

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

[Influence of granulometry on the durability of the Non Saturated Flow Drying Bed (NSFDB) in the treatment of septic tank sludge]

Ténéna Martial YEO¹⁻², Kinanpara KONE¹⁻³, Théophile GNAGNE²⁻⁴, and Yves Kotchi BONY¹⁻³

¹Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Université JEAN LOROUGNON GUEDE, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire

²Laboratoire Géosciences et Environnement UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

³Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

⁴Unité de Formation et de Recherche des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

Copyright © 2020 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: Non-Saturated Flow Drying Beds permit the effective treatment of septic tank discharge sludge. However, they are vulnerable to clogging. To ensure the sustainability of this technology, through the choice of a suitable filter bed, an unsaturated flow model coupled with the variation of the biofilm has been developed. Calibration, validation and comparison of model simulation results and experimental results were performed on the basis of the NASH criterion. The simulations covered three types of sand: fine sand, medium sand and coarse sand. The results show that the maximum organic load applicable is 24.7 mgO₂ / cm² / day at the fine sand, 43.3 mgO₂ / cm² / day at the medium sand and 31.6 mgO₂ / cm² / day at the level of the sand coarse sand. Then, the Chemical Oxygen Demand removal yield is 92 % at the medium sand level versus 73 % for the coarse sand. Finally, medium sand is less vulnerable to clogging (91.3 %) than fine sand (95.45 %). So, of the three types of sand, it is the average sand that is best suited for the treatment of sludge septic tanks by Non-Saturated Flow Drying Beds. However, when the average sand is not available, the developed model makes it possible to fix the operating conditions and the purification yields of the available sand.

KEYWORDS: Biofilm, faecal sludge, organic load, clogging, porosity, simulation.

RESUME: Les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé permettent le traitement efficace des boues de vidange des fosses septiques. Cependant, ils sont vulnérables au colmatage. Pour garantir la durabilité de cette technologie, à travers le choix d'un massif filtrant approprié, un modèle d'écoulement en milieu non saturé couplé avec la variation du biofilm a été développé. Le calage, la validation et la comparaison des résultats de simulation du modèle et des résultats expérimentaux ont été faits sur la base du critère de NASH. Les simulations ont porté sur trois types de sables : un sable fin, un sable moyen et un sable grossier. Les résultats montrent que la charge organique maximale applicable est de 24,7 mgO₂/cm²/j au niveau du sable fin, 43,3 mgO₂/cm²/j au niveau du sable moyen et 31,6 mgO₂/cm²/j au niveau du sable grossier. Ensuite, le rendement d'élimination de la Demande Chimique en Oxygène est de 92% au niveau du sable moyen contre 73% pour le sable grossier. Enfin, le sable moyen est moins vulnérable au colmatage (91,3%) que le sable fin (95,45%). Ainsi donc, des trois types de sable, c'est le sable moyen qui est le mieux approprié pour le traitement des boues de vidange des fosses septiques par les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé. Toutefois, lorsque le sable moyen n'est pas disponible, le modèle développé permet de fixer les conditions de fonctionnement et les rendements épuratoires du sable disponible.

MOTS-CLEFS: Biofilm, boues de vidange, charge organique, colmatage, porosité, simulation.

1 INTRODUCTION

Les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) conviennent au traitement des boues de vidange des fosses septiques caractérisées par de fortes teneurs en matière en suspension (MES) et en matière oxydable [1].

Toutefois, l'impératif de trouver un compromis entre la nécessité de l'écoulement de l'eau à travers le massif et la nécessité de disposer d'un temps de séjour suffisant pour l'oxydation de la pollution organique, rend le plus souvent délicat, le choix de la granulométrie du support épuratoire [2] et [3].

En effet, un bon écoulement s'obtient avec un massif à granulométrie relativement grossière mais avec le risque de sortie rapide de l'eau sans traitement. Par contre, un long temps de séjour requiert un massif à granulométrie fine avec le risque d'un colmatage rapide dû à la croissance du biofilm induite par la dégradation de la pollution retenue [4].

La vérification expérimentale a été faite sur deux colonnes de sable dont l'une contient du sable moyen ($M_z = 420 \mu\text{m}$) de porosité totale 0,48 et l'autre contient du sable grossier ($M_z = 695 \mu\text{m}$) de porosité totale 0,56. Les résultats montrent que le sable à granulométrie moyenne est le plus efficace avec des rendements d'épuration de plus de 97% pour la DCO et l'azote et un abattement bactérien de plus de 3,30 ULog. Cela correspond à une capacité épuratoire de 239 kg de DCO/j/ha [5].

Cependant, la durée de l'expérimentation (2 mois) et les essais à une seule charge hydraulique (3,5 cm/j) ne suffisent pas pour tirer des conclusions irréfutables quant au choix du type de sable dans la perspective d'une exploitation de la technologie des LSENS à grande échelle

L'objectif de la présente étude est de déterminer la granulométrie qui garantit la meilleure durabilité du fonctionnement d'un LSNS à partir de la simulation de l'efficacité épuratoire en fonction de la granulométrie.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 MATÉRIEL

Les activités se sont déroulées sur le site de l'Université Nangui Abrogoua d'Abidjan en Côte d'Ivoire. Elles consistent à effectuer des expérimentations sur trois colonnes de sable.

Le matériel est composé du dispositif expérimental et de la boue de vidange. Le dispositif expérimental est constitué de trois colonnes en plastique de 220 litres de capacité et de 54 cm de diamètre intérieur chacune (Figure 1). Elles contiennent respectivement du sable grossier (A), du sable moyen (B) et du sable fin (C). Au-dessus de chaque colonne, il y a un diffuseur qui assure une bonne répartition de l'effluent sur la surface d'infiltration.

La boue de vidange utilisée est caractérisée par une DCO, un NTK, une turbidité et un pH respectivement estimés à 1175 mg O₂/l, 1447 mg/l, 1342 UNT et 7,46.

