

Évaluation des taux d'accumulation et de production de boue dans des bassins de stabilisation sous climat méditerranéen : étude de cas en Tunisie

Chema Keffala, Kôkoh Rose Effebi, Ahmed Ghrabi, Hugues Juspín et Jean-Luc Vasel

Volume 24, numéro 1, 2011

URI : id.erudit.org/iderudit/045828ar

DOI : [10.7202/045828ar](https://doi.org/10.7202/045828ar)

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement
(INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Chema Keffala, Kôkoh Rose Effebi, Ahmed Ghrabi, Hugues Juspín et Jean-Luc Vasel "Évaluation des taux d'accumulation et de production de boue dans des bassins de stabilisation sous climat méditerranéen : étude de cas en Tunisie." *Revue des sciences de l'eau* 241 (2011): 63–76. DOI : [10.7202/045828ar](https://doi.org/10.7202/045828ar)

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2011

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne. [<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>]

érudit

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. www.erudit.org

ÉVALUATION DES TAUX D'ACCUMULATION ET DE PRODUCTION DE BOUE DANS DES BASSINS DE STABILISATION SOUS CLIMAT MÉDITERRANÉEN : ÉTUDE DE CAS EN TUNISIE

*Sediment accumulation and evaluation of sludge production in wastewater stabilization ponds under a Mediterranean climate:
Case study of Tunisia*

CHEMA KEFFALA¹, KÓROH ROSE EFFEBP¹, AHMED GHRABI¹, HUGUES JUSPIN² ET JEAN-LUC VASEL^{2*}

¹Centre de Recherche et des Technologies des Eaux, Laboratoire Traitement et Recyclage des Eaux Usées, B.P. 273, 8020 Soliman, Tunisie

²Université de Liège, Département science et gestion de l'environnement, 185, avenue de Longwy, 6700 Arlon, Belgique

Reçu le 21 mai 2007, accepté le 21 mai 2010

RÉSUMÉ

Les taux d'accumulation, la distribution spatiale ainsi que les caractéristiques chimiques des sédiments ont été étudiés dans une installation de lagunage composée d'un bassin anaérobie, un bassin facultatif et deux bassins de maturation pour le traitement des eaux usées en Tunisie.

Le taux d'accumulation ainsi que la distribution des boues au sein de chaque bassin ont été déterminés par mesure directe de l'épaisseur des sédiments correspondants sur 90 à 105 points (selon un maillage de 11 mètres). En tenant compte du volume total de boue déterminé sur les quatre bassins, le taux d'accumulation de sédiments est de $0,029 \text{ m}^3 \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ correspondant à un taux d'accumulation de $4,14 \text{ kg MS} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. La distribution des boues est loin d'être homogène; les épaisseurs de sédiments les plus

importantes sont enregistrées aux entrées et sorties des bassins. L'étude de la variabilité horizontale des caractéristiques des sédiments a été réalisée en considérant deux sites (entrée et sortie) du bassin facultatif (BI) au niveau desquels cinq répliquats de carottes ont été prélevés. Par contre, l'étude de la variation verticale a été réalisée sur des carottes de sédiments qui, après prélèvement, ont été sectionnées en tronçons. Des paramètres chimiques tels que : carbone total (CT), azote total (NT), phosphore total (PT), matières sèches (MS) et matières volatiles (MV) ont été mesurés sur ces échantillons. Les résultats obtenus ont montré que la teneur en matières sèches dans la couche la plus profonde est supérieure à celle dans la couche de surface. Par contre, les teneurs en CT, NT, PT, MV diminuent en fonction de la profondeur.

Mots clés : Taux d'accumulation de boue, bassins de stabilisation d'eaux usées, distribution de boue, nutriments

*Auteur pour correspondance :

Téléphone: 32 63 23 08 49

T.élecopieur: 32 63 23 08 00

Courriel : jvasel@ulg.ac.be

ABSTRACT

This project studied a stabilization pond system in Tunisia composed of four ponds (one anaerobic, one facultative and two maturation) under a Mediterranean climate. The objectives of this work were to determine the sludge characteristics and to study sediment accumulation and spatial distribution in the various ponds. This work was carried out in a pilot-scale stabilization pond system treating domestic wastewater for 282 person-equivalents (PE). The anaerobic pond was 96 m³ in volume, 3.25 m in depth. The facultative and two maturation ponds were respectively 180, 164 and 147 m³ in volume with mean organic loading rates of 7.6, 4.1 and 3.3 kg BOD₅•d⁻¹ respectively. The characteristics of the influent and effluent (including: suspended solids (SS); volatile suspended solids (VSS); chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD)) were determined twice-monthly during two months of year 2005. A database of previous studies was used to determine the characteristics of the influent and effluent corresponding to the period 1998-2005.

The sludge accumulation rates and distribution were determined by measuring the thickness of the sludge layer at 90 to 105 locations throughout each pond. Considering the total volume of sludge determined for the four ponds, the sediment accumulation rate was 0.029 m³ per person-equivalent per year, corresponding to an accumulation of 4.14 kg dry matter per person-equivalent per year. In the three ponds, the distribution of sludge is uneven, with greater accumulation near the inlet. To study the horizontal variation in the sludge characteristics, two samples with five replicates were collected in the inlet and in the outlet of the facultative pond, whereas, for the vertical variation, sludge cores were collected, then sectioned into slices. Several parameters such as total carbon (CT), total nitrogen (NT), total phosphorus (PT), dry matter (DM) and volatile matter (VM) were measured on these sub-samples. The results show that (DM) content in the deepest layer is higher than that near the surface, whereas CT, NT, PT, VM decrease with depth.

Key-words: *sludge accumulation rate, wastewater stabilization ponds, sludge distribution, nutrient.*

1. INTRODUCTION

La filière typique de systèmes de lagunage conventionnels est constituée de plusieurs bassins qui fonctionnent en série (bassin anaérobie, bassin facultatif et bassin de maturation); de plus grands systèmes ont souvent deux ou plusieurs files

qui fonctionnent en parallèle. À la différence des bassins facultatifs et de maturation où une proportion élevée de carbone organique est transformée en cellules algales, dans les bassins anaérobies, le carbone organique est converti principalement en méthane et dioxyde de carbone (PICOT *et al.*, 2003). La conversion en biogaz semble être le mécanisme le plus intéressant du traitement, étant donné que la présence d'algues réduit la qualité de l'effluent. Cependant, l'utilisation de bassins anaérobies reste souvent relativement peu fréquente en conséquence du dégagement de gaz malodorants (PAING *et al.*, 2003).

Au fond des bassins, la couche de boue formée est due à la sédimentation des solides en suspension, des algues et des bactéries qui se développent au sein des bassins (NELSON *et al.*, 2004). En raison de la complexité des processus mis en œuvre au sein des dépôts, les sédiments sont l'objet de nombreux échanges à l'interface : nutriments, oxygène, matières organiques ou éléments minéraux sous formes soluble et particulaire. Le relargage de certains éléments, et parfois même des métaux lourds stockés dans les sédiments, représente aussi un des inconvénients de cette accumulation.

