

## **Influence de la hauteur du massif filtrant sur l'élimination des polluants azotés des eaux usées domestiques dans un filtre à sable à alimentation intermittente**

### **[ Effect of sand depth filter in nitrogen the removal from domestic wastewater in an intermittent sand filter ]**

**Béatrice Assamoi Ama-Cauphys, Jean-Marie Pétémanagnan Ouattara, Evichie Marie Mireille Brou, and Lacina Coulibaly**

Laboratoire d'Environnement et Biologie Aquatique, UFR-Sciences et Gestion de l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

---

Copyright © 2022 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

**ABSTRACT:** A series of sand filters in the shape of a "U" are an inexpensive option to to the treatment of nitrogen pollution. This filter system was contained three compartments. Each compartment was contained two columns, a filter column and a settling one. The size of filter media decreased successively in the direction of water flow. This disposition of layering increases solids absorption et adsorption. However, the filter sand depth and media grain size can impact their treatment efficiency. Thus, the effect of sand filter depth and media grain size upon treatment kinetic was studied. To do this, three (3) sand depth (60, 70 et 90 cm) was studied. The results show that the filter bed depth of 90 cm was the most efficient for nitrogen removal. However, the coarse shales provide a good reduction of ammonium and Total Kjeldahl nitrogen in the filtrates compared to the other media grain size. Shale medium and lagoon sand are efficient in the nitrate removal and chemical oxygen demand. The results obtained show that the filter of 90 cm of mean shale and with lagoon sand is an efficient technology for treating nitrogen urban wastewater.

**KEYWORDS:** Intermittent sand filter, bed depth, nitrogen removal, media grain size, domestic wastewater, shale.

**RESUME:** Une série de filtres à sable à alimentation intermittente en forme de "U" constitue une alternative moins coûteuse pour traiter efficacement la pollution azotée des eaux usées. Ces filtres étaient composés de trois compartiments constitués chacun d'une colonne filtrante dont la granulométrie des massifs filtrants diminue du premier au troisième compartiment et d'une colonne de sédimentation. Cette disposition des couches augmente la capacité d'absorption et d'adsorption des particules. Cependant, la hauteur du lit filtrant et sa granulométrie peuvent affecter leur efficacité de traitement. Ainsi, l'effet de la hauteur du massif filtrant et de sa granulométrie sur le fonctionnement du filtre à sable intermittent a été étudié. Pour ce faire. Les schistes grossiers, moyens et le sable de lagune ont été utilisés comme massif filtrant. Les influences de trois hauteurs de lit filtrant (60, 70 et 90 cm) ont été étudiées. Les résultats ont montré que le filtre de hauteur 90 cm donnaient globalement, un meilleur rendement d'élimination de l'azote (ammonium: 95%, nitrate: 56,11%, azote total Kjeldahl: 94%). Cependant, les schistes grossiers permettaient d'obtenir une bonne réduction de l'ammonium et de l'azote total Kjeldahl dans les filtrats par rapport aux autres massifs. En revanche, le schiste moyen et le sable de lagune sont efficaces dans l'enlèvement de nitrate et la demande chique en oxygène. Au vu des résultats obtenus, le filtre à sable intermittent garni de 90 cm de schiste moyen peut convenir au traitement des eaux usées pour une dépollution azotée.

**MOTS-CLEFS:** Filtre à sable intermittent, hauteur du lit filtrant, élimination d'azote, granulométrie du lit filtrant, eaux usées domestiques, schiste.

## 1 INTRODUCTION

Le développement d'urbanisation conjugué à la croissance démographique engendre une augmentation des besoins en eau. Celui-ci entraîne une utilisation excessive des ressources en eau par la production et le rejet d'un important volume d'eaux usées dans les milieux récepteurs [1]. Ces eaux sont très souvent rejetées dans la nature sans traitement adéquat, ce qui favorise une introduction massive de charges polluantes (composés organiques et inorganiques) dans l'environnement. La plus préoccupante de celles-ci est l'apport excessif de nutriments dans les milieux récepteurs. L'azote, élément vital des organismes, se retrouve à de fortes charges sous différentes formes à l'intérieur des eaux, dans les pesticides agricoles ou encore dans les effluents des stations d'épuration municipales [2]. Sa présence dans les eaux perturbe les équilibres naturels des écosystèmes aquatiques [3]. Par exemple, l'oxydation biologique de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) entraîne une consommation d'oxygène dans le cours d'eau. De plus, la vie aquatique peut être gravement atteinte pour des concentrations en azote ammoniacal de l'ordre de 2 mg/L [4]. Associé au phosphore, l'azote peut également mener à des problèmes de croissance indésirable d'algues ([5], [6], [7]). Par ailleurs, l'azote peut constituer une gêne pour la potabilisation des eaux de surface, car la présence de  $\text{NH}_4^+$  entraîne une surconsommation de chlore dans le traitement de l'eau potable ([8], [9]), alors qu'une eau chargée en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson [10]. Il est donc reconnu que la réduction de rejets notamment l'azote est indispensable pour prévenir la baisse de qualité des milieux récepteurs. Divers procédés de traitement physico-chimique ou biologique ([11], [12]) de l'azote ont été expérimentés. Les processus biologiques de nitrification et de dénitrification s'avèrent habituellement plus économiques que les traitements physico-chimiques [13]. Dans le procédé biologique, la nitrification correspond à l'oxydation des ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ). Ces derniers sont ensuite oxydés en ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) [14]. Cependant, comme ce dernier composé peut nuire à la réutilisation de l'eau, il peut être nécessaire de l'éliminer des eaux usées en ayant recours à la dénitrification qui est une réaction anaérobie permettant la réduction des ions nitrates formés en azote gazeux ( $\text{N}_2$ ). Elle nécessite une source de carbone pouvant provenir, de l'effluent à traiter (dénitrification exogène) ou du carbone associé aux microorganismes dénitrifiant. Les procédés de boues activées et les réacteurs biologiques séquentiels sont des exemples de traitement biologique de l'azote. Cependant, ceux-ci présentent des coûts importants d'investissement par habitant et nécessitent l'utilisation de réacteurs distincts pour la nitrification et la dénitrification ([15], [16]). L'idéal dans les processus de traitement biologique de l'azote serait de réunir au sein d'un même réacteur les conditions aérobies de nitrification et anaérobie de dénitrification en présence de sources de carbone. 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 [17]. Ce fonctionnement fournit les conditions d'une nitrification et dénitrification simultanées pour l'élimination de la pollution azotée.