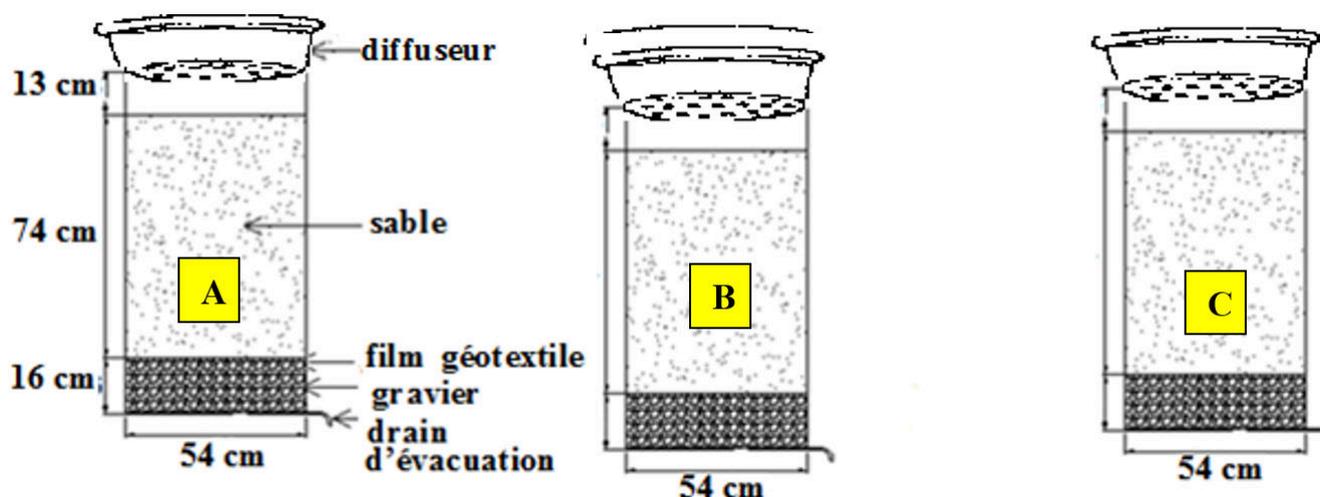


Fig. 1. Schéma du dispositif expérimental (A = Réacteur à sable grossier (RG) ; B = Réacteur à sable moyen (RM) ; C= Réacteur à sable fin (RF))

2.2 MÉTHODES

2.2.1 ALIMENTATION DU DISPOSITIF ET SUIVI DES DÉBITS DE RESTITUTION

L'alimentation se fait en une bûchée (apport instantané) d'une charge organique fixe par alternance d'un jour d'alimentation et de deux jours de repos. A chaque application des boues, les débits en sortie de chaque colonne sont mesurés jusqu'à l'arrêt de l'écoulement.

2.2.2 TENEUR EN EAU DES MASSIFS FILTRANTS

La teneur en eau des massifs (θ) est mesurée à partir de la méthode directe ou mesure par pesées. Le principe consiste à mesurer la masse de l'échantillon avant et après le séchage. La différence de masse entre ces deux états de l'échantillon correspond à la masse d'eau (M_e) qu'il contenait. Cette masse divisée par la masse de l'échantillon (M_s) correspond à la valeur de l'humidité massique.

$$\theta = \frac{M_e}{M_s}$$

2.2.3 SUIVI ANALYTIQUE

Les concentrations de la DCO, de l'azote (NTK) et du pH des boues de vidange brutes et traitées, sont déterminées à partir des méthodes d'analyses physicochimiques résumées dans le Tableau 1.

Tableau 1. Récapitulatif des méthodes d'analyse

Paramètres	Méthodes
DCO (mgO ₂ /L)	Oxydabilité au dichromate de potassium (AFNOR T 90-101)
NTK	Spectrophotométrie après minéralisation (AFNOR T 90-110)
pH	Electrométrie par un pH mètre de terrain de type HACH EC 10

2.2.4 MODÉLISATION DU FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE ET HYDROCINÉTIQUE

Le logiciel utilisé comme support est le logiciel IPOX, conçu à partir du logiciel HYDRUS Version 5.0. Les différents programmes de ses 11 fichiers sources sont écrits en FORTRAN 77. La compilation et le développement sont faits sous FORTRAN PowerStation Version 4.0 / Microsoft Developer Studio.

La vérification de l'ajustement du modèle est faite par analyse du coefficient de NASH (NTD) défini par l'équation ci-dessous. Les valeurs des coefficients ne peuvent être retenues que si le coefficient de NASH (NTD) est supérieur ou égal à 70% [6] et [7].

$$NTD = 1 - \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (d_{ci} - d''_{ci})^2}}{\sum_{i=1}^n (d_{oi} - d''_{oi})^2}$$

d_{ci} = données calculées ;

d_{oi} = données observées ;

d''_{ci} = moyenne des données calculées ;

d''_{oi} = moyenne des données observées.

3 RESULTATS

3.1 COMPARAISON DES RÉSULTATS SIMULÉS AUX RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

La comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux est faite pour vérifier l'aptitude du modèle à reproduire le fonctionnement réel des colonnes de sable. Les valeurs des paramètres des sables et des boues sont consignées dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2. Caractéristiques des sables utilisés

Paramètres des sables		Θ_s	Θ_r	Ks (cm/s)	n	α
Valeurs	Sable grossier	0,57	0,04	0,0185	1,59	0,021
	Sable moyen	0,48	0,05	0,0172	1,37	0,016

Θ_s : Humidité à la saturation

Θ_r : Humidité résiduelle

Ks : Conductivité hydraulique à saturation

n : Nombre de mole d'acide

α : coefficient de transfert entre la phase mobile et la phase stagnante

Tableau 3. Caractéristiques des boues de vidange

Paramètres des boues	DCO (mg O ₂ /l)	NTK (mg/l)	Turbidité (UNT)	pH
Valeurs moyennes	1175	1447	1342	7,46

3.1.1 COMPARAISON DES RÉSULTATS AU NIVEAU DES RENDEMENTS ÉPURATOIRES

Les résultats de la comparaison des valeurs de la DCO des filtrats simulés à la charge 3,5 cm/j, sur des colonnes à sable grossier (RG) et à sable moyen (RM), aux valeurs expérimentales de la DCO, montrent une bonne corrélation entre ces deux séries de valeurs de la DCO (Figure 2). En effet, la moyenne des coefficients de NASH est de 0,82.

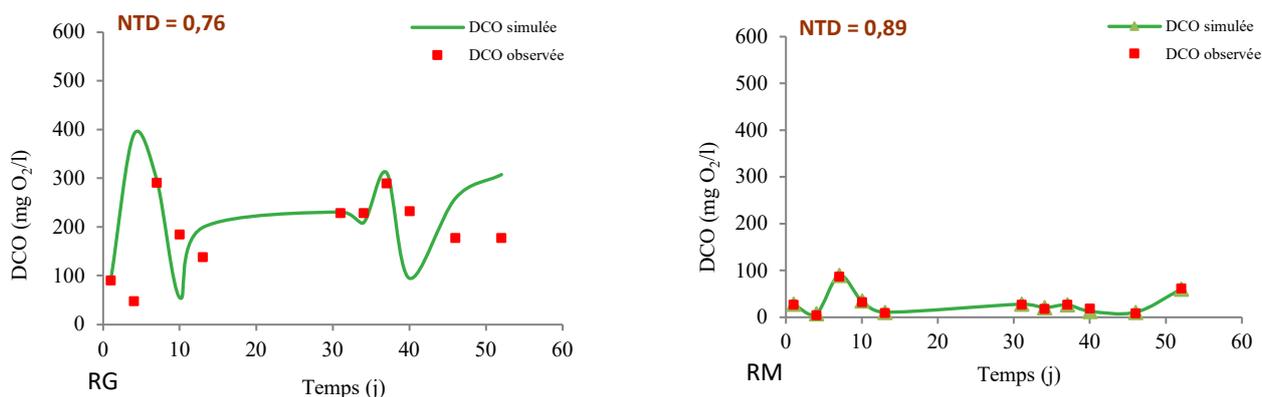


Fig. 2. DCO observée et DCO simulée à la sortie du RG et du RM

3.1.2 COMPARAISON DES RÉSULTATS AU NIVEAU DU FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE

L'analyse porte sur les débits de restitution et l'humidité des massifs filtrants. Les résultats de la comparaison des débits observés aux débits simulés à la charge 3,5 cm/j conduisent à des coefficients de NASH dont la valeur moyenne est de 0,91 au niveau du RM et de 0,87 au niveau du RG (Figure 3). Cela témoigne de la bonne corrélation entre les valeurs simulées et les valeurs observées.

