

## Traitement des boues de vidange issues des ménages sur matériaux locaux de la ville de Daloa, Centre-Ouest, Côte d'Ivoire

Yao Francis KOUAME<sup>1\*</sup>, Zomi Claude LAGOBO<sup>2</sup>, N. Edouard KOUAKOU<sup>1</sup>, N. Ulrich AKPALE<sup>1</sup>, K. Félix KONAN<sup>3</sup> et Théophile GNAGNE<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Université Jean Lorougnon Guédé, UFR Environnement, Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire

<sup>2</sup> Université Nangui Abrogoua, Institut de Recherche sur les Energies Nouvelles, Laboratoire des Sciences de l'Environnement, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

<sup>3</sup> Université Jean Lorougnon Guédé, UFR Environnement, Laboratoire de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire

<sup>4</sup> Université Nangui Abrogoua, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Laboratoire des Sciences de l'Environnement, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

(Reçu le 23 Avril 2024 ; Accepté le 25 Octobre 2024)

---

\* Correspondance, courriel : [franciskouameyao@yahoo.fr](mailto:franciskouameyao@yahoo.fr)

### Résumé

Les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LENS) conviennent à l'épuration des boues de vidange caractérisées par de fortes teneurs en Matières En Suspension (MES) et en matières oxydables. Toutefois, les MES peuvent colmater la surface d'infiltration et la pollution dissoute favorise le colmatage du massif filtrant. L'objectif de ce travail est de contribuer à l'amélioration de la gestion des boues de vidange en choisissant un matériau granulaire convenable, disponible localement et mieux approprié au traitement des boues de vidange issues des ménages. Pour ce faire, plusieurs carrières de sable ont été échantillonnées et deux types de sables sont retenus (B et C). Deux réacteurs à aération latérale conçus avec ces sables ont été expérimentés. Ils sont alimentés de façon fractionnée tous les deux jours par les effluents de boues de vidange durant 40 jours. Les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des boues brutes et traitées sont déterminées selon les normes de l'Association Française de Normalisation. Cette étude montre que l'humidité des MES retenues en surface diminue de plus de 92 % après deux jours de séchage. Le sable B est le plus approprié avec des rendements d'épuration de plus de 96 % pour l'azote et la DCO et un abattement bactérien de plus de 3 ULog. Le LENS peut donc constituer une solution alternative aux traitements des boues de vidange des fosses septiques grâce à son fonctionnement par phase d'alimentation fractionnée.

**Mots-clés :** boues de vidange, lit de séchage, colmatage, efficacité épuratoire, granulométrie.

## Abstract

### **Treatment of household sewage sludge using local materials from the town of Daloa, Centre-West, Ivory Coast**

Unsaturated flow drying beds (LSENS) are suitable for the treatment of sludge with high suspended solids (SS) and oxidisable matter content. However, suspended solids (SS) can damage the infiltration surface and generate dissolved contaminants that can lead to clogging of the filter bed. The aim of this work is to help improve the management of faecal sludge by selecting a suitable granular material that is locally available and better suited to the treatment of domestic faecal sludge. Several sand quarries were sampled and two types of sand (B and C) were selected. Two lateral aeration reactors designed with these sands were tested. They were fed with sewage sludge effluent fractionally every two days for 40 days. The physico-chemical and microbiological characteristics of the raw and treated sludge were determined in accordance with the standards of the Association Française de Normalisation. This study shows that the moisture content of suspended solids (SS) retained on the surface decreases by more than 92 % after two days of drying. Sand B is the most suitable, with removal rates of over 96 % for nitrogen and chemical oxygen demand, and bacterial removal of over 3 ULog. The Unsaturated Flow Drying Bed (LSENS) can therefore be an alternative solution for the treatment of septage from septic tanks, thanks to its split-feed operation.

**Keywords :** *fecal sludge, drying bed, clogging, treatment efficiency, granulometry.*

## 1. Introduction

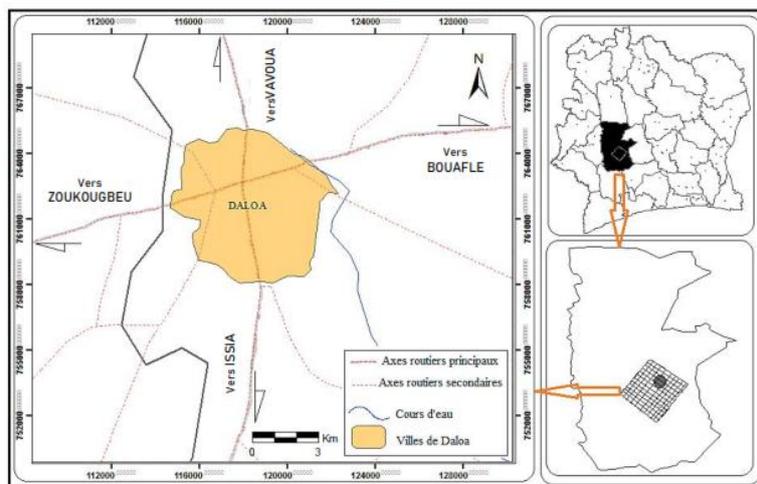
Le monde actuel est en pleine urbanisation. Entre 2016 et 2045, l'on estime que le nombre de citoyens devrait augmenter de 50 %, passant de 4 à 6 milliards de personnes. Une grande partie de cette croissance est enregistrée dans les pays en développement [1, 2]. La prise en compte de l'assainissement dans ce contexte s'avère problématique pour la plupart des villes surtout la gestion des boues de vidange dans les zones urbaines où de nombreuses personnes dépendent de dispositifs d'assainissement individuel [3]. La gestion des boues fécales représente depuis longtemps le parent pauvre de l'assainissement urbain dans la majorité des grandes villes africaines [4]. Mais ces dernières décennies, différents pays africains fournissent des efforts et prennent des mesures pour l'accélération de l'accès à l'assainissement pour tous et à moindre coût dans l'optique de l'atteinte des objectifs du développement durable (ODD). De nombreuses villes dans ces pays, sont dépourvues de réseaux d'égouts et, même lorsque ceux-ci existent, ils sont souvent limités aux quartiers des affaires et aux zones à haut revenu. Les promoteurs et les ménages réagissent à cette situation en se dotant de systèmes d'assainissement autonome constitué de latrines et de fosses septiques [5, 6]. Ce mode d'assainissement nécessite des vidanges répétitives des boues qui contiennent les ouvrages. Lorsque ces ouvrages sont vidangés, les boues sont déversées sans traitement préalable dans les ruelles et/ou dans les caniveaux quand la vidange est manuelle et sur des terrains vagues par les camions de vidange. Cette pratique constitue des sources de pollution de l'environnement et favorise des risques sanitaires [7]. Pour faire face à cette situation, la Côte d'Ivoire met l'accent sur l'amélioration du secteur de l'assainissement et du drainage avec l'élaboration de plan national d'assainissement et de drainage ainsi que des schémas directeurs d'assainissement dans le district d'Abidjan et les chefs-lieux de région et de département, incluant le secteur rural [8]. Malgré la volonté politique des autorités compétentes, dans la ville de Daloa, au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, les boues de vidange sont en majorité déversées dans la nature par les entreprises de vidange et enfouies in situ dans les rues par des puisatiers. Ces pratiques sont similaires à celles rencontrées dans les villes comme Bouaké et Abengourou [9, 10]. L'objectif de ce travail est de contribuer à

