



Numéro spécial

Efficacité de l'épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés et essais de réutilisation des eaux usées épurées en milieu rural marocain

Effectiveness of domestic wastewater treatment using a constructed wetlands and reuse tests of treated wastewater in rural area of Morocco

Saloua EL FANSSI^{1,2}, Naaila Ouazzani^{1,2} & Laila MANDI^{1,2}

Abstract: The objective of this study is to evaluate the overall treatment performance of hybrid constructed wetlands in a rural community of Tidili Mesfioua near the city of Marrakech, to study its dependence on seasonal variation, and the production of treated wastewater that could be reused for agricultural purposes. The wastewater treatment plant studied was built to treat the village's domestic wastewater (66 m³/d). The plant consists of a lifting station and a retention basin sized on the basis of four batch feeding per day, a first stage of three vertical beds, a second stage of two horizontal beds. Each bed has a slope of 1% and is planted with the *Phragmites australis* with a density of 4 plants/m². The obtained results reveal good performances of both the vertical beds (VB) and the horizontal beds (HB) with respect to the reduction of the organic matter (95% BOD₅, 93% COD), suspended solids (91 % TSS) and nutrients (67% NT, 62% PT). The abatement of fecal pollution indicators has reached very important values which vary respectively around 4.46 log units for total coliforms, 4.31 log units for fecal coliforms and 4.10 log units for fecal streptococci. The results of this study show that the hybrid constructed wetlands are an interesting solution for the rural environment; the purification performances are very encouraging. The quality obtained from treated water makes it possible to use them as an alternative water resource for irrigation.

Keywords: Constructed wetlands ; domestic wastewater; purification; *Phragmites australis*; nutrients; Water quality ;

Résumé: L'objectif de ce travail est d'évaluer les performances globales de traitement d'un système de filtres plantés installé dans la commune rurale de Tidili Mesfioua près de la ville de Marrakech et d'étudier sa dépendance à l'égard de la variation saisonnière, et la production d'une eau qui pourrait être réutilisée et revalorisée à des fins agricoles. La station d'épuration étudiée a été construite pour traiter les eaux usées domestiques du village (66 m³/j). La filière se compose d'une station de relevage à l'entrée et d'un bassin de stockage dimensionné sur la base de quatre bâchées par jour, d'un premier étage de trois filtres verticaux, d'un deuxième étage de deux filtres horizontaux. Chaque filtre a une pente de 1% et est planté avec du roseau commun (*Phragmites australis*) à une densité de 4 plantes/m². Les résultats obtenus dévoilent des bonnes performances à la fois du filtre vertical (FV) et du filtre horizontal (FH) vis-à-vis de l'abattement de la charge organique (95% DBO₅, 93 % DCO), des matières en suspension (91 % MES) et des nutriments (67 % NT, 62 % PT). L'abattement des indicateurs de la contamination fécale a atteint des valeurs très importantes qui varient respectivement autour de 4.46 unité Log pour les coliformes totaux, 4.31 unité Log pour les coliformes fécaux et de 4.10 unité Log pour les streptocoques fécaux. Les résultats de cette étude démontrent que les marais filtrants constituent une solution intéressante pour le milieu rural, les performances épuratoires étant très encourageantes. La qualité obtenue des eaux traitées permet de les utiliser comme une ressource alternative en eau pour l'irrigation.

Mots clés : marais artificiels ; eaux usées domestiques ; épuration ; *Phragmites australis*; nutriments ; Qualité de l'eau;

INTRODUCTION

La Gestion Intégrée des Ressources en Eau, un bien large concept mais qui pourtant a toute son importance à une époque où les eaux sont menacées quantitativement et qualitativement dans le monde entier. Sans aucune surprise, le Maroc n'échappe pas à cette tendance. Pays au climat majoritairement semi-aride largement limité en ressources en eau, le Royaume du Maroc tente aujourd'hui de trouver des solutions originales pour faire face à ses manquements.

En plus de son rôle vital dans la vie humaine, l'eau joue un rôle très important dans le développement économique de plusieurs pays où l'agriculture est considérée comme une activité dominante et primordiale. Au Maroc, l'irrigation demeure l'instrument le plus approprié pour développer le secteur agricole.

¹Centre National d'Etudes et de Recherche sur l'Eau et l'Energie (CNEREE), Université Cadi Ayyad, Av. Abdelkrim Elkhattabi, BP 511, 40000 Marrakech, Maroc. Email : Elfanssi90@gmail.com; cneree@uca.ma

²Laboratoire d'Hydrobiologie, Ecotoxicologie, Assainissement et Changements globaux, Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad, 40000 Marrakech, Maroc. Email : mandi@uca.ma; nouazzani@yahoo.fr

Depuis l'Indépendance du Maroc, en 1956, et jusqu'à nos jours, cette pratique reste un moyen privilégié par l'État en vue du développement du secteur agricole. Cependant, l'irrigation est attachée à plusieurs contraintes dont la plus importante est la disponibilité des eaux de surface et des eaux souterraines. En effet, si une région connaissait un déficit hydrique, cette pratique risquerait d'être abandonnée par les agriculteurs et aurait comme effet de faire diminuer la production agricole. Les agriculteurs cherchent d'autres alternatives aux eaux propres afin d'irriguer leurs cultures et d'augmenter leurs rendements agricoles.