Les filtres à sable à alimentation intermittente montés en série, fonctionnant en période d'alimentation et de repos en eaux usées semble fournir ces conditions. De plus, des mécanismes physiques, chimiques et biologiques entrent en jeu au sein du matériau filtrant à l'intérieur de ces filtres. Parmi les mécanismes chimiques, on peut citer l'adsorption sur les substrats favorisant une grande capacité de rétention des particules. Sur le plan biologique, ces filtres peuvent éliminer le fer, le manganèse et les polluants organiques, car un biofilm peut se développer à la surface du milieu filtrant [18]. Ce phénomène peut s'accompagner d'une dégradation des nutriments et de la matière organique au sein du massif filtrant comme l'ont constaté [19]. Vu les grands avantages qu'ils présentent, les filtres à sables intermittents sont moins coûteux à réaliser et à exploiter. De plus, ils ont une surface spécifique élevée, ce qui permet une élimination des polluants par filtration et sédimentation. Le développement de tels procédés présente un intérêt du fait de l'ampleur des polluants azotés dans le monde et particulièrement en Côte d'Ivoire. Cependant, bien qu'il s'agisse d'une technologie avantageuse, la majorité des recherches précédentes ont mis l'accent sur l'élimination des particules solides en suspensions, de la turbidité, des matières organiques et des bactéries pathogènes avec un intérêt moindre pour l'élimination de l'azote [20]. Des recherches précédentes ont testé la performance des filtres à sable à alimentation intermittente montés en série pour éliminer l'azote des eaux usées en utilisant la nitrification et la dénitrification ([21], [22], [23]). Les résultats ont montré une élimination d'environ 70% d'ammonium et 94 à 96% de nitrate. En dépit de ces avantages, peu d'études ont été réalisées sur cesdits filtres sur l'élimination du nitrate en Côte d'Ivoire. Les travaux de [24] sur l'élimination de l'azote et du phosphore par des filtres à sable intermittent garnis de matériaux endogènes (granite, cuirasse et schiste) à Abidjan ont donné des résultats satisfaisants de l'ordre de 90%, 40 à 75%, 49,6 à 88,7% et 75% de réduction respectivement pour l'ammonium, phosphore total, demande chimique en oxygène (DCO) et nitrate. Ce qui prouve que ces filtres sont une solution prometteuse. Cependant, des informations supplémentaires, telles que l'influence de la hauteur et de la granulométrie du massif filtrant sur performance de traitement de ces filtres sont nécessaires pour appréhender leurs conditions de fonctionnement optimal.

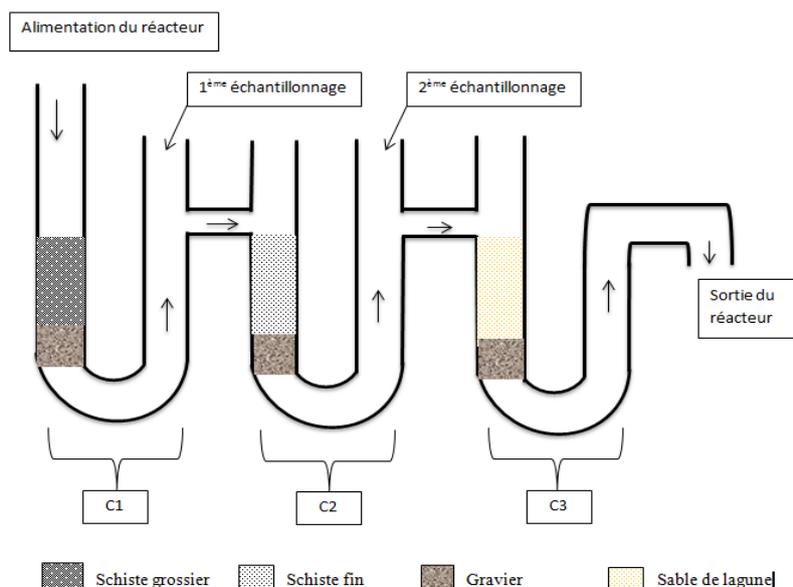
L'objectif de ce travail est de développer un filtre à sable à alimentation intermittente et d'étudier l'effet de la hauteur et de la granulométrie du massif filtrant sur l'élimination de l'azote contenu dans les eaux usées. Contrairement aux matériaux filtrants conventionnels constitués de sable et de granites concassés, les filtres ont été garnis de schistes concassés et de sable

de lagune pour améliorer la fonction biologique et d'adsorption. En effet, le schiste est naturel et est un très bon adsorbant susceptible de libérer du fer et de l'aluminium dans les massifs pouvant être impliqués dans les réactions d'adsorption de l'azote.

## 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Trois filtres pilotes à alimentation intermittente en PVC de diamètre 11 cm et de hauteur 130 cm ont été utilisés dans cette étude (figure 1). Ce dispositif est composé de trois compartiments C1, C2 et C3 de forme U respectivement montés en série. Chaque compartiment est constitué d'une colonne filtrante et d'une colonne de sédimentation. Les colonnes filtrantes sont garnies du bas vers le haut de 15 cm de gravier, et de matériaux filtrants de hauteur variable (60, 70 et 90 cm). L'étude de l'influence de hauteur du massif filtrant a consisté à augmenter de 10 cm la hauteur de massif filtrant à partir de 50 cm utilisés lors des essais de traitement de [24]. Le montage est fait de sorte que la granulométrie du massif filtrant diminue du premier compartiment au troisième pour chaque réacteur. La première et la seconde colonne filtrante ont été garnies par du schiste, avec des schistes grossiers à granulométrie uniforme ( $m = 3650 \mu\text{m}$ ,  $\text{CU}=1,66$ ) dans la première colonne filtrante du compartiment C1, schiste moyen à granulométrie variée ( $m = 1416,67 \mu\text{m}$ ,  $\text{CU}= 5$ ) dans la seconde colonne filtrante du compartiment (C2) et de sable moyen à granulométrie variée ( $m=466,67$ ,  $\text{CU}=2,5$ ) dans la troisième colonne du dernier compartiment. Tous les filtres ont été alimentés au débit de 7,5 L/j.



**Fig. 1. Configuration du réacteur; C1 = compartiment 1; C2 = Compartiment 2; C3 = Compartiment 3**

## 2.2 MÉTHODES

### 2.2.1 PRÉPARATION DES MASSIFS FILTRANTS

Le schiste et le sable utilisés ont été prélevés respectivement sur le site de Lomo-Nord (Toumodi, Côte d'Ivoire) et d'une carrière de sable de la lagune Ébrié. Les schistes ont été concassés pour obtenir deux types de granulométrie après tamisage avec des tamis de mailles 5 mm et 2 mm. Les schistes peuvent relarguer du fer et de l'aluminium.

### 2.2.2 ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX USÉES ET DES FILTRATS

Les eaux usées utilisées ont été prélevées dans le collecteur d'eau pluviale du boulevard Latrille situé dans la Commune de Cocody, Abidjan (Coordonnées géographiques: N 05° 20' 59,8": E 004° 00' 09,6"). Les populations qui y résident raccordent de façon illicite leurs systèmes d'évacuations des eaux usées à cause des coûts élevés du raccordement au système d'égout. Ces

eaux ont été stockées après prélèvement dans des bidons plastiques de vingt litres (20L). Ensuite, les échantillons ont été transportés sur le site expérimental pour alimenter les filtres.

### 2.2.3 MODE D'ALIMENTATION

L'alimentation des réacteurs a consisté à appliquer pendant environ 30 min des eaux usées urbaines sur la surface d'infiltration des compartiments C1 du système. Ensuite, sous l'effet de la gravité, l'eau s'infiltré dans les autres compartiments en traversant successivement le massif et la colonne de sédimentation des compartiments C2 et C3. Le réacteur est par la suite laissé au repos pendant 2 jours, ce qui correspond à une alternance des phases d'alimentation et de repos. Un échantillon d'eau usée brute (EB) et le filtrat du réacteur ont été prélevés séparément dans des flacons de 0,5 L une fois par semaine et conservés à 4°C jusqu'à l'analyse.

### 2.2.4 ANALYSE DES PARAMÈTRES

Les paramètres tels que pH, Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Demande chimique en oxygène (DCO) et l'azote total Kjeldahl (NTK) ont été déterminés selon les méthodes standards AFNOR. Les rendements épuratoires (R) des paramètres chimiques à la sortie de différentes colonnes de sédimentation de chaque compartiment ont été calculés à partir des relations (3) (4) et (5).

$$R_{C1} (\%) = \frac{X0 - X1}{X0} \quad (3)$$

$$R_{C2} (\%) = \frac{X1 - X2}{X1} \quad (4)$$

$$R_{C3} (\%) = \frac{X2 - X3}{X2} \quad (5)$$

Avec Rc1, Rc2, Rc3 = rendement épuratoire respectif dans les compartiments C1, C2, C3;

X0 = concentration du paramètre considéré dans l'eau brute (mg/L);

X1, X2 et X3 = concentration du paramètre considéré dans le filtrat du compartiment C1, C2 et C3 (mg/L);

### 2.2.5 TRAITEMENT STATISTIQUE

Une analyse de variance ANOVA à un facteur et ANOVA de kruskal Wallis a été utilisée pour tester la variation entre les paramètres physico-chimiques de l'eau brute, des filtrats et des rendements épuratoires entre les différents réacteurs. Ces tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel STATISTICA 7.1 à un seuil de significativité <0,05.