l'amélioration de la gestion des boues de vidange issues des ouvrages d'assainissement autonome et des systèmes décentralisés. Plus spécifiquement, il s'agit de proposer un dispositif économiquement fiable de traitement de boues de vidange avec un matériau granulaire convenable, disponible localement et mieux approprié au traitement des boues de vidange issues des ménages.

## 2. Matériel et méthodes

### 2-1. Zone d'étude

Situé au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, le département de Daloa fait partie de la région du Haut-Sassandra [11]. Le relief est constitué de plateaux granitiques de 200 à 300 m d'altitude. Ce sont des mamelons séparés par des bas-fonds (talwegs). Daloa est située dans une zone forestière, cela lui procure une diversité de ressources floristique et agricole [10]. Le département et la ville de Daloa sont présentés à la figure 1. Les saisons se répartissent entre une saison pluvieuse d'avril à octobre avec un ralentissement des précipitations en juillet-août et une saison sèche très marquée de novembre à mars comportant quelques précipitations isolées. La moyenne de précipitation enregistrée est de 1 239 mm de pluie [10]. Quant à la température moyenne annuelle enregistrée, elle est de 25,8 °C avec des variations mensuelles généralement inférieures à 3 °C. Concernant les températures moyennes mensuelles pour la période 1980-2005, elles varient entre 24 °C et 28 °C, soit une amplitude thermique de 4 °C.



**Figure 1 : Localisation de la commune de Daloa [10]**

### 2-2. Dispositif de traitement des boues de vidange

Le dispositif de traitement (**Figure 2**) est constitué de lits de séchage expérimentaux composés de massif filtrant [12]. Il est constitué de baril en plastique de 120 litres contenant un massif filtrant constitué de sable et de gravier séparé par un film géotextile d'épaisseur 1 cm et d'un tuyau de drainage crépiné en PVC de 19 mm de diamètre. Chaque filtre (dispositif de traitement) est alimenté par un réservoir d'alimentation où la quantité de boues de vidange est directement déversée (**Figure 3**). Trois types de sable ont été échantillonnés sur trois carrières de la ville de Daloa (**Figure 4**) selon les critères que sont, la facilité d'accès à la carrière, la durée d'exploitation et l'absence de matières organiques.

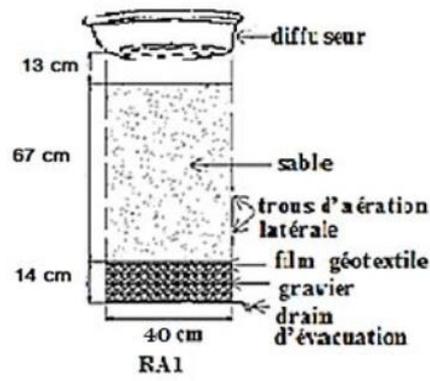


Figure 2 : Représentation schématique d'un réacteur expérimental



Figure 3 : Opération de remplissage du fût de stockage des boues de vidange

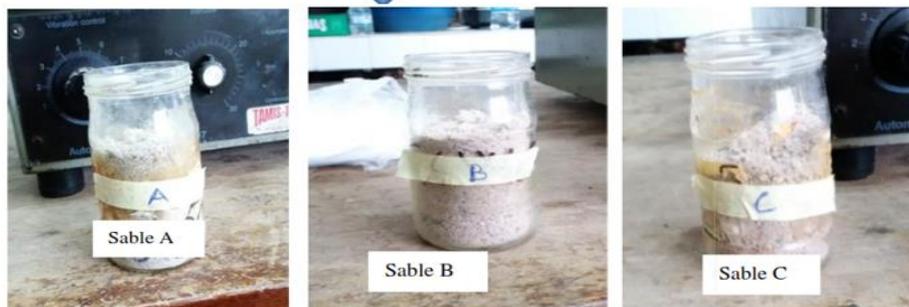
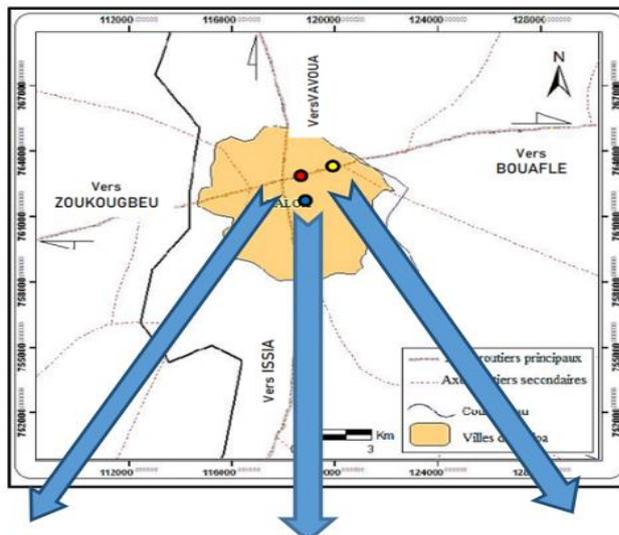