La réutilisation des eaux usées est l'une de ces alternatives qui pourrait être fiable et très bénéfique pour l'irrigation et, en même temps, pour l'agriculture. En fait, les eaux usées peuvent être une alternative à l'utilisation des eaux propres dans l'agriculture, en laissant l'eau fraîche servir à d'autres utilisations, dont l'alimentation en eau potable. En effet, les avantages environnementaux et socio-économiques de cette réutilisation ne peuvent se concrétiser que si ces eaux traversent une station d'épuration qui assurera l'élimination de tous les éléments susceptibles de porter atteinte à l'environnement et à la santé publique.

Le lagunage naturel et, plus récemment, les filtres plantés de roseaux se sont fortement développés dans le domaine du traitement des eaux usées des petites collectivités. C'est le cas du projet de la station d'épuration de la commune de Tidili Mesfioua de la région de Marrakech dont relève les trois villages - douars- concernés par le projet et qui sont Timzguida, Tamatilde et Touarte.

La zone d'étude est une région où la disponibilité des ressources en eau est un facteur déterminant dans le développement du secteur agricole qui est la base de l'économie de la population. L'objectif de cette étude consiste à étudier l'épuration des eaux usées par un système hybride de filtres plantés (vertical et horizontal) afin de s'assurer de l'élimination de tous les éléments susceptibles de porter atteinte à l'environnement et à la santé publique. Le succès de cette expérience peut constituer une solution modèle de procédé à faible coût et durable à appliquer à d'autres communes rurales au Maroc.

MATERIELS ET METHODES

Présentation du site d'étude

La station d'épuration est située à 31°29'47,39" de latitude nord, 7°34'4,03" de longitude ouest et 876 m NGM d'altitude (70 km de Marrakech), dans une petite communauté rurale appelée Tidili. Elle dessert une population de 2000 équivalents habitants. La richesse de l'espace géographique de la région de la zone d'étude s'explique par la diversité du climat, même si celui-ci demeure en général froid et aride dans la plaine, caractérisé par des précipitations relativement faibles (300 ± 160 mm) et des températures élevées variant fortement d'une saison à l'autre (3 à 43 °C). En revanche, la zone montagneuse connaît un climat plus humide, des tempêtes et des précipitations moyennes, ainsi que des chutes neigeuses.

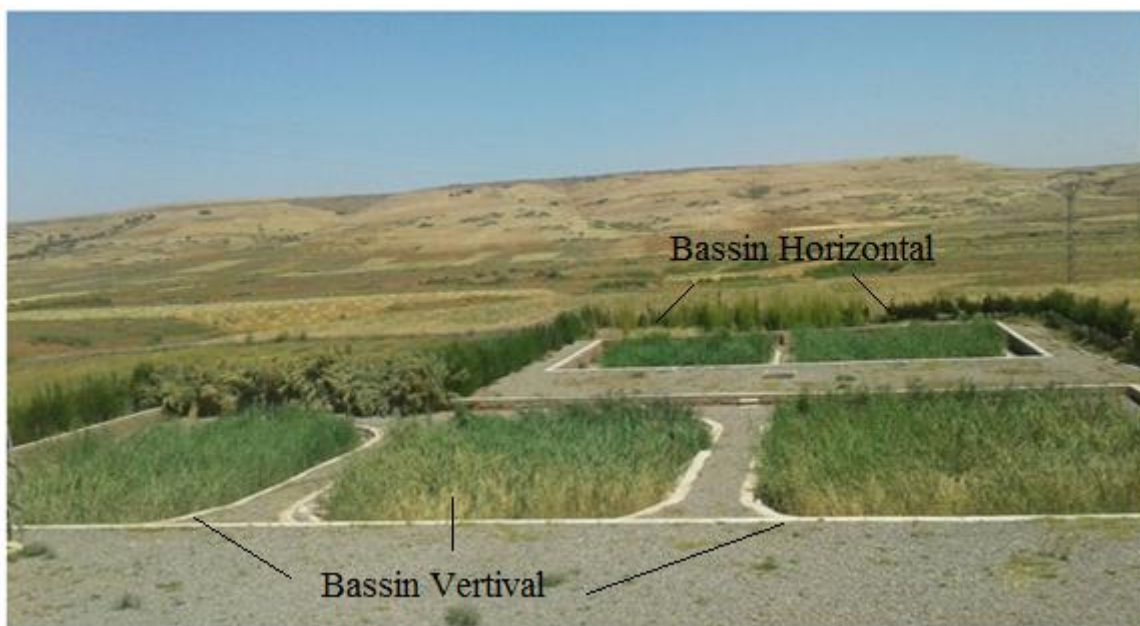


Figure 1: Vue sur les marais artificiels hybrides pour le traitement des eaux usées de Tidili.

Description des composantes de la station d'épuration

La filière comprend une station de relevage à l'entrée constituée d'une fosse rectangulaire, de deux pompes submersibles sur pied d'assise avec barre de guidage, un panier dégrilleur, un tableau électrique positionné à l'extérieur et une conduite de refoulement en PVC PN 10, d'un diamètre de 110 mm permettant de relever les eaux usées brutes vers un bassin de stockage (longueur = 6 m, largeur = 3 m, profondeur utile = 1.2 m) confectionné en briques de ciment et équipé d'une surverse en PVC de diamètre DN 250. Il est dimensionné sur la base de quatre bâchées par jour. Un dispositif d'alternance est prévu dans un regard en aval du bassin de stockage permettant d'alterner l'évacuation des eaux usées vers 5 bassins sur deux étages plantés de roseaux par le biais de trois ouvertures contrôlées par des systèmes de fermeture « Tubes PVC ».

