

**Developpement d'une Zone Humide
Simulee Plantee avec Amaranthacea et
Capri: Aridacea Pour le Traitement des
Eaux Usees Domestiques**

Jacques Kouakou

ATPS Working Paper Series No. 50

Published by the African Technology Policy Studies Network, P.O. Box 10081, 00100 General Post Office, Nairobi, Kenya

© 2008 African Technology Policy Studies Network (ATPS)

PUBLISHED BY ATPS COMMUNICATIONS DEPARTMENT

Printed by Newtec Concepts
P.O. Box 00800, Westlands
14180 Nairobi, Kenya
Tel: 4449849, Fax: 4450399
newtec@mitsumi.net

ISBN: 9966-916-

ABOUT THE AFRICAN TECHNOLOGY POLICY STUDIES NETWORK

The African Technology Policy Studies Network (ATPS) is a multi-disciplinary network of researchers, policymakers, actors in the private sector and other end users interested in generating, promoting and strengthening innovative science and technology policies in Africa. With a regional secretariate in Nairobi, the network operates through national chapters in 23 countries, with an expansion plan to cover the entire sub-Saharan Africa.

One of the objectives of the network is to disseminate research results to policy makers, legislators, the organized private sector, civil society, mass media and farmers' groups through publications, dialogue and advocacy. Among its range of publications are the Working Paper Series (WPS), Research Paper Series (RPS), Special Paper Series (SPS) and the Technopolicy Briefs.

Papers published under the Working Paper Series (WPS) are those produced from the ATPS small grants process or from regional projects. The WPS are not subjected to the strict requirements of the RPS but this does not suggest that they do not have significant policy or methodological contribution to make to the work of ATPS. The Board supports all efforts aimed at improving the WPS, such as building skills that will make most of the ATPS research outputs to be published under the RPS. Researchers are encouraged to produce their final drafts in a publishable manuscript form that is shorter and easier to read.

ATPS is supported by a growing number of donors including the International Development Research Centre (IDRC), the Carnegie Corporation of New York, the Rockefeller Foundation, the World Bank, the OPEC Fund, Ford Foundation, Coca-Cola Eastern Africa, the African Development Bank, *InfoDev* and the Royal Dutch Government.

Table of Contents

LIST OF FIGURES	I
RESUME	II
CHAPTER 1: INTRODUCTION	1
CHAPTER 2: GENERALITIES	3
2.1 Zone Humide	3
2.2 Description de la Plante D'étude	4
2.3 Role des Plantes dan un Lit	5
2.4 Eaux Usees	5
2.5 Filtration sur des Zones Humides	7
2.6 Climat de la Region D'étude	10
CHAPTER 3: MATERIEL	11
3.1 Presentation des Reacteurs	11
3.2 Methodes	14
CHAPTER 4: RESULTATS	18
4.1 Caracteristiques Hydrodynamiques des Sables	18
4.2 Croissance des Plantes	21
4.3 Fonctionnement Hydraulique des Systemes	23
4.4 Performances Epuratoires des Systemes	25
4.5 Discussion	40
CHAPTER 5: CONCLUSION	47
ACKNOWLEDGMENT	52
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	53

List of Figures

Figure 1:	Description du réacteur	12
Figure 2:	Volume d'eau cumulée à la sortie du lit non planté	18
Figure 3:	Volume d'eau cumulée à la sortie du lit de <i>Corchorus</i> à forte densité (CHOf)	19
Figure 4:	Volume d'eau accumulée à la sortie du lit <i>Corchorus</i> à basse densité (CHOb)	19
Figure 5:	Volume d'eau accumulé à la sortie du lit <i>Amaranthus</i> forte densité (AMAf)	20
Figure 6:	Volume d'eau accumulé à la sortie du lit <i>Amaranthus</i> basse densité (AMAb)	20
Figure 7:	Croissance des feuilles (A) et de la tige d' <i>Amaranthus</i> (B)	21
Figure 8:	Croissance des feuilles (A) et de la tige de <i>Chorchorus</i> (B)	22
Figure 9 A:	Evolution temporelle du débit d'écoulement dans les lits Plantés et le lit non planté	23
Figure 9 B:	Evolution temporelle du débit d'écoulement dans les lits Plantés LNP : Lit non planté (témoin)	24
Figure 10 A:	Evolution temporelle du pH à la sortie des lits plantés et du lit non planté	25
Figure 10 B:	Evolution temporelle du pH à la sortie des différents lits plantés	26
Figure 11:	Comparaison d'échantillon brute avec ceux à la sortie des lits plantés et non plantés	27
Figure 12 A:	Evolution temporelle de la conductivité à la sortie des lits plantés et du témoin	28
Figure 12 B:	Evolution temporelle de la conductivité à la sortie des lits plantés	29
Figure 13 A:	Evolution temporelle des TDS à la sortie des lits plantés et du lit non planté	30
Figure 13 B:	Evolution temporelle des TDS à la sortie des lits plantés	31
Figure 14 A:	Evolution temporelle de la dureté totale à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du témoin	32
Figure 14 B:	Evolution temporelle de la dureté totale à l'entrée et à la sortie des lits plantés	33
Figure 15 A:	Evolution temporelle de la DCO à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du sol non planté	34
Figure 15 B:	Evolution temporelle de la DCO à l'entrée et à la sortie des lits plantés	35
Figure 16 A:	Evolution temporelle de la teneur en ions ammoniums à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du lit non planté	36
Figure 16 B:	Evolution temporelle de la teneur en ions ammoniums à l'entrée et à la sortie des lits plantés	37
Figure 17 A:	Evolution temporelle de la teneur en orthophosphates à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du lit non planté	38
Figure 17 B:	Evolution temporelle de la teneur en orthophosphates à l'entrée et à la sortie des lits plantés	39

Resume

L'utilisation des végétaux dans l'épuration des eaux usées est un procédé récent qui reprend les techniques naturelles d'auto épuration. Cette nouvelle technologie, facile à réaliser, coût d'investissement largement inférieur à celui d'une station d'épuration classique contribue à la protection de l'environnement et la santé humaine.

La présente étude consiste à tester les potentialités d'*Amaranthus* et de *Chorcorus* à épurer les eaux usées domestiques sous un climat tropical dans pilote expérimental. Celui-ci a une capacité de 630 L de capacité, remplis sur une épaisseur de 0.27m de sable blanc prélevé en zone lagunaire et de 0.1m de gravier en granite de dimension 15/25 mm. Deux bacs sont plantés de jeunes tiges d'*Amaranthus*; l'une de forte densité (60 tiges/ 1.5m²) et l'autre de faible densité (15 tiges/ 1.5m²). Deux autres bacs sont plantés de jeunes tiges de *Chorcorus*; l'une de forte densité (60 tiges/ 1.5 m²) et l'autre de faible densité (15 tiges/ 1.5 m²) et enfin un lit témoin non planté. Tous ces bacs ont une hauteur de 0.42m chacun.

Le pH des filtrats des lits plantés diminue par rapport au lit témoin non planté. Les lits plantés assurent une élimination importante de la DCO, notamment pour *Corchorus* (basse densité = 84%, forte densité = 80%) et *Amaranthus* (basse densité = 82%, forte densité = 86%) par rapport au lit témoin (60%). La densité des plantes a une influence positive sur l'enlèvement de la DCO. Concernant l'élimination de NH₄⁺, le rendement des lits plantés avec *Corchorus* (basse densité = 59%, forte densité = 71%) et *Amaranthus* (basse densité = 68%, forte densité = 70%) par rapport au lit témoin. L'élimination de l'orthophosphate sur les lits plantés est respectivement pour *Corchorus* (basse densité = 67%, forte densité = 66%) et *Amaranthus* (basse densité = 75%, forte densité = 65%) et le témoin (46%). L'augmentation de la densité des plantes a un effet négatif sur l'élimination de l'orthophosphate.

Les résultats obtenus montrent que le système de lit développé est capable d'épurer les eaux usées domestiques. C'est *Amaranthus* qui donne les meilleurs rendement d'épuration des eau usées domestiques.

Mot clés : eaux usées domestiques, traitement, zone humide, *Amaranthus*, *Chorcorus*.

Chapter One

Introduction

Dans la plupart des pays du monde, l'on assiste à un intérêt croissant pour la protection de l'environnement compte tenu de l'impact écologique considérable que peut présenter les déversements d'effluents. La pollution des eaux est de moins en moins tolérée et l'utilisation des végétaux dans l'épuration des eaux usées est un procédé récent qui reprend les techniques naturelles d'auto épuration et bénéficient d'une attention croissante. La technologie du traitement des eaux usées par marais artificiels a commencé à prendre de l'ampleur à partir des travaux de SEIDEL dans les années 1950-1960. En effet, les potentialités épuratoires du roseau ont été mises en évidence par cet auteur dès 1946 pour traiter des effluents industriels contenant des substances chimiques tels que les phénols, les chlorophénols et les métaux lourds. Cette nouvelles technologie extensive à été exploitée avec succès par plusieurs auteurs (Finlayson et Chick, 1983; Brix, 1993 ; Biddlestone *et al.*, 1991) pour le traitement de plusieurs types d'effluents (effluent de laiterie, d'abattoir, domestique, urbain).

Depuis 1970, la jacinthe d'eau a été utilisée avec un double objectif : épurer les eaux polluées responsable de l'eutrophisation et exploiter la biomasse produite (Sauze, 1983). Les travaux de Oswald et de ses collaborateurs (Oswald et Gotaas, 1957; Oswald *et al.*, 1957) sur les étangs d'oxydation destinés à l'épuration des effluents domestiques et industriels, travaux qui ont menés plus tard OSWALD et ses collaborateurs à développer des systèmes plus intensifs.