Figure 4 : Présentation des différents points de prélèvements et types d'échantillons

### 2-3. Boues de vidange

Trente (30) litres de boues de vidange ont servi à alimenter le dispositif expérimental (*Figure 5*) et laissé sécher pendant deux jours avant la prochaine alimentation. Ce mode de fonctionnement caractérise le Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé. Pour ce cas de figure, cela correspond à quinze (15) litres par jour avec une charge applicable de 8,73 cm/j. 840 litres de boues pour chaque filtre soit 1640 litres de boues ont été utilisés sur la période de fonctionnement du site expérimental (*Figure 5*).



**Figure 5 :** Dispositif final ((a) : Réacteur 1, (b) : Réacteur 2, (c) : fût de 1000 litres pour la conservation des boues de vidange)

### 2-4. Détermination des paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques et microbiologiques

#### 2-4-1. Paramètres hydrodynamiques

La granulométrie, ainsi que la porosité des sables et les débits restitués par les réacteurs sont déterminés selon la méthode de FOLK, la loi de DARCY et par mesure directe [13 - 15].

#### 2-4-2. Paramètres physico-chimiques et microbiologiques

Les mesures de pH et de conductivité électrique ont été effectuées à l'aide d'un appareillage électrochimique multi paramètre de type PHYWE-Cobra 4 muni d'électrode de verre pour le pH et une sonde conductivité/température. Un digesteur de marque Liebisch a été utilisé pour la minéralisation des échantillons destinés à la détermination de la DCO et de l'azote total. Un distillateur Kjeldahl et un DBO mètre ont été utilisés respectivement dans le dosage de l'azote et la détermination de la DBO<sub>5</sub>. Une étuve thermostat réglable est utilisée pour la microbiologie [16, 17]. Les méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques sont résumées dans le **Tableau 1** suivant :

**Tableau 1 :** Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques

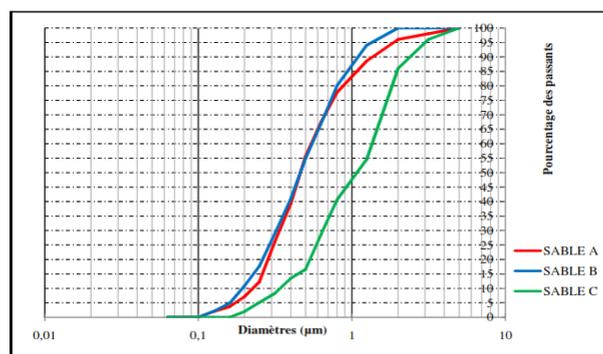
Paramètres mesurés	Méthodes d'analyse
pH	Electrochimique à l'électrode de verre (NF T 90-008)
Conductivité	Teneur en sels dissous / la conductivité électrique théorique (NF T 90-111)
Débit	Mesure directe instantanée des volumes restitués et leur temps d'apparition
Ammonium	Spectrophotométrie au bleu d'indophénol (NF T 90-015)
Nitrate	Spectrophotométrie au salicylate de sodium (NF T 90-045)
NTK	Méthode après minéralisation au sélénium (NF T 90-010)
DBO <sub>5</sub>	Méthode par dilution et ensemencement, apport d'allyl thiourée (NFT90-103)
DCO	Méthode d'oxydabilité au dichromate de potassium (NF T 90-101)
Coliformes fécaux	Méthode par incorporation en gélose EMB (NF T90-416)
<i>Clostridium perfringens</i>	Méthode par incorporation en gélose TSN (NF T90-415)

### 3. Résultats

#### 3-1. Caractéristiques hydrodynamiques des sables

##### 3-1-1. Granulométrie

Les courbes granulométriques présentent une croissance du pourcentage des passants dans le même sens que les dimensions de mailles des tamis. Ces courbes ont permis de trouver les types de sable par la détermination des diamètres pour 16,50 et 84,00 % de passants et aussi le coefficient d'uniformité par la détermination des diamètres pour 60 et 10 % de passant (équivalent respectivement à 40 et 90 % de refus) par projection (**Figure 6**). Les sables A et B présentent des similitudes granulométriques. Du coup, les sables B et C sont retenus pour l'expérimentation. Le réacteur contenant le sable B est nommé Réacteur B (RB) et le réacteur contenant le sable C est nommé Réacteur C (RC).



**Figure 6 :** Courbes granulométriques des trois (3) échantillons de sable

##### 3-1-2. Porosité

Le **Tableau 2** présente les porosités des sables A, B et C et révèle que le sable C a une porosité efficace moyenne plus élevée avec 25 % contre 19,5 et 18,5 % pour A et B.

