

FILTRES A SABLE IMMERGE A ALIMENTATION INTERMITTENTE: EFFET DE LA HAUTEUR DE SABLE SUR L'ELIMINATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

[BIOSAND FILTER: IMPACT OF SAND DEPTH IN PHYSICO-CHEMICALS PARAMETERS REMOVAL]

Amenan Lydie Clarisse Mangoua Allali and Lacina Coulibaly

Unité de recherche en Biotechnologie et Ingénierie de l'Environnement,
Université Nangui Abrogoua,
Abidjan, Côte d'Ivoire

Copyright © 2015 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: Four biosand filters were used for treatment of Banco river source water to investigate the effects of sand depth (30, 50, 70 and 90 cm) on the removal of suspended solids, nitrogen and oxidized forms of the chemical demand oxygen and their effect on the pH. The results showed that the filter of 90 cm of sand was the most efficient. However, the purification yields between filters 50, 70 and 90 cm of sand showed no significant difference, and the treated water met the drinking water standards of the world health organization. Therefore, sand depth between 50 and 90 cm can be used in biosand filter to treat water.

KEYWORDS: biosand filters, sand depth, drinking water, intermittently supply, physical and chemical parameters.

RESUME: L'objectif de ce travail était d'appréhender l'influence de la hauteur de sable contenue dans des filtres à sable immergé à alimentation intermittente sur l'élimination des paramètres physico-chimiques d'une eau de consommation polluée. De façon spécifique, il était question d'étudier l'impact de quatre hauteurs de sable (30, 50, 70 et 90 cm) sur l'enlèvement des matières en suspension, de l'azote et ses formes oxydés, de la demande chimique en oxygène ainsi que leur effet sur le pH. Il est ressorti que le filtre de 90 cm de sable était le plus performant. Toutefois, les rendements épuratoires entre les filtres de 50, 70 et 90 cm de sable ne présentaient pas de différence significative et les eaux traitées respectaient les normes de potabilité de l'organisation mondiale de la santé. Par conséquent, toute hauteur de sable comprise entre 50 et 90 cm conviendrait pour le dimensionnement de filtre à sable immergé pour traiter les eaux de consommation polluée.

MOTS-CLEFS: Filtre à sable immergé, alimentation intermittente, eau de consommation, hauteur de sable, paramètres physico-chimiques.

1 INTRODUCTION

La consommation d'eau dans le monde s'est accrue considérablement de nos jours, en raison de l'explosion démographique et de l'urbanisation [1]. Cette situation n'est pas sans conséquence sur le développement humain. En effet, 1,1 milliards de personnes n'ont pas accès à l'eau potable [2]. La majorité des pays en développement (PED), surtout les zones en milieu rural et défavorisé, est concernée par ce fait [3]. Cette situation découle du fait que le traitement des eaux de consommation dans les usines s'est relevé inadapté en raison des coûts onéreux de fonctionnement et d'entretien ainsi que des contraintes techniques ([4], [5]). Ces problèmes associés aux contraintes financières que connaissent les PED

entravent la réalisation d'infrastructures publiques d'adduction en eau potable particulièrement en milieu rural et défavorisé [6]. La Côte d'Ivoire n'est pas en marge de cette situation. En effet, 34% de la population rurale n'ont pas accès à l'eau potable [7]. Ainsi, pour satisfaire leurs besoins en eau de consommation, ces populations ont recours aux eaux souterraines et de surface souvent polluées par les rejets domestiques, agricoles et naturels ([8], [9]). Cette situation engendre des problèmes sanitaires et environnementaux ([10], [11]). Dès lors, il est impérieux d'explorer d'autres technologies moins coûteuses et adaptées aux réalités de ces pays. Les traitements au point d'utilisation constitueraient des alternatives ([12], [13]). Ces techniques de traitement appliquées au niveau des ménages, sont réalisables à faible coût et réduisent la quasi-totalité de la contamination fécale et physico-chimique de l'eau ([14],[15],[16]). Parmi, ces technologies, les filtres à sable à alimentation intermittente ou filtres biosand; sied mieux car présentant plus d'avantages que les autres technologies. Plusieurs travaux ont fait état de la satisfaction des utilisateurs quant à la qualité et à la quantité de l'eau traitée par les filtres biosand contrairement aux autres technologies ([17],[18]). Malgré ces avantages, peu d'études ont été réalisées sur les filtres biosand dans les pays africains particulièrement en Côte d'Ivoire pour appréhender les paramètres de dimensionnement dont la hauteur de sable sur la qualité physique et chimique des eaux de consommation. C'est dans ce cadre que cette étude a été initiée. Il s'agira d'étudier l'impact de la hauteur de sable sur l'élimination des paramètres physico-chimiques d'une eau de surface polluée par les rejets agricoles et domestiques. De façon spécifique, il sera question d'étudier l'influence de quatre hauteurs de sable (30, 50, 70 et 90 cm) sur l'enlèvement des matières en suspension (MES), de l'ammonium (NH_4^+), du nitrite (NO_2^-) et du nitrate (NO_3^-), de la demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que leur effet sur le pH.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 MATÉRIEL

2.1.1 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Quatre filtres à sable immergé (FSI) en PVC, de diamètre 11 cm et de hauteur 150 cm ont été utilisés (Fig. 1). Chaque filtre est garni de 15 cm de gravier, de sable ($\text{CU} = 0,41$ et $D_{10} = 950 \mu\text{m}$) de hauteur variable (30, 50, 70 et 90 cm) et de 40 cm d'eau surnageante. Tous les filtres ont été alimentés au débit de 1,95 L/j.