De nombreux travaux ont été menés sur le traitement des eaux usées par différents groupes de recherche, tout spécialement aux Etats-Unis, en Allemagne, en Israël, en Tchécoslovaquie et au Japon. Shelef et Soeder (1990b) donnent la plupart des références importantes sur le sujet. De même, de Pauw et van Vaerenbergh (1981) et de la Noue et de Pauw (1988) font un examen critique des différentes dimensions de la question. Le traitement des eaux usées par marais artificiels, qui peut prendre différentes formes selon le mode d'écoulement, les types de plantes, le milieu et autres, s'est par la suite répandu en Europe. En Amérique du Nord, cette technologie s'est répandue surtout depuis le milieu des années 1980. Il y aurait plus de 500 installations de traitement d'eaux usées par marais en Europe et plus de 600 en Amérique du Nord (Cole, 1998). Cette technologie est aussi en forte demande en Amérique centrale, en Europe de l'Est et en Asie (Cole, 1998). Les marais artificiels ont été introduits au Québec à partir du début des années 1990.

Ces dernières années ont été marquées par un développement important de la gestion des eaux usées et ce, tant au niveau du traitement que de l'implantation de nombreux ouvrages

d'assainissement. Cependant, on estime seulement qu'un tiers de la population mondiale (environ 1,8 milliards d'individus), est desservie par une installation de traitement des eaux usées (L'HERMITE, 1991 ; USEPA, 1990). Ce faible taux s'explique par le fait que le coût d'installation des systèmes collectifs de traitement des eaux usées est très onéreux. Cette situation entraîne des pollutions aquatiques dans les pays en développement. En effet, le système lagunaire d'Abidjan est pollué par les rejets domestiques et industriels. La station d'épuration à boues activées de Koumassi Digue qui est sensée épurer les eaux usées de la ville d'Abidjan dysfonctionne.

Au vu de toutes ces difficultés, il convient de rechercher des méthodes alternatives simples de traitement des eaux usées domestiques. Les systèmes de marais simulés pourraient contribuer au traitement des eaux usées. Ces systèmes sont moins onéreux, faciles à réaliser et à suivre. Par ailleurs, ces systèmes supportent de fortes charges organiques ($200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) et donnent d'excellent rendement d'épuration. Le rendement d'épuration de la DCO, DBO, TSS, TN TP et des coliformes fécaux sont respectivement de l'ordre de 86, 90, 89, 34, 56 et 99% (BADKOUBI *et al.*, 1998). Parmi les plantes identifiées dans les marais naturelles qui ont été expérimentés dans l'épuration des eaux, il y a l'*Amaranthus* et le *Chorcorus*.

L'objectif général de cette étude est de mettre au point un procédé de protection de l'environnement et la santé de la population par l'épuration des eaux usées domestiques à l'aide d'un procédé de marais simulé planté avec *Amaranthus* et *Corchorus*. Le travail consistera à déterminer la capacité d'amaranthus et le chorchorus à forte et basse densité, à épurer les eaux usées domestique sous un régime d'écoulement vertical. Ensuite, il s'agira de comparer les rendements obtenus à ceux d'un sol non planté placé sous les mêmes conditions expérimentales.

L'ensemble de ces travaux va s'articuler autour de trois chapitres: le premier fait l'état des lieux sur l'épuration des eaux usées domestiques, le deuxième présente le matériel et méthodes utilisés et enfin le troisième rend compte des résultats obtenus et leurs interprétations.

Chapter Two

Generalities

2.1 Zone Humide

Définition

Les zones humides se caractérisent par la présence permanente ou temporaire, en surface ou à faible profondeur dans le sol, d'eau disponible, douce, saumâtre ou salée. Souvent en position d'interface ou de transition entre milieux terrestre et milieux aquatique proprement dits, elles se distinguent par des sols hydromorphes ou évolués, une végétation dominante composée de plantes hygrophiles au moins pendant une partie de l'année. Enfin, elles nourrissent et abritent de façon continue ou momentanée des espèces animales inféodées à ces espaces.

Principe de fonctionnement

Les zones humides construites pour le traitement des eaux usées s'appuient sur les principes suivants :

1. l'installation des plantes aquatiques dans un substrat entièrement minéral irrigué par les eaux usées permet d'obtenir leur épuration autour des rhizomes des plantes où vivent des microorganismes.
2. le substrat permet la rétention d'une partie des polluants par tamisage.
3. les plantes contribuent à l'épuration des eaux par l'enlèvement des nutriments contenus dans les eaux et par l'apport d'oxygène au niveau des rhizomes où se trouvent les microorganismes.

Les stations à filtres plantés sont généralement un assemblage de lits en parallèle et/ ou en série.

Intérêt

Les zones humides contribuent au maintien et à l'amélioration de la qualité de l'eau en agissant comme un filtre épurateur :

- filtre physique, car elles favorisent les dépôts de sédiments y compris le piégeage d'éléments toxiques tels que les matériaux lourds, la rétention des matières en suspension,
- filtre biologique, car elles sont aussi le siège privilégié de dégradations biochimiques, de désinfection, d'absorption et de stockage par les végétaux, de substances indésirables ou polluantes tels que les nitrates (dénitrification) et les phosphates à l'origine de l'eutrophisation des milieux aquatiques, de certains pesticides et métaux.

Les marais sont considérés comme une option durable pour le traitement des eaux usées et permettent d'éliminer le nitrate, la DBO, la DCO, le virus entérique (Michael *et al.*, 1999). Les systèmes de marais simulés sont faciles à construire et à entretenir et ne consomment pas d'autre énergie que celle du soleil. Ils sont indiqués pour traiter les effluents non industriels comme ceux de petites et moyennes municipalités, des fermes laitières et des abattoirs.

2.2 Description de la Plate d'étude

Amaranthus

Présentation

Amaranthus est de la famille des Amaranthaceae, du genre *Amaranthus*. On distingue environ 2000 à 2400 espèces dont *hybridus*, *viridis* et *spinosus*. Le nom commun de *hybridus* est l'Amarante hybride. Quant à l'espèce *viridis*, c'est l'épinard vert. Enfin l'espèce *spinosus* est l'épinard piquant. *A. hybridus* est une plante herbacée à cotylédons elliptiques avec sommet arrondi, en massue et plus ou moins pétiolé. La plante adulte a une taille variant de 0.15 à 1.5 m (Berhaut, 1967). Quant à *A. viridis*, la taille de la tige est comprise entre 0.1 et 0.9 m. Les tiges sont grêles et érigées, peu ou fortement ramifiées, glabres ou pubescentes (Fournet, 1978). Enfin, *A. spinosus* a à l'état adulte une tige érigée ou ascendante de 0.3 de 1.2 m, très ramifiée, un peu pubescent en haut et garnie d'une paire d'épines axillaires rigides à chaque nœud.

Biologie et Ecologie

A. hybridus, *A. spinosus* et *A. viridus* sont des plantes annuelles cosmopolites et thérophytes (Guillaumet, 1967 ; Ake, 2001a ; Robbrecht *et al.*, 2001). Elles se reproduisent par graine seulement à des températures moyennes supérieures à 15°C sur un sol sableux, alcalins ou argileux et dans les jachères. Les amarantes réduisent le rendement des cultures à cause de l'effet compétitif qu'elles exercent au niveau de la nutrition et des éléments nutritifs. Certaines amarantes peuvent même emmagasiner dans les tiges et les ramifications.

Utilisation

Les feuilles d'*A. hybridus* sont consommées en épinards (Ake, 2001a; Berhaut, 1967). Cette plante est également utilisée dans la parfumerie et pour la confection de teintures. Quant aux feuilles de *A. viridis*, riches en protéines (34.2 %), en fibres (10.04%) et en cendre (22.72%), sont comestibles. De même que les grains qui contiennent 14 à 16% de protéines et 4.7 à 7% de matières grasses. Cette plante possède des propriétés émoulliente et vermifuge. Elle traite les acnés, les tumeurs, la dysenterie et les inflammations. Elle est également utilisée en teinture. Enfin, les feuilles, les fruits et les tiges d'*A. spinosus* sont consommées. Par ailleurs, elle est utilisée pour traiter diverses maladies (cardiovasculaires, dermatologiques, hépatiques etc.), facilite l'accouchement, améliore la digestion et possède des vertus énergétiques (Guenookpati, 1994).

***Corchorus olitorius* L.**

Présentation

Corchorus olitorius L. est de la famille des Tiliaceae, du genre *Corchorus* et de l'espèce *olitorius*. Son nom commun est le jute. *C. olitorius* est une plante herbacée de 0.9 à 4 m. Ses tiges sont glabres (Fournet, 1978) et très ramifiées. Quant aux feuilles, elles sont lancéolées ou elliptiques lancéolées.

Biologie et écologie

A. olitorius est une plante annuelle et cultivée (Ake, 2001b). Elle se reproduit par graines, en semi direct sur un sol alluvial ou argilo sableux à une température de 16.8 à 27.5°C, des précipitations de 4 à 42.9 dm et un pH de 4.5 à 8.2. Elle a besoin d'azote et sa production double pour un apport de 80 kg d'azote par hectare.