Au niveau de l'humidité des massifs filtrants, les résultats de la comparaison des valeurs expérimentales aux valeurs simulées à la charge 7,5 cm/j, montrent qu'il y a aussi une bonne corrélation entre ces deux types d'humidités. La valeur moyenne du coefficient de NASH égale à 0,80, est supérieure à 0,70 (Figures 4).

Les différentes valeurs du coefficient de NASH issues des différentes comparaisons des résultats simulés aux résultats observés (0,82 pour le rendement épuratoire et 0,86 pour le fonctionnement hydrodynamique), indiquent que le modèle reproduit bien le fonctionnement réel des LSENS à sable moyen et à sable grossier.

Ces résultats autorisent donc l'utilisation du modèle pour décrire les situations de fonctionnement des LSENS non étudiées lors de l'expérimentation. Pour faire les simulations, en plus du sable grossier et du sable moyen, un sable fin est pris en compte.

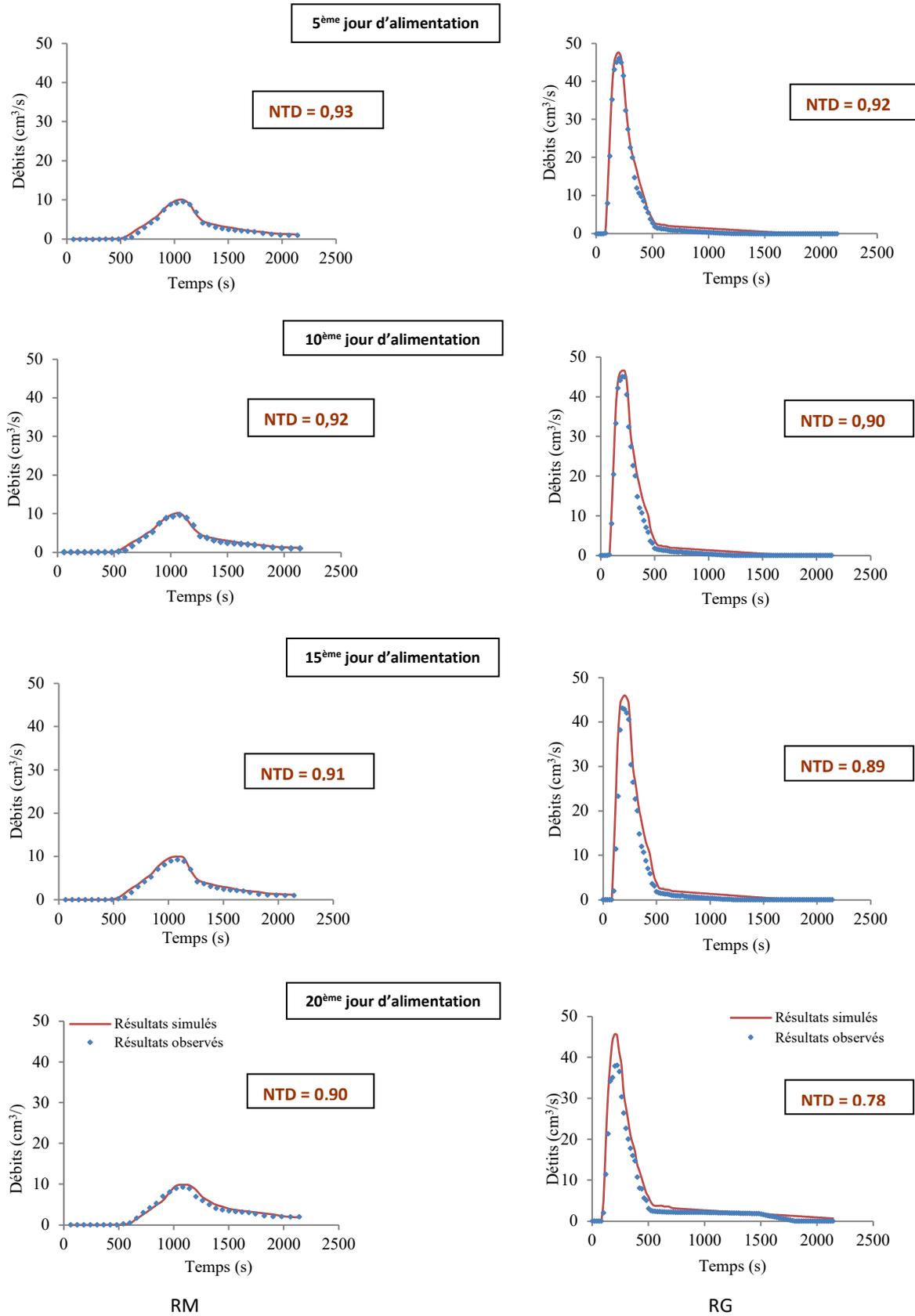


Fig. 3. Débits simulés et débits observés à la sortie du RM et du RG à différentes dates de fonctionnement à la charge hydraulique 3,5 cm/j