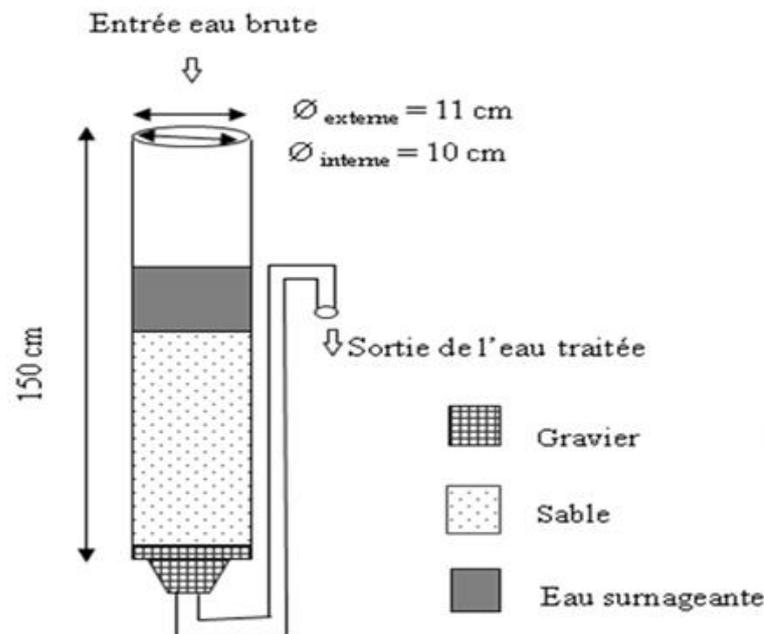


Figure 1 : vue schématique d'un filtre à sable immergé

2.2 MÉTHODES

2.2.1 ALIMENTATION DES FILTRES

L'alimentation des filtres est basée sur le principe d'une filtration lente. L'eau utilisée provient de la rivière Banco située dans le district d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Cette rivière longue de 9 km, prend sa source dans le parc national du Banco et traverse celui-ci pour se déverser dans la lagune Ebrié. Cette rivière reçoit divers rejets: eau usée domestique, pesticides, engrais chimiques, détergents issus des activités de lavage de voitures et de lessive à proximité de ladite rivière.

2.2.2 CARACTÉRISATION DE L'HYDRAULIQUE DES FILTRES

Les essais hydrodynamiques ont permis de caractériser la perméabilité du massif filtrant et le mode de circulation de l'eau dans les filtres. Pour se faire, un volume de 1,5 L d'eau de la Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) a été appliqué avant et après chaque essai de traitement. Après chaque application, le volume restitué par le filtre a été relevé en fonction du temps. Ensuite, le débit instantané (dv/dt) a été représenté en fonction du volume (v) [19]. Cette représentation a donné un nuage de points à partir duquel les équations (y) des droites de régression linéaire ont été calculées à l'aide de la méthode des moindres carrés. Ces droites de régression ont permis de déterminer la relation entre le débit instantané, la pente (le coefficient directeur) des droites de régression à chaque instant t et le volume cumulé à cet instant. Ces droites de régression sont du modèle de l'équation (1). Par ailleurs, les coefficients de détermination (R^2) ont été déterminés pour juger de la qualité de l'ajustement des points par les droites de régression selon la relation (2).

$$y = \frac{d}{dt} = av + b \quad (1)$$

Avec :

a = Coefficient directeur ou pente ;

b = Ordonnée à l'origine ;

v = Volume d'eau collecté (mL) ;

y = Débit instantané.

$$R^2 = \frac{a(\sum y) + b(\sum xy) - n(\bar{y})^2}{\sum (y)^2 - n(\bar{y})^2} \quad (2)$$

Avec :

R^2 = Coefficient de détermination ;

\sum = Somme ;

\bar{y} = Moyenne des débits instantanés.

2.2.3 ANALYSE DES PARAMÈTRES

Les paramètres tels que le pH, les matières en suspension (MES), l'ammonium (NH_4^+), le nitrite (NO_2^-), le nitrate (NO_3^-) ont été déterminés selon les méthodes standards AFNOR. Les rendements épuratoires (R) des filtres ont été calculés à partir de la relation (3).

$$R (\%) = \frac{C_0 - C}{C} \times 100 \quad (3)$$

Avec : R = Rendement épuratoire du filtre (%) ; C_0 = Concentration du paramètre considéré dans l'échantillon brut (eau de rivière) (mg.L^{-1}) ; C = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat (eau traitée) (mg.L^{-1}).

Les pourcentages de colmatage des filtres ont été calculés à partir des vitesses moyennes d'écoulement de l'eau avant et après l'essai de traitement selon la relation (4).

$$C(\%) = \frac{v_1 - v_2}{v_1} \times 100 \quad (4)$$

Avec : C = Pourcentage de colmatage (%) ; v_1 = Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau avant l'essai de traitement (mL.s^{-1}) ; v_2 = Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau après l'essai de traitement (mL.s^{-1}).

2.2.4 TRAITEMENT STATISTIQUE

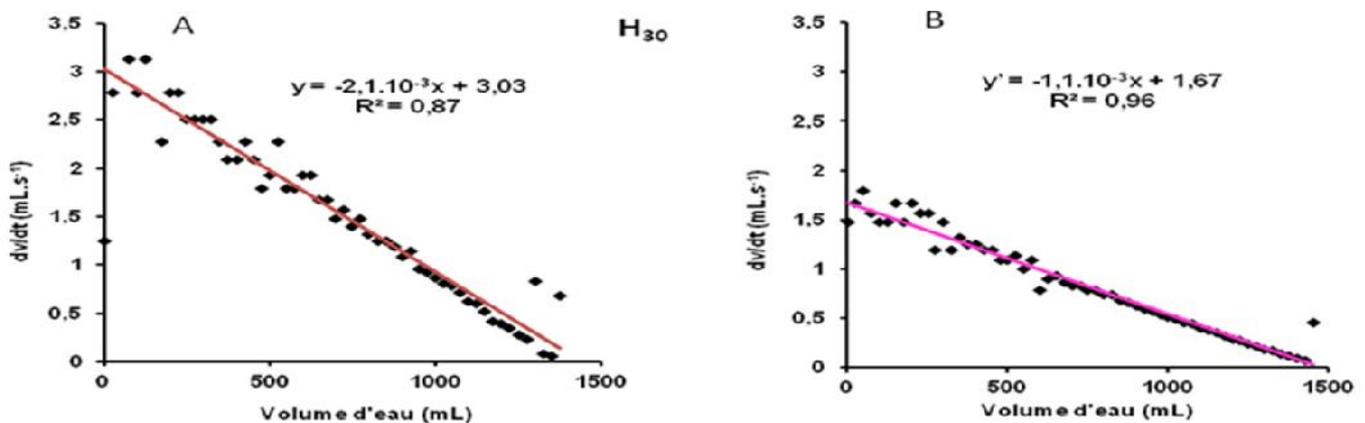
Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé afin de vérifier si la distribution des données suivait une loi normale. S'agissant du test de Levène, il a évalué l'homogénéité des données. La comparaison de la variation des paramètres mesurés entre l'eau brute et les filtrats et entre les différents filtrats a été faite à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis car les données n'étaient pas distribuées normalement ou présentaient une hétérogénéité des variances que ne pouvait corriger une quelconque transformation. Le test a posteriori de comparaison multiple des rangs moyens a suivi pour indiquer les différences significatives entre plusieurs eaux brutes et filtrats et entre plusieurs filtrats. Ces tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel STATISTICA 7.1 [20]. Le seuil de significativité de ces tests a été fixé à $p < 0,05$.