Le 1er étage est composé de 3 bassins à écoulement vertical (BV) en parallèle de (longueur = 13 m, largeur = 10 m, profondeur = 90 cm) remplis, du bas vers le haut, de couche de galet (20/60 mm), de gravier grossier (3/20 mm) et de gravier fin (2/8 mm), d'épaisseurs respectivement de 20 cm, 20 cm et 50 cm. Les couches de graviers constituent respectivement le massif de filtration, le massif de transition et le massif de drainage de l'eau traitée. La deuxième et la troisième couche sont séparées par un géotextile de 200 g/m² qui empêche l'obstruction du massif de drainage par le gravier grossier. Chaque bassin a une pente de 1% dirigé vers l'aval et équipé d'un embout de sortie en PVC de 160 mm de diamètre pour évacuer les eaux de percolation vers un regard de contrôle qui, à son tour, oriente les eaux traitées vers deux bassins à écoulement horizontal par le biais des conduites en PVC de 200 mm de diamètre. Chaque bassin est alimenté à tour de rôle durant 2 jours puis subit une période de repos pour laisser le temps aux bactéries de minéraliser les boues.

Le 2ème étage est composé de deux bassins à écoulement horizontal (BH) de (longueur = 11 m, largeur = 8 m) chacun et d'une profondeur de 60 cm remplis d'un mélange de sable et du gravier (1/4 mm). Ce mélange est traversé par des tubes en PVC de 110 mm de diamètre. Chaque bassin a une pente de 1% dirigée vers l'aval et équipé d'un embout de sortie en PVC de 110 mm de diamètre pour évacuer les eaux traitées vers un regard de contrôle qui, à son tour, dirige les eaux traitées vers un réservoir où elles sont stockées temporairement et pompées pour l'irrigation.

Échantillonnage

Après une période de mise en service de l'établissement de la végétation et du démarrage progressif du système de traitement dans des conditions de fonctionnement favorable, la station de traitement des eaux usées a été contrôlée toutes les deux semaines pendant 2 ans (avril 2014 - avril 2016). Des échantillons d'eau ont été prélevés à l'entrée de la station (eaux usées brutes) et à la sortie (eaux usées traitées) de chaque bassin. Au cours de la période de suivi, les eaux usées brutes et traitées ont été collectées dans des bouteilles en plastique pour des analyses physico-chimiques et dans des bouteilles en verre pré-stérilisées pour les indicateurs sanitaires. Les échantillons ont été transportés au laboratoire dans une glacière maintenue à basse température (4°C) afin de préserver l'intégrité des échantillons avant analyse.

Analyses physico-chimiques et microbiologiques

Les paramètres physicochimiques tels que la conductivité électrique (CE), le potentiel d'hydrogène (pH), l'oxygène dissous (OD) ont été mesurés *in situ* par une sonde multiparamètre WTW multi 340i / set (Wissenschaftlich-Technische Werkstaetten GmbH (WTW) Weilheim, Allemagne). La température de l'eau a été mesurée à l'aide d'un thermomètre Galinstan. Pour déterminer la demande biologique en oxygène mesurée dans un test de 5 jours (DBO₅), nous avons utilisé une méthode de Warburg; tandis que, la demande chimique en oxygène (DCO) a été analysée selon la méthode de réduction du dichromate ouvert (APHA, 1998). Les matières en suspension (MES) ont été estimées par une technique de filtration sur membrane (filtre à membrane Millipore, taille des pores de 0,45 µm) (AFNOR 1997). L'azote ammoniacal (NH₄⁺-N) a été analysé par la méthode d'indophénol, les nitrites (NO₂⁻-N) par la méthode de diazotation et le phosphore total (PT) par la digestion de peroxodisulfate de potassium (AFNOR 1997). Les nitrates (NO₃⁻-N) ont été évalués comme NO₂⁻-N après leur réduction par une colonne Cadmium-Copper selon Rodier (1996). L'azote total Kjeldahl (NTK) a été mesuré par la minéralisation de Kjeldahl et la distillation d'Ammonium et le titrage acidimétrique final (AFNOR 1997).

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Charge organique et nutriments

Les résultats ont montré des taux moyens élevés d'élimination pour la DBO₅ (93,47%), la DCO (91,40%) et les MES (94,83%). Les résultats obtenus ont révélé que la concentration des polluants diminuait de façon significative le long du trajet d'écoulement dans le système du marais artificiel hybride (figure 2). L'efficacité du

taux d'élimination des matières organiques variait selon la saison. Les absorptions de DBO5 et de DCO ont fluctué entre l'été et l'hiver (de 96,70% à 90,27%) et de (94,24% à 90,27%) respectivement (figure 2). La réduction totale des MES variait de 90,78% pendant la saison froide à 98,03% pendant la saison chaude (figure 2). La diminution du taux d'élimination observée pendant la saison froide pourrait être attribuée aux charges organiques plus élevées des eaux usées brutes au cours de cette période.

Des corrélations significatives ont été obtenues entre la température et le taux d'abatement de la matière organique, des nutriments et des coliformes ($P > 0,05$) (figure 3). L'élimination de la DCO et de la DBO5 semble être influencée par la température (r -Pearson = 0,80 et 0,74, respectivement). L'efficacité du taux d'élimination de la matière organique a coïncidé avec la température plus élevée observée durant la saison chaude. Pour l'élimination des MES, les études réalisées par HIJOSA-VALSERO et *al.*, (2010) et LLORENS et *al.*, (2009) ont suggéré qu'il n'y a pas de différence significative entre les saisons. Cependant, les résultats de cette étude ont montré que les MES et la température étaient significativement et positivement corrélées (r -Pearson = 0,83), ce qui concorde avec les résultats obtenus par GARFI et *al.* (2012).