En s'accumulant, les sédiments réduisent le volume d'eau utile des bassins, diminuent le temps de séjour hydraulique, modifient la forme superficielle du fond (PENA *et al.*, 2000) et, par conséquent, ont une action sur l'efficacité des performances épuratoires du système (SCHNEITER *et al.*, 1984). Cette accumulation impose donc un curage périodique coûteux en matière de frais de fonctionnement.

Cependant, l'évaluation du taux d'accumulation des sédiments détermine la fréquence de curage des boues, qui devrait être intégrée au programme de maintenance ainsi que dans la fixation du budget de fonctionnement lors de la construction des bassins. Actuellement, l'estimation du taux d'accumulation par la méthode empirique volumétrique (taux d'accumulation par équivalent habitant) est la plus courante (MARA *et al.*, 1992; OAKLEY, 1998).

La distribution spatiale des sédiments est principalement liée à la configuration des bassins (FRANCI, 1999). Elle peut avoir un impact significatif sur l'hydraulique et, par conséquent, sur l'efficacité du traitement. Cependant, le volume et les propriétés physico-chimiques des sédiments changent au cours du temps suite à la dégradation anaérobie, la compression et l'inactivation des pathogènes (NELSON *et al.*, 2004).

Malgré cette accumulation inévitable, la gestion des boues est rarement prise en compte en raison du manque d'informations portant sur le taux d'accumulation, la distribution des boues dans les bassins ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de ces dernières.

Ce travail a donc porté sur l'application du lagunage pour le traitement d'eaux, sous climat méditerranéen, avec pour objectifs l'étude de l'accumulation et la distribution des sédiments, d'une part, et, d'autre part, la détermination des caractéristiques physico-chimiques ainsi que les variations horizontale et verticale des caractéristiques des sédiments accumulés, en particulier dans le bassin facultatif.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Description du site expérimental

La station pilote étudiée est branchée sur le réseau d'assainissement de la ville de Tunis. Les eaux usées sont pompées à partir du collecteur principal desservant les cités El Menzeh et Mutuelleville. Les eaux issues du décanteur primaire (de

volume 2,3 m³ et de diamètre 1,8 m), qui sert essentiellement de prétraitement, se déversent dans un répartiteur où sont installés des déversoirs. Ces derniers alimentent différentes filières de traitement et, notamment, celle de lagunage. Le débit moyen alimentant la filière lagunage et calculé sur toute la période de fonctionnement des lagunes est égal à 34,9 m³•j⁻¹ (Tableau 1).

La filière de lagunage comprend quatre bassins disposés en série (Figure 1) : un bassin anaérobie (B0) de 29,6 m² de surface par 3,25 m de profondeur, un bassin facultatif (B1) de 98,57 m² de surface par 1,44 à 2,34 m de profondeur, ainsi que deux bassins de maturation (BII et BIII), avec respectivement 121,79 m² par 118,93 m² de surface et 1,34 m par 1,22 m de profondeur (Figure 2). Sachant que le dernier curage a été effectué en août 1996 et qu'en raison des problèmes de maintenance, ainsi que pour des besoins d'entretien, le fonctionnement de la station a été discontinu, le nombre de mois de fonctionnement de cette filière (B1, BII et BIII) a été de 97 mois depuis 1996. Par contre, le bassin anaérobie a été

Tableau 1. Programme de fonctionnement du système de lagunage.
Table 1. Operation program of the lagoon system.

| Année | Nombre de mois de mesure (n_i) | Nombre de mois de fonctionnement | Débit mesuré (déversoir) m ³ •j ⁻¹ (D_i) |
|---|------------------------------------|----------------------------------|--|
| 1996 | / | 4 | / |
| 1997 | / | 11 | / |
| 1998 | 11 | 11 | 40 |
| 1999 | 11 | 11 | 35 |
| 2000 | 6 | 10 | 35 |
| 2001 | / | 10 | / |
| 2002 | 3 | 10 | 30 |
| 2003 | 9 | 10 | 30 |
| 2004 | / | 10 | / |
| 2005 | 3 | 10 | 35 |
| Somme des mois de mesure et de suivi de la station ($\sum n_i$) | | 43 | |
| Somme des mois de fonctionnement de la station | | 97 | |
| Somme des produits du débit par le nombre de mois de mesure $\sum n_i D_i$ | | | 1 500 |
| Débit moyen $\frac{\sum n_i D_i}{\sum n_i}$ | | | 34,9 |

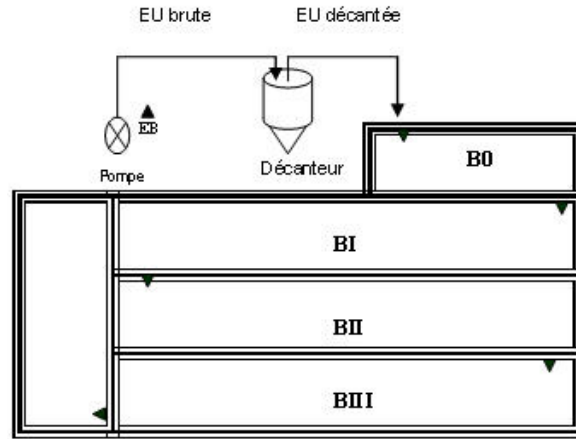


Figure 1. Schéma de la disposition des bassins de lagunage.
Diagram showing the layout of the stabilization ponds.

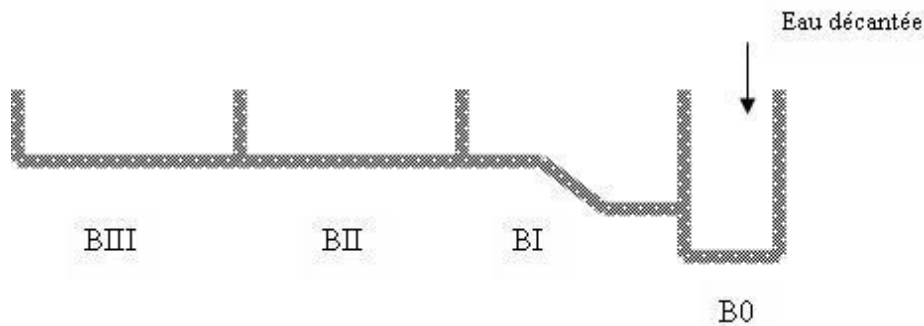


Figure 2. Profil des bassins du système de lagunage .
Profile of the lagoon system ponds.

en arrêt pendant plus ou moins deux années (1996-1998). Le bassin facultatif était alors alimenté directement.

Selon une communication personnelle d'un rapport interne de l'ONAS (Office National de l'Assainissement en Tunisie), un habitant tunisien rejette 33 g de DBO par jour. Compte tenu de la charge en DBO dans l'eau usée brute mesurée à l'entrée du bassin anaérobie ($9,3 \text{ kg} \cdot \text{j}^{-1}$), le nombre théorique d'équivalents habitants desservi par cette station pilote est égal à 282. Les charges appliquées ainsi que les concentrations moyennes ont été calculées en tenant compte du nombre de mois de fonctionnement.

