Asp Appl Biol*;30:199–202.
- [8] **Huisman L., Wood W.E., 1975**, La filtration lente sur sable. Organisation mondiale de la Santé, 133 p.
- [9] **IRC, 1991**, La filtration lente sur sable pour l'approvisionnement en eau collective, planification, conception, construction et entretien. Document Technique n° 24., Centre International de l'Eau et de l'Assainissement La Haye, Pays-Bas, 50 p.
- [10] **Kouamé O. V, 2002**, Etude de l'efficacité épuratoire du filtre à sable pour l'approvisionnement en eau des ménages à Buyo (Côte d'Ivoire). Mémoire de DEA de l'Université d'Abobo-Adjamé, 51 p.
- [11] **LE Cloirec P., Martin G., 1999**, Procédé biologique autotrophe d'élimination totale de l'azote minéral (ammoniacque, nitrites et nitrates). *Wat. Supply*, 6, 151-156, (in G1839/24)
- [12] **Le Loef P., E. Marchal, Amon K. J-B., 1993**, Sels nutritifs au large de la Côte d'Ivoire. In *Environnement et Ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome 1. Le milieu marin. Editions ORSTOM*, pp 123-148.

- [13] **Levesques L, 1982**, Elimination des nitrates des eaux potables. Mise à jour de l'étude de synthèse AFEE, 266 p.
- [14] **Levesque L., 1976**. Elimination des nitrates des eaux potables. Rapport de synthèse AFEE, 156 P.
- [15] **Li H, Parent LE, Karam A, Tremblay C., 2003**, Efficiency of soil and fertilizer nitrogen in a humid, cool, and acid sod– potato system. *Plant Soil* ;251:23– 36.
- [16] **Morizot, 1983**, Protection des sols et devenir des déchets. Paris, MECV, Serv. Rech. Etud. Trait. Inf. Environ., 22-24 nov. 1983, La Rochelle, ANRED, collection Rech. Environ. N°26, 429 p.
- [17] **OMS, 1980**, Critère d'hygiène de l'environnement 5 concernant les Nitrates, nitrites et composés N-nitroso. Organisation mondiale de la santé, 112 p.
- [18] **OMS, 1994**, Directives de qualité pour l'eau de boisson. Deuxième édition, volume 1 Recommandation. Organisation mondiale de la Santé, 202 p.
- [19] **Schwartzbrod J., Martin G. 1985**, Point sur l'épuration et le traitement des effluents (Air-Eau). Vol. 2.1. Bactériologie des milieux aquatiques, P 1- 45.
- [20] **Sharpe RR, Harper LA, 1997**, Apparent atmospheric nitrogen loss from hydroponically grown corn. *Agron J*;89:605–9.
- [21] **Silvan N, Regina K, Kitunen V, Vasander H, Laine J., 2002**, Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. *Soil Biol Biochem*; 34:721– 8.
- [22] **Smith S. R., Woodsa V. and EvansbT. D., 1998**, Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. II. Thermal-time models of the different nitrogen pools. *Bioresource Technology*, 66 (2), 151-160.
- [23] **Vazquez-Rodriguez G. A., Rols J. L., 1997**, Etude du processus de nitratisation avec des boues activées : effet inhibiteur de l'ammoniac sur les bactéries nitrifiantes. *Rev. Sci. Eau*, 10 (3), 359-375.
- [24] **Vymazal Jan, 2007**, Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3), 48-65.
- [25] **Wei MC, Yu WC, Xi YG, Yoshida I., 1997**, Eutrophication of Taihu Lake and its control. *Int Agric Eng J*;6:109 –20.
- [26] **Zongo S., 1998**, Environnement et santé : diagnostic communautaire dans la région de Buyo. Thèse de doctorat en médecine de l'Université de Cocody, 145 p.
- [27] **Zhu ZL., 2000**, Loss of fertilizer N from plants –soil system and the strategies and techniques for its reduction. *Soil Environ*;9:1– 6 [in Chinese].
- [28] **Zhu ZL, Cai GX, Simpson JR, Zhang SL, Chen DL, Jackson AV, et al., 1989**, Processes of nitrogen loss from fertilizers applied to flooded rice fields on a calcareous soil in north-central China. *Fertil Res*;18:101– 15