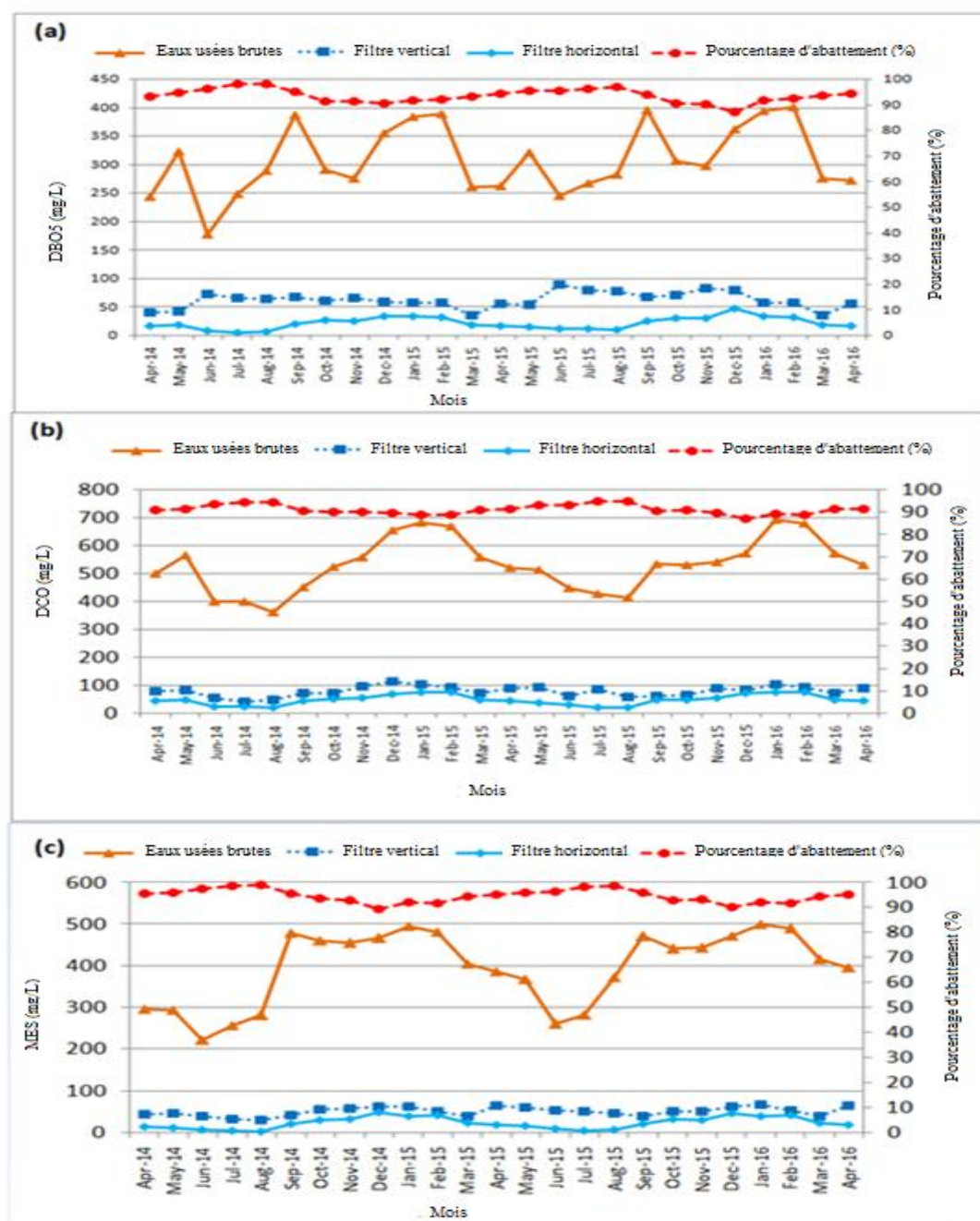


Figure2 : Concentration et pourcentage d'abatement de la charge organique par le marais artificiel hybride.

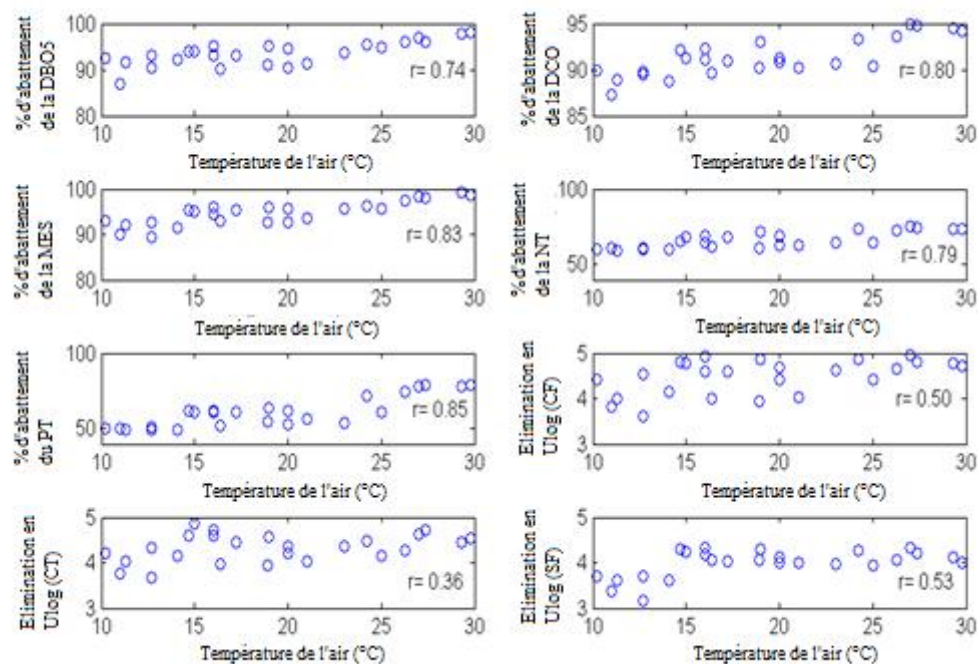


Figure 3 : Influence de la température de l'air sur le pourcentage d'élimination de la matière organique, l'azote, le phosphore et les bactéries indicatrices de la contamination fécale.