## 3 RÉSULTATS

### 3.1 PH

La figure 2 présente l'évolution du pH de l'eau brute (EB) et des différents filtrats en fonction du temps. On remarque dans l'ensemble que le pH des différents filtrats est supérieur à celui de l'eau brute. Dans l'EB, les valeurs varient entre 6,79 et 7,44. En revanche, dans les différents filtrats, on note une tendance à la basification lorsque la hauteur du massif filtrant augmente de 60 cm à 90 cm. En effet, les valeurs de pH oscillent entre 7,42 et 7,60 pour filtre de 90 cm (H90), entre 7,41 et 7,66 pour filtre de 70 cm (H70) et entre 7,38 et 7,56 pour le filtre de 60 cm (H60). Les pH des filtrats ont augmenté avec la diminution de la granulométrie du massif filtrant. Les valeurs oscillent entre 7,42 et 7,38 dans le compartiment C1, entre 7,39 et 7,47 dans le C2 et entre 7,56 et 7,66 dans le C3. Le test de Kruskal-Wallis n'a pas montré de différence significative entre le pH de l'eau brute et celui des filtrats (test d'Anova, p > 0,05).

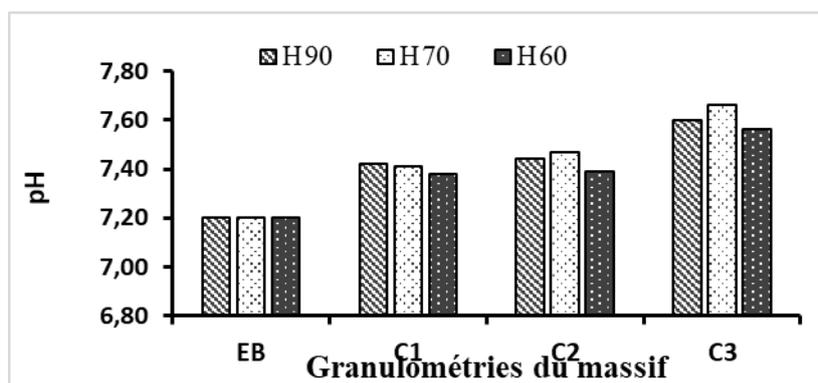
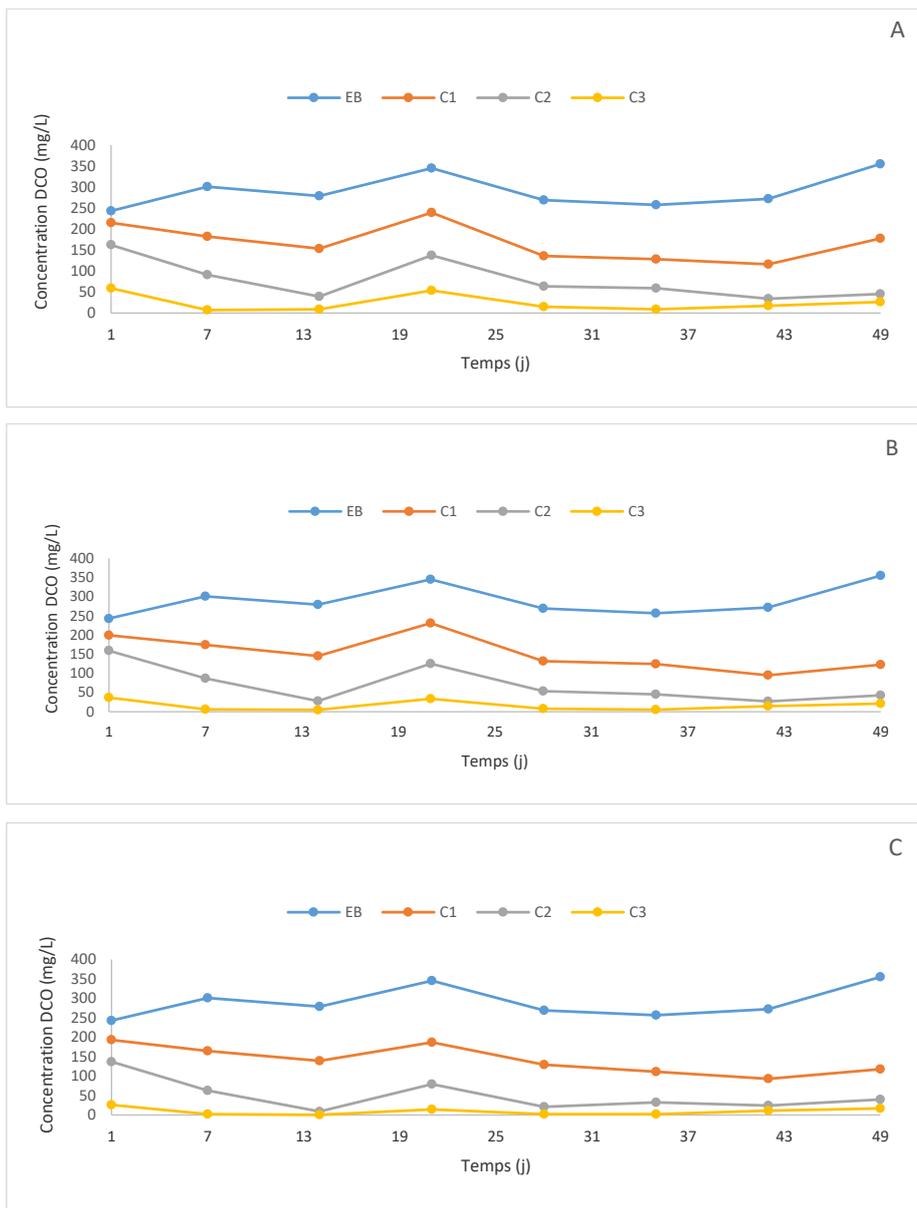


Fig. 2. Influence de la hauteur et de la granulométrie du massif filtrant sur l'évolution du pH de l'eau brute et des filtrats des différents filtres; EB = eau brute; H60 = filtre de 60 cm de massif filtrant, H70 = filtre de 70 cm de massif et H90 = filtre de schiste de 90 cm de massif filtrant