2.2 Mesure de l'épaisseur et de l'accumulation des sédiments

Les épaisseurs de sédiments correspondant à 97 mois de fonctionnement ont été déterminées par mesure directe au moyen d'une perche, selon un maillage de 11 mètres établi

sur chaque bassin. La technique est transposée des travaux du CEMAGREF, puis modifiée par l'unité « Assainissement et Environnement » du département sciences et gestion de l'environnement de l'Université de Liège. L'épaisseur des sédiments résulte de la soustraction de la profondeur totale du bassin, mesurée par une tige principale et celle de la tranche d'eau mesurée par une tige glissante, munie à son extrémité inférieure d'un disque poreux qui descend le long d'une tige principale jusqu'à la surface des sédiments. La différence entre les hauteurs de ces deux tiges détermine l'épaisseur de la tranche de dépôts.

Les profils tridimensionnels de surface ont été reconstitués grâce à un logiciel de cartographie de surface (Surfer Version 8.00, Golden Software Inc., Golden, Co.). Ce logiciel a été également utilisé pour estimer le volume total de boue dans chaque bassin. Ce volume est calculé par intégration de la surface des sédiments selon la méthode Simpson's 3/8.

Le taux d'accumulation annuel exprimé en ($\text{cm} \cdot \text{an}^{-1}$) est le rapport entre le volume total de boue et la surface du fond du bassin par le nombre d'années ou de mois de fonctionnement. Le taux d'accumulation exprimé en ($\text{m}^3 \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) est le rapport entre le volume total de boue (V_s) relatif à chaque bassin (estimé grâce au logiciel Surfer) et le nombre d'équivalents habitants par le nombre de mois de fonctionnement. Le taux d'accumulation exprimé en ($\text{kg MS} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) est le rapport entre la masse de matière sèche totale calculée pour chaque bassin et le nombre d'équivalents habitants par le nombre d'années ou de mois de fonctionnement. La masse de matière sèche totale pour chaque bassin est le produit du volume total de boue (V_s) par la concentration moyenne des sédiments en matière sèche (MS en $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) dans chaque bassin.

2.3 Échantillonnage

Des échantillons d'eau ont été prélevés aux entrées et sorties des différents bassins, sur lesquels des analyses physico-chimiques ont été réalisées. D'autre part, les données relatives aux travaux antérieurs (FKIH, 2003; JEDIDI, 2002; RAOUINE, 1999) réalisés sur la même filière de traitement ont aussi été exploitées. Le tableau 2 donne une idée de la qualité des effluents aux différents points d'échantillonnage.

Des échantillons de sédiments ont été prélevés à différents points (entrée, milieu et sortie des bassins) à l'aide d'une benne. Les caractéristiques des sédiments en MS (exprimé en $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) de chaque bassin correspondent à la valeur moyenne des analyses de ces échantillons.

Afin d'étudier les variations verticales et horizontales des concentrations en azote total (NT), phosphore total (PT), carbone total (CT), MS et MV, les prélèvements ont été réalisés au niveau du bassin facultatif (BI), du fait qu'il renfermait la quantité la plus importante de boue. La technique utilisée est celle du prélèvement par carottage. Cette dernière permet de récolter les sédiments en conservant leur structure, en particulier la stratification verticale du dépôt. Ainsi, l'échantillon est prélevé en enfonçant verticalement un tube cylindrique en plexiglas, de 30 cm de longueur et de 5 cm de diamètre intérieur (Figure 3), dans la couche de sédiments. Ce tube est ouvert à son extrémité inférieure, tandis que son extrémité supérieure est équipée d'une soupape anti-retour. Maintenu au bout d'une longue barre métallique, ce système peut être utilisé à différentes profondeurs. La variation horizontale a été étudiée en considérant deux sites (entrée et sortie) du bassin facultatif BI au niveau desquels cinq répliqués de carottes ont été prélevés. La variation verticale a été étudiée sur 18 carottes prélevées au niveau du bassin facultatif BI. Celles-ci ont été congelées puis découpées en tronçons de 2 cm d'épaisseur.

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimique de l'eau à l'entrée et à la sortie des différents bassins ((Moy. : moyenne; (*) Moyennes calculées à partir des valeurs individuelles des années 1998, 1999, 2000, 2003; () Valeurs moyennes (n = 4) de mesures individuelles de l'année 2005).**

Table 2. Physical-chemical characteristics of water at the inlets and outlets of the ponds ((*) mean of individual values of years 1998, 1999, 2000, 2003; () mean value of year 2005 (n = 4)).**

| Paramètres | Eau usée brute (Entrée B0) | Entrée B I | Entrée B II | Entrée B III | Sortie B III | | | | | |
|--|-------------------------------|----------------|----------------|-----------------|--------------|----------------|-------|----------------|------|----------------|
| *MES ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 295 | 168,9 | 117,5 | 96,9 | 59 | | | | | |
| *MV ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 104 | 62,8 | 48,5 | 40,2 | 35,3 | | | | | |
| *DBO ₅ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 264 | 220,4 | 120,8 | 95,3 | 75 | | | | | |
| *DCO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 453 | 321,1 | 299,2 | 281,6 | 175,7 | | | | | |
| | Moy. | Écart- type | Moy. | Écart- type | Moy. | Écart- type | Moy. | Écart- type | Moy. | Écart- type |
| **MES ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 420,3 | 60,1 | 85,5 | 14 | 72,5 | 6,6 | 74,8 | 4,1 | 81,3 | 6,2 |
| **MV ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 120 | 30,9 | 80,3 | 16,5 | 50,1 | 10,5 | 47,9 | 11,3 | 38 | 11,9 |
| **DBO ₅ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 315 | 164,4 | 196,3 | 38,2 | 102 | 39,9 | 78,8 | 30,7 | 73,8 | 38,2 |
| **DCO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 430,4 | 118,3 | 240,8 | 43,2 | 178,5 | 32,5 | 166,8 | 19,6 | 149 | 28,1 |



Figure 3. Système de carottage des sédiments.
Sludge coring apparatus.

Les paramètres suivants ont été mesurés selon les techniques décrites dans AFNOR (1983) : azote total (NT), phosphore total (PT), carbone total (CT), MS (après séchage à 105 °C) et MV (après combustion à 525 °C).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Accumulation de boue

Au niveau du bassin facultatif (BI), la distribution des sédiments est loin d'être homogène. L'épaisseur des sédiments

varie entre 4 et 84 cm (Tableau 3). Ils sont plus épais dans le premier compartiment du bassin, ce qui correspond à une profondeur de 2,34 m. Dans ce contexte, CAVALCANTI et VAN HAANDEL (2001) ont montré que si le bassin est subdivisé en sections, le brassage est réduit au minimum et les solides en suspension tendront à se déposer dans la première section du bassin. D'autres auteurs ont observé cette hétérogénéité de la distribution des sédiments : CARRE *et al.* (1990); NELSON *et al.* (2004) et SCHNEITER *et al.* (1984) ont démontré que, dans le cas d'un bassin facultatif à une seule entrée, les sédiments s'accumulent directement à l'entrée. Selon NELSON *et al.* (2004), l'installation de tuyaux d'alimentation additionnels permettrait une distribution plus homogène des sédiments au niveau des bassins.

Tableau 3. Épaisseurs moyennes et vitesses d'accumulation des sédiments au niveau de chaque bassin (vitesse moyenne d'accumulation est le rapport entre l'épaisseur moyenne des sédiments et le nombre d'années de fonctionnement).