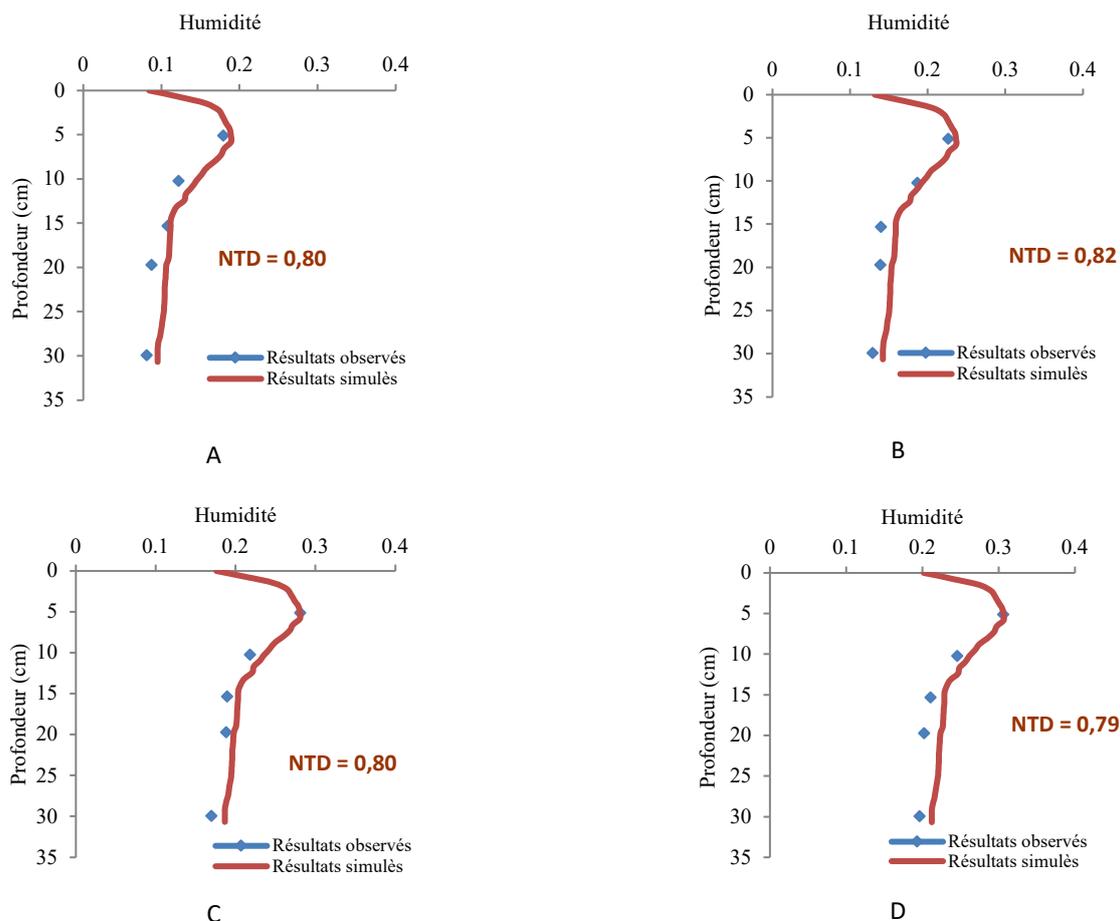


Fig. 4. Humidités observées et humidités simulées aux 30^{ème} (A), 60^{ème} (B), 90^{ème} (C) et 120^{ème} (D) jours de fonctionnement de la colonne à sable moyen à la charge hydraulique de 7,5 cm/j

3.2 PRÉVISIONS DU FONCTIONNEMENT DES MASSIFS FILTRANTS DANS LE TEMPS

Les résultats expérimentaux montrent que, contrairement à l’eau claire, l’alimentation des massifs filtrants avec les boues de vidange induit une augmentation de l’humidité liée au biofilm (θ_{bio}) qui s’accompagne d’une réduction de la porosité libre aux écoulements ($\theta_s - \theta_{bio}$). Cet état de fait peut s’accroître avec l’augmentation des charges organiques représentées par la charge hydraulique pour une pollution incidente fixe. Ainsi, déterminer la charge organique maximale traitable revient, à déterminer pour chaque type de sable, la charge hydraulique pour laquelle la réduction de la porosité libre aux écoulements est maximale.

La simulation est faite à des charges hydrauliques croissantes. Le passage d’une charge hydraulique à une charge hydraulique supérieure intervient lorsque la variation de débit de restitution maximale (ΔQ_{max}) est inférieure à $10^{-3} \text{cm}^3/\text{s}$. L’opération se répète jusqu’à ce que la porosité libre aux écoulements soit réduite d’au moins 93% de sa valeur initiale.

Les trois sables utilisés présentent les caractéristiques suivantes (tableau 4) :

Tableau 4. Caractéristiques des trois sables étudiés

Paramètres des sables		θ_s	θ_r	Ks (cm/s)	n	α
Valeurs	Sable grossier	0,57	0,04	0,0185	1,59	0,021
	Sable moyen	0,48	0,05	0,0172	1,37	0,016
	Sable fin	0,29	0,08	0,0104	0,92	0,009

La boue appliquée présente les caractéristiques physico-chimiques dans le tableau 5 ci-dessous.

Tableau 5. Caractéristiques des boues de vidange utilisées pour la simulation des débits à la sortie des deux colonnes à sable

Paramètres des boues	DCO (mg O ₂ /l)	NTK (mg/l)	Turbidité (UNT)	pH
Valeurs moyennes	1175	1447	1342	7,46

Les simulations débutent à la charge 3,5 cm/j et les déterminations de l'humidité liée au biofilm sont faites 2 jours après chaque alimentation jusqu'à la stabilisation des mécanismes épuratoires ($\Delta Q_{\max} \leq 10^{-3} \text{ cm}^3/\text{s}$).

Les résultats des simulations montrent qu'au niveau du sable grossier, c'est à la charge hydraulique 22,5 cm/j que la porosité libre aux écoulements a subi une réduction de 94,64% (supérieure à 93%) (Figure 5). En effet, à cette charge, la porosité libre aux écoulements est passée de 0,57 à 0,031 après trois mois de fonctionnement. Cette charge représente donc la charge maximale traitable par le sable grossier étudié.

Au niveau du sable moyen, la réduction de la porosité atteint 93,33% (supérieure à 93%) à la charge 17,5 cm/j (Figure 5). En effet, de 0,48, la porosité libre aux écoulements passe à 0,032 après trois mois de fonctionnement sous cette charge. Elle est donc la charge maximale traitable par le sable moyen.

Au niveau du sable fin (Figure 5), la charge maximale traitable est de 12,5 cm/j. A cette charge, la porosité libre aux écoulements passe de 0,29 à 0,019 ; soit une réduction de 93,45% (supérieure à 93%) après trois mois de fonctionnement.