Utilisation

Les feuilles et les jeunes pousses de *C. olitorius* sont comestibles. Elle est connue également pour être demulcent, deobstruent, lactagogue, diurétique, purgatif et tonique. *C. olitorius* est un remède contre diverses maladies (dysenterie, douleurs pectorales, hémorroïdes, infections urinaires et insuffisances cardiaques etc.). De plus, sa fibre de jute représentant environ 6% du poids sec de la plante, est utilisée pour fabriquer des fils, des ficelles, des cordes, des plastiques, du papier et des sacs. Ceux-ci sont préférés pour le transport des fèves (cacao, café, noisette) aux sacs en polypropylène.

2.3 Role des Plantes dans un Lit

Les plantes contribuent de manière indirecte à la dégradation de la matière organique par la croissance des bactéries nitrifiantes (Gesberg *et al.*, 1986). La croissance des racines et des rhizomes permet le maintien ou la régulation de la conductivité hydraulique initiale. Le rhizome assure aussi avec les racines une forte perméabilité du sol et une grande surface de contact entre le sol et les eaux usées (Radoux et Kemps, 1988). La faible granulométrie du sable ainsi que l'apport important de matières organiques sont propices au colmatage du filtre. La croissance des racines limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines qui se développent. Elle accroît également la surface de fixation des microorganismes. La couverture foliaire préserve la surface du filtre. Elle procure également un ombrage qui permet aux bactéries de se développer, contribuant ainsi à la minéralisation de la matière organique. D'une façon générale, le milieu filtrant grâce à la présence des racines, possède une grande diversité d'espèce (bactéries, protozoaires, invertébrés) dont la présence dépend étroitement de la charge organique et des conditions de renouvellement de l'oxygène. Tous ces organismes participent également, comme prédateurs, à la diminution des populations de bactéries fécales. Les racines qui poussent dans le substrat aèrent mécaniquement et dégagent de l'oxygène en profondeur. Elles secrètent également des acides organiques qui permettent ainsi le développement des bactéries dans la rhizosphère.

2.4 Eaux Usees

Définition

Les eaux usées sont les eaux qui proviennent des activités humaines (domestiques, industriels, agricoles) et les eaux pluviales qui contiennent des polluants.

Dans cette étude, nous allons nous intéresser seulement aux eaux usées domestiques.

Eaux usées domestiques

Définition

Selon Edeline (1996), les eaux usées domestiques proviennent des eaux vannes (eaux des W.C) et des eaux ménagères (eaux de cuisines, de salles de bain et de buanderie). La pollution d'origine domestique peut être estimée à :

- 60 à 70 g (hab.j)⁻¹ de charge organique dissoute exprimée en DBO₅, ou 120 à 140 g (hab.j)⁻¹ en DCO, dont 5 à 10 (hab.j)⁻¹ non biodégradable ;
- 70 g (hab.j)⁻¹ de matière en suspension, dont un tiers est d'origine organique ;
- 13 à 15 g (hab.j)⁻¹ d'azote kjeldahl, dus pour un tiers à l'azote ammoniacal et pour deux tiers à l'azote organique.

Cette charge polluante peut être transportée par un volume d'effluent plus ou moins important selon le degré d'urbanisation et le niveau de vie du pays considéré.

Composition

Les eaux usées domestiques contiennent des microorganismes contenus dans les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : virus, bactéries, protozoaires et les helminthes (FABY et BRISSAUD, 1997). Les eaux usées domestiques renferment aussi des matières organiques et des substances nutritives.

Impacts

Lorsque les eaux usées domestiques sont mal gérées, elles polluent l'environnement et présentent des dangers pour la santé humaine.

Impacts environnementaux

Le rejet de nutriments (N, P) dans le milieu aquatique peut entraîner à certaines concentrations, l'eutrophisation de ce milieu. En milieu anoxique, il pourrait avoir une réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène (H₂S) (LEROY, 1986). Lorsque l'eau usée utilisée en irrigation contient un excès d'azote, on peut observer une contamination de la nappe phréatique, la perturbation de certaines productions,

un retard de maturation de certaines cultures, la limitation du développement de certaines racines et l'accentuation de la sensibilité des cultures aux maladies.

La pollution organique prive les espèces aquatiques d'oxygène. Le manque progressif d'oxygène entraîne la disparition ou la modification des peuplements aquatiques sensibles à l'oxygène (Dufour *et al.*, 1994). Par contre, la pollution microbiologique par les germes pathogènes affecte moins les eaux souterraines que les eaux de surface. Les déchets solides contenus dans les eaux usées inhibent la ré-oxygénation des milieux aquatiques récepteurs et influencent la biodiversité (Dufour et Slepoukha, 1975; ARFI *et al.*, 1989). L'eutrophisation et l'anoxie restent un facteur inquiétant à court et à long terme (Metongo *et al.*, 1993).

Impacts sanitaires

L'OMS estime que 80% des maladies qui affectent la population mondiale sont directement associées à l'eau (Desjardin, 1990). Les eaux usées domestiques contiennent des agents pathogènes tels que les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes (Faby et Brissaud, 1997). Ceux-ci sont à la base de plusieurs maladies hydriques dont les plus courantes restent les affections diarrhéiques et dysentériques (choléra, fièvre typhoïde et poliomyélite) (Leroy, 1986). Les pays développés ont pu ralentir la mortalité causée par ces maladies hydriques grâce à la mise en place des systèmes de traitement des eaux usées. En revanche, dans les pays sous développés, la situation est grave à cause du manque de système d'épuration des eaux usées.

La contamination des eaux par des agents chimiques (métaux, pesticides, nitrates etc.) se manifeste à long terme (plusieurs mois ou décennies) et fait suite à une intoxication lente. Tous les métaux contenus dans l'eau ne sont pas nécessairement toxiques. En effet, certains sont indispensables à l'organisme à des doses infimes (oligoéléments). D'autres par contre comme le plomb sont toxiques.

2.5 Filtration sur des Zones Humides

Le traitement des eaux usées domestiques se fait à travers plusieurs systèmes tels que les systèmes de traitement par lagunages, boues activées, marais construits etc.

Principe de filtration

La filtration consiste à faire passer de l'eau usée de façon discontinue à travers un lit planté. Cette épuration a pour but d'éliminer le taux de nutriment (N et P), de charges organiques (MES, DBO et DCO) et la charge parasitaire. La surface du lit planté retient l'essentiel des matières en suspensions. Celles-ci sont retenues par la couche du sable lorsque le diamètre des particules solides est supérieur aux diamètres du sable. L'eau polluée qui s'infiltre dans le massif filtrant est dégradée ou transformée par les microorganismes qui se développent au sein du milieu poreux. C'est une technique de séparation et de fractionnement de substances. Elle sépare la phase liquide de la phase solide (Masschelein, 1996).

Mécanismes épuratoires

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en condition aérobies. Par exemples, l'élimination de la charge organique se fait par simple filtration physique en plus des processus biologiques dus à la flore bactérienne et aux plantes (Abissy et Mandi, 1998). Les mécanismes prédominants dans l'élimination de l'azote dans les lits plantés sont la conversion microbienne sous forme gazeuse et le stockage dans le sol, les détritux et la biomasse végétale. La volatilisation directe de l'ammonium est généralement négligeable à moins que le pH dépasse 8 (Tanner et Cooke, 1993). La séquence nitrification - dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination d'azote à long terme (Reddy et Debusk, 1987; Reddy et D'angelo, 1996). En conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés par dénitrification microbienne. La litière des plantes dans les systèmes plantés peut favoriser cette dénitrification en fournissant des substrats carbonés dégradables. Les plantes aquatiques ont l'aptitude de transférer l'oxygène à travers les feuilles, les tiges et les racines vers les rhizosphères (Brix, 1993). A ce niveau, l'oxygène joue un rôle important en stimulant la croissance des bactéries aérobies, en particulier les bactéries nitrifiantes (Reddy et Debusk, 1987; Gesberg *et al.*, 1986; Armstrong et Armstrong, 1988 ; 1990).

L'absorption de l'azote par les plantes résulte en une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Cependant, à moins que les plantes ne soient faucardées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute (Reed, 1990). Les principales voies d'élimination du phosphore se déroulent au niveau du sol. Le phosphore peut être enfoui sous forme organique ou adsorbé chimiquement sous forme complexée aux oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium et au calcium normalement présent dans le sol (Nichols, 1983; Reddy et Debusk, 1987; Reed, 1990). L'élimination du phosphore à long terme est généralement limitée par la capacité d'absorption du substrat y compris la litière (Reed, 1990). Il s'effectue également une adsorption du phosphore inorganique dissous par la plante. Cette absorption est rapide mais temporaire vu qu'une partie du phosphore peut retourner dans le système à la mort de ces végétaux (Reed, 1990).

L'élimination de la charge parasitaire, plus précisément les œufs d'helminthes est faite par sédimentation et filtration par le sol (Abissy et Mandy, 1998).

Etude hydrodynamique

L'étude hydrodynamique permet de vérifier la porosité et de caractériser le modèle de circulation de l'eau dans le massif filtrant. Elle consiste à appliquer de l'eau sur le lit de filtration à travers un réseau de distribution et de tracer à la sortie du système, la courbe de volume cumulé d'eau restituée. L'écoulement de l'eau dans le milieu poreux non saturé est régi par la vitesse de Darcy. Cette vitesse est fonction de la porosité du matériau filtrant.