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 RÉSULTATS

3.1.1 HYDRAULIQUE DES FILTRES A SABLE IMMERGE

Les débits instantanés (dv/dt) en fonction du volume d'eau cumulé (v) à la sortie des différents filtres sont présentés dans la figure 2. Les coefficients de détermination (R^2) sont élevés quelle que soit la période de traitement et la hauteur de sable. Relativement aux R^2 avant traitement, ils étaient inférieurs à ceux après traitement pour les hauteurs de sable 30, 50 et 90 cm. Avant traitement, le filtre d'une hauteur de sable de 90 cm (H_{90}) a enregistré la plus petite valeur de R^2 (0,71) par rapport aux filtres de hauteur de sable de 30 cm (H_{30}) et 50 cm (H_{50}) qui ont des valeurs de R^2 identiques (0,87). Quant au filtre de 70 cm de sable (H_{70}), il a enregistré la valeur la plus élevée (0,96). Après traitement, on a constaté que R^2 était sensiblement identique quelle que soit la hauteur de sable investiguée. Avant traitement, les coefficients directeurs des différentes droites de régression étaient inférieurs à ceux après traitement à l'exception du filtre H_{70} . On a noté également que ces coefficients directeurs étaient négatifs avant et après traitement au niveau des différentes hauteurs investiguées. On a constaté que les filtres H_{30} et H_{50} ont enregistré des valeurs identiques de pentes avant ($-2,1 \cdot 10^{-3}$) et après ($-1,1 \cdot 10^{-3}$) traitement. Pendant ces deux périodes, les plus fortes valeurs de pentes étaient relevées sur le filtre H_{90} . S'agissant des ordonnées à l'origine avant traitement, elles diminuaient lorsque la hauteur de sable augmentait. Par ailleurs, les ordonnées à l'origine avant traitement étaient supérieures à celles après traitement quelle que soit la hauteur de sable étudiée. Avant traitement, la plus forte valeur (3,03) en ordonnée à l'origine est observée dans le filtre H_{30} et la plus faible valeur (0,59) dans le filtre H_{90} . Après traitement, le filtre H_{90} a enregistré encore la valeur la plus faible (0,37), par contre la valeur la plus élevée est noté dans le filtre H_{50} . Les pourcentages de colmatage étaient 9 ; 11 ; 20 et 29,5% respectivement pour H_{30} , H_{50} , H_{70} et H_{90} .