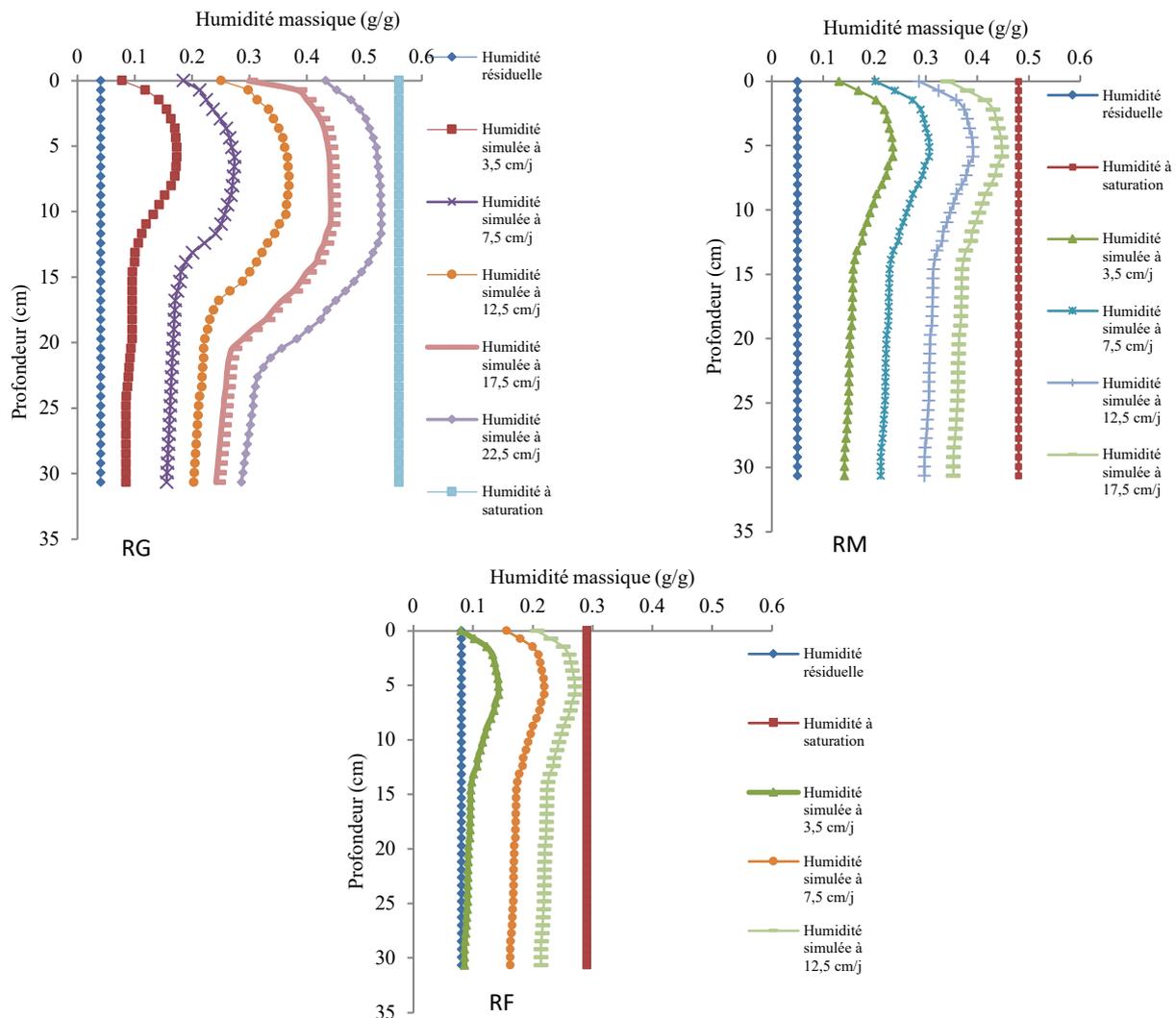


Fig. 5. Humidité simulée au niveau du réacteur à sable grossier (RG), du réacteur à sable moyen (RM) et du réacteur à sable fin (RF) à différentes charges hydrauliques

Du point de vue de la restitution de la fraction liquide des boues appliquées, les débits en sortie sont simulés à des charges allant de 3,5 cm/j jusqu'à 12,5 cm/j ; 17,5 cm/j et 22,5 cm/j respectivement au niveau du sable fin, du sable moyen et du sable grossier.

Les résultats montrent les débits de restitution maximale (Q_{max}) diminuent au fur et à mesure que les charges hydrauliques appliquées augmentent (Figure 6).

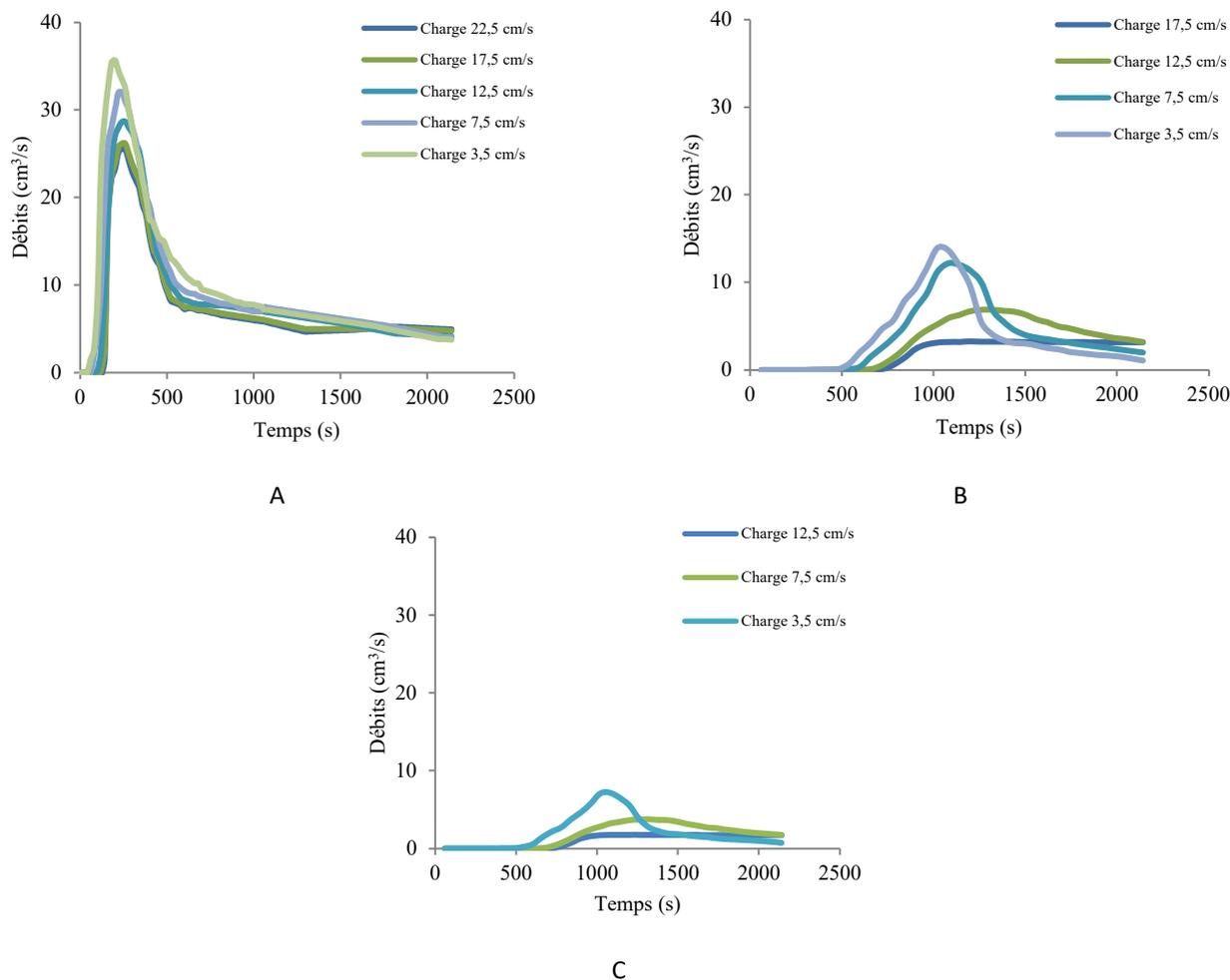


Fig. 6. Débits simulés à la sortie du réacteur à sable grossier (A), du réacteur à sable moyen (B) et du réacteur à sable fin (C) à chaque stabilisation du Q_{max} pour différentes charges hydrauliques

La réduction des débits en sortie est plus importante au niveau du sable fin (Tableau 6).