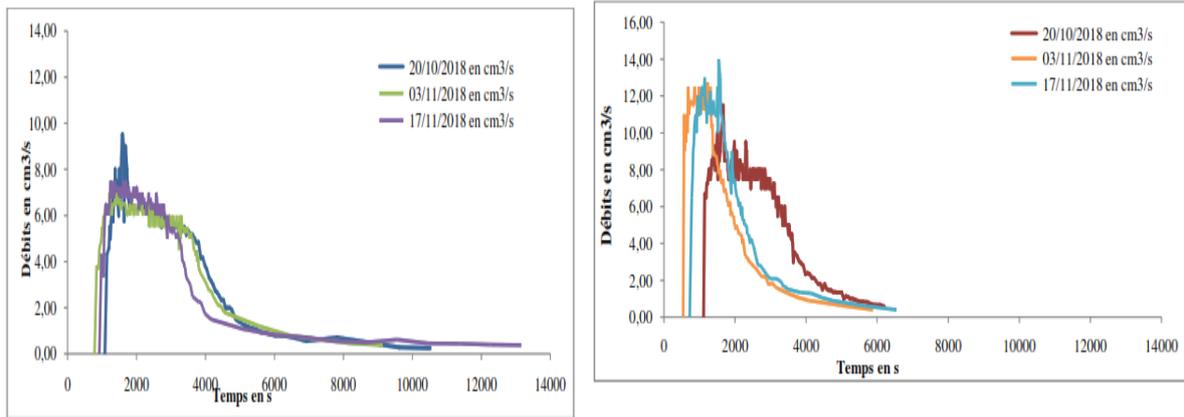
**Tableau 2 :** Valeurs des porosités efficaces des différents échantillons de sables

	SABLE A		SABLE B		SABLE C	
Vt (mL)	500	500	500	500	500	500
Vv (mL)	100	95	9,5	9	11,5	13,5
n (%)	20	19	19	18	23	27
Porosité efficace moyen (%)	19,5		18,5		25	

##### 3-1-3. Débits restitués par les réacteurs

###### 3-1-3-1. Alimentation à l'eau de robinet

Les expérimentations (essais de débit) à l'eau claire donnent le couple (9,5 cm/s ; 1600 s) pour RB et (14 cm /s ; 1540 s) pour RC. Les deux réacteurs comportent des sables grossiers, mais plus la taille des matériaux granulaires est grande, le ressuyage est naturellement plus rapide. Ce qui explique des débits élevés avec le réacteur RC comme le présente la **Figure 7**.



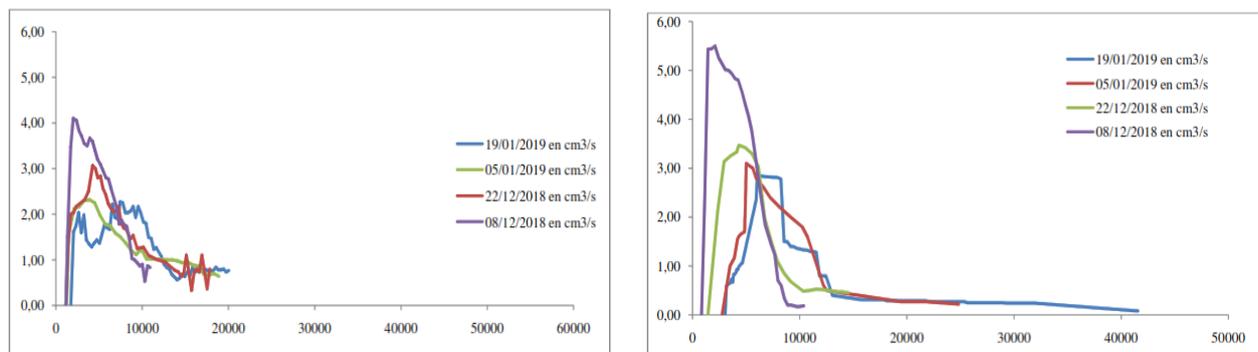
(a) Réacteur B

(b) Réacteur C

**Figure 7 :** Variation des débits temporels de restitution à l'eau claire au cours de trois essais

**3-1-3-2. Alimentation avec des eaux brutes de vidange**

Les débits de restitution maximum (pics) augmentent d'un essai à un autre au sein d'un même réacteur. Le temps mis pour atteindre le débit maximum devient de plus en plus long avec le nombre d'essais. En effet, pour le couple (débit maximum, temps d'apparition), le RB présente respectivement pour le 1<sup>er</sup>, 2<sup>ème</sup>, 3<sup>ème</sup> et 4<sup>ème</sup>, essais les couples (4,10 cm/s ; 2010s), 3 (3,06 cm/s ; 4260s), (2,32 cm/s ; 4900s), et (2,02 cm/s ; 5190s), soit une réduction du débit de restitution de facteur 2,02. Le RC, quant à lui présente les couples (5,50 cm/s ; 2100s), (3,473cm/s ; 4340s), (3,10cm/s ; 5015s) et (2,90cm/s ; 6052s) respectivement pour le 1<sup>er</sup>, 2<sup>ème</sup>, 3<sup>ème</sup> et 4<sup>ème</sup> essai, soit une réduction du débit de restitution de facteur 1,89 (**Figure 8**).



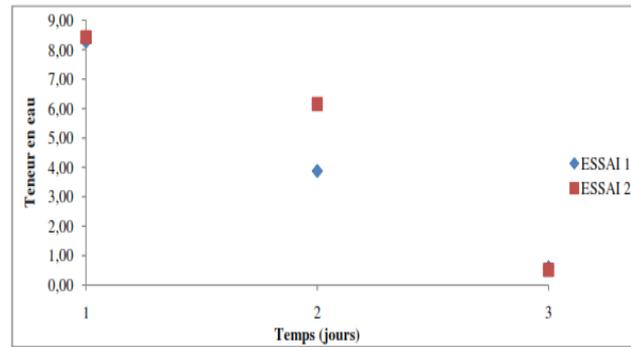
(a) Réacteur B

(b) Réacteur C

**Figure 8 :** Variation des débits temporels de restitution au niveau du réacteur B lors des trois essais à l'eau usée

**3-1-3-3. Séchage des matières en suspension retenues à la surface des lits**

Pour les deux cycles alimentation-séchage représentés, l'humidité des dépôts diminue de plus de 92 % au bout du deuxième jour (**Figure 9**). Après l'alimentation, les MES retenues en surface forment une couche qui recouvre toute la plage d'infiltration (**Figure 10-a**). Cette couche sèche se craquelle sous l'effet de l'insolation quelques heures après l'alimentation (**Figure 10-b**). Le craquelage s'accroît et favorise le rétrécissement et le repliement des résidus de colmatage les jours suivants. Ce phénomène libère les surfaces d'infiltration et favorise les échanges gazeux (**Figure 10-c et 10-d**).