Mécanismes physiques

Ces mécanismes consistent à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux et des systèmes racinaires. Ensuite, il va avoir la sédimentation des matières en suspension et de colloïdes dans le système de marais. Le massif

contribue à l'élimination en grande partie des matières en suspension relativement grossières. D'après Corpcioglu et Hardie (1984) in Schmitt (1989), la rétention dans les pores du massif filtrant est un phénomène efficace lorsque le diamètre moyen des matières en suspension est proche de celui des pores du milieu granulaire. Les particules retenues entre les pores des grains ou interceptées sur les grains ne seront maintenues que si elles sont fixées (Teutsch *et al.*, 1991 in Gnagne, 1996). Le phénomène de fixation est dû à la force d'attraction de Van Der Waals et à l'adsorption électrostatique. Cependant, elle ne s'opère qu'entre les particules ayant des charges électriques opposées.

Mécanismes biologiques

Les mécanismes biologiques sont dus aux bactéries libres ou fixées. Ils permettent la dégradation de la matière organique, la nitrification en zone aérobie et la dénitrification en zone anaérobie. Pour les systèmes à tranche d'eau libre, l'épuration biologique se fait par des processus aérobie près de la surface de l'eau et éventuellement anaérobies près des dépôts en profondeur. Le développement d'algues fixées ou en suspension dans l'eau (phytoplancton) apporte l'oxygène par la photosynthèse. Cette présence d'oxygène est nécessaire aux bactéries épuratrices aérobies.

Mécanismes chimiques

En plus des processus physiques et biologiques, les processus chimiques sont impliqués dans l'élimination des contaminants dans les marais. Le processus chimique le plus important dans l'élimination de la charge polluante dans les marais est l'absorption sur les sols. L'absorption décrit un groupe de processus, qui incluent les réactions d'adsorption et de précipitation. Elle concerne l'attachement des ions aux particules du sol, par échange de cation ou par absorption chimique. Dans les processus chimiques qui se déroulent dans les marais, il y a les précipitations.

Caractéristiques du massif filtrant

Le matériau filtrant est très important. En effet, il conditionne la fiabilité et les performances du mécanisme. Les principales caractéristiques du milieu filtrant sont : le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, la diversité, la densité relative, la masse unitaire et la porosité (Desjardin, 1990). Le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité sont deux caractéristiques importantes du matériau filtrant. Il faut trouver un compromis entre les contraintes hydrodynamiques qui nécessitent une granulométrie grossière et l'épuration des eaux qui nécessite une granulométrie fine. Cela rend délicat le choix de la granulométrie du massif filtrant (Guilloteau, 1992).

Granulométrie

Le sable doit avoir une taille appropriée, sans argile et poussières et exempt de fragments (Masschelein, 1996). Selon cet auteur, les caractéristiques granulométriques du sable sont particulièrement importantes pour la percolation de l'eau dans la masse filtrante. La taille effective, la diversité à 60% et le coefficient d'uniformité (Correspond au rapport entre le diamètre qui laisse passer 60% des particules et celui qui en laisse passer 10%, soit D_{60} / D_{10}). La taille effective

correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse de l'échantillon. Quant à la diversité à 60%, elle décrit la variété des classes granulométriques qui constituent 60% de la masse du sable et donne des renseignements sur l'homogénéité du matériau de filtration.

Diminution de l'espace poral par colmatage

Les matières en suspension des eaux usées peuvent entraîner un colmatage du massif filtrant. Celui-ci réduit l'efficacité de l'installation. Deux types de colmatage peuvent survenir. Ce sont le colmatage externe (lié à l'accumulation de dépôt essentiellement organique) et le colmatage interne (lié à une forte croissance du biofilm et provient des charges excessives en matière organique ou un déficit d'oxygène). Pour éviter le colmatage interne, le substrat doit être apporté à des doses et à une fréquence permettant le maintien du biofilm dans un équilibre dynamique (égalité entre le taux de croissance et celui de destruction des microorganismes) (Schmitt, 1989). Lorsqu'il y a colmatage, l'eau pénètre difficilement dans le lit, ce qui réduit l'aération du milieu.

Influence de la température

La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration et elle réduit le colmatage. En effet, Makni (1995) a montré que la capacité d'épuration dépend de la température qui semble influencer les cinétiques d'oxydation de la pollution dissoute. Une basse température ralentit l'activité bactérienne et favorise l'accumulation des matières organiques influence. Par contre, une température élevée augmente l'activité microbienne, permet la dégradation des polluants, augmente l'évaporation de l'eau du massif filtrant. L'évaporation de l'eau du massif permet de dégager les pores, ce qui empêche le développement du colmatage interne. Pour contrôler le colmatage superficiel, il faut observer le séchage de la surface d'infiltration qui s'obtient par un arrêt de l'alimentation du lit pendant quelques jours, le temps que la matière organique accumulée se minéralise ou s'assèche. La durée du séchage est fonction des conditions climatiques. Celui-ci est moins rapide en période froide et humide et rapide en période chaude et sèche.

La maîtrise parfaite du colmatage est importante et permet d'obtenir un traitement efficace car les rendements hydrauliques et la nitrification sont affectés quand il y a anoxie du système (Barraque, 1993).

Climat de la Region D'étude

La connaissance du climat (température, insolation, pluie) oriente le dimensionnement des systèmes d'épuration. La ville d'Abidjan appartient à un climat attién qui se caractérise par quatre saisons (Dufour *et al.*, 1994) dont une grande saison sèche qui s'étend de décembre et prend fin le mois de mars ; une grande saison des pluies qui dure d'avril à juillet ; une petite saison sèche d'août à septembre et une petite saison de pluie qui part d'octobre à novembre.

Chapter Three

Materiel

Presentation des Reacteurs

Présentation

Les travaux ont été effectués sur un pilote expérimental de 0.63 m^3 , rempli sur une épaisseur de 0.27 m de sable blanc de lagune et de 0.1 m de gravier en granite de dimension $15/25 \text{ mm}$. Deux bacs sont plantés de jeunes tiges d'*Amaranthus* (1 bac à forte densité ($60 \text{ tiges/ } 1.5\text{m}^2$), 1 bac à faible densité ($15 \text{ tiges/ } 1.5\text{m}^2$)). Deux autres bacs sont plantés de jeunes tiges de *Chorcorus* (1 à forte densité ($60 \text{ tiges/ } 1.5 \text{ m}^2$), 1 à faible densité ($15 \text{ tiges/ } 1.5 \text{ m}^2$)) et enfin un bac non planté qui a servi de témoin.

Description des réacteurs

Le bac a une forme rectangulaire et est réalisé à partir des briques en ciment. Il a une surface de 1.5 m^2 . Le réacteur présenté dans la figure 1 est une coupe longitudinale d'un pilote. Il se compose de :

- 1 embout de sortie des eaux traitées en PVC : diamètre 0.032 m ,
- du gravier en granite de dimension $15/25 \text{ mm}$ sur une hauteur de 0.1 m ,
- un tissu géotextile de séparation du sable et du gravier,
- un massif filtrant constitué de sable dont la hauteur est de 0.27 m ,
- une pente est dirigée vers l'avant, afin de permettre l'écoulement des eaux appliquées vers le point de sortie,
- un système de tuyauterie d'irrigation goutte à goutte est posé sur la couche de sable. Il est composé de 8 tuyaux de longueur 1.8 m et de diamètre 0.08 m . Chaque tuyau est perforé de 60 trous latéraux environ qui permettent l'épandage des eaux dans le lit.

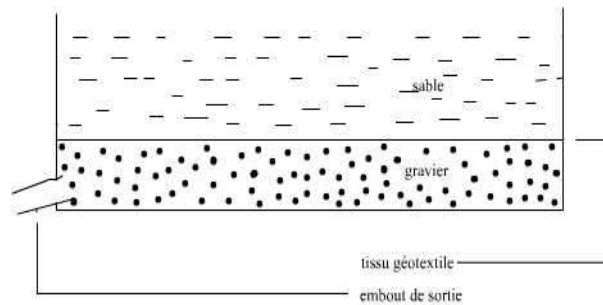


Figure 1: Description du réacteur

Mise en place des éléments des réacteurs

La mise en place des matériaux commence d'abord par le gravier, le tissu géotextile et le sable. Ensuite, un système de tuyauterie d'irrigation goutte à goutte est disposé à la surface du sol. Enfin, les jeunes tiges d'*Amaranthus* et de *Chorcorus* sont plantées suivant la densité étudiée. Les photographies allant de 1 à 4 illustrent les différentes étapes de mise en place du filtre.

Dispositif expérimental

Il se compose de cinq réacteurs dont quatre sont des lits plantés et un constitue le témoin. Leur longueur est de 0.63 m de long chacun. Cinq cubitainers de 1m³ chacun permettent de stocker les eaux usées pour l'alimentation des réacteurs. Il y a un système de tuyauterie qui draine les eaux usées vers les lits de traitement. Ces tuyaux sont en PVC avec un diamètre de 0.032 m. Des flacons de 250 ml chacun, pour prélever l'eau brute et recueillir les filtrats. Un chronomètre a été utilisé pour l'étude hydrodynamique et le temps d'infiltration de l'eau usée dans le lit. Les illustrations physiques de l'étude ont été prises avec un appareil photo.

Alimentation du dispositif en eau

Deux types d'eau ont été utilisés durant l'étude. Il s'agit des eaux usées prélevées dans un réseau principal des communes de Koumassi-Sicogi 1 et de celle d'Abobo-Sogephia pour effectuer son traitement dans le réacteur. Tandis que l'eau de robinet est utilisée pour l'étude hydrodynamique. Les alimentations des réacteurs se font deux fois par semaine. Avant d'appliquer de l'eau usée sur les lits, celle-ci est homogénéisée dans les cubitainers afin d'éviter manuellement la décantation. 50 L d'eau sont appliqués sur chaque lit et le temps d'infiltration des 50 L dans la matrice filtrante est noté. Enfin, une fois l'effluent atteint le lit, ce dernier est absorbé par le sable pour aboutir au gravier et drainé par la suite vers l'exutoire où un échantillon est prélevé pour l'analyse. Ces échantillons sont prélevés une fois par semaine.