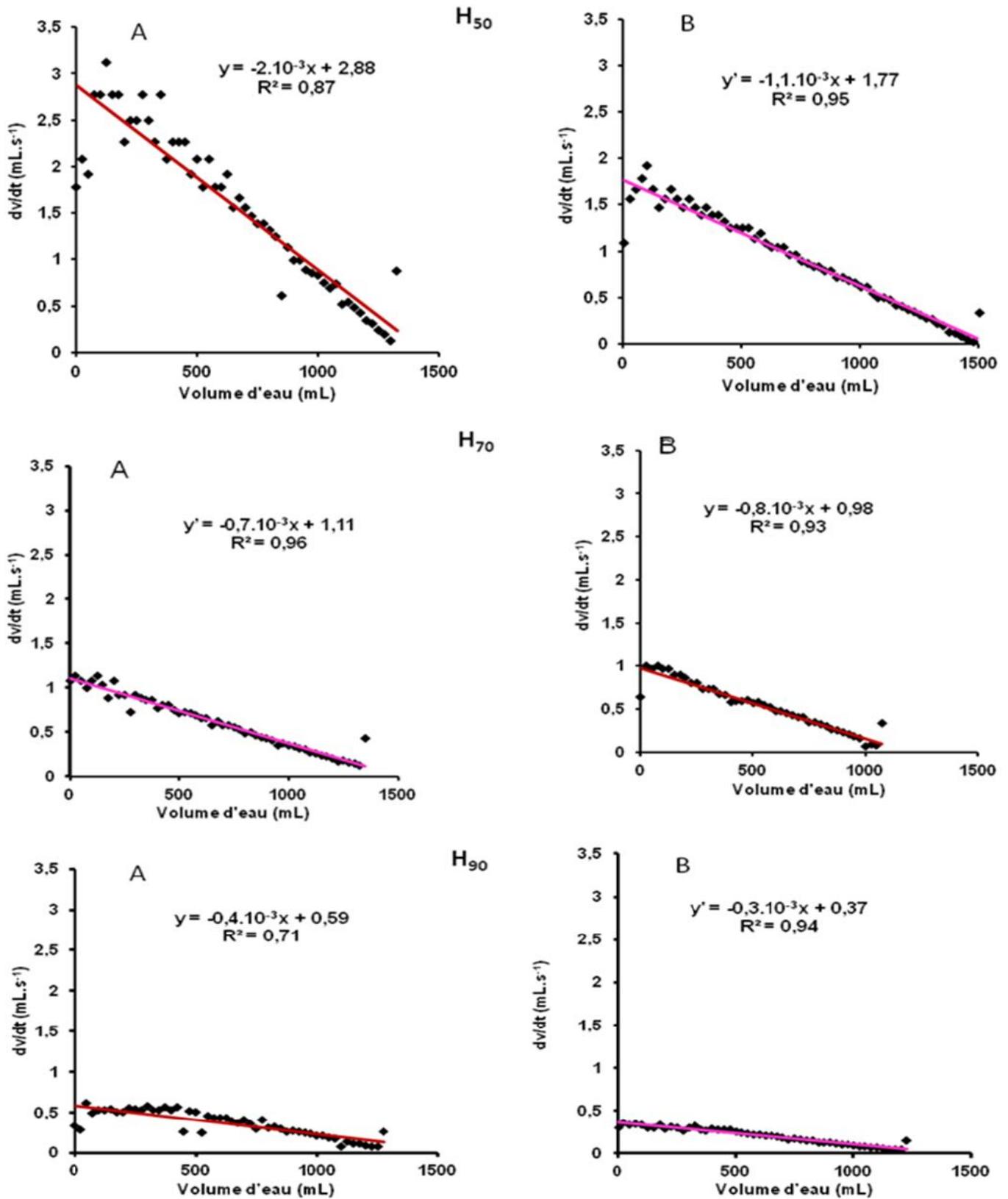


Figure 2 : Débit instantané en fonction du volume d'eau cumulé ; dv = dérivée du volume ; dt = dérivée du temps ; dv/dt = débit instantané ; y = droite de régression avant traitement ; y' = droite de régression après traitement ; x = volume d'eau cumulé ; H_{30} = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H_{50} = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H_{70} = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H_{90} = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm ; A= avant traitement ; B = après traitement.

3.1.2 PERFORMANCES ÉPURATOIRES

3.1.2.1 pH

La figure 3 présente l'évolution du pH de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des différents filtrats en fonction du temps. Dans l'ensemble, le pH des différents filtrats était supérieur à celui de l'EBRB. Dans l'eau brute de la rivière du Banco, on a enregistré des valeurs de pH acides qui fluctuaient entre 5,1 et 5,6. En revanche dans les différents filtrats, le pH tendait vers la neutralité. En effet, les valeurs de pH oscillaient entre 5,3 et 6,8 pour H₃₀, entre 5,5 et 7,1 en ce qui concerne H₅₀, entre 5,6 et 7,3 pour H₇₀ et entre 6,3 et 7,6 pour H₉₀. Le test de Kruskal-Wallis a montré des différences entre le pH de l'eau brute et celui des filtrats. On a noté que cette différence n'était significative qu'entre le pH de l'EBRB et celui de H₇₀ et H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$). S'agissant des filtrats, le pH augmentait parallèlement à la hauteur de sable. Cependant, le pH ne différait significativement qu'entre H₃₀ et H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$).

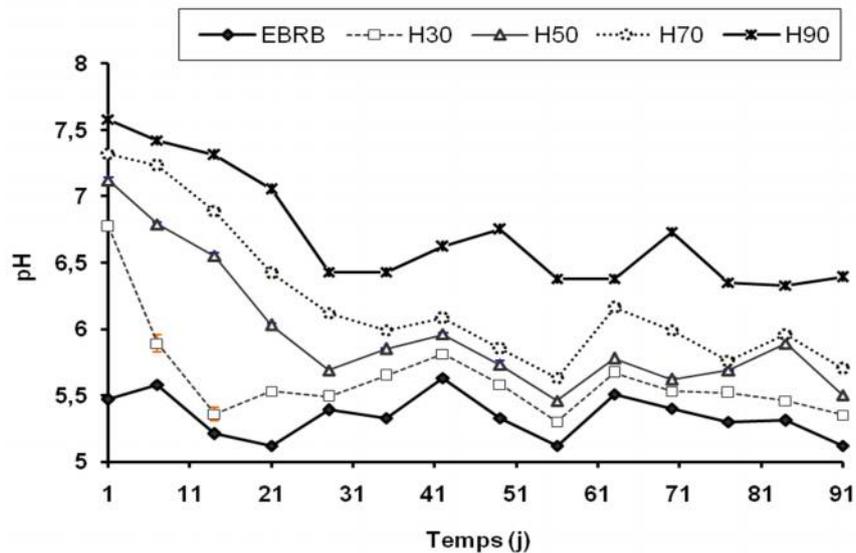


Figure 3 : Profil d'évolution du pH de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H₃₀ = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H₅₀ = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H₇₀ = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H₉₀ = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm

3.1.2.2 MES

L'évolution des concentrations de MES de l'EBRB et des filtrats recueillis à la sortie des différents filtres est montrée par la figure 4. La concentration de MES dans l'eau brute était supérieure à celle des filtrats. Durant l'essai de traitement, elle variait de 49 à 129 mg.L⁻¹ dans l'eau brute. Tandis que dans les différents filtrats, la concentration de MES fluctuait entre 25,7 et 70 mg.L⁻¹ pour H₃₀ et était moins de 1,3 mg.L⁻¹ dans les autres filtrats. On a observé une différence entre les concentrations de MES de l'EBRB et celles des filtrats (test de Kruskal-Wallis : $p < 0,05$). Cette différence est marquée entre l'EBRB, H₅₀, H₇₀ et H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$). Relativement aux filtrats, on a constaté une diminution de la concentration de MES lorsque la hauteur de sable augmentait. Une différence significative n'était notée qu'entre la concentration de MES de H₃₀ et celle de H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$). Les rendements épuratoires de MES dans le filtre H₉₀ ($99,9 \pm 0,003\%$), H₇₀ ($99,8 \pm 0,1\%$) et H₅₀ ($99,6 \pm 0,5\%$) étaient du même ordre de grandeur. Les valeurs obtenues dans ces filtres étaient supérieures à celle de H₃₀ ($50,4 \pm 10\%$).