### 3.2 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO)

L'évolution des concentrations de la DCO à l'entrée et à la sortie des différents filtres est montrée par la figure 3. Dans l'ensemble, la concentration de la DCO dans l'eau brute était supérieure à celles des filtrats. La valeur moyenne dans l'eau brute était de 290,13 mg O<sub>2</sub>/l. Par contre, les concentrations de DCO enregistrées à la sortie du filtre est de 9,32 mg O<sub>2</sub>/L, 16,40 mg O<sub>2</sub>/l et 24,53 mg O<sub>2</sub>/l respectivement pour les filtres H90, H70 et H60. Ce qui donne un abattement de 82% pour le H90, 77% pour le H70 et 69% pour le H60. On a noté une différence significative entre les concentrations de DCO de l'EB et celles des filtrats. S'agissant des filtrats, les concentrations de DCO augmentent lorsque la hauteur du massif filtrant diminue. En considérant l'effet de la granulométrie des massifs filtrants, le schiste moyen à granulométrie variée (C2) et le sable moyen à granulométrie variée (C3) permettent d'obtenir une bonne réduction de DCO. La concentration moyenne de DCO relevée à la sortie des compartiments C1, C2 et C3 du filtre H90 est de 141,88 mg O<sub>2</sub>/L, 50,69 mg O<sub>2</sub>/L et 9,32 mg O<sub>2</sub>/L respectivement. Le pourcentage de réduction de DCO est de 51% dans C1, 64% dans C2 et (82%) dans C3. Alors que celles dans les filtres H70 sont de 152,92 mg O<sub>2</sub>/L pour le C1, 70, 98 mg O<sub>2</sub>/L pour le C2 et 16,40 mg O<sub>2</sub>/L pour le C3 avec des rendements de réduction respectifs de 47%, 54% et 70%. Quant au filtre H60, les concentrations de DCO dans les compartiments C1, C2 et C3 sont de 168,3 mg O<sub>2</sub>/L, 78,81 mg O<sub>2</sub>/L et 24,53 mg O<sub>2</sub>/L respectivement. Le pourcentage de réduction de la DCO est de 42% dans le C1, 53% dans le C2 et 69% dans le C3. Une différence significative était enregistrée entre les concentrations de DCO de H90 et celles de H60 et entre celles de C1 et C3 (test de Kruskal-Wallis: p < 0,05).

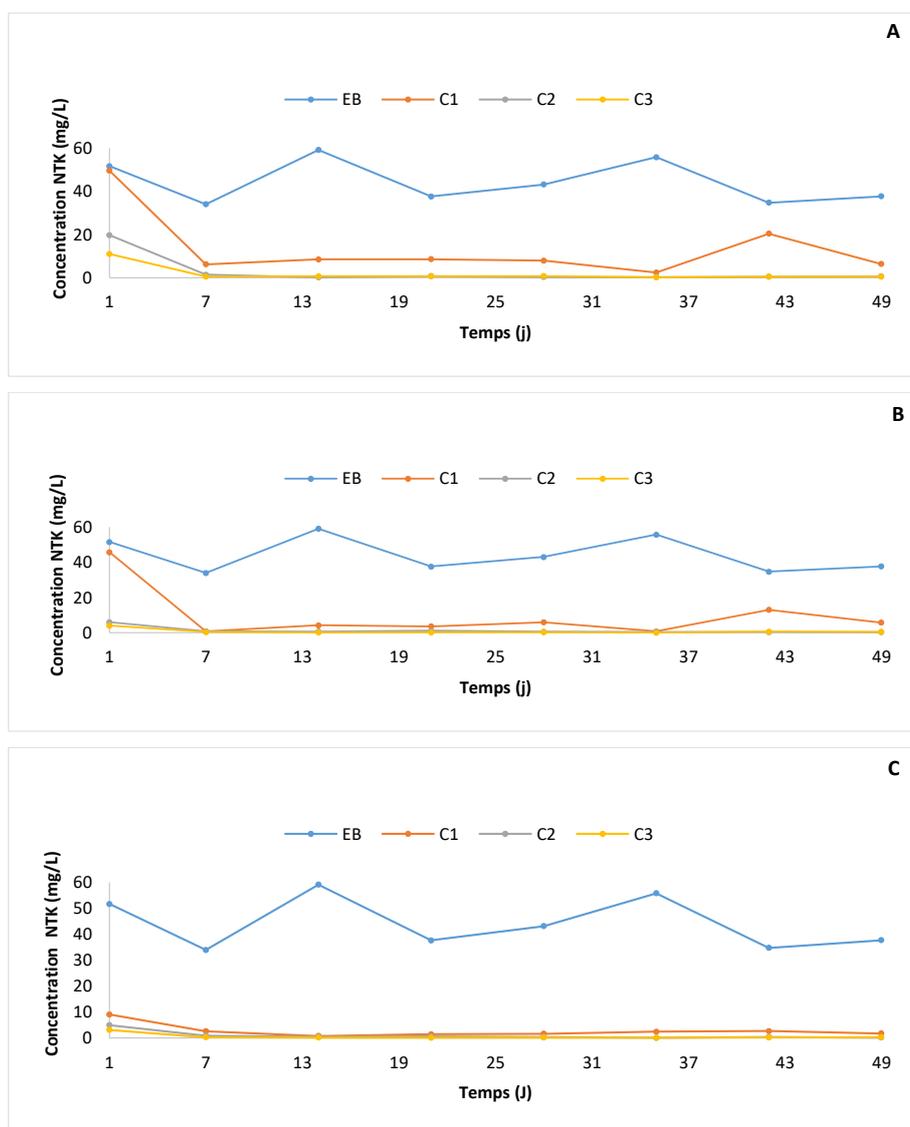


**Fig. 3.** Variation de la DCO dans les différents filtres en fonction du temps; EB = eau brute; H60 = filtre de 60 cm de massif filtrant (A), H70 = filtre de 70 cm de massif (B) et H90 = filtre de schiste de 90 cm de massif filtrant (C)

### 3.3 L'AZOTE TOTAL KJELDAHL (NTK)

La figure 4 montre que la concentration en NTK pour les eaux usées à l'entrée des filtres fluctue entre 37,6 mg/L et 51,63 mg/L avec une valeur moyenne de 44,19 mg/L. Les concentrations en NTK relevées à la sortie des filtres H60 varient de 0,22 mg/L à 10,98 avec une concentration moyenne de 1,84 mg/L, varie de 4,04 mg/L à 0,06 mg/L avec une concentration moyenne de 0,76 mg/L à la sortie du filtre H70 et varient de 3,09 mg/L à 0,54 mg/L avec une moyenne de 0,54 mg/L à la sortie du filtre H90. Le pourcentage de réduction du NTK fluctue entre 78,75% à 99,60% avec un abattement moyen de 95,83% pour le H60, de 92,17% et 99,89 avec un abattement moyen de 98,28% pour le H70 et de 94,01 et 99,76% avec un abattement moyen de 98,77% pour le H90. Ces concentrations diminuaient lorsque la hauteur du massif filtrant augmentait. Par ailleurs, le rendement d'élimination de NTK diminue avec la réduction de la granulométrie du massif filtrant (de C1 à C3). L'abattement moyen de NTK à la sortie des colonnes de sédimentation des compartiments C1, C2 et C3 du filtre 90 (Figure 5A) est d'environ 94%, 64% et 46% respectivement. Celui à la sortie des colonnes de sédimentation des compartiments C1, C2 et C3 du filtre H70 (Figure 5B) est de 77%, 87 % et 41% respectivement. Quant aux filtres FH60, l'abattement moyen de NTK à la sortie des compartiments C1, C2 et C3 est de 69%, 78% et 38% respectivement. Une différence significative (Test de Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ) est notée entre les concentrations de NTK de l'eau brute et celles des filtrats des différents compartiments. Concernant les filtrats, une

différence significative n'était observée qu'entre les concentrations de NTK des filtres H90 et celles des filtres H70 et entre les concentrations de NTK des filtres H90 et celles de H60.