Table 3. Average thickness and accumulation rate of sediment in each pond (accumulation rate is the ratio between sediment average thickness and the number of years of operation).

| Bassins | Nombre de mois de fonctionnement | Épaisseur des sédiments (cm) | | | Vitesse moyenne d'accumulation cm•an ⁻¹ |
|---------|----------------------------------|------------------------------|------|------|---|
| | | Moyenne | Min. | Max. | |
| B0 | 71 | 20,5 | 17 | 26 | 3,5 |
| BI | 97 | 33 | 4 | 84 | 4,1 |
| BII | 97 | 12,8 | 4 | 44 | 1,6 |
| BIII | 97 | 10,2 | 2 | 42 | 1,3 |

Au niveau des deux bassins de maturation (BII et BIII), l'épaisseur maximale des sédiments est enregistrée aux entrées et sorties des bassins. Une forte accumulation s'est également produite au niveau des angles morts (Figures 4b et 4c). Comme l'avaient déjà constaté d'autres auteurs (LEGEAS *et al.*, 1992; NAMECHE *et al.*, 1997; NARASIAH *et al.*, 1989; SCHETRITTE et RACAULT, 1995), les zones les plus favorables à la décantation des particules en suspension semblent correspondre à l'entrée et la sortie des lagunes où se forme un cône de déjection, souvent à l'origine de certains dysfonctionnements des bassins. Plusieurs explications ont été présentées dans la littérature. Ainsi, selon HAMMOU *et al.* (1992) et MIDDLEBROOKS *et al.* (1982), les sédiments devenant anaérobies peuvent être soulevés par la production de gaz résultant de la décomposition anaérobie; ces masses flottantes sont alors entraînées vers les coins par le vent. Selon BILHALVA *et al.* (2004) qui avaient effectué des mesures sur un bassin facultatif en fonctionnement sous conditions de vent intense, une accumulation importante due à l'action du vent peut être enregistrée au niveau de la zone d'admission.

Au cours de cette étude, les taux annuels d'accumulation déterminés au moyen de la perche varient entre 1,3 et 4,1 cm par an. Ces taux calculés sur les bassins B0, BI, BII et BIII sont respectivement 3,46, 4,1, 1,6 et 1,3 cm par an et la valeur moyenne calculée sur toute la station est de 2,61 cm par an (Tableau 3). Ces résultats sont comparables à ceux trouvés par HAMMOU *et al.* (1992) qui ont indiqué un taux d'accumulation de 4,3 cm par an, après huit ans de fonctionnement et un taux d'accumulation de 2,7 cm par an après 14 ans de fonctionnement. NELSON *et al.* (2004) donnent un taux d'accumulation qui varie entre 1,9 et 2,1 cm par an au niveau de trois bassins facultatifs au Mexique, après trois à dix années de fonctionnement. ITO (2001) a présenté des taux d'accumulation faibles malgré le nombre d'années de fonctionnement. Cet auteur, qui a présenté les résultats obtenus par TSUTIYA et CASSETTARI (1999), a indiqué un taux d'accumulation de l'ordre de 2,2 cm par an sur un bassin facultatif après 12 années de fonctionnement. NACIMENTO (1999) a relevé, quant à lui, un taux d'accumulation de 1,33 cm par an sur un bassin en fonctionnement depuis 15 années.

BARON *et al.* (1987), qui avaient effectué des mesures au moyen des pièges à sédiments sur des lagunes naturelles précédées d'un décanteur-digesteur, avaient obtenu des vitesses d'accumulation de l'ordre de 1,5 à 2 cm par an. NAMECHE *et al.* (1997) ont par contre enregistré des vitesses d'accumulation de l'ordre de 4,7 cm par an sur des lagunes aérées et naturelles précédées d'un dégrilleur-dessableur.

D'autre part, PICOT *et al.* (2001) ont enregistré des vitesses d'accumulation de l'ordre de 4,3 à 8,6 cm par an dans un bassin facultatif primaire après huit années de fonctionnement, mais sans prétraitement préalable. Par contre, dans le cas des bassins

anaérobies de Mèze, situés en France, ces auteurs ont calculé un taux d'accumulation de 62 cm par an après sept mois d'opération et 12 cm par an après 18 mois de fonctionnement.

PICOT *et al.* (2001) témoignent qu'il est important de mentionner la durée de fonctionnement, car l'intensité d'accumulation est influencée non seulement par la charge appliquée, mais aussi par l'efficacité du traitement épuratoire, ainsi que par l'âge des sédiments.

Dans les travaux de PICOT *et al.* (2005), les taux d'accumulation annuels varient entre 0,8 à 2,7 cm par an sur 19 bassins, après 12 à 24 années de fonctionnement, mais ils n'ont trouvé aucune variation du taux d'accumulation pour une lagune dont la période de fonctionnement varie entre 13,5 et 17,5 années. Ainsi, ces auteurs témoignent que le taux d'accumulation n'est donc pas constant, sa réduction au cours du temps est due à la dégradation anaérobie ainsi qu'à la consolidation des sédiments. Après deux années de fonctionnement, les sédiments déposés deviennent plus denses, bien compressés et minéralisés, avec un taux d'accumulation annuel linéaire plus faible, comme l'ont montré SCHETRITTE et RACAULT (1995).

Comme d'autres auteurs l'ont fait auparavant, le taux d'accumulation annuel est exprimé en volume de boue \cdot habitant $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$ (ou poids de MS \cdot habitant $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$), afin de pouvoir comparer les taux d'accumulation dans des bassins ayant des rapports surface/volume différents.

Cependant, le taux d'accumulation total correspondant à l'ensemble des bassins B0, BI, BII et BIII est égal à 0,029 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$ (Tableau 4). Cette valeur est faible par rapport à celles reportées par PICOT *et al.* (2005) qui ont enregistré une valeur moyenne de 0,064 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$ sur 19 bassins facultatifs situés au sud de la France et en opération pendant 13 à 24 années. Par contre, elle est comparable à celle reportée par PICOT *et al.* (2003) sur un bassin anaérobie (0,017 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$).

Dans le cas de notre étude, le taux de production de boue estimé sur l'ensemble de l'installation (0,029 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$) est proche de ceux obtenus par GOMES DE SOUSA (1988), qui a mesuré une moyenne de (0,02 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$) au Portugal, ainsi que ceux de NELSON *et al.* (2004) qui ont enregistré des taux d'accumulation qui varient entre 0,021 à 0,036 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$ au Mexique et qui ont suggéré qu'il existe plusieurs facteurs pouvant conditionner le taux d'accumulation par équivalent habitant. Parmi ceux-ci, on peut citer les rejets industriels, les pluies diluviennes ainsi que l'infiltration. NELSON *et al.* (2004) ont aussi montré que 0,04 m $^3 \cdot$ EH $^{-1} \cdot$ an $^{-1}$ est une valeur estimée raisonnable pour des bassins anaérobies et facultatifs