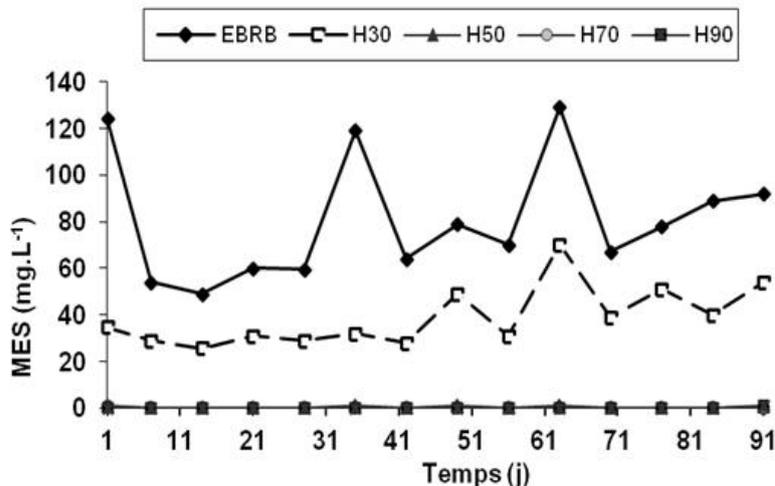


Figure 4 : Evolution des MES de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H₃₀ = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H₅₀ = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H₇₀ = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H₉₀ = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm

3.1.2.3 AMMONIUM

L'évolution de la concentration de NH_4^+ de l'EBRB et des filtrats des différents filtres en fonction du temps sont présentées par la figure 5. Les concentrations de NH_4^+ des eaux brutes étaient supérieures à celles des différents filtrats. Les concentrations minimale et maximale de NH_4^+ des eaux brutes étaient respectivement $180 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $234 \mu\text{g.L}^{-1}$. Par contre, dans les filtrats, les valeurs étaient comprises entre 150 et $198 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour H₃₀, entre 63 et $165 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour H₅₀, entre 22 et $132 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour H₇₀ et entre $21,5$ et $125 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour H₉₀. Entre les concentrations de NH_4^+ de l'EBRB et celles des différents filtrats une différence est notée par le test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Cette différence n'était significative qu'entre l'EBRB et deux filtres (H₇₀ et H₉₀) (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$). S'agissant des filtrats, la concentration de NH_4^+ augmentait lorsque la hauteur de sable diminuait. Une différence significative était enregistrée qu'entre les concentrations de NH_4^+ de H₃₀ et celles de H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$). Les rendements épuratoires suivaient l'ordre ci-après : H₃₀ ($13,2 \pm 3,25\%$) < H₅₀ ($54 \pm 11\%$) < H₇₀ ($74,3 \pm 12,7\%$) < H₉₀ ($79,5 \pm 12,8\%$).

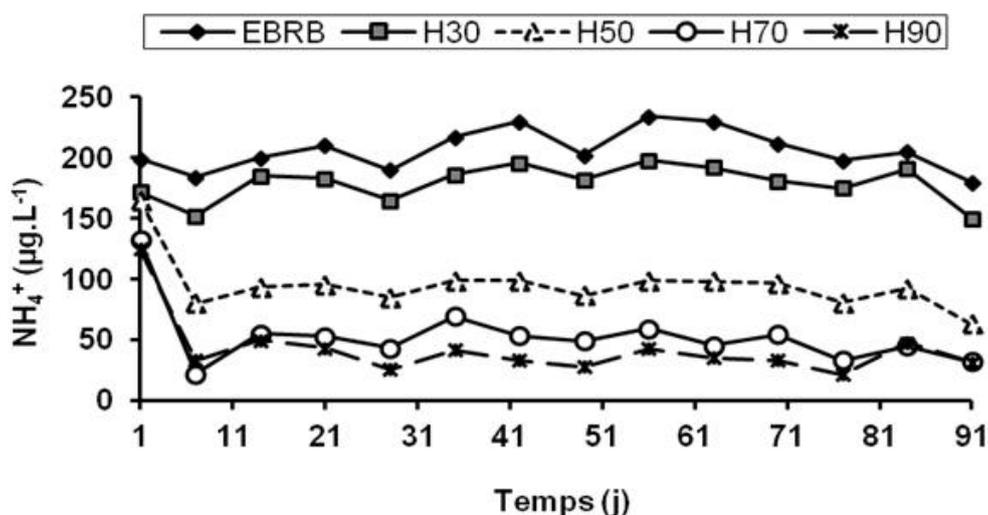


Figure 5: Evolution de la concentration de NH_4^+ de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H₃₀ = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H₅₀ = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H₇₀ = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H₉₀ = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm

3.1.2.4 NITRITE

La figure 6 présente la variation de concentrations de NO_2^- dans les échantillons de l'EBRB et les différents filtrats en fonction du temps. Globalement, les concentrations de NO_2^- dans l'EBRB sont relativement supérieures à celles des filtrats de H_{50} , H_{70} et H_{90} contrairement à H_{30} . Les valeurs de NO_2^- dans l'EBRB fluctuent entre 22 et 104 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En revanche, dans les filtrats, les concentrations de NO_2^- varient de 3,5 à 117 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 6,9 à 84 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 7 à 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 3 à 28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement pour H_{30} , H_{50} , H_{70} et H_{90} . Les concentrations de NO_2^- ne différaient pas entre l'EBRB et les filtrats (test de Kruskal-Wallis : $p > 0,05$). Pour ce qui est des filtrats, la concentration de NO_2^- diminuait avec l'augmentation de la hauteur de sable. Toutefois entre les filtrats, la différence n'était significative qu'entre H_{30} et H_{90} (test de comparaison multiple des rangs moyens : $p < 0,05$).

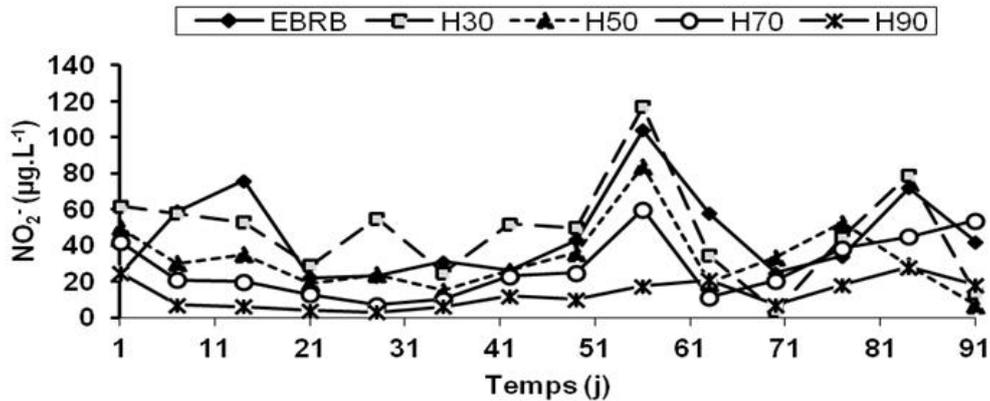


Figure 6 : Profil de la concentration de NO_2^- de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H_{30} = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H_{50} = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H_{70} = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H_{90} = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm

3.1.2.5 NITRATE

Relativement aux NO_3^- , leurs concentrations dans l'EBRB et les différents filtrats en fonction du temps sont illustrées dans la figure 7. Dans l'ensemble, la concentration de NO_3^- de l'eau brute était inférieure à celle des différents filtrats. Les gammes de concentrations de NO_3^- de l'eau brute vont de 0,4 à 1,3 mg.L^{-1} . Dans les filtrats, les concentrations de NO_3^- oscillaient entre 2,6 et 9,7 mg.L^{-1} , 1,2 et 7,5 mg.L^{-1} , 0,9 et 4,3 mg.L^{-1} , 0,4 et 1,8 mg.L^{-1} respectivement pour H_{30} , H_{50} , H_{70} et H_{90} . Le test de Kruskal-Wallis a montré une différence entre les concentrations en NO_3^- de l'eau brute et celles des filtrats ($p < 0,05$). Cette différence n'était significative qu'entre l'EBRB et H_{30} . Entre les filtrats, les concentrations augmentaient lorsque la hauteur de sable dans les filtres diminuait. Cependant, le test de comparaison multiple des rangs moyens n'a montré une différence significative qu'entre H_{30} et H_{90} ($p < 0,05$).

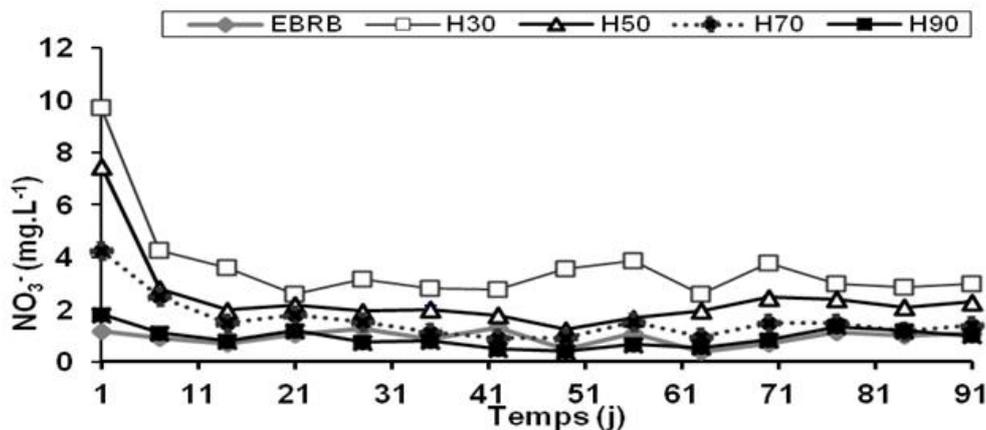


Figure 7 : Evolution de la concentration de NO_3^- de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H_{30} = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H_{50} = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H_{70} = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H_{90} = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm.

3.1.2.6 DCO

La figure 8 présente l'évolution de la concentration de la DCO de l'EBRB et des filtrats des différents filtres en fonction du temps. Les concentrations de DCO de l'eau brute étaient plus élevées que celles des différents filtrats. Dans l'eau brute, les valeurs étaient comprises entre 61 et 93 mg.L⁻¹. Par contre, dans les filtrats relatifs aux filtres H₃₀, H₅₀, H₇₀ et H₉₀, les concentrations de DCO respectives oscillaient entre 39 et 74 mg.L⁻¹, 12 et 30 mg.L⁻¹, 6,2 et 16 mg.L⁻¹, 4 et 11 mg.L⁻¹. Une différence est observée entre l'EBRB et les filtrats des différents filtres (test Kruskal-Wallis : p < 0,05). Les concentrations de DCO de l'EBRB différaient significativement de celles des filtrats de H₇₀ et de H₉₀ (test de comparaison multiple des rangs moyens : p < 0,05). On a remarqué que les concentrations de DCO diminuaient avec l'augmentation de la hauteur de sable. Une différence significative est signalée entre H₃₀ et H₇₀, entre H₃₀ et H₉₀. Par ailleurs, le filtre H₉₀ a enregistré le rendement épuratoire le plus élevé (91 ± 3,4%) par rapport à celui de H₃₀ (24 ± 7,1%), H₅₀ (72 ± 4,1%) et H₇₀ (86 ± 4,6%).

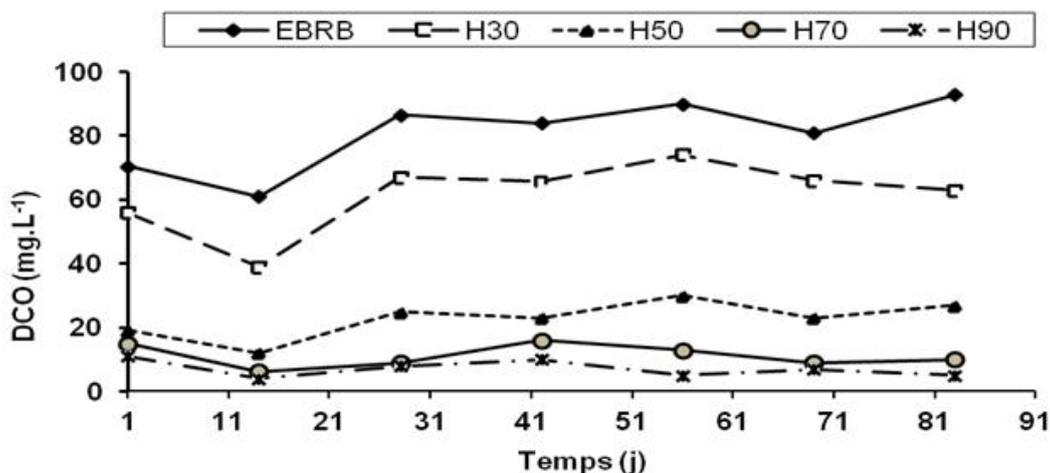


Figure 8 : Profil de la concentration de la DCO de l'eau brute de la rivière Banco (EBRB) et des filtrats des différents filtres ; EBRB = eau brute ; H₃₀ = filtre avec une hauteur de sable de 30 cm ; H₅₀ = filtre avec une hauteur de sable de 50 cm ; H₇₀ = filtre avec une hauteur de sable de 70 cm ; H₉₀ = filtre avec une hauteur de sable de 90 cm