**Figure 9 :** Séchage des MES retenus en surface. Essai 1 et 2 représentent deux cycles d'alimentation de deux jours chacun (Jour 1 = jour d'alimentation ; Jour 2 = 24h après ; Jour 3 = 48h après)



**Figure 10 :** Alimentation du lit de séchage ((a)4h (b) 12h (c) 24h et (d) 48h après l'alimentation)

### 3-2. Capacités épuratoires

#### 3-2-1. Paramètres physico-chimiques

Le **Tableau 3** présente les valeurs moyennes des paramètres analysés des boues de vidange brutes (BVB), des filtrats du réacteur B (RB) et du réacteur C (RC) avec leur rendement d'épuration. Les valeurs de la DCO des filtrats du RC sont supérieures à celle du RB. Les rendements sont de 95,64 % pour le RB et 94,92 % pour le RC. Quant à la DBO<sub>5</sub>, le NTK et le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> les rendements sont presque semblables. On a respectivement pour chacun de ces paramètres, un rendement de 94 % pour le RB et de 93,79 % pour le RC, 92,88 % pour le RB et 92,66 % pour le RC, de 83,70 % pour le RB et de 83,06 % pour le RC. Les concentrations en nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) des boues brutes sont en moyenne de 2,63 mg/ L. A la sortie des réacteurs elles ont des valeurs de 39,35 mg/L pour RB et 26,97 mg/L pour RC. Le RB élimine mieux la DCO que le RC. En d'autres termes, l'efficacité épuratoire du RB est meilleure que celle du RC. Ces résultats sont traduits par le meilleur rendement épuratoire du RB (**Tableau 3**). Le **Tableau 4** présente les valeurs de la conductivité et du pH des boues de vidange brutes, et des filtrats de RB et RC. Les pH des filtrats enregistrés avoisinent 7 alors que le pH moyen des boues de vidange est 8,71. De même que le NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, les valeurs les plus élevées de la conductivité sont enregistrées à la sortie du RB. On a des valeurs de conductivité de 1648 μS/cm pour le RB contre 1578 μS/cm pour le RC. D'une manière générale, les résultats d'épuration du RB sont relativement satisfaisants que ceux du RC.

**Tableau 3 : Paramètres chimiques moyens mesurés sur les échantillons de boues brutes et des filtrats**

	DCO (mg/L)	Rdt %	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Rdt %	NTK (mg/L)	Rdt %	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Rdt %	NO <sub>3</sub> (mg/L)
<b>BVB</b>	2177 ± 231	-	1179 ± 160	-	414 ± 23	-	164,07 ± 15	-	2,63 ± 0,3
<b>RB</b>	94,86 ± 6,7	95,64	70,71 ± 7,9	94,00	29,45 ± 2,34	92,88	26,75 ± 1,3	83,70	39,35 ± 9,3
<b>RC</b>	110,71 ± 10,8	94,92	73,29 ± 8,8	93,79	30,36 ± 2	92,66	27,80 ± 1,6	83,06	26,97 ± 8,1

Rdt = Rendement ; BVB = Boues de Vidange Brute ; RB et RC = filtrats à la sortie des réacteurs B et C

**Tableau 4 : Paramètres physiques moyens mesurés sur les échantillons de boues brutes et des filtrats**

	pH	Conductivité électrique (µS/cm)
<b>BVB</b>	8,17 ± 0,42	2059 ± 353
<b>RB</b>	7,06 ± 0,69	1648 ± 238
<b>RC</b>	7,05 ± 0,59	1578 ± 286

BVB = boues de vidange brute ; RB et RC = filtrats traités respectivement par les réacteurs B et C ;

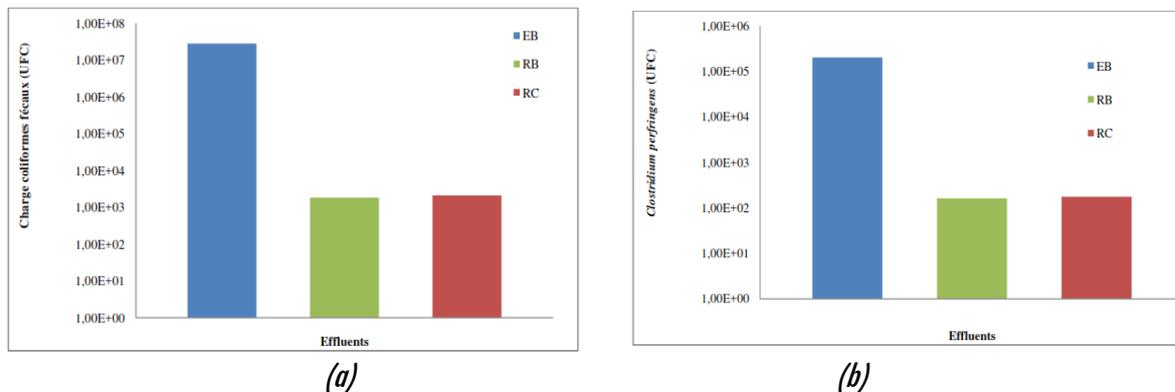
### 3-2-2. Caractéristiques microbiologiques

Le **Tableau 5** présente les charges moyennes des paramètres et abattements microbiologiques des boues de vidange brutes et des filtrats du réacteur B et du réacteur C. Les abattements pour chacun des germes indicateurs de pollution sont satisfaisants pour les deux réacteurs (**Figures 11a et 11b**). En effet, le RC présente des résultats d'abattement de 4,124 ULog pour les coliformes fécaux et 3,060 ULog pour les *Clostridium perfringens*. L'eau traitée par le RB donne les abattements supérieurs avec 4,189 Ulog pour les coliformes fécaux et 3,094 Ulog pour *Clostridium perfringens*. L'abattement des germes est relativement élevé pour le réacteur B que pour le réacteur C (**Tableau 5**).