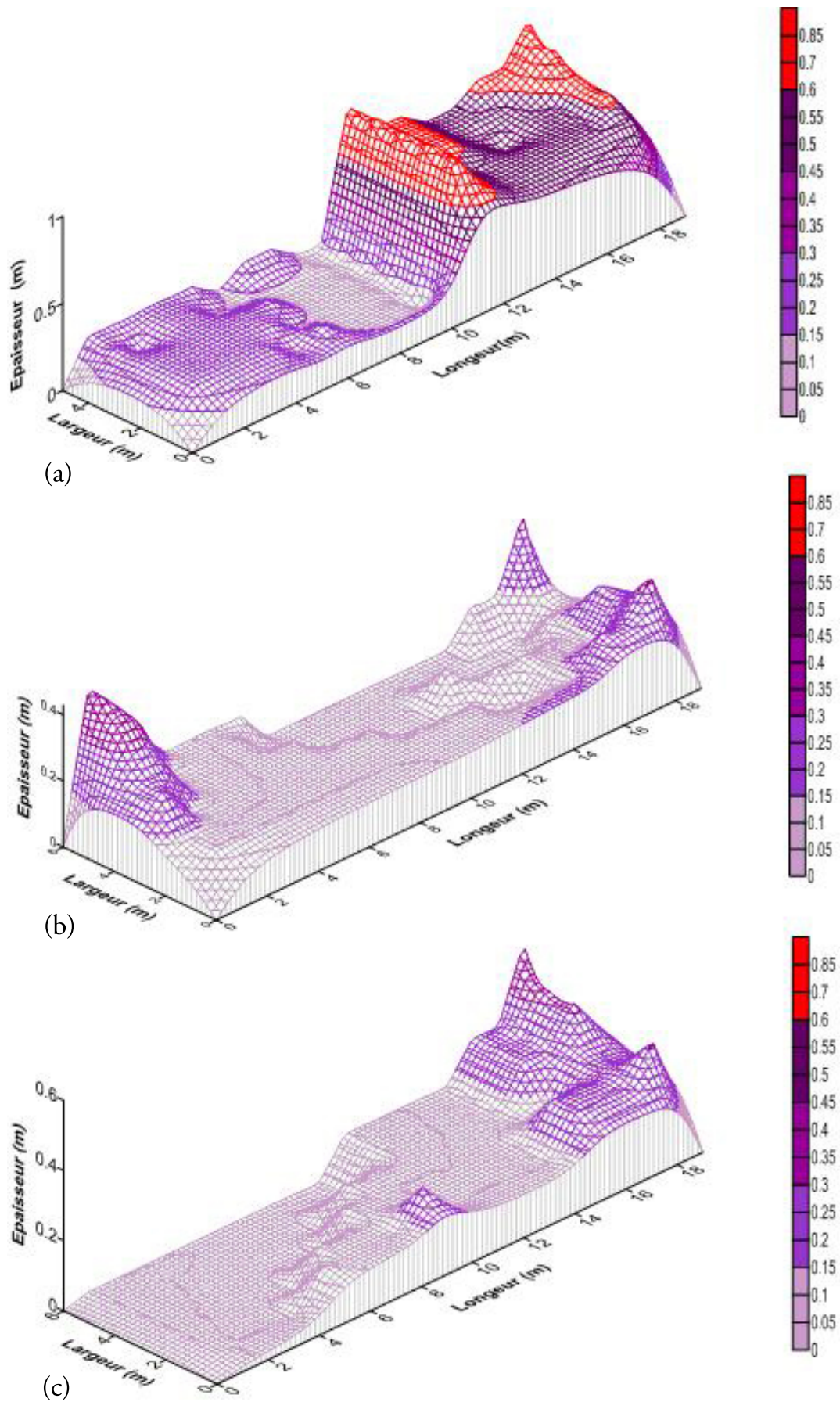


Figure 4. Répartition spatiale des sédiments au niveau des trois bassins : (a) bassin facultatif BI, (b) bassin de maturation BII, (c) bassin de maturation BIII.

Sludge distributions in the three ponds: (a) facultative pond BI, (b) maturation pond BII, (c) maturation pond BIII.

Tableau 4. Production de boue dans chaque bassin (V_s : volume des sédiments calculé par le logiciel Surfer dans le cas de BI, BII et BIII et à partir de la moyenne des hauteurs de sédiments dans le cas de B0, V_t : volume total de chaque bassin, MS : concentration de la matière sèche déterminée sur un échantillon moyen à partir de prélèvements à l'entrée, milieu et sortie de chaque bassin, EH : équivalent habitant).

Table 4. Sludge production in each pond (V_s : sediment volume calculated by the Surfer software for ponds (BI, BII and BIII) and by the mean of sediment thickness for the pond (B0); V_t : total volume of each pond; DM: Dry matter reported on average samples collected at the inlet, centre and outlet of each pond; PE: person-equivalent).

| Bassins | V_s (m^3) | EH | MS ($g \cdot L^{-1}$) | MS (%) | V_t (m^3) | V_s / V_t (%) | Taux d'accumulation | |
|----------------|--------------------|-----|----------------------------|-----------|--------------------|--------------------|---------------------|--|
| | | | | | | | $cm \cdot an^{-1}$ | $m^3 \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ kg MS $\cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ |
| B0 | 6,06 | - | 61,3 | - | 96 | 6,3 | 3,46 | |
| BI | 34,53 | - | 174 | 15,45 | 180 | 19,1 | 4,33 | |
| BII | 14,74 | - | 170 | 16,23 | 164 | 8,9 | 1,5 | |
| BIII | 11,83 | - | 158 | 15,04 | 147 | 8 | 1,23 | |
| B0,BI,BII,BIII | 67,16 | 282 | 140,8 | | - | | | 0,029 4,14 |

localisés dans une région centrale du Mexique, ainsi que dans les régions où la température moyenne est au-dessous de 20 °C.

Sur un bassin de traitement d'effluent d'un réacteur UASB, CAVALCANTI *et al.* (2002) ont enregistré une valeur de $0,028 m^3 \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ sous climat tropical. Par contre, sous climat océanique, CARRE *et al.* (1990) ont quant à eux enregistré une valeur moyenne de $0,12 m^3 \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ sur 12 bassins primaires.

Le calcul de la production de boue en $m^3 \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ n'est pas, selon nous, la meilleure façon d'exprimer les résultats car la concentration des boues peut varier. Ainsi, il nous semble préférable d'exprimer la production en poids sec par équivalent habitant et par an. Le taux d'accumulation total calculé sur l'ensemble de l'installation est égal à $4,14 kg MS \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$, avec une température moyenne de l'eau qui varie entre 32 °C et 12 °C (GHRABI et FERCHICHI, 1994). Cette valeur est proche de celle obtenue par NELSON *et al.* (2004), qui ont enregistré une valeur de $3,48 kg MS \cdot EH^{-1} \cdot an^{-1}$ sur un bassin facultatif au Mexique.

3.2 Caractérisation des sédiments dans le cas du bassin facultatif

Le tableau 5 regroupe les moyennes des résultats d'analyses physico-chimiques effectuées sur 18 carottes prélevées au niveau du bassin (BI) et découpées en 98 tronçons.

Les résultats d'analyse montrent que les sédiments présentent des teneurs élevées en matière organique (51,3 %). Ces valeurs peuvent être comparées à celles trouvées par ZANOTELLI *et al.* (2005) (cette référence concerne des lisiers de porc) qui ont enregistré des valeurs de 56 % pour (MV) et 24,6 % pour (MS) sur des sédiments d'un bassin anaérobie précédé d'un décanteur. CARRE et WELTE (1986) ont indiqué des valeurs de 17,4 % pour (MS) et 27,4 % pour (MV) sur des sédiments qui proviennent du bassin de tête de la station d'épuration par lagunage naturel de la commune de la Chapelle Thourault (France).