Matériel d'analyse

Le matériel utilisé pour les analyses se compose de :

- un pH- mètre AQUALYTIC pH 24 pour la mesure du pH,
- un conductimètre AQUALYTIC CD 24 pour la détermination de la conductivité,
- une tamiseuse vibrante (marque D407-020) avec une colonne de 16 tamis AFNOR pour tamiser les sables,



Photographie 1: Mise en place du gravier



Photographie 2: Positionnement du tissu géotextile



Photographie 3: Mise en place du sable



Photographie 4: Tuyau de drainage et planting des jeunes tiges

- une balance électronique SARTORUIS (211D) de précision 0.1 mg destinée à peser les échantillons.

3.2 Methodes

Piquetage des jeunes tiges

Les jeunes tiges plantées ont fait l'objet d'une pépinière. De petits trous ont été faits et remplis de sable arable (30 g environ). Ensuite, les jeunes tiges ont été plantées à des distances moyennes de 37.5 cm pour l'*Amaranthus* et le *Chorcorus* à faible densité et de 26 cm pour l'*Amaranthus* et le *Chorcorus* à forte densité.

Croissance des plantes

La croissance des plantes a été évaluée par mesure du diamètre des tiges, la longueur et la largeur des feuilles à l'aide d'une règle graduée au millimètre près. Les mesures ont été effectuées sur des échantillons de cinq plantes prises respectivement à l'angle et au centre des parcelles durant toute l'étude. Pour chaque plante, cinq mesurent ont été réalisées desquelles la moyenne a été calculée.

Analyses physico-chimiques

La demande chimique en oxygène (DCO) a été mesurée selon la méthode 8000 de l'USEPA. On ajoute 1 ml d'échantillon à une solution digestive (oxydant) de DCO qui est le dichromate de potassium (0-1500 ppm). Lorsque la concentration dépasse 1500ppm, une dilution est effectuée. Les échantillons sont ensuite portés dans un incubateur à DCO à 150°C pendant 2 h. Les absorbances sont lues à 620 nm dans un spectrophotomètre qui permet une conversion de celles-ci en concentration.

L'ammonium (NH_4^+) a été déterminé par la méthode spectrométrique au bleu d'indophénol selon la norme NF T90-015. On ajoute à une prise d'essais de 20 ml d'échantillon, 1ml de solution de phénol et de nitropuissiate, puis 1ml de solution alcaline. L'ensemble est agité et placé à l'obscurité pendant au moins 6 h. Les absorbances sont ensuite lues à 630 nm dans un spectromètre UV-160 A/SHIMAZU (Danida, Danemark) qui permet une conversion de celles-ci en concentration. Un essai témoin est effectué et sert au réglage de l'appareil au zéro d'absorbance.

Les nitrites (NO_2^-) ont été déterminés par colorimétrie selon la méthode 8 153 de l'USEPA. Selon cette méthode, on introduit 50 mL de l'échantillon dans une fiole jaugée de 50 mL. Ensuite, on ajoute 1 mL du réactif de diazotation. On homogénéise et puis on laisse reposer. Au moins 30 min après l'ajout du réactif, mesurer l'absorbance de la solution à la longueur d'onde d'environ 540 nm dans une cuve de même longueur de parcours optique que celles utilisées pour l'étalonnage.

Les nitrates (NO_3^-) ont été déterminés par colorimétrie selon la norme NF T90-012. Selon cette méthode, on ajoute dans chaque capsule, 1 mL d'acide sulfurique. On attend pendant 10 min et on ajoute dans chaque capsule environ 10 mL d'eau et 10 mL d'ammoniaque. On transverse le contenu de chaque capsule dans une série de fiole jaugée de 25 mL. Ensuite, on ajuste à 25 mL avec l'eau

de rinçage de la capsule. Les mesures photométriques sont effectuées au maximum de la courbe d'absorption (longueur d'onde voisine de 415 nm) après avoir réglé l'appareil au zéro d'absorbance par rapport à l'eau.

L'orthophosphate (PO_4^{3-}) est déterminé par la méthode calorimétrique. On introduit 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, on ajoute ensuite 1 ml de solution d'acide ascorbique et on poursuit comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lu pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

La dureté totale a été mesurée selon la méthode volumétrique. Après avoir tamponné l'échantillon à pH 10, 1, on ajoute l'indicateur Man ver 2 et il se forme un complexe rouge avec une partie du calcium et du magnésium dans l'échantillon. Le titrant EDTA réagit d'abord avec les ions calcium et magnésium libres, puis avec ceux liés à l'indicateur, provoquant un changement de couleur du rouge au bleu au point de virage.

La conductivité, salinité, TDS ont été mesurée à l'aide d'un conductimètre. La sonde du conductimètre est plongée dans l'échantillon et l'on note la valeur du paramètre qui s'affiche.

Le pH a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre. La sonde du pH mètre est plongée dans l'échantillon et l'on note la valeur qui s'affiche.

Test ANOVA

L'analyse de variance est un test statistique de comparaison de moyennes. Elle permet de vérifier la signification des différences entre différents échantillons.

Calcul du débit

Le débit moyen d'écoulement est déterminé par la relation (1):

$$Q = \frac{V}{t} \quad (1)$$

Avec : V = volume d'eau appliqué sur le lit pour l'alimentation,
t = temps mis par la lame d'eau pour disparaître de la surface du substrat.

calcul du rendement

Le rendement épuratoire se calcule par la relation (2) :

$$\text{Rendement (\%)} = \frac{E0 - E1}{E0} * 100 \quad (2)$$

Avec E0 = concentration du paramètre de l'échantillon brut,
E1 = concentration du paramètre de l'échantillon après épuration.

Etude granulométrique

Méthode d'analyse

Les échantillons de sable soumis à l'analyse ont été lavés à l'eau propre. Ensuite, 150.04 g ont été séchés à l'étuve à 60° C pendant 48 h. 100.02 g de sables séchés ont été utilisés dans l'étude granulométrique. On a fait passer l'échantillon du sable sur une série de seize (16) tamis normalisés AFNOR dont les diamètres des mailles sont en (mm) : 5 ; 3.15 ; 2 ; 1.25 ; 0.8 ; 0.63 ; 0.5 ; 0.4 ; 0.315 ; 0.25 ; 0.20 ; 0.16 ; 0.125 ; 0.1 ; 0.063 et >0.063. Les refus au niveau de chaque tamis ont permis de calculer le coefficient d'uniformité, le diamètre effectif et la moyenne. On trace ensuite sur un papier semi-logarithmique la courbe granulométrique (pourcentage cumulé des refus en fonction des diamètres des grains).

Détermination des paramètres granulométriques

a- Moyenne

Elle a permis de savoir si le sable est fin, moyen ou grossier. La moyenne est calculée par la relation 3 :

$$M = \frac{d_{16} + d_{50} + d_{84}}{3} \quad (3)$$

M désigne la moyenne, d16, d50 et d84 désignent respectivement les diamètres qui laissent passer 16%, 50% et 84% des particules.

Si $63 < M < 125 \mu\text{m}$, le sable est très fin,

Si $125 < M < 250 \mu\text{m}$, le sable est fin,

Si $250 < M < 500 \mu\text{m}$, le sable est moyen,

Si $M > 500 \mu\text{m}$, le sable est grossier.

b- Coefficient d'uniformité

Il a été déterminé à partir de la courbe granulométrique. Son expression est donnée par la relation (4) :

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (4)$$

Avec d60 le diamètre des mailles du tamis qui laissent passer 60% de la masse de l'échantillon et d10 le diamètre qui laisse passer 10% des particules.

Si $CU > 2$: granulométrie variée,

Si $CU < 2$: granulométrie uniforme.

Etudes hydrodynamiques

L'étude hydrodynamique consiste à appliquer dans un premier temps 50 L d'eau de la Société de Distribution d'Eau en Côte d'Ivoire (SODECI) sur chaque réacteur. Après 20 min, on applique à nouveau 50 L d'eau de la SODECI et on mesure les volumes d'eau à la sortie de chaque réacteur en fonction du temps. Les courbes des essais à blanc (c'est-à-dire sur les réacteurs non encore alimentés avec des eaux usées) servent de témoin pour analyser l'écoulement des eaux dans les réacteurs.

Conclusion partielle

La réalisation de cette étude a été possible grâce un ensemble de matériels de terrains et de laboratoire. Les paramètres physico- chimiques qui ont été déterminés permettront d'avoir une idée générale sur la qualité des eaux usées brutes appliquées et des filtrats de sortie.

Chapter Four

Resultats

Caractéristiques Hydrodynamiques des Sables

Granulométrie

La valeur moyenne des diamètres du sable est de $426.66 \mu\text{m}$ ($<500 \mu\text{m}$), le sable a donc une granulométrie moyenne. Par ailleurs, le coefficient d'uniformité est de $0,37$ (<2) donc on a une granulométrie uniforme. Le sable utilisé est donc un sable moyen à granulométrie uniforme.

Essais hydrodynamiques

a- Réacteurs 1

Le réacteur 1 désigne le réacteur témoin. La Figure 2 présente le volume cumulé d'eau à du réacteur témoin en fonction du temps. On observe une restitution rapide d'eau au bout de 216,78 min. Le débit moyen d'écoulement d'eau durant cette période est de $117.59 \text{ mL min}^{-1}$.