**Tableau 5 : Caractéristiques bactériologiques des effluents**

	Coliformes fécaux (UFC)	Abattement (U Log)	<i>Clostridium perfringens</i> (UFC)	Abattement (U Log)
<b>EB</b>	2,81.10 <sup>7</sup> ± 1,28.10 <sup>7</sup>	-	2,00.10 <sup>5</sup> ±0,63.10 <sup>5</sup>	-
<b>RB</b>	1,82.10 <sup>3</sup> ± 0,37.10 <sup>3</sup>	4,189	1,61.10 <sup>2</sup> ±0,63.10 <sup>2</sup>	3,094
<b>RC</b>	2,11.10 <sup>3</sup> ± 0,91.10 <sup>3</sup>	4,124	1,74.10 <sup>2</sup> ±0,70.10 <sup>2</sup>	3,060

EB = boues de vidange brute ; RB et RC = filtrats traités respectivement par les réacteurs B et C.

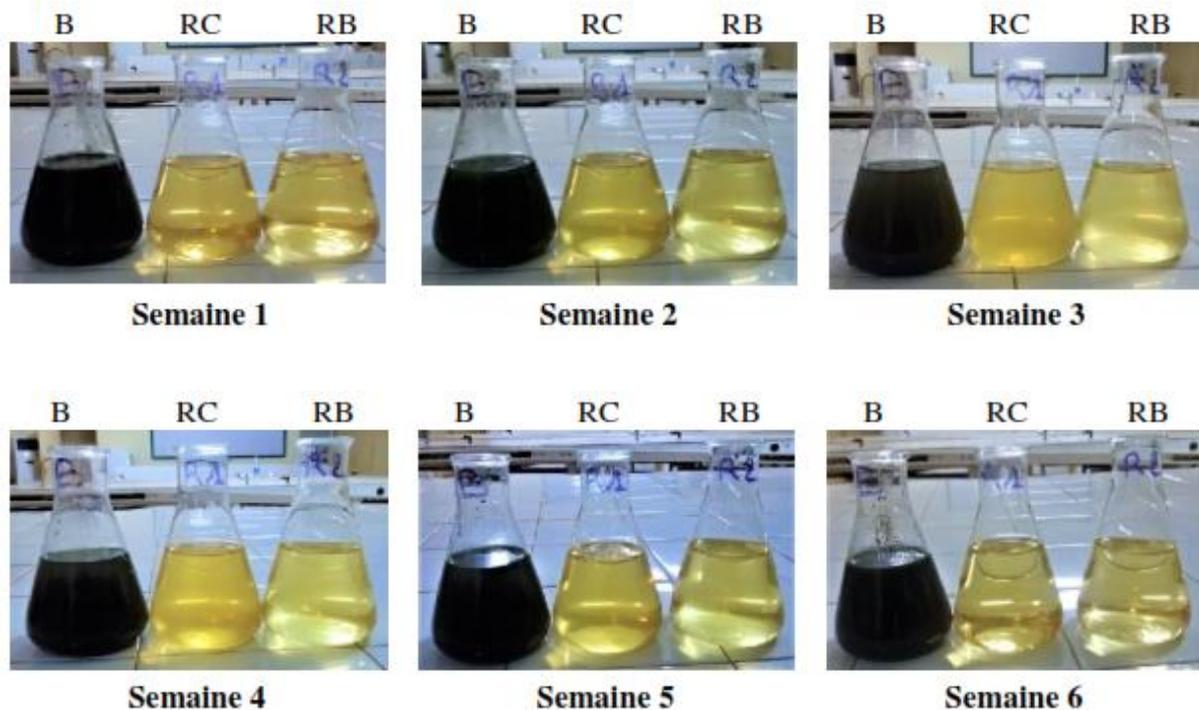


**Figure 11 : Variation de la charge en Coliformes fécaux (a) et en Clostridium perfringens (b) des boues de vidange et des filtrats du RB et RC**

EB = boues de vidange brute ; RB et RC = filtrats traités respectivement par les réacteurs B et C.

### 3-2-3. Comparaison des effluents bruts et traités

Les échantillons des filtrats du réacteur C sont moins clairs que les échantillons du réacteur B. Mais, comparativement aux échantillons (B) des boues brutes, ces échantillons sont plus clairs suivant toute l'alimentation (**Figure 12**). L'eau du RB est plus claire (faible turbidité) que celle du RC qui est à son tour plus claire que celle de l'effluent brut suivant toute l'alimentation. Mais il faut noter que la transparence de l'effluent traité croît suivant les semaines d'alimentation et la différenciation de la clarté entre les filtrats traités s'observe dès la troisième semaine.



**Figure 12 :** Comparaison des effluents bruts (B) et traités du RB et RC sur les six (6) semaines d'alimentation

## 4. Discussion

Cette étude est relative aux potentialités épuratoires des boues de vidange par infiltration sur sable approprié provenant des carrières locales de la commune de Daloa. Les mesures ont porté sur les massif filtrants, les boues de vidange brutes et eaux traitées issues de deux dispositifs d'infiltration (RB, RC). Les paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques (pH, conductivité électrique,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , NTK, DCO,  $\text{DBO}_5$ ) et microbiologiques (coliformes fécaux et *Clostridium perfringens*) sont déterminés. L'évolution du séchage des MES à la surface d'infiltration est suivie.