**Fig. 4.** Variation du NTK dans les différents filtres en fonction du temps; EB = eau brute; H60 = filtre de 60 cm de massif filtrant (A), H70 = filtre de 70 cm de massif (B) et H90 = filtre de schiste de 90 cm de massif filtrant

### 3.4 AMMONIUM (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

La figure 5 présente l'évolution de la concentration de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> à l'entrée et à la sortie des différents filtres. Dans l'ensemble, les concentrations de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> des eaux brutes étaient supérieures à celles des filtrats de H60, H70 et H90. Les valeurs de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dans les eaux brutes variaient entre 26,10 et 45,66 mg/L. En revanche, dans les filtrats, les concentrations de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> étaient comprises entre 0,01 et 7,93 mg/L, entre 0,03 et 2,33 mg/L et entre 0,01 et 2 mg/L respectivement pour les filtres H60, H70 et FH90. Ce qui donne un abattement moyen de 96,67% pour le filtre H60, 98, 88% pour le H70 et 99,17% pour FH90. Les concentrations de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de l'EB diffèrent significativement de celles des filtrats (Test de Kruskal-Wallis: p < 0.05). Concernant les filtrats, les concentrations de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> diminuaient avec l'augmentation de la hauteur des lits filtrants. Toutefois, entre les filtrats une différence significative n'était observée qu'entre les FH90 et FH70 et qu'entre les H90 et FH60 (Test de Kruskal-Wallis: p < 0.05). En considérant l'effet de la granulométrie, on constate que le rendement d'élimination des NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est élevé à la sortie du compartiment C1 garni de schiste grossier à granulométrie uniforme suivi du compartiment C2 garni de schistes moyens à granulométrie variée avec des rendements moyens respectifs de 70,02% et 80,27% pour les filtres H60, 78,57% et

89,77% pour le H70 et 94,97% et 64,76% pour le H90. En revanche, le rendement le plus faible a été obtenu à la sortie de la colonne filtrante du compartiment C3 garni de sable moyen à granulométrie variée. L'abattement moyen de  $\text{NH}_4^+$  dans ce compartiment était de 44%, 48,51% et 53,27% respectivement pour les filtres H60, H70 et H90.

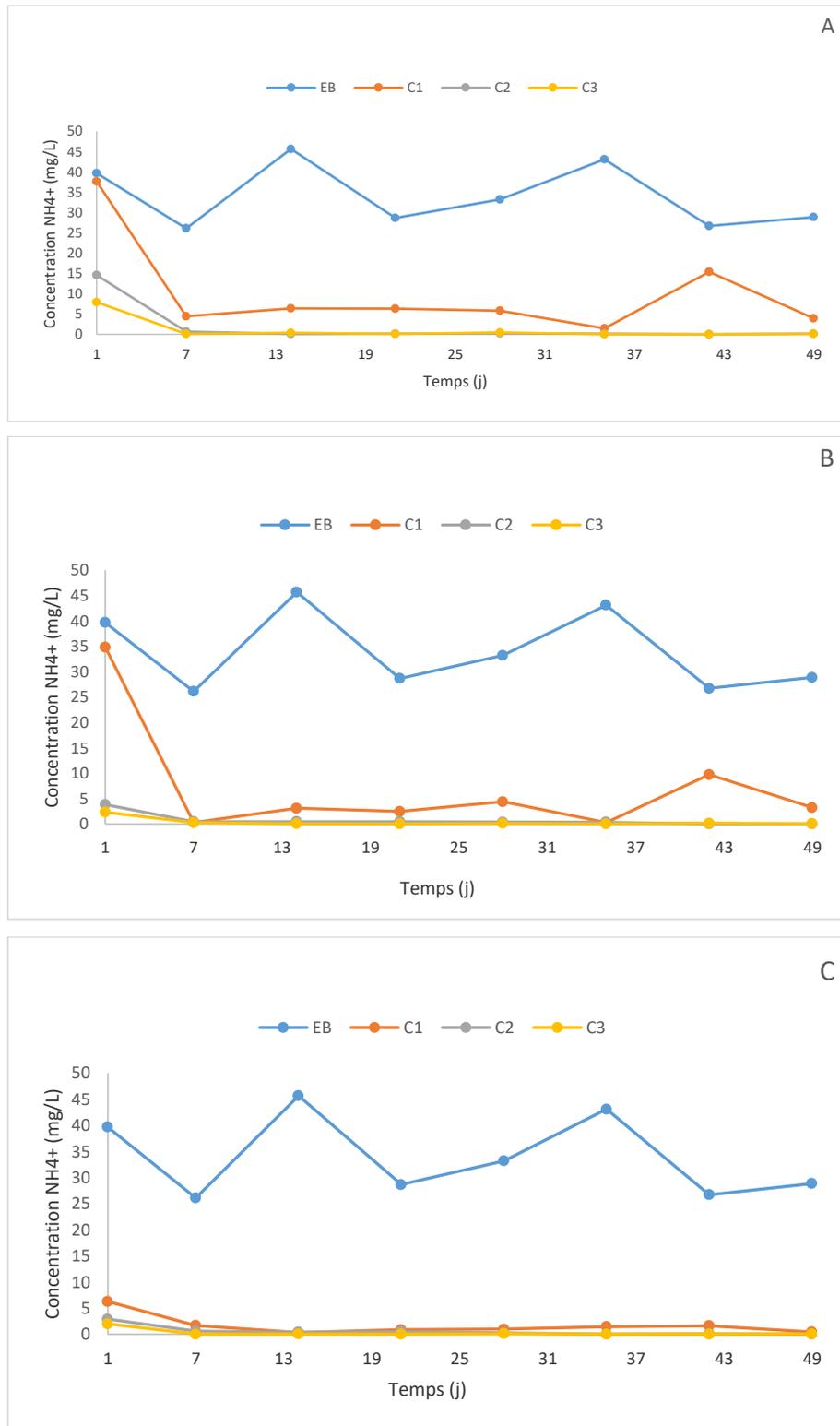


Fig. 5. Variation du  $\text{NH}_4^+$  dans les différents filtres en fonction du temps; EB = eau brute; H60 = filtre de 60 cm de massif filtrant (A), H70 = filtre de 70 cm de massif (B) et H90 = filtre de schiste de 90 cm de massif filtrant

### 3.5 NITRATES (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Les concentrations de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans l'eau brute (EB) et les différents filtrats en fonction du temps sont présentées dans la figure 6. Dans l'ensemble, la concentration de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'EB reste inférieure à celle des filtrats (Figure 6). La concentration moyenne dans l'EB était de 1,80 mg/L. Par contre, les concentrations moyennes de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> enregistrées à la sortie des filtres H60, H70 et H90 variaient entre 0,83 et 3,39 mg/L, entre 0,06 et 4,60 mg/L et entre 0,15 et 2,29 mg/L (C3) respectivement. On obtient un abattement moyen de 5,07 % pour le filtre H60, 33,59% pour le H70 et 56,05% pour le filtre H90. Le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les concentrations des NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'EB et celles des filtrats ( $p < 0,05$ ). En considérant les filtrats, les concentrations de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> diminuaient lorsque la hauteur du lit filtrant augmentait. Une différence significative a été observée entre les concentrations des filtrats des filtres H90 et H60 (test de Kruskal-Wallis:  $p < 0,05$ ). Par ailleurs, dans les compartiments C1 des différents filtres, on note une production importante de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> avec les valeurs qui fluctuent entre -0,55 mg/L et -0,43 mg/L. En revanche, dans les compartiments C2 et C3 des différents filtres, les rendements d'élimination sont élevés et sont respectivement de l'ordre de 55 et 31% pour le filtre H90, 45 et 17% pour le filtre H70 et 41% pour le H60.