Tableau 6. Pourcentage de réduction des débits de restitution maximale (Q_{max}) en fonction des charges hydrauliques

Charges hydrauliques (cm/j)		3,5	7,5	12,5
Réduction des Q_{max} (%)	Sable grossier	33,48	52,17	60,11
	Sable moyen	62,10	77,70	87,11
	Sable fin	76,83	87,14	96,05

Parallèlement, la simulation des temps de séjour montre que l'augmentation de la charge hydraulique allonge les temps de séjour de la fraction liquide des boues au sein des massifs alors qu'avec l'eau de robinet (l'eau claire), l'augmentation de la charge hydraulique réduit les temps de séjour (Figure 7).

Ainsi, avec les boues de vidange, le temps de séjour passe de 3h27mn à 4h55mn lors du fonctionnement à la charge 22,5 cm/j au niveau du sable grossier. Pour le sable moyen, le temps de séjour passe de 9h50mn à 11h45mn lors du fonctionnement

à la charge 17,5 cm/j. Au niveau du sable fin, il passe de 12h40mn à 15h38mn lors du fonctionnement à la charge 12,5 cm/j (Figure 7).

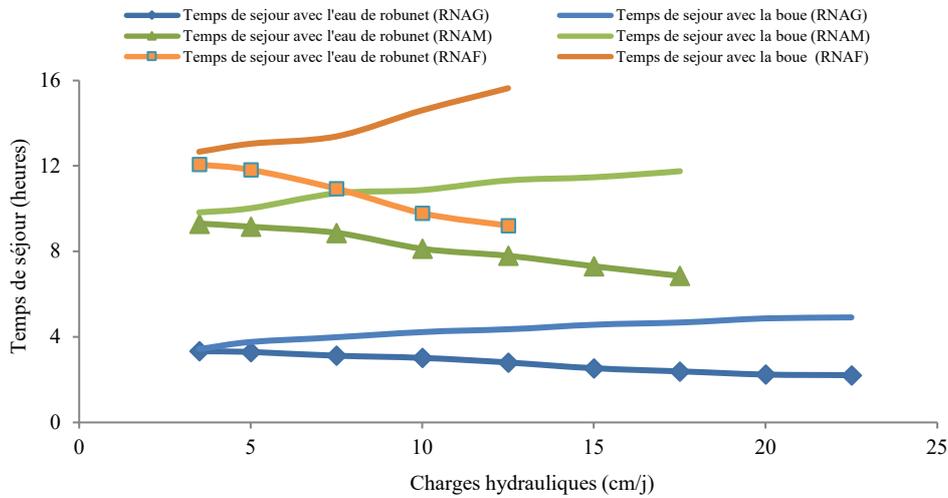


Fig. 7. Temps de séjour simulés au niveau des sables avec l'eau de robinet (eau claire) et avec la boue de vidange à chaque stabilisation du Q_{max} pour les charges hydrauliques traitables

Sur le plan des rendements, la DCO des filtrats est simulée de la charge 3,5 cm/j à la charge 12,5 cm/j, 17,5 cm/j et 22,5 cm/j respectivement au niveau des sables fin, moyen et grossier.

Les résultats montrent que la variation de la DCO des filtrats se fait en deux phases : une phase de réduction suivie d'une phase de stabilisation (Figure 8). Au niveau du sable grossier, la plus grande partie de la DCO est éliminée pendant les 10 premiers jours de fonctionnement. Toutefois, la phase de réduction de la DCO se poursuit jusqu'au soixante dixième jour de fonctionnement. Au niveau du sable moyen, l'essentiel de la DCO est éliminé pendant les 8 premiers jours de fonctionnement. Néanmoins, la phase de réduction de la DCO se déroule jusqu'au soixantième jour de fonctionnement. Quant au sable fin, la plus grande partie de la DCO est éliminée pendant les 7 premiers jours. Toutefois, la phase de réduction de la DCO se poursuit jusqu'au cinquantième jour de fonctionnement (Figure 8).

Les résultats montrent également que pour chaque type de sable, le rendement d'élimination de la DCO est nettement meilleur à la charge hydraulique 3,5 cm/j. En outre, la teneur en DCO des filtrats augmente lorsque la charge hydraulique augmente (Figure 8).