### 4-1. Caractéristiques hydrodynamiques des réacteurs de traitement des boues de vidange

La restitution des débits à la sortie des colonnes est liée à la granulométrie du sable [18]. Bien que les deux sables soient des sables grossiers, l'écoulement de l'effluent au sein de la colonne de sable du RB est lent par rapport à celui de la colonne de sable du RC parce qu'elle est caractérisée par des tailles de grains inférieures à celles du sable C. En effet, le diamètre moyen du sable C est supérieur à celui du sable B. Or plus un matériau

est constitué de particule de grandes tailles, plus son espace poral est ouvert [19]. Cela concorde avec le résultat de la porosité efficace du sable C qui est supérieur à celui du sable B. Cela facilite l'écoulement des fluides en son sein. Par contre, lorsque les particules sont de petits diamètres, elles ont tendance à isoler les pores les uns des autres rendant ainsi difficile l'écoulement des fluides en leur sein, c'est le cas du sable B. Le pouvoir épuratoire est donc relativement élevé. Dans ces genres de cas le temps de séjour étant plus élevé donc à vitesses d'écoulement plus réduites, l'activité biologique liée au pouvoir épurateur y est donc plus intense [13].

#### **4-2. Effet de l'ensoleillement sur le séchage des MES retenus à la surface d'infiltration**

L'évolution du séchage des MES retenues sur la surface d'infiltration a permis de constater qu'après 48 heures, le séchage est suffisant pour opérer le raclage de la surface d'infiltration et de l'oxygénation du massif filtrant pendant la phase de repos. De ce fait, le séchage en deux jours, permet une alimentation plus fractionnée sur la semaine. Dès lors, cette fragmentation permet une réduction de la dose appliquée donnant une meilleure épuration [12, 20, 21]. Par conséquent, la possibilité de raclage en deux jours détermine les conditions de fonctionnement du LSENS. La pluie influence peu le séchage des MES retenus à la surface d'infiltration [12, 22]. En effet, une fois séchées, les MES en surface craquellent et ne conservent plus d'humidité après une pluie.

#### **4-3. Capacités épuratoires des réacteurs de traitement des boues de vidange**

Les résultats physico-chimiques et microbiologiques ont une évolution similaire pour les deux réacteurs. Cependant, les rendements physico-chimiques et abattements microbiens obtenus avec le réacteur B sont relativement meilleures que ceux du réacteur C. Aussi, le pH des eaux épurées en sortie des réacteurs confirme-t-il l'élimination des pollutions carbonées, azotées et microbiennes. En effet, le pH baisse jusqu'à 6 traduisant une bonne oxygénation des matières organiques avec la prépondérance des réactions d'oxydation qui acidifient le milieu réactionnel [20]. Dans l'ensemble les pH sont compris entre 6 et 8, ce qui est favorable à une activité bactérienne. En effet, l'épuration biologique est perturbée en milieu acide pour un  $\text{pH} < 4.5$  et en milieu alcalin pour un  $\text{pH} > 8$  [23]. Ces résultats sont en concordance avec les mesures de débit et de porosité efficace. Le réacteur le moins perméable (RB), dont le débit maximum est le plus petit et le temps d'écoulement des eaux plus long en général, est plus efficace. Toutes ces observations se justifient par le fait que, les eaux du réacteur C sortent plus vite sans être mieux épurées. Les valeurs de la conductivité à la sortie des filtres sont inférieures à celles à l'entrée. Ceci paraît paradoxal puisque la conductivité exprime le niveau de minéralisation. En effet, dans ces conditions, plus la minéralisation est importante plus la conductivité devrait l'être. Or, malgré la minéralisation observée, la conductivité des boues brutes reste supérieure à celles des filtrats. Cet état de fait peut être expliqué par le phénomène de dénitrification qui est souvent observé dans les réactions par infiltration dans le sol [20, 24]. Les matériaux utilisés peuvent de par leur composition chimique influencer sur les conditions physicochimiques locales en induisant par exemple une modification de la valeur de la conductivité des eaux ou encore en provoquant la précipitation de certains composés chimiques. La réduction de la charge microbienne est traduite par un abattement de 4,12 ULog pour les coliformes fécaux et 3,06 ULog pour les *Clostridium perfringens* au niveau du RC et 4,20 Ulog pour les coliformes fécaux 3,09 Ulog pour les germes *Clostridium* au niveau RB. Ces abattements sont la résultante de l'action conjuguée de mécanismes physiques et biologiques. Le sable B offre des conditions relativement favorables au bon déroulement de ces mécanismes avec ses temps de séjour plus long. Les mécanismes physiques de blocage dans les pores des particules et d'interception par le milieu poreux ont un rôle retardateur dans le transfert des micro-organismes [12]. Ces mécanismes pourraient justifier l'évolution de la clarté des échantillons des filtrats au fil des alimentations. Aussi, les relations d'antagonisme biologique sont-elles à l'origine de l'élimination des micro-organismes [20]. Les résultats des paramètres de pollution à la sortie de la colonne de sable du RB traduisent ainsi son bon niveau de décontamination qui dépend entre autres du temps relativement long de séjour de l'eau en son sein et de l'efficacité de l'oxygénation de la matière organique.