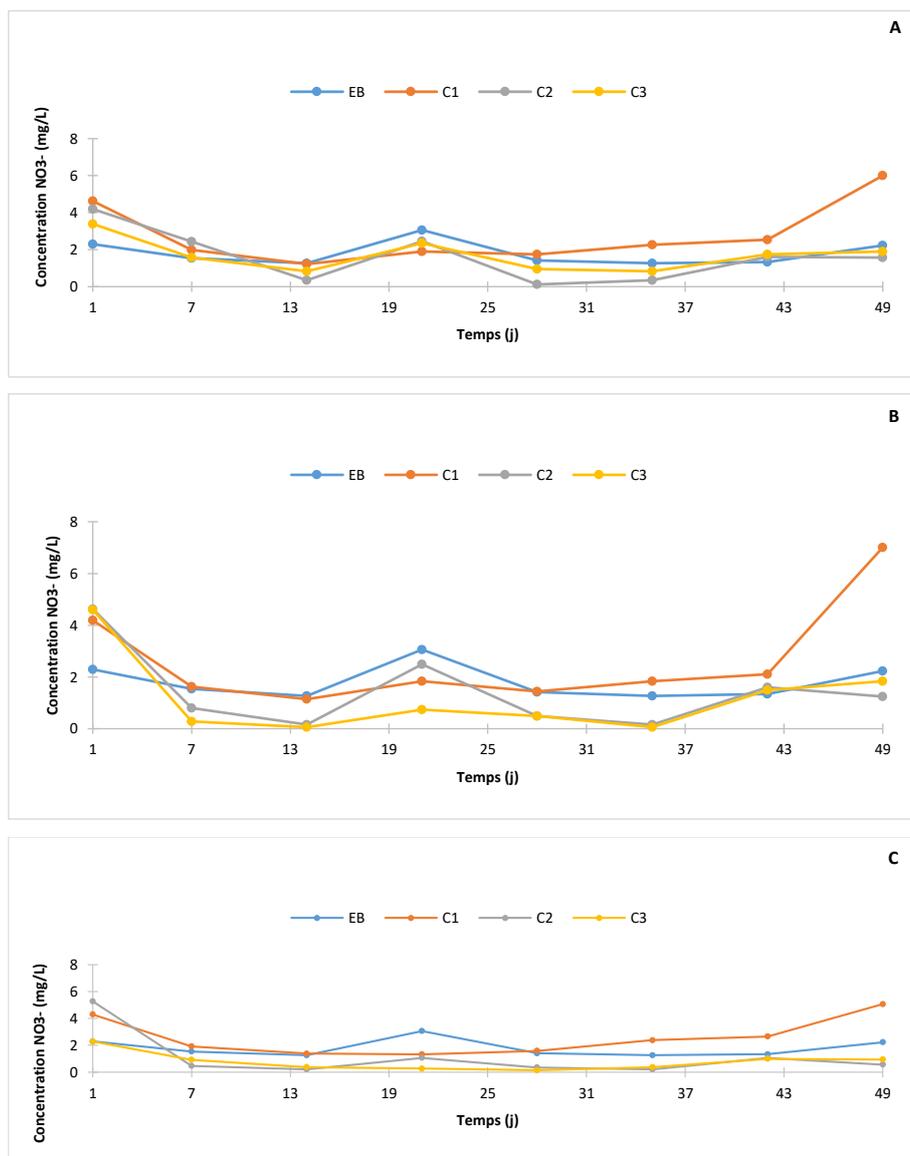


Fig. 6. Variation du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les différents filtres en fonction du temps; EB = eau brute; H60 = filtre avec une hauteur de schiste de 60 cm (A), H70 = filtre avec une hauteur de schiste de 70 cm (B) et H90 = filtre avec une hauteur de schiste de 90 cm (C)

#### 4 DISCUSSION

L'étude a mis en évidence l'influence de la hauteur du massif et de sa granulométrie sur la capacité épuratoire de l'azote par des filtres à sable à alimentation intermittente garnis de schiste concassé et de sable. Concernant le pH, celui des EB varie entre 6.79 et 7.44. Ces valeurs sont celles couramment obtenues dans le cas des eaux usées domestiques [25], ce qui confirme que les eaux utilisées pour les traitements ont une origine purement domestique. On a remarqué une augmentation du pH des filtrats lorsque la hauteur du lit filtrant passe de 60 à 90 cm. Cette tendance à la basification du pH des filtrats pourrait s'expliquer par les effets combinés du caractère alcalin du schiste ainsi que la diminution du transfert d'oxygène dans les couches plus profondes. En effet, une augmentation de la hauteur du lit filtrant entraîne une faible aération du filtre, ce qui réduit les processus de nitrification et d'oxydation de la matière organique au cours desquels le milieu devient acide [26]. Des résultats similaires ont été observés par certains auteurs qui les ont expliqués par le même phénomène ([27], [28]). Par ailleurs, une augmentation du pH s'expliquerait par la dissociation des oxydes de fer et d'alumine contenus dans les schistes qui permet la disponibilité des ions  $\text{OH}^-$  dans le milieu [29], ce qui neutraliserait les ions  $\text{H}^+$  des eaux. La tendance à la basification du pH des filtrats lorsque la granulométrie du massif filtrant diminue pourrait se justifier par une réduction de l'aération de ce massif due à la réduction des pores du massif filtrant [30].

Quant à la DCO, les faibles valeurs dans les filtres profonds (H90) seraient liées à une bonne colonisation des massifs par des microorganismes épurateurs, mais également à la bonne oxygénation du massif favorisé par l'alternance des phases. En effet, cette alternance favorise une autorégulation du biofilm et une recharge en oxygène des milieux granulaires [31]. Une faible vitesse de percolation donc un temps plus important de contact entre les eaux usées et la microflore épuratrice dans les couches profondes favorise la rétention et la dégradation de la DCO dans le massif. C'est d'ailleurs cette situation qui pourrait entraîner la diminution de la DCO à la sortie de la colonne filtrante du compartiment (C3) garni de sable de lagune. Ces faibles concentrations de DCO observées dans les compartiments C3 sont en conformité avec celles obtenues par [33] et [32]. Ils ont travaillé avec des sables grossiers et fins et ont obtenu des pourcentages d'élimination de la DCO qui étaient de 95 à 99% lorsqu'ils ont utilisé des filtres à sable de granulométrie fine et 53% pour les filtres à sable garnis de sable grossier. Ces auteurs ont expliqué ces résultats par l'existence des pores de petits diamètres dans ces massifs fins qui permettent la rétention d'un maximum de polluants particulaires. Par ailleurs, la diminution de la DCO, lorsque la hauteur du massif augmentait de 60 à 90 cm, pourrait s'expliquer par une augmentation de la rétention des matières oxydables et l'oxydation de celle-ci par des processus biologiques associés à la flore bactérienne entraînée par celle de la hauteur du massif filtrant ([34], [35]). En effet, la faible conductivité hydraulique due à la forte hauteur de massif filtrant (90 cm) de ce filtre fait qu'il y a une infiltration lente de l'eau usée dans le massif; ce qui est favorable à la rétention et à la dégradation de la DCO dans le massif. Par contre, les faibles rendements d'élimination de la DCO obtenus dans les compartiments C1 garnis de schiste grossier pourraient s'expliquer par de courts temps de séjour des eaux usées dans ces massifs suite à une infiltration rapide des eaux usées.