Dans le cas de notre étude, les résultats d'analyse de sédiments ont montré une relative pauvreté en éléments fertilisants (NT et PT), par rapport à des produits tels que fumier, lisier et boues aérobies stabilisées qui ont été décrits par

Tableau 5. Caractéristiques des sédiments du bassin facultatif (% $g \cdot 100 g^{-1}$ matière sèche, MF : matière fraîche).

Table 5. Sediment characteristics for facultative pond: % dry matter; FM: fresh matter.

| n = 98 | Matière sèche MS ($g \cdot 100 g^{-1}$ MF) | Matière volatile MV (%) | Carbone total CT (%) | Azote total NT (%) | Phosphore total PT (%) |
|------------|--|----------------------------|-------------------------|-----------------------|---------------------------|
| Moyenne | 16,8 | 51,3 | 26,3 | 2,5 | 1,2 |
| Écart-type | 5,6 | 4,9 | 3,1 | 3,6 | 2,6 |

LEGEAS *et al.* (1992). L'utilisation agricole des boues constitue leur devenir le plus logique, bien que leur composition ne leur confère pas toujours un intérêt agronomique particulier. Dû à leur longue maturation dans le fond des bassins, les teneurs en azote et phosphore sont faibles (LEGEAS *et al.*, 1992). Quand le lagunage se fait en plusieurs bassins, les boues issues du premier sont celles qui possèdent la valeur fertilisante la plus élevée (CARRE et WELTE, 1986). L'utilisation agricole et la détermination des quantités à épandre devraient donc tenir compte de ces variations de composition.

3.3 Variations horizontale et verticale des caractéristiques des sédiments

La comparaison entre les caractéristiques de sédiments prélevés à l'entrée et sortie du bassin facultatif montre qu'il n'existe pas de différence significative. Les rapports MV/MS calculés au niveau des deux sites considérés (entrée et sortie) sont respectivement 0,52 et 0,50 (Tableau 6), indiquant ainsi que la boue est bien minéralisée comparée à une boue de stations de types boues activées. D'après PICOT *et al.* (2005), si le rapport MV/MS est inférieur à 0,6, la boue est considérée comme complètement stabilisée.

Des travaux antérieurs de CARRE et BARON (1987) et NELSON *et al.* (2004) ont montré que la teneur en matière sèche à l'entrée est supérieure à celle en sortie, du fait d'une fraction plus importante de sable et de fraction minérale qui sédimentent préférentiellement à ce niveau. Cette différence peut aussi être liée à la compression des sédiments à l'entrée, due à une épaisseur plus importante. Dans le cas de notre étude, les particules minérales ont déjà décanté pour l'essentiel dans le décanteur primaire ainsi que le bassin anaérobie situé en tête des bassins de lagunage étudiés.

Lors de l'étude de la variabilité verticale des différentes caractéristiques des sédiments, le bassin facultatif a été

subdivisé en deux parties : partie (a), la plus profonde (2,34 m) située à l'entrée du bassin et partie (b), d'une profondeur de 1,44 m et située près de la sortie du même bassin. En raison de la différence entre l'épaisseur des différentes carottes prélevées, les échantillons issus de la première et deuxième moitié ont été traités à part.

La figure 5 montre qu'il existe une forte corrélation entre l'épaisseur des sédiments et la teneur en matière sèche ($R^2 = 0,9$), avec des valeurs qui varient de 1 % à l'interface eau-sédiment jusqu'à 23 % au fond du bassin. Des résultats similaires ont été trouvés par CARRE et BARON (1987) et NELSON *et al.* (2004) qui confirment que la teneur en matière sèche dans la couche la plus profonde est supérieure à celle à la surface. L'augmentation de la teneur en matière sèche avec la profondeur est liée à l'âge des sédiments et au phénomène de compression.

Aussi bien dans le cas des carottes prélevées au niveau de la partie (a) que celles prélevées au niveau de la partie (b), la teneur en matières volatiles dans la couche de surface correspondant à des sédiments jeunes est supérieure à celle de la couche la plus profonde ou la plus ancienne. Ces résultats confirment les observations de SOMIYA et FUJII (1984).

La figure 6, donnant les profils verticaux de la teneur en carbone, azote, et phosphore, montre une diminution importante du contenu en carbone et azote en fonction de la profondeur, liée au processus de minéralisation qui se produit à long terme.

Des études antérieures portant sur l'analyse de l'eau interstitielle des sédiments ont montré qu'à l'interface eau-sédiment, l'échange est gouverné principalement par diffusion moléculaire. Selon NAMECHE *et al.* (1997), des mécanismes biologiques et physiques tels que la bioturbation et l'advection influencent également le taux d'échange entre les sédiments et l'eau interstitielle.

Tableau 6. Caractéristiques des sédiments à l'entrée et à la sortie du bassin facultatif (%) $\text{g} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ matière sèche, MF : matière fraîche.

Table 6. Sediment characteristics at the inlet and the outlet of the facultative pond: % dry matter; FM: fresh matter.

| n = 5 | Entrée | | Sortie | |
|---|---------|------------|---------|------------|
| | Moyenne | Écart-type | Moyenne | Écart-type |
| Matière sèche ($\text{g} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ MF) | 14,8 | 1,4 | 16,1 | 1,8 |
| Matière volatile (%) | 52,3 | 0,8 | 50,1 | 0,9 |
| CT (%) | 26,5 | 0,8 | 25,0 | 0,5 |
| NT (%) | 2,5 | 0,8 | 2,5 | 1,1 |
| PT (%) | 1,3 | 0,4 | 1,1 | 1,9 |

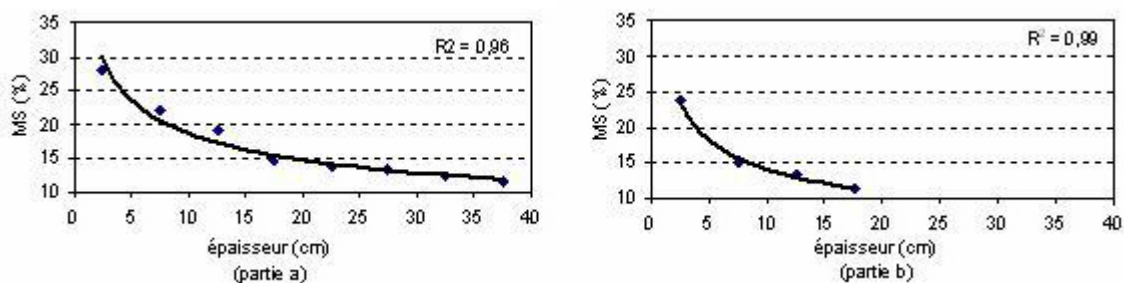


Figure 5. Relation entre l'épaisseur des sédiments et la teneur en matière sèche (MS), 0 correspond au niveau du fond du bassin.

Relationship between sediment thickness and dry matter content. 0 corresponds to the bottom of pond.