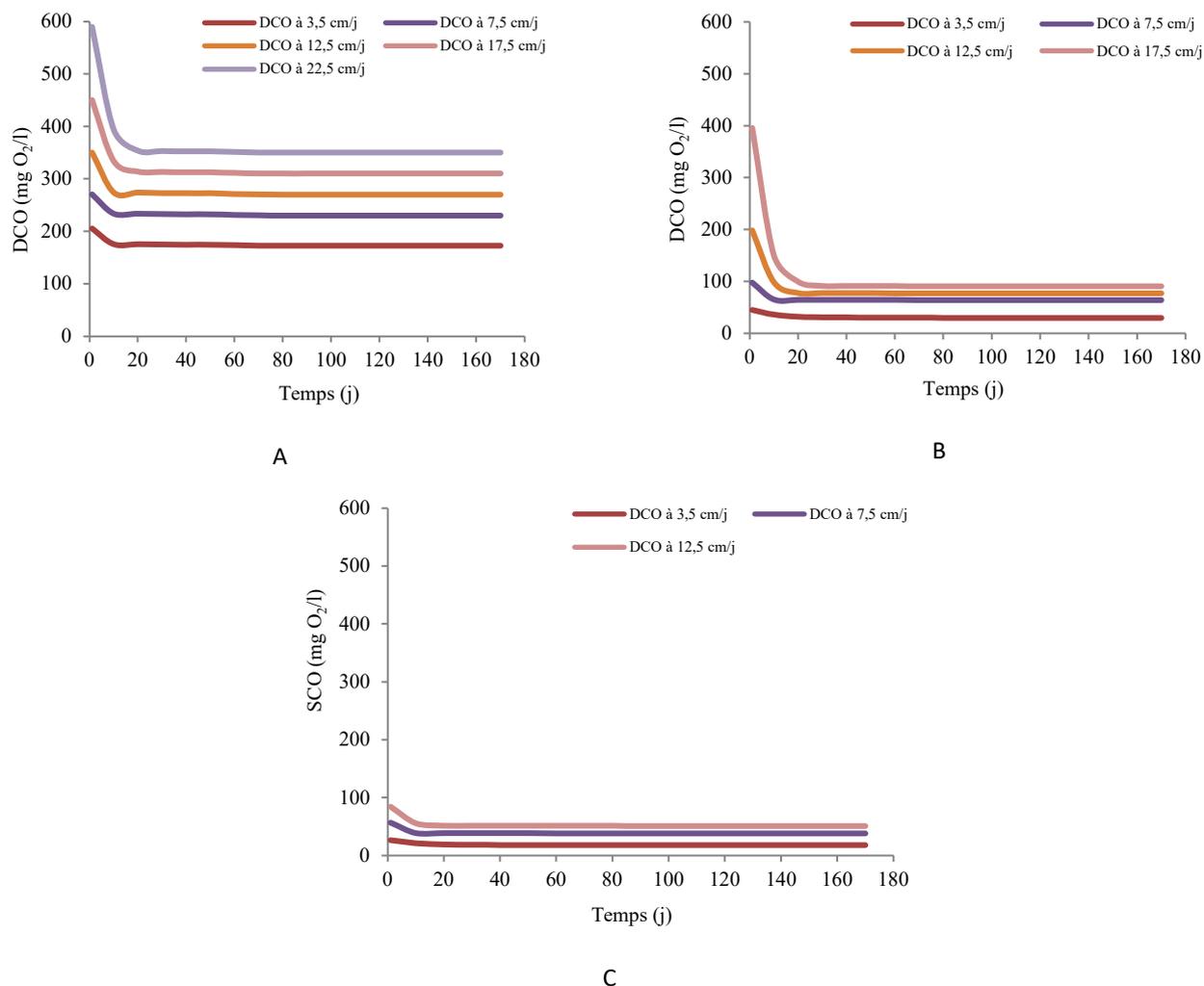


Fig. 8. DCO des filtrats du sable grossier (A), du sable moyen (B) et du sable fin (C) aux charges traitables par chaque sable avec une DCO incidente de 1170 mg O₂/l

Par ailleurs, les résultats montrent que pour une même charge hydraulique, les meilleurs rendements sont obtenus sur le sable fin suivi du sable moyen et du sable grossier lorsque les charges hydrauliques sont faibles (Tableau 7).

Tableau 7. Pourcentages d'élimination de la DCO pour chaque type de sable et pour chaque charge hydraulique appliquée

Charges hydrauliques (cm/j)		3,5	7,5	12,5	17,5	22,5
Rendement d'élimination de la DCO (%)	RNAG	85,25	80,32	76,90	73,48	70,06
	RNAM	97,42	94,50	93,40	92,66	Réacteur non fonctionnel
	RNAF	98,46	96,71	95,61	Réacteur non fonctionnel	

4 DISCUSSION

Les résultats montrent que le modèle élaboré reproduit bien le fonctionnement réel du Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LENS), aussi bien au niveau de l'hydrodynamique que de l'hydrocinétique. En effet, la comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux, fourni des coefficients de NASH estimés à 0,82 pour la DCO des filtrats, 0,88 pour les débits de restitution et 0,80 pour l'humidité des massifs filtrants. Ces différentes valeurs du coefficient de NASH supérieures à 0,70, montrent que les résultats fournis par le modèle sont conformes aux résultats expérimentaux. Elles autorisent donc l'utilisation du modèle pour décrire les situations de fonctionnement non étudiées lors de l'expérimentation [6], [7] et [8].

Pour la simulation des situations non étudiées lors de l'expérimentation, en plus des sables grossier et moyen, un sable fin est pris en compte.

Au titre du dimensionnement et de la prédiction du fonctionnement, le modèle a permis de déterminer les capacités de traitement des LSENS pour chacun des trois types de sables que sont le sable fin, le sable moyen et le sable grossier. En effet, dans la pratique, le dimensionnement est fait à partir des caractéristiques du sable disponible, de la teneur en DCO des boues de vidange et du rendement souhaité.

Ainsi les simulations montrent que la charge organique maximale applicable est de 24,7 mgO₂/cm²/j au niveau du sable fin, 43,3 mgO₂/cm²/j au niveau du sable moyen et 31,6 mgO₂/cm²/j au niveau du sable grossier. En outre, les simulations montrent que l'activité biologique a lieu principalement entre 3 cm et 5 cm au niveau du sable fin, entre 3 cm et 6 cm au niveau du sable moyen et entre 9 cm et 15 cm au niveau du sable grossier. Par ailleurs, la simulation montre que le temps de séjour est de 15h38mn au niveau du sable fin, 11h 45mn au niveau du sable moyen et 04h 55mn au niveau du sable grossier. De même, le modèle montre que la réduction de l'espace poral est de 95,45 % ; 91,3 % et 87,60 % respectivement au niveau du sable fin, du sable moyen et du sable grossier.

La plus grande charge organique traitable est donc obtenue sur le sable moyen, suivi du sable grossier et du sable fin. Cela est lié au fait que le sable moyen favorise le maintien de la pollution dans les six premiers centimètres des massifs filtrants avec un long temps de séjour. En fait, à la profondeur 6 cm, il y a une forte diffusion de l'oxygène atmosphérique. En effet, **Wanko (2005) [3], et Gnagne et al. (2014) [9]**, montrent que la présence de la pollution dans la partie supérieure des massifs filtrants crée des gradients de concentration de l'oxygène élevés entre la surface du massif épuratoire et l'air atmosphérique, si bien que la diffusion de l'oxygène à l'intérieur du massif filtrant est accrue. Cette bonne oxygénation du milieu associée au long temps de contact pollution-biofilm, assurent une bonne oxydation de la pollution azotée et carbonée.

Ce qui n'est pas le cas au niveau du sable grossier où les simulations montrent que la pollution va plus en profondeur (13 cm), hors de portée de l'oxygène qui diffuse à partir de la surface d'infiltration. De plus, le temps de séjour de la fraction liquide des boues au sein de ce support épuratoire est plus court que celui du sable moyen. Dans ces conditions, selon **Racault et al. (1984) [10], Seguret (1998) [11], Mubarak et al. (2009) [12] et Kaskassian et al. (2012) [13]**, la pollution ne dispose pas d'assez de temps pour y être bien oxydée.

La plus petite charge organique traitable est obtenue au niveau du sable fin comparativement aux sables moyen et grossier. Cela peut s'expliquer par la faible conductivité hydraulique de ce sable qui se réduit encore plus avec la croissance du biofilm. En effet, lorsque la charge hydraulique augmente, il se produit rapidement une saturation du milieu, créant la stagnation des effluents à la surface d'infiltration et un colmatage plus rapide du milieu poreux. Selon **Cooper (2004) [14], Karra et Maslouhi (2015) [15] et Onema (2015) [16]**, le milieu ainsi saturé devient anaérobique et l'oxydation se dégrade. C'est ce qui justifie la forte réduction de la porosité libre aux écoulements qui se traduit par une forte réduction des débits de restitution estimée à 96,05%. Cet état de fait prédispose le sable fin à un colmatage interne précoce aux fortes charges hydrauliques.