Les mécanismes physiques et microbiens ont joué un rôle important dans l'élimination de la DCO et de la DBO5 par marais artificiel hybride. En raison des mécanismes de filtration physique et de la faible porosité du milieu de gravier, les organiques solides peuvent être percolés et capturés dans le lit de marais pendant une longue période, ce qui entraîne une plus grande biodégradation. La sédimentation des matières en suspension et les processus de décomposition rapide entraînent également des taux d'élimination élevés pour la DCO et la DBO5 (ZHANG *et al.*, 2009). Les résultats obtenus ont également révélé une élimination complète des MES au cours de la période d'étude. En conclusion, l'élimination des MES dans les marais artificiels est probablement le résultat de processus physiques tels que la sédimentation et la filtration (KADLEC, 2003). Ces réductions se situent généralement dans les larges fourchettes rapportées dans la littérature pour des systèmes de marais similaires résumés par VYMAZAL (2013).

Les marais artificiels hybrides sont utilisés pour améliorer l'efficacité d'élimination de l'azote total parce que les divers types de marais artificiels donnent des conditions d'oxydoréduction différentes, qui conviennent à la nitrification et à la dénitrification (VYMAZAL, 2011). Les résultats présentés dans la figure 4 montrent la variation des concentrations de nitrates et d'azote total au cours de la période d'étude. La concentration moyenne de $\text{NO}_3\text{-N}$ dans l'influent était de $0,58 \pm 0,03$ mg/L, tandis que les teneurs en nitrates étaient respectivement de $2,92 \pm 0,01$ mg/L et de $1,95 \pm 0,02$ mg/L dans les effluents des filtres verticaux (FV) et des filtres horizontaux (FH) (figure 4). Les résultats ont indiqués que les FV étaient plus efficaces que les FH dans la nitrification. En effet, la première étape (FV) fournit des conditions adéquates pour la nitrification, tandis que la deuxième étape (BH) fournit des conditions adéquates pour la dénitrification. L'efficacité moyenne d'élimination de l'azote total en hiver était de 59,93% avec une valeur initiale de $51,19 \pm 0,71$ mg/L. Les résultats estivaux indiquent une meilleure élimination de NT, atteignant 73,89% avec une valeur initiale de $35,41 \pm 0,84$ mg/L (figure 4). La concentration initiale de NT était supérieure à 34 mg/L pendant la période de suivi; la plus forte concentration a été atteinte en février 2016 avec une valeur de $60,04 \pm 0,74$ mg/L. L'élimination élevée de l'azote total est le résultat d'une forte nitrification au niveau du FV; le nitrate généré dans l'effluent des FV diminue avec succès dans l'effluent des FH. De plus, ces résultats sont meilleurs que ceux obtenus par LESAGE *et al.* (2007) qui ont obtenu seulement une élimination de 43% de NT dans leur marais artificiel hybride.

De plus, une tendance saisonnière a clairement été observée pour l'efficacité du taux d'enlèvement des NT et des $\text{NO}_3\text{-N}$. Des corrélations statistiques positivement significatives ont été rapportées entre la température et NT ($r\text{-Pearson} = 0,79$). Il est prouvé que la température influe sur la façon dont le NT est éliminé en utilisant la filtration du sol, les plantes aquatiques et la décomposition microbienne. La transformation de l'azote dans les zones humides se fait par des processus biologiques ; la nitrification et la dénitrification sont généralement indiquées comme les principaux procédés de réduction de l'azote (REED *et al.*, 1995).