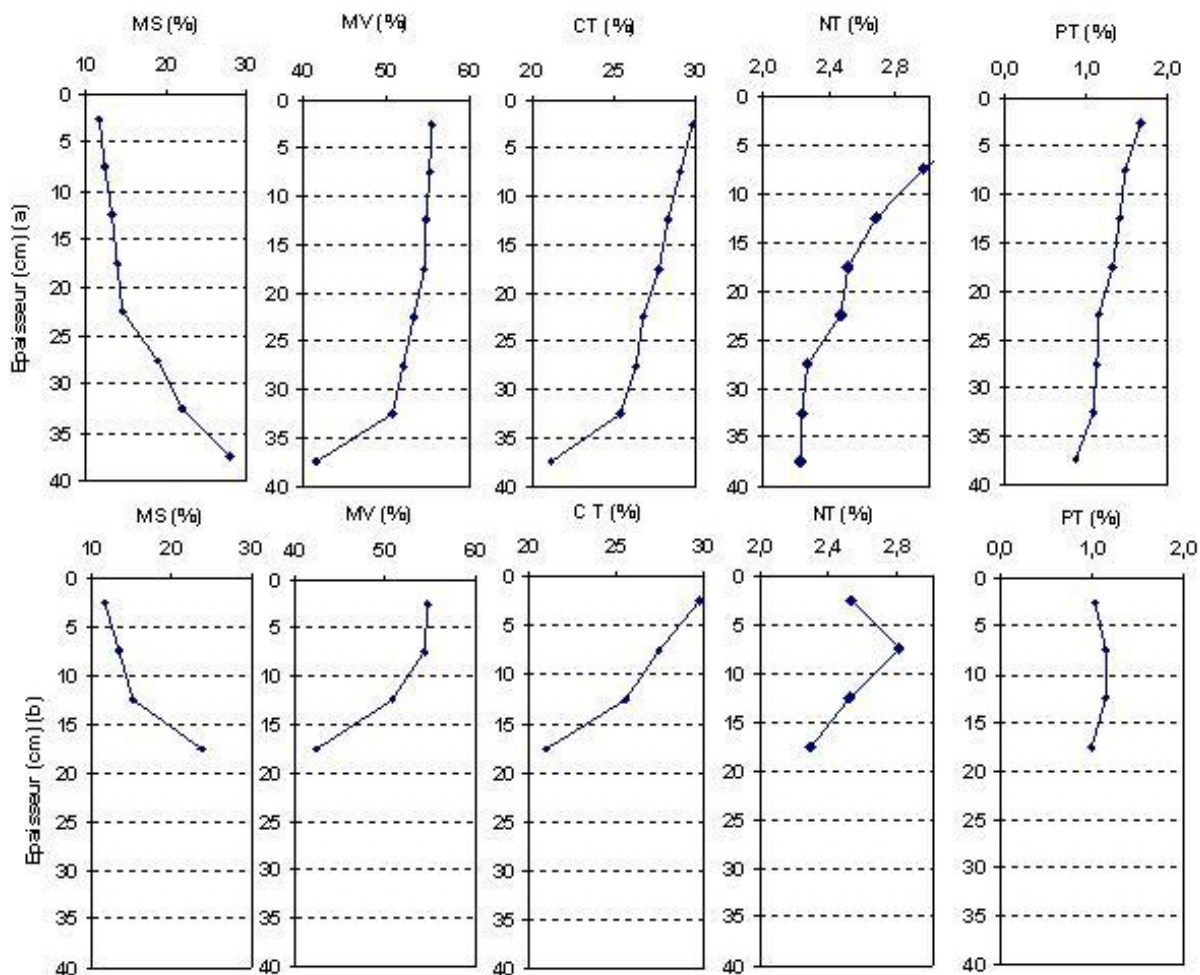


Figure 6. Répartition verticale des teneurs en MS, MV, CT, NT et PT au niveau des parties (a) et (b) du bassin facultatif, 0 correspond à l'interface eau-sédiment.

Vertical variation of sediment content in DM, VM, TC, TN and TP, in sections (a) and (b) of the facultative pond. 0 corresponds to the sediment-water surface.

4. CONCLUSION

Sous climat méditerranéen, la production de boue mesurée sur la filière pilote de lagunage, alimentée par un effluent décanté, est relativement faible par rapport aux valeurs rapportées dans la littérature, probablement en raison des températures plus élevées. La valeur du taux d'accumulation estimée sur toute la station et calculée à partir du volume total de boue produite dans l'ensemble des bassins est de $0,029 \text{ m}^3 \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, ce qui correspond à un total de $4,14 \text{ kg MS} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Les productions de boue applicables en Tunisie seront validées au moyen de la nouvelle méthode de mesure des épaisseurs des sédiments comprenant un DGPS (Differential Global Positioning System) couplé à un échosondeur JUPSIN *et al.* (2009). Cependant, il n'est pas recommandé d'exprimer la production de boue en volume ($\text{m}^3 \cdot \text{EH} \cdot \text{an}^{-1}$), car la concentration des boues peut varier en fonction de l'âge, la composition et la compression des dépôts. D'autre part, un équivalent habitant est comptabilisé différemment d'un pays à un autre. Nous suggérons donc de calculer une production de boue ramenée à une charge (kg MES ou $\text{DCO (boue)} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DBO}$ ou DCO (éliminée)), comme dans le cas des systèmes de type boues activées. À titre d'exemple, une première estimation de la production de boue estimée sur l'ensemble de la station est de $0,25 \text{ kg DCO (boue)} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DCO (éliminée)}$ correspondant à un taux de production de matière sèche équivalent à $0,34 \text{ kg MS (boue)} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DCO (éliminé)}$. Il serait donc intéressant de rassembler ce type de données sur les installations et de voir, par conséquent, l'intérêt de développer de nouvelles méthodes de mesure de production de boue.

La distribution des sédiments au sein des trois bassins est loin d'être homogène, avec une accumulation maximale aux entrées et sorties des bassins. Du point de vue de leurs propriétés physico-chimiques, ces sédiments se caractérisent par leur teneur relativement importante en matières organiques et leur relative pauvreté en éléments fertilisants. Ces derniers ne devraient toutefois pas limiter leurs possibilités de valorisation agricole, qui restent d'ailleurs la principale voie pour l'élimination de ces sous-produits organiques. Cependant, une attention particulière devra être portée sur la réutilisation des sédiments en raison de leur pouvoir de rétention des micropolluants, notamment les métaux lourds.