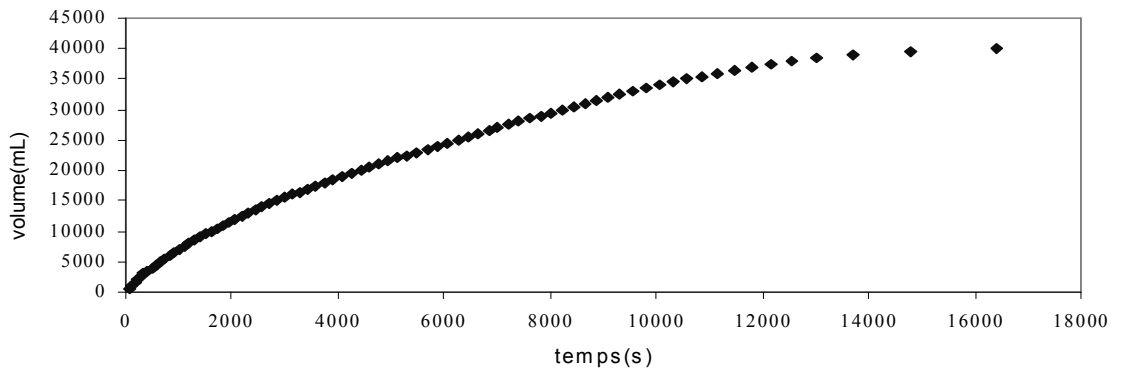


Figure 2: Volume d'eau cumulée à la sortie du lit non planté

b- Réacteurs 2

Le réacteur 2 désigne le réacteur réservé à supporter les plantes de *Corchorus* à forte densité. La Figure 3 présente les résultats du volume cumulé d'eau à la sortie du réacteur 2. Pendant les 1 501 premières minutes, il y a une restitution progressive d'eau. Le débit moyen d'écoulement d'eau dans cette phase est de $31.97 \text{ mL min}^{-1}$.

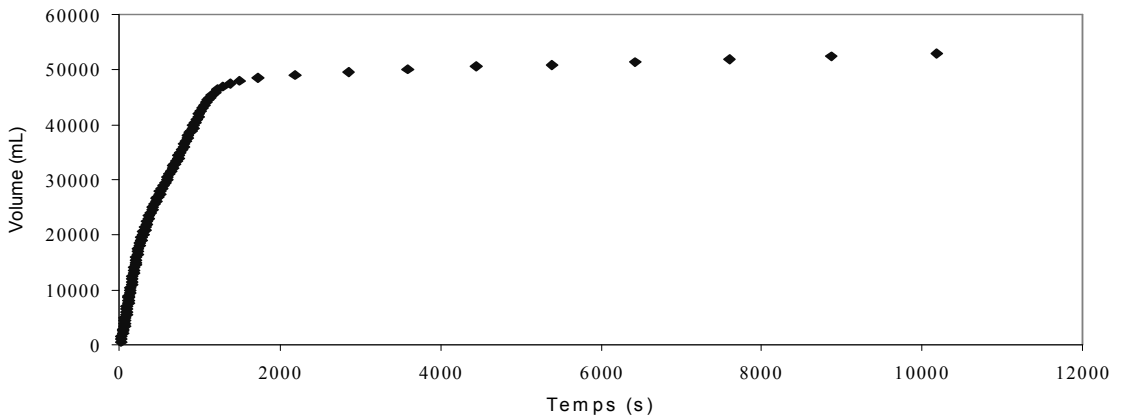


Figure 3 : Volume d'eau cumulée à la sortie du lit de *Corchorus* à forte densité (CHOf)

c- Réacteurs 3

Le réacteur 3 désigne le réacteur réservé à supporter les plantes de *Corchorus* à basse densité. La Figure 4 présente le volume cumulé d'eau à la sortie du réacteur 3. L'allure de la courbe présente une phase de restitution rapide d'eau pendant les 48,3 premières minutes. Le débit moyen d'écoulement d'eau dans cette phase est de $662.52 \text{ mL min}^{-1}$. Pendant le reste du temps, la restitution d'eau est relativement lente.

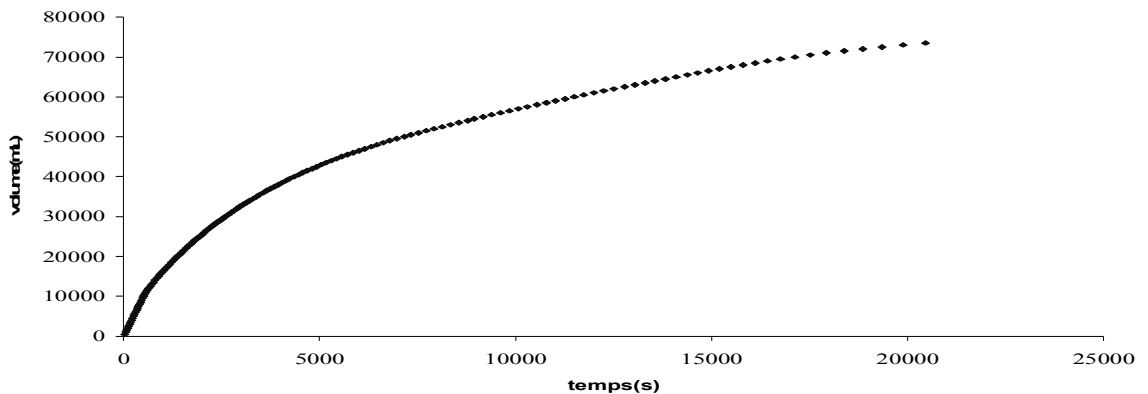


Figure 4 : Volume d'eau accumulée à la sortie du lit *Corchorus* à basse densité (CHOb)

d- Réacteurs 4

Le réacteur 4 désigne le réacteur réservé à supporter les plantes d'*Amaranthus* forte densité. La Figure 5 présente les résultats de l'essai hydrodynamiques ce réacteur. On note une phase de restitution rapide de 10.01 min. Le débit moyen d'écoulement d'eau dans cette phase est de $61,56 \text{ mL/min}^{-1}$. La restitution d'eau reste relativement lente et stationnaire durant le reste de l'étude.

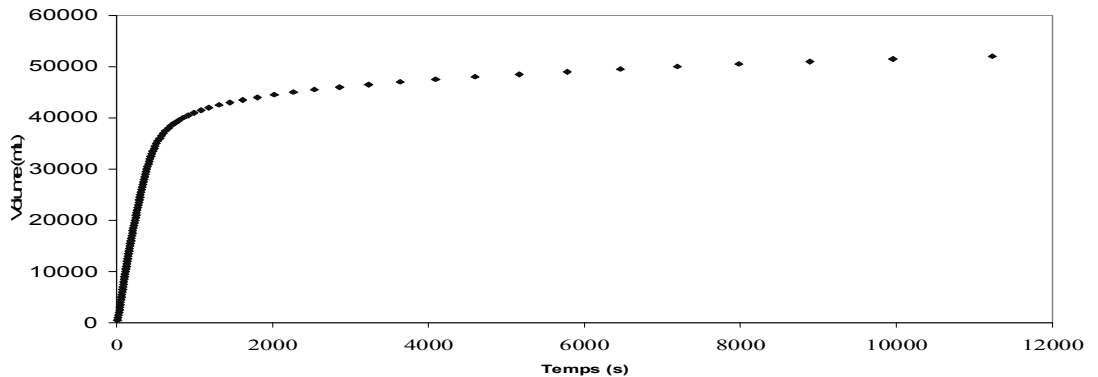


Figure 5 : Volume d'eau accumulé à la sortie du lit *Amaranthus* forte densité (AMAf)

e- Réacteurs 5

Le réacteur 5 désigne le réacteur réservé à supporter les plantes d'*Amaranthus* à basse densité. La Figure 6 présente le volume cumulé d'eau à la sortie du réacteur lors de l'essai hydrodynamique. On remarque une phase de restitution rapide d'eau pendant les 34,35 premières minutes. Le débit moyen d'écoulement d'eau dans cette phase est de $305,67 \text{ mL min}^{-1}$. Ensuite, on observe une phase de restitution lente durant le reste de l'étude.