S'agissant des composés azotés (NTK,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ), les meilleurs taux d'élimination de ces composés dans les différents filtres seraient liés au fait que ces filtres fonctionnent par apport fractionné d'eaux usées domestiques qui se traduit par de courtes périodes d'alimentation et de longue période 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 le mélange d'eau ancienne contenant des nitrates formés pendant le temps de repos avec l'eau nouvelle contenant des composés organiques (DCO) et apportés pendant l'alimentation du filtre ([36], [14]). Ce mode d'alimentation peut occasionner la présence de zones aérobie, anaérobie et la présence de composés organiques au sein d'un filtre. Ces conditions réunies pourraient expliquer la coexistence des réactions de nitrification et de dénitrification qui permettent aux bactéries de transformer l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) puis en azote gazeux ( $\text{N}_2$ ) au sein d'un même filtre [37]. Des cas similaires ont été observés par [38]. Par ailleurs, l'augmentation de la hauteur du massif filtrant entraîne une diminution de la concentration de  $\text{NH}_4^+$  et NTK. Cette diminution pourrait s'expliquer par le fait que les hauteurs de sable 70 et 90 cm dans les différents filtres correspondaient à un temps de contact plus élevé de la pollution-biofilm. Cela favorise le développement maximal des activités d'assimilation et de nitrification pendant la phase de repos ([39], [40]). En considérant la granulométrie des lits filtrants, les rendements diminuent lorsque la granulométrie des massifs diminue de C1 à C3. Les rendements élevés dans les compartiments C1 garnis de schiste grossier s'expliqueraient par la bonne oxygénation de ce massif. Cette condition est favorable à la prolifération des bactéries nitrifiantes qui transforment les  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  [41]. C'est d'ailleurs ce qui explique la production importante de  $\text{NO}_3^-$  et les faibles valeurs de pH dans ce compartiment. De plus, le massif du compartiment C1 étant grossier, celui-ci offre une faible surface spécifique. Dans ce cas, le pouvoir de rétention de la matière carbonée (DCO) diminue, ce qui empêche la dénitrification. Le résultat de la présente corrobore celui de [42] qui a obtenu une augmentation de  $\text{NO}_3^-$  en l'absence de source de carbone. Par ailleurs, les faibles concentrations de  $\text{NO}_3^-$  enregistrées dans les filtrats des compartiments C2 garnis de schiste moyen et C3 garnis de sable de lagune s'expliqueraient par la granulométrie des massifs. En effet, une diminution de la granulométrie entraînerait une augmentation de la surface spécifique, ce qui favoriserait l'adsorption en surface pour un meilleur échange de cation [43]. Par exemple, les schistes qui ont une porosité primaire élevée et se laissent traverser par l'eau qui dissocient les oxydes de fer

libérant le fer en solution sous forme d'ion ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ) et ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ). En outre, l'augmentation de la quantité de matériau permet de proposer plus de sites disponibles à l'adsorption de l'azote [44]. Ces ions forment avec l'azote, des complexes. Les massifs moyens (C2) et fins (C3) offrent de grandes surfaces favorables à une faible aération et une bonne rétention des polluants carbonés. Ces conditions favorisent la dénitrification. Cependant, les concentrations de  $\text{NO}_3^-$  diminuent avec l'augmentation de la hauteur. Cette diminution se justifierait par la dénitrification de  $\text{NO}_3^-$ . En effet, lorsque la hauteur du lit filtrant augmente, cela pourrait engendrer une situation anaérobie à la base du filtre qui favoriserait la dénitrification [45]. Ce résultat était conforme à celui de [46] qui a obtenu de faibles concentrations de  $\text{NO}_3^-$  lorsqu'il augmentait la hauteur de sable de 55 à 135 cm.

## 5 CONCLUSION

Cette étude a permis d'étudier l'influence de la hauteur et de la granulométrie du massif filtrant sur l'élimination de la pollution azotée par des filtres à sable à alimentation intermittente garnis de schiste concassé. Les paramètres physico-chimiques analysés (pH, DCO, NTK,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ) montrent que la qualité de l'eau traitée serait influencée par la hauteur et de la granulométrie des massifs filtrants. En effet, Le pH des filtrats était supérieur à celui de l'eau brute et augmentait lorsque la hauteur du lit filtrant augmentait. Les filtres de hauteurs 90 et 70 cm donnaient globalement un meilleur rendement d'élimination des polluants avec un pourcentage de réduction respectifs de 99,17 et 98,88% pour  $\text{NH}_4^+$ , 56,11% et 33,59% pour  $\text{NO}_3^-$ , 98,77% et 98,28% pour NTK et 82% et 77% pour la DCO par rapport à celui du filtre d'hauteur 60 cm dont le pourcentage de réduction de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , NTK et DCO est 96,67%, 5,07%, 95,83% et 69% respectivement. Par ailleurs, Les colonnes filtrantes des compartiments C2 et C3 garnis respectivement de schiste moyen et sable moyen donnent les meilleurs rendements d'élimination de  $\text{NO}_3^-$  et DCO. En outre, les filtres garnis de schiste grossier (C1) ont été performants dans l'élimination du  $\text{NH}_4^+$  et du NTK. En somme le filtre à sable intermittent de hauteur 90 cm et garni de schiste moyen peut convenir au traitement des eaux usées urbaines pour une dépollution azotée.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les chercheurs de l'Unité de Recherche en Biotechnologie et Ingénierie pour leurs contributions.

## REFERENCES

- [1] S. Fouad, K. Hajjami, N. Cohen and M. Chlaida, "Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar: impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc)," *Afrique Sciences*, vol.10, no.1, pp.91-102, 2014.
- [2] Y. Wu, Y. Wang, J. Wang, S. Xu, L. Yu, C. Philippe, T. Wintgens, "Nitrate removal from water by new polymeric adsorbent modified with amino and quaternary ammonium groups: Batch and column adsorption study," *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, vol. 66, pp. 191–199, 2016.
- [3] J. Prenter, C. MacNeil, J. T. A. Dick, G. E. Riddell, A. M. Dunn, "Lethal and sublethal toxicity of ammonia to native, invasive, and parasitised freshwater amphipods," *Water Research*, vol. 38, no. 12, pp. 2847–2850, 2004.
- [4] Environnement Canada, *Procédés de traitement pour l'enlèvement de l'ammoniac des eaux usées municipales*. ISBN 0-662-88410-8, 2003.
- [5] E. V. Hullebusch, V. Deluchat, P. M. Chazal, Baudu M., "Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part I. Case of aluminium sulphate." *Environmental Pollution*, vol. 120, pp. 617-626, 2002.
- [6] E.B. Glennie, C. Littlejohn, Gendebien A., A. Hayes, R. Palfrey, D.Sivil, K. Wright, *Phosphate and alternative detergent builders: Final report*. EU Environment Directorate, WRc plc, Ref: UC 4011/12565-0, 172 p, 2002.
- [7] P. A. G. M., Scheren, C. Kroeze, F. J. J. G. Janssen, L. Hordijk, K. J. Ptasiński, "Integrated water pollution assessment of Ebrié Lagoon, Ivory Coast, West Africa", *Journal of Marine Systems*, vol. 44, pp. 1-17, 2004.
- [8] H. Zhang, H. Liu, X. Zhao, J. Qu, M. Fan, "Formation of disinfection by-products in the chlorination of ammonia-containing effluents: significance of Cl<sub>2</sub>/N ratios and the DOM fractions," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 190, no. 1, pp.645-651, 2011.
- [9] T. Bond, J. Huang, N. J. D. Graham, M. R. Templeton, "Examining the interrelationship between DOC, bromide and chlorine dose on DBP formation in drinking water a case study," *Science of the Total Environment*, pp.470–471 (2), 469–479, 2014.
- [10] S. Aslan, H. Cakici, "Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 148, pp. 253-258, 2007.