L'étude de la variabilité horizontale des sédiments a montré qu'il n'existe pas de différence significative entre les caractéristiques des sédiments prélevés à l'entrée et à la sortie du bassin facultatif BI. Cependant, l'étude de la répartition verticale des paramètres, tels que MS, MV, CT, NT et PT, a montré que ces derniers dépendent de la profondeur.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR (1983). *Recueil des normes françaises : eau, méthodes d'essai*. 2^e édition, Paris, France.
- BARON D., J. CARRE et J. MAURIN (1987). Caractéristiques bactériologiques et virologiques des boues de stations d'épuration par lagunage naturel – Cas de la Chapelle Thourault. *Trib. CEBEDEAU*, 518, 41-45.
- BILHALVA S.L., C.G. RIBEIRO MENESES, H.N. DE SOUZA MELO, A.L. CALADO ARAÚJO et H. PEARSON (2004). Determination of the sedimentation constants for total suspended solids and the algal component in a full-scale primary facultative pond operating at high wind velocities under tropical conditions. Dans : *9th International Conference on Wetland Systems*, septembre 2004, France.
- CARRÉ J., M.P. LAIGRE et M. LEGEAS (1990). Sludge removal from some wastewater stabilization ponds. *Water Sci. Technol.*, 22, 247-252.
- CARRÉ J. et D. BARON (1987). Effects of maturation on the characteristics of wastewater stabilization pond sludges. Dans : *IAWPRC International Conference on Waste Stabilization Ponds*, 29 juin-2 juillet, Lisbonne, Portugal, 7 p.
- CARRE J. et B. WELTE (1986). Spéciation des métaux lourds présents dans les boues d'un bassin de lagunage naturel. *Environ. Technol. Let.*, 7, 351-362.
- CAVALCANTI P. et A. VAN HAANDEL (2001). Polishing ponds for post-treatment of digested wastewater, part 1: flow-through ponds. *Water Sci. Technol.*, 44, 237-245.
- CAVALCANTI P., A. VANHAANDEL et G. LETTINGA, (2002). Sludge accumulation in polishing ponds treating anaerobically digested wastewater. *Water Sci. Technol.*, 45, 75-81.
- FKIH W. (2003). *Contribution à l'étude des peuplements phytoplanctoniques dans un écosystème d'épuration des eaux usées par lagunage naturel*. Mastère soutenu à l'Institut Agronomique de Tunis (INAT), Tunis, Tunisie, 126 p.

- FRANCI R. (1999). *Management of sludge from non-mechanized stabilization ponds*. Programa de Pesquisa em Saneamento Basico (PROSAB), Rio de Janeiro, 95 p.
- GHRABI A. et M. FERCHICHI (1994). Sediment accumulation in a series of four pilot-scale stabilization ponds. *Water Sci. Technol.*, 30, 281-284.
- GOMES DE SOUSA J.M. (1988). Wastewater stabilisation lagoon design criteria for Portugal. *Water Sci. Technol.*, 19, 55-65.
- HAMMOU N., B. PICOT et J. BONTOUX (1992). Sedimentary deposits in a natural microphyte lagoon variation of quantities, physical-chemical characteristics and heavy metal loads. *Environ. Technol.*, 13, 647-655.
- ITO L.Y. (2001). Características de biossólidos produzidos em lagoas de estabilização. Dans : *Biossólidos Na Agricultura*. São Paulo, SABESP, Brésil, pp. 125-131.
- JEDIDI S. (2002). *Étude de la désinfection des eaux usées par le lagunage naturel, bassin de maturation, les UV et l'ozone*. Mastère soutenu à la faculté des sciences de Tunis, Tunisie, 73 p.
- JUPSIN H., C. KEFFALA, A. GHRABI et J.-L VASEL (2009). A DGPS-Method to measure sediment accumulation rates in WSP. Application in Tunisia. Dans : *8th IWA Specialist Group Conference*, 26-30 avril, Brésil.
- LEAGEAS M., J. CARRÉ et M.-P. LAIGRE (1992). L'épuration par lagunage naturel. Envasement et curage des bassins. *TSM Tech. Sci. Meth. Eau*, 10, 459-462.
- MARA D.D., G.P. ALABASTER, H.W. PEARSON et S.W. MILLS (1992). *Waste stabilization ponds: a design manual for Eastern Africa*. England, Leeds: Lagoon Technology International and Overseas Development Administration, 121 p.
- MIDDLEBROOKS E.J., C.H. MIDDLEBROOKS, J.H. REYNOLDS, G.Z. WATTERS, G.W.I. MILLER et S. BLACKS (1982). Design and use of artificial wetlands. Dans : *Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, J.P. GODFREY, R.E. KAYNOR, S. PELCZARSKI et J. BENFORADO (Éditeurs), Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA (1982), pp. 20-37.
- NACIMENTO C.A. (1999) dans ITO (2001). Características de biossólidos produzidos em lagoas de estabilização. Dans : *Biossólidos Na Agricultura*. São Paulo : SABESP, Brésil pp.125-131.
- NAMÈCHE T., D. CHABIR et J.-L. VASEL (1997). Characterization of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Int. Environ. Anal. Chem.*, 68, 57-279.
- NARASIAH K.S., M. MARIN et J. SHOIRY (1989). Sludge accumulation in aerated facultative lagoons operating in colder climate. Dans : *International Conference On Small Wastewater Treatment Plants*, H. ODEGAARD (Éditeur), Trondheim, Norvège, 26-28 juin, pp. 89-94.
- NELSON K.L., B. JIMÉNEZ, G. TCHOBANOGLIOUS et J.L. DARBY (2004). Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary stabilization ponds in Central Mexico. *Water Res.*, 38, 111-127.
- OAKLEY S.M. (1998). Manual: *Design, operation and maintenance for stabilization ponds in Central America*, AGISA/AIDIS, ERIS/USAC, INFOM, UNICEF, OPS/OMS, CARE, Guatemala City, Guatemala, pp. 1-105.
- PAING J., B. PICOT et J.P. SAMBUCO (2003). Emission of H₂S and mass balance of sulphur in anaerobic ponds. *Water Sci. Technol.*, 48, 227-234.
- PENA M., D. MARA et A. SANCHEZ (2000). Dispersion studies in anaerobic ponds implications for design and operation. *Water Sci. Technol.*, 42, 273-282.
- PICOT B., J. PAING, L. TOFFOLETTO, J.P. SAMBUCO et R.H.R. COSTA (2001). Odour control of an anaerobic lagoon with a biological cover: floating peat beds. *Water Sci. Technol.*, 44, 309-316.
- PICOT B., J. PAING, J.P. SAMBUCO, R.H.R. COSTA, et A. RAMBAUD (2003). Biogas production, sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds. *Water Sci. Technol.*, 48, 243-250.
- PICOT B., J.P. SAMBUCO, J.L. BROUILLET et Y. RIVIERE, (2005). Wastewater stabilisation ponds: Sludge accumulation, technical and financial study on desludging and sludge disposal. Case studies in France. *Water Sci. Technol.*, 51, 227-234.
- RAOUINE F. (1999). *Étude des caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de la station pilote d'El Menzeh*. Projet de fin d'études soutenu à l'école d'ingénieurs de Gabes, Tunisie, 90 p.

- SCHETRITE S. et Y. RACAULT (1995). Purification by natural waste stabilization pond: influence of ageing on treatment quality and sediments thickness. *Water Sci. Technol.*, 31, 191-200.
- SCHNEITER R.W., E.J. MIDDLEBROOKS et R.S. SLETER, (1984). Wastewater lagoon sludge characteristics. *Water Res.*, 18, 861-864.
- SOMIYA I. et S. FUJII (1984). Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. *Water Res.*, 18, 25-333.
- TSUTIYA M.T. et O.Z CASSETTARI (1999) dans ITO (2001). Características de biossólidos produzidos em lagoas de estabilização. Dans : *Biossólidos Na Agricultura*. São Paulo, SABESP, Brésil, pp. 125-131.
- ZANOTELLI C.T., R.H.R. COSTA et C.C. PERDOMO (2005). Evaluation of sludge from pond system for treatment of piggery wastes. *Water Sci. Technol.*, 51, 235-238.