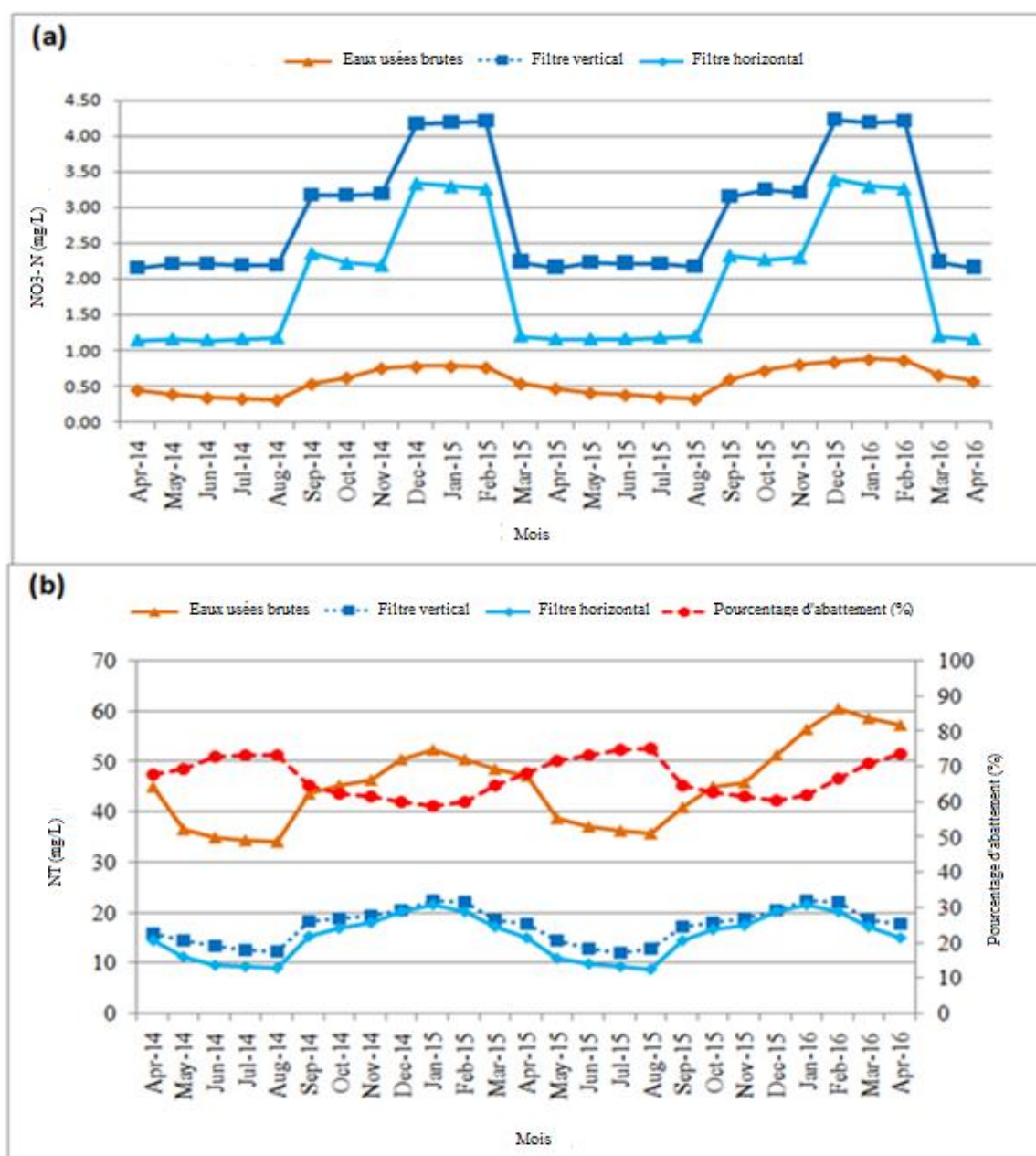


Figure 4: Concentration et pourcentage d'abattement d'azote total par marais artificiel hybride

Pour l'élimination des nutriments, il est bien confirmé que l'élimination de l'ammoniac (c'est-à-dire l'oxydation de l'ammoniac en nitrate) dans le filtre planté horizontal est limitée, en raison du manque d'oxygène vu les conditions permanentes d'engorgement (VYMAZAL, 2007). Malgré la complexité du cycle de l'azote, l'élimination de ses composés est contrôlée par un processus microbien plutôt que par d'autres mécanismes tels que l'absorption par les plantes et la volatilisation de l'ammoniac (GREEN *et al.*, 1997). Il existe deux processus biologiques d'élimination de l'azote ; le premier est l'assimilation de l'azote par les organismes vivants, le second est la réduction des nitrates. Le deuxième processus est basé sur une activité respiratoire microbienne qui est considérée comme le principal processus d'élimination de l'azote en raison de nombreux facteurs tels que la température, le pH, l'alcalinité et la disponibilité de l'oxygène dissous. De plus, par l'absorption directe, les macrophytes peuvent éliminer certains nutriments. Près des racines et des rhizomes, les atomes d'ammonium sont traités par deux opérations successives : d'abord ils sont oxydés en nitrites par des bactéries nitrifiantes telles que les *Nitrosomonas* ; puis en nitrates par les *Nitrobacters* dans les microsites aérobies. Ainsi, les nitrates seront utilisés en tant que puits d'électrons et finalement réduits en azote gazeux (DRIZO *et al.*, 1997).

La variation des concentrations du PT pendant la période d'étude est présentée dans la figure 5. L'efficacité d'élimination moyenne du PT en hiver était de 49,93%, avec une valeur d'entrée initiale de $6,74 \pm 0,04$ mg/L. La diminution du PT par le système en été s'est comportée de façon plus significative car elle a atteint un abattement

de 76,80% avec une valeur d'entrée initiale de $4,04 \pm 0,02$ mg / L. Les taux d'élimination de PT varient selon les saisons, ceci est en relation avec l'augmentation de la croissance des plantes et de l'activité microbienne de la saison froide à la saison chaude. Une corrélation positive a été observée entre l'élimination totale du phosphore et la variation saisonnière (r -Pearson = 0,85), ce qui concorde avec les résultats de ZHAO *et al.* (2011).