- [11] J. J. Schoeman, A. Steyn, "Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa." *Desalination*, vol. 155, no.1, 15-26, 2003.
- [12] N. Shaharudin, N.Suradi, N. A. F. Kamil: Measurement of water quality parameters before and after maintenance service in water filter system, in: *Proceedings of MATEC Web Conference*, 103, EDP Sciences, 2017.
- [13] H. Metcalf and I. Eddy, "Wastewater engineering: treatment and reuse," 4e édition révisé par G. Tchobanoglous, F. L. Burton et H. D. Stensel, New York, 962-969, 2003.
- [14] F. Edeline, *L'épuration biologique des eaux. Théorie et technologie des réacteurs*. Cebedoc, Paris, Techniques et Documentation, 1993.
- [15] R. Pujol, S. Tarallo, "Total nitrogen removal in two-step biofiltration," *Water Science and Technology*, vol. 41, no.4-5, pp.65-68, 2000.
- [16] C. F. Ouyang, R. J. Chiou, C. T. Lin, "Characteristics of nitrogen removal by the biofilter system," *Water Science and Technology*, vol.42, no. 12, pp.137-147, 2000.
- [17] A. C. Chen, J. S. Chang, L. Yang, Y. H. Yang, Nitrogen removal from sewage by continuous flow SBR system with intermittent aeration. *Environmental Technology*, vol. 22, pp.553-559, 2001,.
- [18] V. A. Pacini, A. Maria Ingallinella, G. Sanguinetti, "Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology," *Water Research*, vol. 39, no. 18, pp.4463-4475, 2005.
- [19] A. Panuvatvanich, T. Koottatep, D.Koné, "Influence of Sand Layer Depth and Percolate Impounding Regime on Nitrogen Transformation in Vertical-flow Constructed Wetlands Treating Faecal Sludge." *Water Research*, vol. 43, no.10, pp. 2623-2630, 2009.
- [20] O. Nkwonta, G. Ochieng, "Roughing filter for water pre-treatment technology in developing countries: a review", *International Journal of Physical Sciences*, vol.4, no. 9, pp.455-463, 2009.
- [21] G. Nakhla, S. Farooq, "Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters," *Journal of Hazardous Materials*, 96 (2-3), 291-303, 2003.
- [22] Aslan S., Biological nitrate removal in a laboratory-scale slow sand filter, *Water SA*, vol. 34, no. 1, pp. 90-106, 2008.
- [23] J. Zeng, S. Chen, K.Wan, J. Li, D. Hu, S. Zhang, X. Yu, "Study of biological up-flow roughing filters designed for drinking water pretreatment in rural areas: using ceramic media as filter material," *Environmental Technology*, vol. 41, no. 10, 1256-1265, 2020.
- [24] A. B. Ama, "Gestion des eaux usées domestiques: caractérisation en réseau et prétraitement à l'aide d'un filtre à sable à alimentation intermittente". Thèse de doctorat, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 137p., 2013.
- [25] M. Radoux, "Qualité et traitement des eaux," *Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Station expérimentale de Viville*. Bruxelles: FUL.-153, 1995.
- [26] J. Mosely, "Enhanced CBOD and nitrogen removal in recirculating sand filter wastewater treatment system by addition of plastic media to the recirculating tank. Sumner & Cannon, Inc. Nashville, Tennessee, USA. 48 p, 2001.
- [27] A.L. C. Mangoua Allali, L. Coulibaly, "filtres à sable immergé à alimentation intermittente: effet de la hauteur de sable sur l'élimination des paramètres physico chimiques." *International Journal of Innovation and Applied Studies*, vol. 11, no.2, pp. 418-428, 2015.
- [28] P. J.-M. Ouattara et L. Coulibaly, "Effet de la charge hydraulique appliquée sur le fonctionnement d'un marais artificiel à drainage vertical planté avec *Panicum maximum* traitant des eaux domestiques", *International Journal of Biological and Chemical Science*, vol. 13, no. 5, pp. 24-38, 2019.
- [29] D. W. De Haas, M. C. Wentzel, G. A. Ekama, "The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal part 6: modeling of simultaneous chemical-biological P removal—review of existing models," *Water SA.*, vol. 27, no. 2: pp. 135-150, 2001.
- [30] Tchobanoglous G., Burton FL., Stensel H. D., *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (4 th Edn)*. McGraw-Hill: New York, 2003.
- [31] T. Gnagne, F. Brissaud, "Etude des limites de l'épuration par infiltration sur sable des eaux usées fortement chargées en matières oxydables," *Sud Sciences et Technnologies*, vol. 9, pp. 34-41, 2002.
- [32] A. B. Ama, T. Koné, P. J.-M. Ouattara, L.Coulibaly, I. Savané, "An intermittent sand filter for domestic wastewater treatment: effect of hydraulic loading rate on the kinetic and amylase activity," *Journal of Chemical, Biological and physical sciences*, vol. 5 no. 1, pp. 1010-1021, 2015.
- [33] T. M. Yeo, K. Kone, T. Gnagne, Y. K. Bony, "Influence de la granulométrie sur la durabilité du Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) en traitement de boues de vidange des fosses septiques. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, vol.29, no. 2, pp. 275-286, 2020.
- [34] A. Bancolé, F. Brissaud, and T. Gnagne, "Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration", *Water Science and Technology*, vol. 48, no 11-12, pp 139-146, 2003.
- [35] Lin, E.; Page, D; Pavelic, P; Dillon, P; McClure, Stuart G; Hutson, J. "Evaluation of roughing filtration for pre-treatment of stormwater prior to Aquifer Storage Recovery (ASR)." *Adelaide, SA: CSIRO Land & Water; 154p, 2006.*

- [36] Roques H., *Fondements théoriques du traitement chimique des eaux*. Edition Lavoisier Tec & Doc, Paris, 1990, Volume II p. 523-904;
- [37] A. B. Gupta and S. K. Gupta, "Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm," *Water Research*, vol. 35, no7, pp. 1714-1722, 2001.
- [38] T.M. Yéo, T. Gnagne, K. F. Konan, Y. F. Kouamé, and P. V. Houenou, "Etude de la vulnérabilité d'un lit de séchage d'effluents de fosses septiques `écoulement non saturé. *European journal of Scientific Research*, vol. 24, no 2, pp.187-196, 2008.
- [39] Z. Y. Xu, G. M. Zeng, Z. H. Yang, Y. Xiao, M. Cao, H. S Sun., L. L. Ji, Y. Chen, "Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification", *Bioresource Technol.*, vol. 101, pp 79–86, 2010.
- [40] Y. Millot, S. Troesch, P. Molle, D. Esser, R. Gourdon, and D.P.L. "Rousseau, Can a Single Stage Hybrid Constructed Wetland Achieve Good Total Nitrogen Removal?" in: 20th National Symposium of Applied Biological Sciences. Louvain, pp. 131–136, 2015.
- [41] F. El Hafiane, A. Rami, B. El Hamouri, "Technique d'élimination de l'azote et du phosphore dans un chenal algal à haut rendement," *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 16, no 2, pp.157-172, 2003.
- [42] D. Petit, "Développement d'une nouvelle approche d'enlèvement de l'azote ammoniacal des eaux usées domestiques. "Maîtrise en génie concentration génie de l'environnement, École de Technologie Supérieure Université du Québec, Montréal, Canada, 125p, 2012.
- [43] H. Huang, X. Xiao, B. Yan, L. Yang,, "Ammonium removal from aqueous solutions by using natural Chinese (Chende) zeolite as adsorbent: *Journal of Hazardous Materials*, "vol. 175, pp. 247-252, 2010.
- [44] A., C. Alshameri, Y. Yan, A. S. Al-Ani A. Dawood C. Z. Ibrahim, H. Wang, "An investigation into the adsorption removal of ammonium by salt activated Chinese (Hulaodu) natural zeolite: Kinetics, isotherms, and thermodynamics," *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, vol. 45, pp. 554-564., 2014.
- [45] B. G. Barthès, D. Brunet, A. Brauman, N. Fromin, R. Lensi, A. Volant, J. P. Laclau, D. Blavet, L. Chapuis-Lardy, "Determination of potential denitrification in a range of tropical topsoils using Near Infrared Reflectance Spectroscopy (NIRS)", *Appl. Soil. Ecol.*, vol. 46, pp 81–89, 2010.
- [46] A. K. Al-Yousef, "Performance of slow sand filters in treating secondary effluent using different sizes of local sand". MSc Science in Civil Engineering. King Fahd University of Petroleum & Minerals. Dhahran, Saudi Arabia. 218 p, 1990.