Dans ces conditions, le sable à granulométrie moyenne est plus approprié à la technologie des LSENS pour le traitement des boues de vidange des fosses septiques. Néanmoins, lorsque le sable moyen n'est pas disponible, le modèle permet de fixer les conditions de fonctionnement du LSENS avec le sable disponible.

Lors de l'expérimentation, des mesures directes de l'oxygène n'ont pas pu être réalisées. Par ailleurs, les résultats d'élimination de l'azote suggèrent l'existence de sites anoxy et oxy dans les milieux poreux en raison de l'alternance des phases d'alimentation et de repos. Ce phénomène qui, couplé avec le mélange d'eaux anciennes riches en nitrate et d'eaux nouvelles riches en carbone, laisse penser que le milieu poreux est également le siège de réactions de dénitrification dont la confirmation sera obtenue par le suivi à la fois du CO₂, du CH₄, du N₂, etc., dans le cadre d'une nouvelle étude.

5 CONCLUSION

Un modèle simulant les processus hydrodynamiques et biologiques qui participent à l'élimination de la pollution lors du traitement des boues de vidange des fosses septiques par LSENS est conçu. Il comporte deux modules représentant les mécanismes hydrodynamiques et les mécanismes biologiques. L'ajustement du modèle a été fait à partir des résultats d'expérimentations réalisées sur du sable moyen et sur du sable grossier.

Les simulations montrent que des trois types de sable (sable fin, sable moyen et sable grossier), c'est le sable moyen qui est le mieux approprié pour le traitement des boues de vidange des fosses septiques par LSENS. Cependant, lorsque le sable moyen n'est pas disponible, le modèle permet de déterminer les conditions de fonctionnement et de calculer les rendements épuratoires du sable disponible.

REFERENCES

- [1] Y. F. KOUAME, T. M. YEO, T. GNAGNE, K. F. KONAN, K. F. N'GOUANDI, O. B. YAPO, A. SEKA et P. V. HOUENOU, Stratégie d'élimination de l'azote des boues de vidange par Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS). *J. Soc. Ouest Afr. Chim*, pp 1-10. 029, 2010.
- [2] A. FOUCAULT et T. J. F. RAOUL, Dictionnaire de Géologie, *édition Masson*, Paris, 331p. 1980.
- [3] A. WANKO, Etude des mécanismes de transfert et évaluation des capacités d'oxygénation et de traitement des dispositifs par cultures fixées sur support granulaire fin. Thèse de doctorat N°99026201, Ecole doctorale MSH, Mathématiques et Sciences de l'information et de l'ingénieur, CEMAGREF. 224 p. 2005.
- [4] T. M. YEO, T. GNAGNE, K. F. KONAN, Y. F. KOUAME, et P. V. HOUENOU, Etude de la vulnérabilité d'un lit de séchage d'effluents de fosses septiques à écoulement non saturé, *European Journal of Scientific Research*, ISSN 1450-216X Vol.24 N°2 (2008), pp.187-196. 2008.
- [5] Y. F. KOUAME, T. GNAGNE, K. F. KONAN, T. M. YEO, P. V. HOUENOU et F. BRISSAUD, Choix du matériau poreux pour l'épuration des boues de vidange des fosses septiques par Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS). Numéro Spécial Afrique – *Tribune De L'eau 2008*, N°642, 10 p. 2008.
- [6] M. DESCHESNE, S. BARRAUD, and J. P. BARDIN, Experimental assessment of stormwater infiltration evolution, *Journal of environmental engineering*: pp 1090-1098. 2005.
- [7] E. HANGEN, H. H. GERKE, W. SCHAAF and R. F. HÜTTL, Assessment of preferential flow processes in a forest-reclaimed lignitic mine soil by multicell sampling of drainage water and three tracers, *Journal of Hydrology*, 303: pp 16-37. 2005.
- [8] B. A. TARIK et D. NOUREDDINE, Modélisation pluie-débit journalière par des modèles conceptuels et "boîte noire" ; Test d'un modèle Neuro-flou. *Hydrological Sciences, Journal des Sciences hydrologiques*, 49(5) Octobre 2004, 919, 12 p. 2004.
- [9] T. GNAGNE, T. M. YEO, Y. F. KOUAME, K. F. KONAN, Unsaturated Flow Drying Bed (UFDB): An alternative for treatment of septic tanks ludge ; *Journal of Water Resource and Protection*, 2014, 6, 454-462, Published Online April 2014 in SciRes. <http://www.scirp.org/journal/jwarp>; <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2014.65045>, 2014.
- [10] Y. RACAULT, P. BOUTIN et J. DOUAT, Etude par traçage du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration : Influence de la géométrie du bassin. *Revue Française des Sciences de l'eau*, 3 (1984), pp 107-218. 1984.
- [11] F. SEGURET, Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux à biomasse fixée, application aux lits bactériens et aux biofiltres. Thèse de Mécanique. Université de Bordeaux I. 118p + annexes. 1998.
- [12] I. MUBARAK, J. C. MAILHOL, R. ANGULO-JARAMILLO, S. BOUARFA and P. RUELLE, Effect of temporal variability in soil hydraulic properties on simulated water transfer under high-frequency drip irrigation, *Agric. Water Management*, 96: pp 1547-1559. 2009.
- [13] S. KASKASSIAN, J. CHASTANET, T. GLEIZE, J. M. COME, D. GETTO, V. BARTHES et R. ANGULO-JARAMILLO, L'essai d'infiltration couplé à un traçage non réactif : un outil pour évaluer le transfert des polluants dans la zone non saturée des sols, *L'eau, l'Industrie, les Nuisances* 349 : p 38-45. 2012.
- [14] P. COOPER, The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. 9th international conference on wetland systems for water pollution control Avignon (France) 26-30th Sept 2004, pp 25-33. 2004.
- [15] R. KARRA et A. MASLOUHI, Modélisation de l'effet de la frange capillaire sur l'écoulement dans un milieu poreux non saturé. Laboratoire Interdisciplinaire en Ressources Naturelles et en Environnement (LIRNE), Université IBN TOFAIL, Faculté des Sciences de Kenitra, BP n° 133, Maroc ; 32p. 2015.
- [16] ONEMA, Filtre à Ecoulement vertical non saturé ; *Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Domaine Eau et Aménagements Urbains*. Action 40-2 « Evaluation des procédés nouveaux d'assainissement ; Conception et exploitation des stations de traitement des eaux usées des petites et moyennes collectivités (EPNAC) », 14 p. 2015.