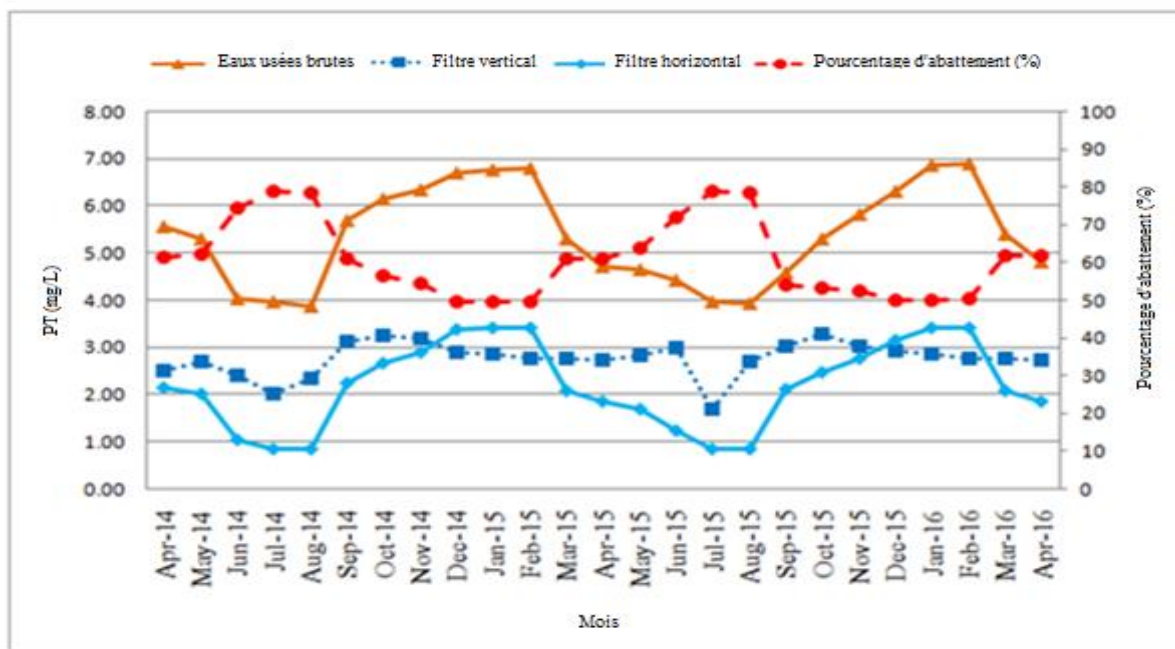


Figure 5 : Concentration et pourcentage d'abattement du phosphore total par le marais artificiel hybride.

Le processus d'élimination du phosphore peut être réalisé tout d'abord par des réactions d'échange de ligands, où le phosphate déloge l'eau ou les hydroxydes de la surface des oxydes hydratés de Fe (VYMAZAL, 2005). Cette élimination pourrait être effectuée également par la sorption sur les substrats, les précipitations, l'absorption par les plantes, ce qui est très important dans les marais artificiels (VYMAZAL, 2007).

Aspect sanitaire

La figure 6 résume les caractéristiques bactériologiques des eaux usées brutes et traitées par les filtres plantés. L'analyse des résultats obtenus montrent un abattement très important des indicateurs de la contamination fécale. L'abattement moyen est de l'ordre de $4,36 \pm 0,04$ unités Log pour les coliformes totaux (CT) ; $4,27 \pm 0,04$ unités Log pour les coliformes fécaux (CF) et de $3,91 \pm 0,04$ unités Log pour les streptocoques fécaux (SF).

L'efficacité d'élimination la plus élevée des indicateurs bactériens de la contamination fécale a été observée en été avec des valeurs de $4,80 \pm 0,02$, $4,67 \pm 0,04$ et $4,07 \pm 0,03$ unités logarithmiques pour CT, CF et SF respectivement. La performance la plus faible en termes de qualité microbienne a été notée en hiver, principalement en décembre avec un retrait de $3,91 \pm 0,05$; $3,88 \pm 0,06$ et $3,46 \pm 0,05$ unités logarithmiques pour CT, CF et SF respectivement. En outre, les taux d'élimination des bactéries fécales ont diminué de façon significative dans les marais artificiels au cours de la saison froide. On remarque bien que la corrélation entre les indicateurs bactériens et la température de l'air est significative (r -Pearson = 0,36) pour les CT, (r -Pearson = 0,50) pour les CF et (r -Pearson = 0,53) pour les SF. En conséquence, nous pouvons dire que la capacité d'élimination des coliformes dépend clairement de la température dans la zone d'étude.

Les valeurs moyennes obtenues dans l'effluent pour les bactéries fécales ($2,50 \pm 0,04$) unités Log /100ml, étaient conformes au code marocain pratique pour la réutilisation des eaux usées dans l'irrigation (Normes marocaines, 2006). L'élimination des coliformes par les systèmes marais artificiels se fait par l'existence de macrophytes, qui diminuent le nombre de coliformes dus à la stimulation des microorganismes prédateurs dans la rhizosphère et à la sécrétion de métabolites inhibiteurs (KOUKIA *et al.*, 2009). Dans cette étude, le taux d'élimination élevé des coliformes obtenus pendant la saison chaude est probablement dû à plusieurs phénomènes tels que la filtration physique à travers les racines de *Phragmites australis*, l'action des UV, la température, l'oxydation, la prédation, etc.