3.2 DISCUSSION

L'étude a mis en regard l'influence de la hauteur de sable sur la capacité épuratoire d'un filtre à sable immergé. Les droites de régression linéaire de débits instantanés (dv/dt) en fonction du volume cumulé (v) avant traitement de l'eau brute étaient supérieures à celles après traitement quelle que soit la hauteur de sable dans le filtre. En outre, les coefficients de détermination R² obtenus à partir des droites de régression étaient élevés pour toutes les hauteurs de sable investiguées. Ce résultat traduisait la restitution progressive de l'eau par le massif filtrant des filtres. En ce qui concerne les pentes des droites de régression, celles-ci étaient négatives, ce qui s'expliquerait par les vitesses instantanées de transfert qui diminuaient au fur et à mesure que le volume augmentait [19]. La baisse du débit instantané dans les filtres pourrait s'expliquer par la réduction de l'espace porale du massif filtrant par les particules solubles ou en suspension contenues dans l'EBRB [21] et par la croissance du biofilm [22]. Les pourcentages de colmatage (9, 11, 20 et 29,5%) augmentaient parallèlement à la hauteur de sable. Cela pourrait se justifier par le fait que les MES étaient retenues en plus grande quantité par le massif filtrant lorsqu'il était important ([23],[24]).

La tendance à la basification du pH des filtrats parallèlement à l'augmentation de la hauteur de sable s'expliquerait par une diminution du transfert d'oxygène dans les massifs filtrants des filtres due à l'augmentation de la hauteur de sable ; ce qui limitait les processus de nitrification et d'oxydation de la matière organique au cours desquelles le milieu devient acide [25].

Pour ce qui est de l'enlèvement des MES, le rendement épuratoire dans les filtres H₉₀ (99,9 ± 0,003%), H₇₀ (99,8 ± 0,1%) et H₅₀ (99,6 ± 0,5%) étaient du même ordre de grandeur et supérieurs à celui de H₃₀. Cette situation serait imputable à la hauteur du massif filtrant. En effet, plus le massif filtrant était important, plus les particules étaient retenues progressivement et en grand nombre par le massif [26].

Relativement aux concentrations de NH_4^+ et de NO_2^- , elles diminuaient, à l'instar des résultats de [27] quand la hauteur de sable augmentait. Cette différence de concentration de NH_4^+ et NO_2^- entre les filtres pourrait s'expliquer par le fait que les hauteurs de sable de 50, 70 et 90 cm dans les différents filtres correspondaient aux activités maximales d'assimilation et de nitrification ([28], [29], [30]).

S'agissant des concentrations de NO_3^- , elles diminuaient avec l'augmentation de la hauteur de sable. Cette diminution se justifierait par la dénitrification de NO_3^- . En effet, lorsque la hauteur de sable augmentait, il peut avoir une situation anaérobie à la base du filtre, ce qui était favorable à la dénitrification ([31], [32]). Le résultat de la présente étude ne corroborait pas celui de [27] qui ont obtenu une augmentation de la concentration de NO_3^- lorsque la hauteur de sable augmentait. En revanche, [33] a obtenu une diminution de la concentration de NO_2^- et NO_3^- lorsqu'il augmentait la hauteur de sable (soit fin ou grossier) de 55 à 135 cm dans des filtres à sable lent.

Le pourcentage d'élimination de la DCO diminuait de 91% à 24% lorsque la hauteur de sable diminuait de 90 cm à 30 cm. Cette situation pourrait s'expliquer par une augmentation de l'oxydation des matières organiques entraînée par celle de la hauteur de sable [34]. Ce résultat était similaire à celui obtenu de [33] qui avait travaillé sur deux types de sable : fin et grossier. Cependant le pourcentage d'élimination de la DCO pour le sable fin (50 à 66,6%) et pour le sable grossier (38,6 à 48,2%) de cet auteur était inférieur comparativement à la présente étude pour les hauteurs de sable de 50 à 90 cm. Cette différence de performance pourrait s'expliquer par la nature de l'eau traitée et les caractéristiques du filtre et du massif filtrant.

En somme, le filtre H_{90} était le plus performant. Toutefois, les rendements épuratoires entre les filtres H_{50} , H_{70} et H_{90} ne présentaient pas de différence significative et les eaux traitées respectaient les normes de potabilité de l'OMS. Par conséquent, toute hauteur de sable comprise entre 50 et 90 cm conviendrait pour le dimensionnement de filtre à sable immergé apte à fournir des eaux traitées de bonne qualité.

4 CONCLUSION

Cette étude a montré une influence de la hauteur de sable sur la performance épuratoire des filtres. Le pH des filtrats était supérieur à celui de l'eau brute et augmentait lorsque la hauteur de sable augmentait. Les filtres H_{50} , H_{70} et H_{90} avaient une forte capacité d'élimination de MES (99,6 à 99,9%) par rapport à H_{30} . Les rendements épuratoires de NH_4^+ suivaient l'ordre ci-après : H_{30} ($13,2 \pm 3,25\%$) < H_{50} ($54 \pm 11\%$) < H_{70} ($74,3 \pm 12,7\%$) < H_{90} ($79,5 \pm 12,8\%$). Quant aux concentrations en NO_2^- et NO_3^- , elles étaient en baisse lorsque la colonne de sable augmentait. Le rendement épuratoire de DCO pour H_{90} ($91 \pm 3,4\%$) était supérieur à celui de H_{30} ($24 \pm 7,1\%$), H_{50} ($72 \pm 4,1\%$) et H_{70} ($86 \pm 4,6\%$). Il est ressorti des résultats que le filtre de 90 cm de sable était le plus performant. Toutefois, les rendements épuratoires entre les filtres de 50, 70 et 90 cm de sable ne présentaient pas de différence significative et les eaux traitées respectaient les normes de potabilité de l'OMS.