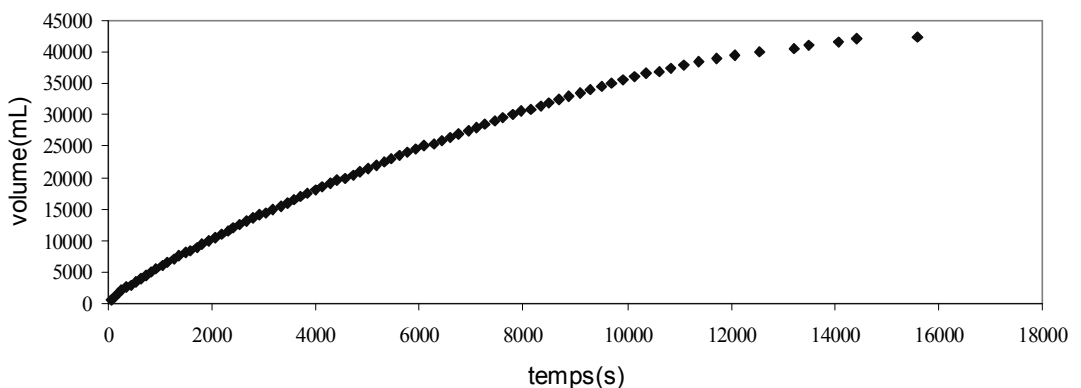
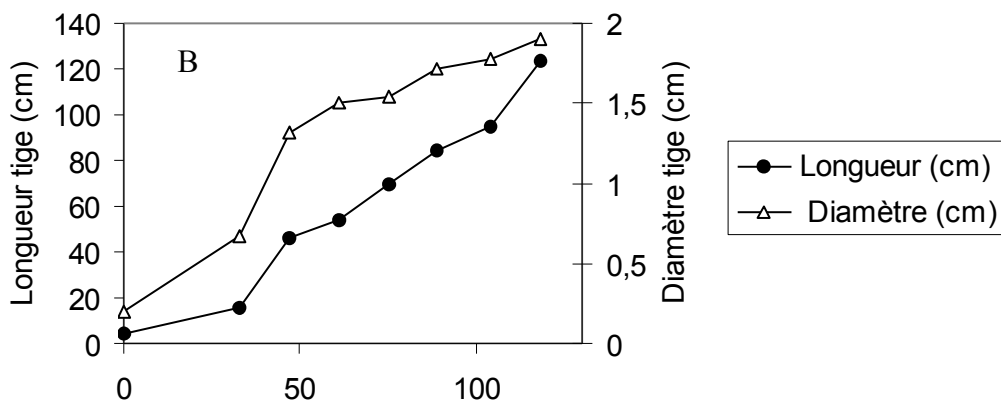
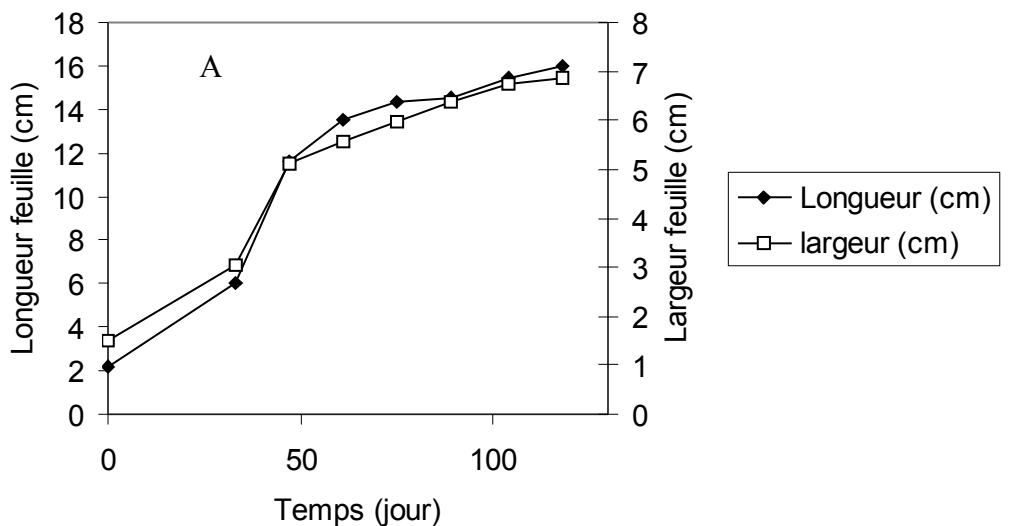


Figure 6 : Volume d'eau accumulé à la sortie du lit *Amaranthus* basse densité (AMAb)

Croissance des plantes

Amaranthus

La Figures 7 présente la croissance des feuilles et de la tige d'*Amaranthus* en fonction du temps. On remarque une croissance relativement rapide de la longueur et de la largeur des feuilles et aussi de la longueur et du diamètre de la tige jusqu'au jour 50. Pendant cette période, la longueur et la largeur des feuilles atteignent respectivement 11,63 cm et 5,12 cm. Quant à la longueur et au diamètre de la tige, ils atteignent respectivement 46.5 cm et 1,32 cm. Au delà de 50 jours, la croissance de la plante augmente lentement pour devenir presque constante au delà de 100 jours.



Chorchorus

Les figures 8 présente l'évolution des feuilles et des tiges de *chorchorus* en fonction du temps. La croissance de la longueur et de la largeur des feuilles, aussi bien que celle de la longueur et du diamètre de la tige est rapide jusqu'à 50 jours. La longueur et la largeur des feuilles atteignent respectivement 10,14 et 4,83 cm. Quant à la longueur et au diamètre des tiges, ils atteignent respectivement 54 et 0.8 cm pendant cette période. Au delà de 50 jours, on observe une croissance de la plante mais celle-ci est lente jusqu'à 121 jours. A cette date, la longueur et la largeur des feuilles atteignent respectivement 15,63 et 6,97 cm et la longueur et le diamètre des tiges atteignent respectivement 171 et 1,65 cm.

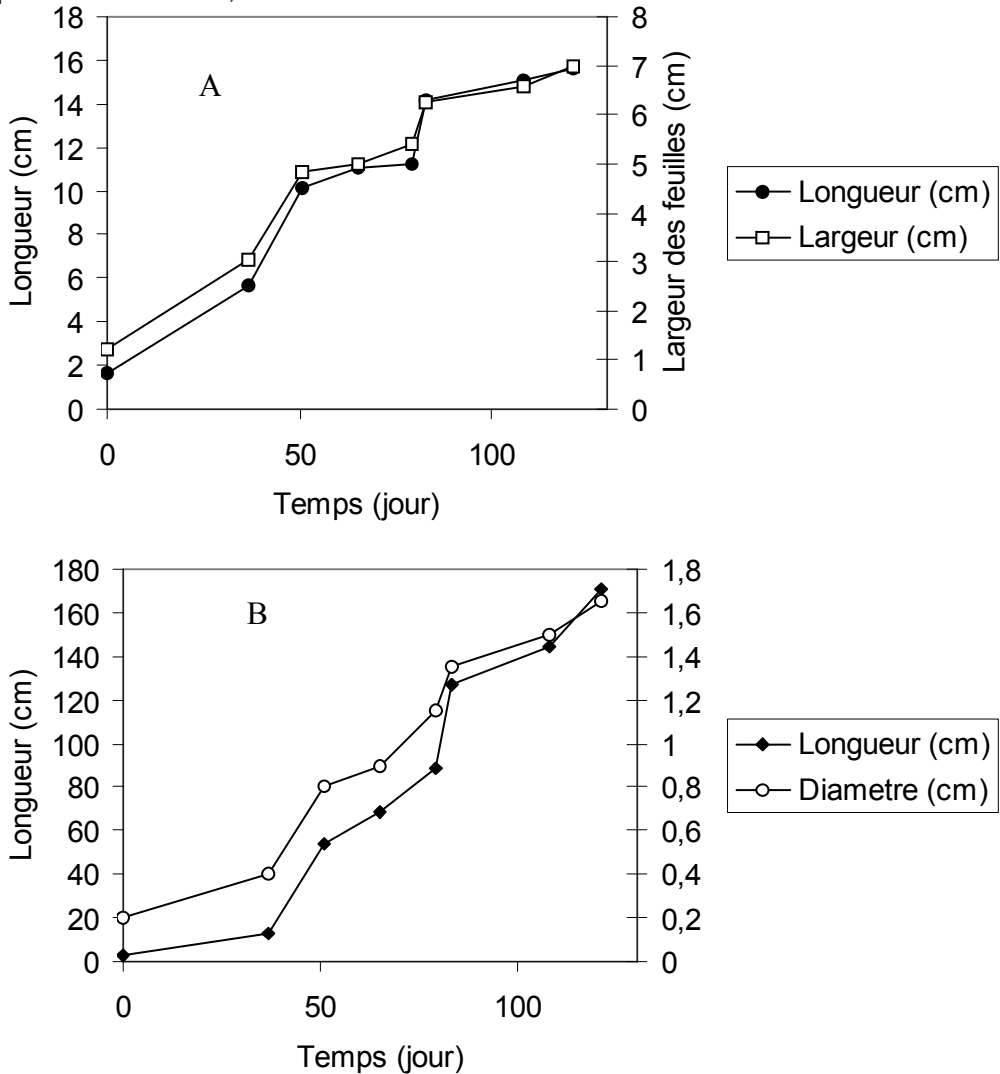


Figure 8: Croissance des feuilles (A) et de la tige de *chorchorus* (B)

Fonctionnement hydraulique des systèmes

La Figure 9A présente l'évolution temporelle du débit d'écoulement des eaux des lits plantés et du témoin (lit non planté). On remarque que les débits sont plus élevés dans les lits plantés par rapport au contrôle. Par ailleurs, le test d'ANOVA donne une différence significative ($p < 0,05$) entre les débits des lits plantés et le contrôle. Quant à la Figure 9B, elle montre l'évolution temporelle du débit d'écoulement des eaux dans les lits plantés. On observe que le débit de l'*Amaranthus* forte densité est toujours supérieur à celui de *Corchorus* de même densité pour les périodes : premier jour jusqu'au 28^{ème} jours, du 32^{ème} au 49^{ème} jours et du 56^{ème} au 74^{ème} jours. De même, le débit de l'*Amaranthus* basse densité est plus élevés que celui de *Corchorus* de même densité à partir du 4^{ème} jours jusqu'au 28^{ème} jours. Par contre, le débit d'écoulement d'eau pour la même plante avec des densités différentes ne présente pas de différences significatives. Par contre, on remarque qu'*Amarantus* influence l'infiltration par rapport à *Corchorus*. Cependant, la densité entre les différents types de plantes n'a pas d'influence sur l'infiltration.