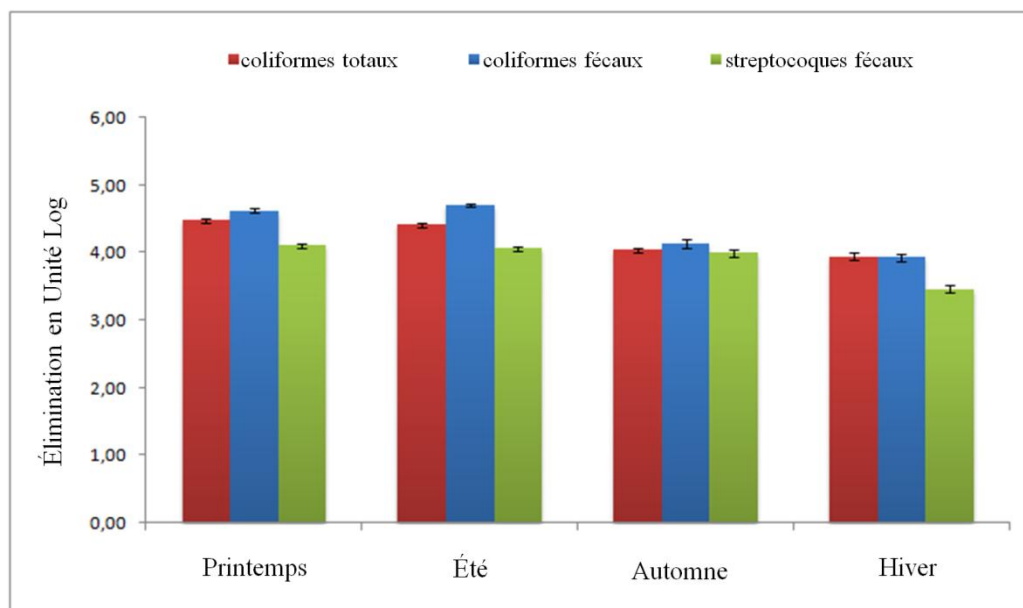


Figure 6 : Élimination moyenne en Unité Log des bactéries indicatrices de contamination fécale

CONCLUSION

Les résultats de cette étude confirment que les filtres plantés de roseaux devraient être considérés comme une alternative aux méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées pour les petites communautés même dans les régions montagneuses. Au cours des deux années de suivi, la station de Tidili a très bien fonctionné. Les efficacités moyennes d'élimination des matières en suspension totales, de la demande biochimique en oxygène, de la demande chimique en oxygène, de l'azote total et du phosphore total étaient respectivement de 95, 93, 91, 67 et 62 %. De plus, l'élimination des coliformes totaux, des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux a été respectivement de 4,46, 4,31 et 4,10 unités log. Ces installations simples d'assainissement des eaux usées, à faible entretien et à faible coût énergétique devraient être soutenues dans les zones rurales.

REMERCIEMENTS

Ce travail a bénéficié du soutien du Pôle de compétences Eau et Environnement (PC2E) et du Projet d'Assainissement et de Réutilisation des Eaux Usées dans la Zone de Tidili (PAREUZT) financé par l'US-AID.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR.1997. Recueil de normes françaises: eau, méthodes d'essai : 2ème édition, Paris.
- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington, DC.
- DRIZO A, FROST CA, SMITH KA & GRACE J. 1997; Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *J Wat. Sci. Technol.* 35: 95–102.
- GARFÍ M, PEDESCOLL A, BÉCARES E, HIJOSA-VALSERO M, RICARDO SIDRACH-CARDONA R & JOAN GARCÍA J. 2012. Effect of climatic conditions season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *J Science of the Total Environment.*; 437: 61–67.
- GREEN M, FRIEDLER E & SAFRAI I. 1997 Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *J Wat. Sci. Technol.* 35: 67–70.
- HIJOSA-VALSERO M, MATAMOROS V, MARTIN-VILLACORTA J, BECARES E & BAYONA JM. 2010. Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. *J Water Res.* 44 : 1429–1439.
- KADLEC RH, AXLER R, MC CARTHY B & HENNECK J. 2003. Subsurface treatment wetlands in the cold climate of Minnesota. In: Mander, Ü, Jenssen, P. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. WIT Press, Southampton UK. : 19–52.
- KOUKIA S, M'HIRIB F, SAIDIA N, BELAÏDB S & HASSENA A. 2009. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. *J Desalination.* 246: 452–467.

- LESAGE E, ROUSSEAU DPL, MEERS E, VAN DE MOORTELE AMK, DU LAING G, TACK FMG, DE PAUW N & VERLOO MG. 2007 Accumulation of metals in the sediments and reed biomass of a combined constructed wetland treating domestic wastewater. *J Water, Air and Soil Pollution*. 183: 253-264.
- LLORENS E, MATAMOROS V, DOMINGO V, BAYONA JM & GARCÍA J. 2009. Water quality improvement in a full-scale tertiary constructed wetland: effects on conventional and specific organic contaminants. *J Sci Total Environ*. 407: 2517-24.
- Moroccan Standards. Moroccan standard approved by order of the Minister of Industry, Trade and Economy Last Level. Moroccan Industrial Standardization Service. 2006.
- REED SC, CRITES RW & MIDDLEBROOKS EJ. 1995. Wetland System. Natural systems for waste management and treatment, 2nd, McGraw-Hill, New York.
- RODIER J. 1996. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{ème} édition. Ed. Dunod, 1383p.
- VYMAZAL J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *J Ecol. Eng*. 25: 478-490.
- VYMAZAL J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *J Sci. Total Environ*. 380: 48-65.
- VYMAZAL J. 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *J Environ. Sci. Technol*. 45 (1): 61-69.
- VYMAZAL J. 2013, The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *J Water Research*. 47: 4795-4811.
- ZHANG D, GERSBERG RM & KEAT TS. 2009. Review constructed wetlands in China. *Ecol. Eng*. 35: 1367-1378.
- ZHAO Y, HUI Z, CHAO X, NIE E, JI LI H, HE J & ZHENG Z. 2011. Efficiency of two-stage combinations of subsurface vertical down-flow and up-flow constructed wetland systems for treating variation in influent C/N ratios of domestic wastewater. *J Ecol. Eng*. 37: 1546 -1554