RÉFÉRENCES

- [1] M. Bied-Charreton, R. Makkaoui, O. Petit, M. Requier-Desjardins, La gouvernance des ressources en eau dans les pays en développement. Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement. Guyancourt, France, 43 p, 2004.
- [2] WHO, Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. *IWA Publishing* ,pp 33–37, 2004
- [3] W. Duke, R. Nordin, D. Baker, A. Mazumder, "The use and performance of biosand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households", *Rural Remote Health* , vol.6,pp 570–589, 2006.
- [4] S. Kommineni, R. Narasimhan, H. Durbin, *Point-of-Use/Point-of-Entry treatment for arsenic removal: operational issues and costs*. In: *National Science Foundation (Eds). Public water system compliance using Point-of-Use and Point-of-Entry treatment technologies.13-14 february 2003. Orlando, Florida. USA, pp 1–15, 2003.*
- [5] M. A. Hamouda, W. B. Anderson, P. M. Huck, Point-of-use/entry drinking water strategy for arab countries. In : *International prize for water (Eds.). The 3rd International conference on Water Resources and Arid Environments and the 1st Arab Water Forum. 16 - 19 november 2008. Riyadh, Kingdom of Saudi Arabia. ICWRAE-PSIPW,pp 1–19, 2008.*
- [6] E. D. Ongley, *Water quality management: design, financing and sustainability considerations-II. Towards a strategy for managing and water quality management*. 3-4 april 2000. Washington, D.C. USA. pp 1–16, 2000
- [7] UNICEF, Briefing pack 2009-2013 of Côte d'Ivoire, 2013. [Online] Available www.unicef.org/cotedivoire (18 mars 2015)
- [8] B. Halle, Bruzon V., Profil environnemental de la Côte d'Ivoire. Commission européenne. 133 p, 2006
- [9] P. E. Widdison , T. P. Burt, "Nitrogen Cycle", *Global Ecol.*,pp 2526–2533, 2008.

- [10] D. Hafliker, P. Hubner, J. Luthy , "Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water", *Int. J. Food Microbiol.* ,vol. 54,pp 123–126, 2000.
- [11] P. A. Okun, "Water reclamation and unrestricted non potable reuse: a new tool in urban water management", *Annu. Rev. Publ. Health* , vol.21 ,pp 223–245, 2000.
- [12] USEPA, Point-of-use or point-of-entry treatment options for small drinking water systems. USEPA.127 p, 2006.
- [13] S. Kayaga, B. Reed, Technical Note for Emergencies: Emergency treatment of drinking water at the point of use. Bulletin of WHO, vol. 5,pp 1–5, 2009.
- [14] B. M. Thomson, M. Asce, T. J. Cotter , J. D. Chwirka, "Design and operation of Point-of-Use treatment system for arsenic removal", *J. Environ. Engi.* , vol. 129, no 6, pp 561–564, 2003.
- [15] C. Chaidez, C. P. Gerba, "Comparison of the microbiologic quality of point-of-use (POU) treated water and tap water", *Int. J. Environ. Heal. Res.*, vol. 14, pp 253–260, 2004.
- [16] WBCSD, Treating water at its Point-Of-Use. Geneva, Switzerland. Bulletin of WBCSD, pp 1–6, 2009
- [17] P. Earwaker, Evaluation of household Biosand filters in Ethiopia. MSc Water Management. Cranfield University. Cranfield, England. 80 p, 2006
- [18] C. E. Stauber, M. A. Elliott, F. Koksai, G. M. Ortiz, F. A. Digiano & M. D. Sobsey "Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions". *Water Sci. Technol.*, vol. 54, pp 1–7, 2006
- [19] N. Djedidi, A. Hassen, "Propriétés physiques des sols et pouvoir colmatant des eaux usées en fonction de leur degré de traitement". *Cahier ORSTOM*, vol. XXVI ,no 1,pp.3–10. ,1991.
- [20] StatSoft Inc., STATISTICA for windows version 7.1. Data analysis software system. <http://www.statsoft.com>, 2005
- [21] L. Mauclaire, A. Schurmann, M. Thullner, S. Gammeter, J. Zeyer, "Sand filtration in a water treatment plant : biological parameters responsible for clogging". *J. Water Supply : Res. Technol.*, pp 93–108, 2004.
- [22] F. C. Wu, H. T. Huang, "Hydraulic resistance induced by deposition of sediment in porous medium". *J. Hydraulic Eng.* , vol. 126, no 7,pp 547–551, 2000.
- [23] A. C. Alvarez, G. Hime, D. Marchesin, P. G. Bedrikovetsky, "The inverse problem of determining the filtration function and permeability reduction in flow of water with particles in porous media", *Transp. Porous Med.*, vol. 70,pp 43–62, 2007.
- [24] M. G. Healy, M. Rodgers, J. Mulqueen, Performance of stratified filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters", *J. Environ. Manag.*, vol. 83, no 4,pp 409–415, 2007.
- [25] 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.
- [26] L. D. Sanchez, A. Sanchez, G. Galvis, J. Latorre, Multistage filtration. IRC International Water Sanitation Centre. 64 p, 2006
- [27] S. Aslan, H. Cakici, "Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter", *J. Hazard. Mater.*, vol. 148 ,pp 253–258, 2007.
- [28] I. Martinelli, Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol, urbain vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de doctorat en Conception en Bâtiment et Techniques Urbaines. Institut National des Sciences Appliquées. Lyon, France. 207 p, 1999.
- [29] Biosandfilter, Sand as a filter media, 2004. [Online] Available: www.biosandfilter.org ,(06 aout 2010)
- [30] 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.
- [31] P. Cabello, M. D. Roldan, F. Castillo, C. Moreno-Vivian, "Nitrogen Cycle", *Encyclope. Microbiol.*, pp 299–321, 2009.
- [32] 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.
- [33] 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.
- [34] A. Bancolé, F. Brissaud, T. Gnagne, "Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration", *Water Sci. Technol.* , vol. 48 , no 11-12,pp 139–146, 2003.