## 5. Conclusion

Les deux massifs étudiés conviennent au traitement des boues de vidange par LSENS de la commune de Daloa. Les massifs ayant des caractéristiques granulométriques semblables au sable B sont plus appropriés. En effet, le sable B à un pouvoir épuratoire plus élevé. Le NTK et la DCO sont éliminés à plus de 92%, des abattements bactériens de plus de 4 Ulog pour les coliformes fécaux et 3 Ulog pour *Clostridium perfringens* sont obtenus. Le temps de séjour étant plus élevé dans le sable B à vitesses d'écoulement plus faibles que celle du sable C, l'activité biologique liée au pouvoir épurateur est donc plus intense dans le sable B que dans le sable C. Ces dispositifs de traitement regorgent de potentialités d'élimination de la pollution. Leur mode de fonctionnement par alternance de phase d'alimentation et de repos contribue au bon déroulement des phénomènes de nitrification et de dénitrification par le mélange des eaux d'âges différents. Ces phénomènes sont accentués par la présence de micro-habitats aérobie et anaérobie au sein des réacteurs. De ces expérimentations, il ressort que le Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS), avec des massifs locaux, pourrait convenir au traitement des boues de vidange pour une charge polluante traitable d'une hauteur d'eau moyenne de 8,73 cm/j.

## Références

- [1] - United Nations, Department of Economic et Social Affairs, Population Division (2015). World Urbanization Prospects : The 2014 Revision (Report No. ST/ESA/ SER.A/366) [online]
- [2] - World Bank, (2016). Urban development [www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/](http://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/) [Consulté le 20 Septembre 2024]
- [3] - K. TAYLER, Le traitement des boues de vidange un guide pour les pays a revenus faibles et intermediaires ; Practical Action Publishing Ltd, (2020) 426 p.
- [4] - F. ROCHERY & J. GABERT, La filière de gestion des boues de vidange : de l'analyse aux actions. Actes de l'atelier du 1er mars 2012, Gret, Paris, (2012) 60 p.
- [5] - T. MOUBOUALI, Contribution à la gestion des boues de vidange issues des fosses septiques et des latrines : cas de la ville de DORI au Burkina-Faso. Master en ingénierie de l'eau et de l'environnement, ZIE, Burkina Faso, (2010) 81 p.
- [6] - D. NARAYANA, Sanitation and Sewerage Management : The Malaysian Experience, FSM Innovation Case Study, Seattle, WA : Bill & Melinda Gates Foundation, (2017) 16 p. 3-2760-7-1503648469.pdf [Consulté le 26 octobre 2024]
- [7] - K. FLORIAN, M. AGNES, K. DOULAYE & S. MARTIN, Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. Manuel de planification, Institut de Recherche sur l'Eau du Domaine des Ecoles Polytechniques Fédérales (EAWAG), Département Eau et assainissement dans les pays en développement (SANDEC), (2002) 63 p.
- [8] - PND, Diagnostic stratégique de la Côte d'Ivoire sur la trajectoire de l'émergence (Plan National de Développement), (2016) 110 p.
- [9] - CREPACI, Stratégie de gestion des boues de vidange issues des fosses septiques de la ville de Bouaké puis Abengourou en Côte d'Ivoire. Rapport d'étude du Centre Régional pour l'Eau Potable et Assainissement, (2004) 29 p.
- [10] - A. B. YAO, B. T. GOULA, A. KANE, O. M. MANGOUA & K. A. KOUASSI, Cartographie du potentiel en eau souterraine du bassin versant de la Lobo (Centre-Ouest, Côte d'Ivoire): approche par analyse multicritère. *Hydrological Sciences Journal*, 61 (5) (2016) 856 - 867
- [11] - W. JIMMY & S. LARRY, Daloa Géographie. Encyclopédie libre, (2019). <http://fr.m.wikipedia.org/wiki/Daloa> (consulté le 9 avril 2019)

- [12] - Y. F. KOUAME, Traitement des boues de vidange des fosses septiques par Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LENS) en région tropicale. Thèse unique. Abobo/Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), (2013) 155 p.
- [13] - Y. TENENA MARTIAL, K. KINANPARA, B. KOTCHI YVES, K. YAO FRANCIS and G. THEOPHILE, Influence of the Side Ventilation on the Durability of the Functioning of Drying Beds With Non-Saturated Flow in Treatment of Septic Tank Sludge. *International Journal of Advanced Research*, 9 (2021) 172 - 186.
- [14] - A. MUSY & M. SOUTTER, Physique du sol. CH—1015 Lausanne, Collection META, (1991) 334 p.
- [15] - C. MENORET, Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse de doctorat de l'Université des Sciences du Languedoc, Montpellier II, France, 1 (2001) 24 p.
- [16] - AFNOR, Qualité de l'eau-Recueil de normes française. Association française de normalisation, 1ère édition, Paris, (1994) 862 p.
- [17] - J. RODIER, Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Dunod, 8ème édition, Paris, (1996) 1384 p.
- [18] - J. M. VALLEE, Etude de la porosité et de la perméabilité. Institut Française de l'éducation. Paris, (2005) 10 p.
- [19] - M. GRIMALDI & R. BOULET, Relation entre l'espace poral et le fonctionnement hydrodynamique d'une couverture pédologique sur le socle de Guyanne française. *Cahiers ORSTOM*, 15 (3) (1990) 263 - 275
- [20] - T. GNAGNE, Epuration par infiltration d'eau usée à forte charge organique, en milieu tropical. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, France, (1996) 175 p.
- [21] - A. BANCOLE, F. BRISSAUD & T. GNAGNE, Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. *Water Science & Technology*, 11 (48) (2003) 139 - 146
- [22] - F. EDELINE, L'épuration biologique des eaux. Théorie et technologie des réacteurs. Cebedoc, Techniques et Documentation, Paris (France), (1993) 303 p.
- [23] - D. VIGOUROUX, Cours d'épuration des eaux résiduaires. ENITRTS, IGRÉ, (1980) 46 - 75
- [24] - D. A. BANCOLE, L'oxydation en infiltration percolation. Thèse de Doctorat, Université des Sciences du Languedoc, Montpellier, France, (2001) 150 p.