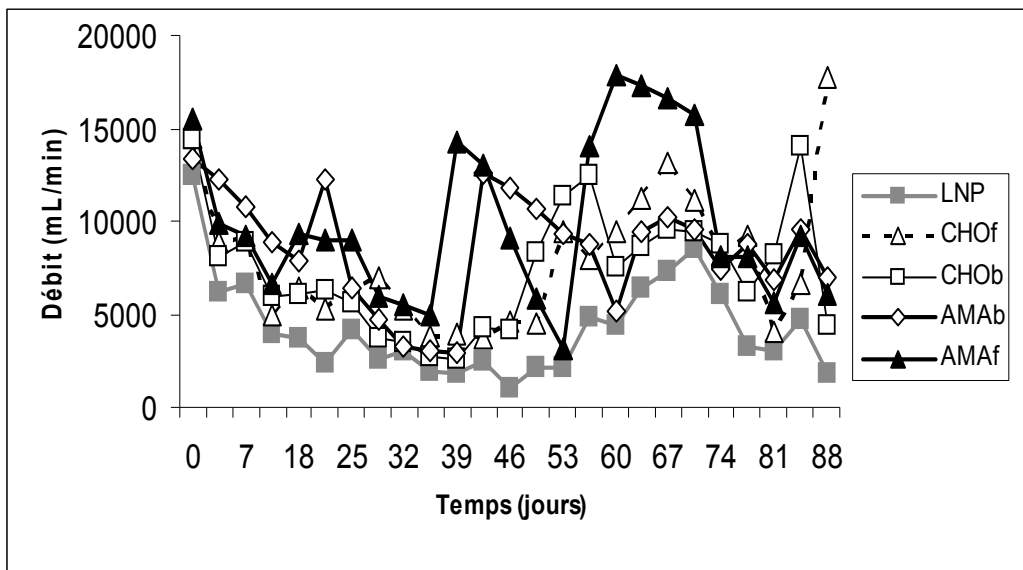


Figure 9 A : Evolution temporelle du débit d'écoulement dans les lits Plantés et le lit non planté.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOOb : *Corchorus* à basse densité

AMAb : *Amarantus* à basse densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

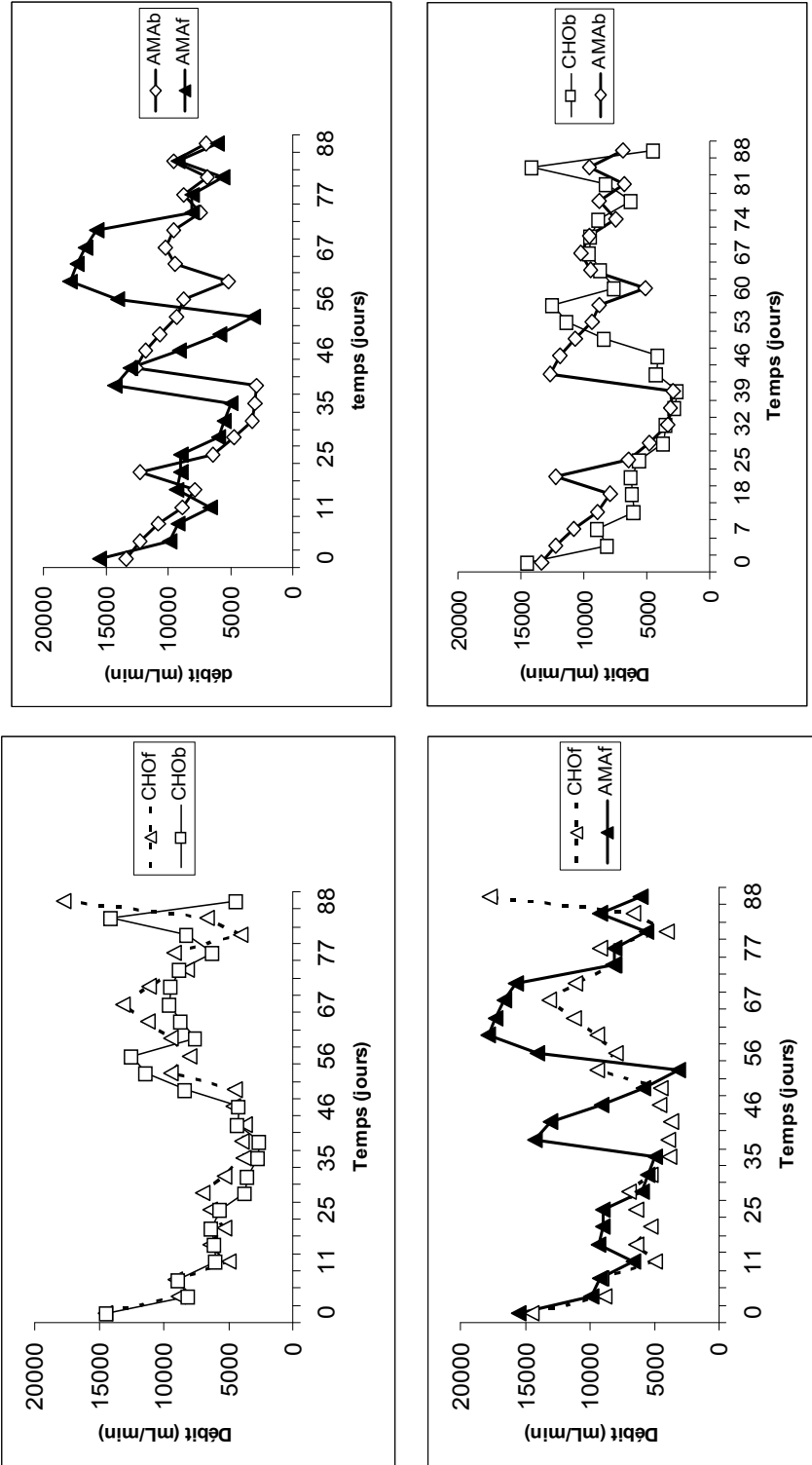


Figure 9 B: Evolution temporelle du débit d'écoulement dans les lits Plantés LNP : Lit non planté (témoin)

CHOaf : *Corchorus* à forte densité
 CHOAb : *Corchorus* à basse densité
 AMAf : *Amarantus* à forte densité
 AMAb : *Amarantus* à basse densité

Performances épuratoires des systèmes

pH

La Figure 10 A présente la variation temporelle du pH des eaux usées et des effluents traités à la sortie des lits. Les pH des eaux usées d'alimentation sont plus élevés que celles des effluents traités par le contrôle et les lits plantés. Cependant, le pH du contrôle est supérieur à celui des réacteurs plantés. La Figure 10 B présente l'évolution temporelle du pH à la sortie des lits plantés. On constate que le pH des différents lits diminue avec le temps. Aussi, il n'y pas de différence significative entre les pH des filtrats des lits plantés. Les valeurs moyennes à la sortie des lits plantés sont sensiblement identiques et légèrement basique (supérieur à 7).

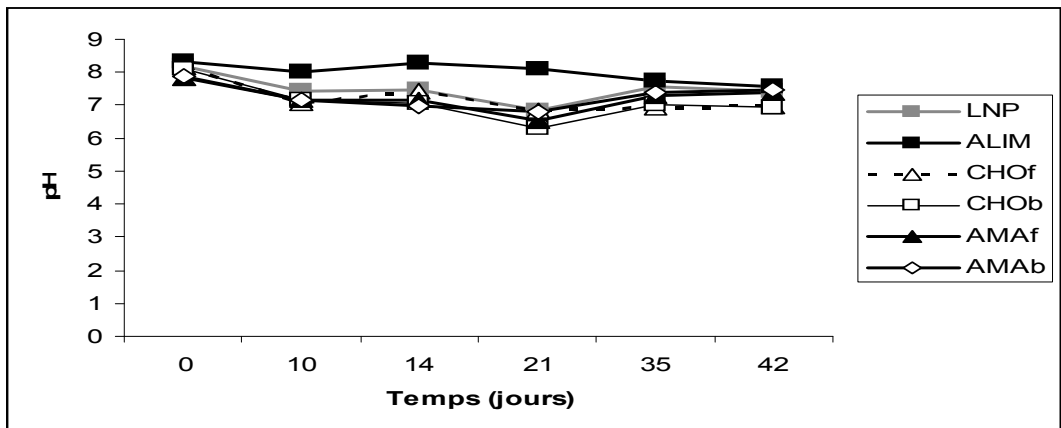


Figure 10 A : Evolution temporelle du pH à la sortie des lits plantés et du lit non planté.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOOb : *Corchorus* à basse densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

AMAb : *Amarantus* à basse densité

Turbidité

La Figure 11 présente l'état physique des filtrats des réacteurs par rapport à celui de l'échantillon brut d'eau usée. On constate une amélioration significative de la turbidité du filtrat de tous les réacteurs (plantés et contrôle).



CHOf

CHO_b

LNP

Eau usée



AMAf

AMAb

Conductivité

La Figure 12A montre l'évolution temporelle de la conductivité des filtrats des lits plantés et du contrôle ainsi que celle de l'eau usée d'alimentation. D'une manière générale, il y a une légère augmentation de la conductivité du filtrat des différents lits. Cependant, la conductivité du filtrat du lit non planté est supérieure à celles des filtrats des lits plantés après le 28^{ième} jour. Par contre, il n'y a pas de différence significative entre les conductivités des filtrats des différents lits plantés et l'eau usée d'alimentation (Figure 12B). Par ailleurs, il n'y a pas d'influence de la densité des plantes ainsi que du type de plante sur la conductivité des filtrats des réacteurs.

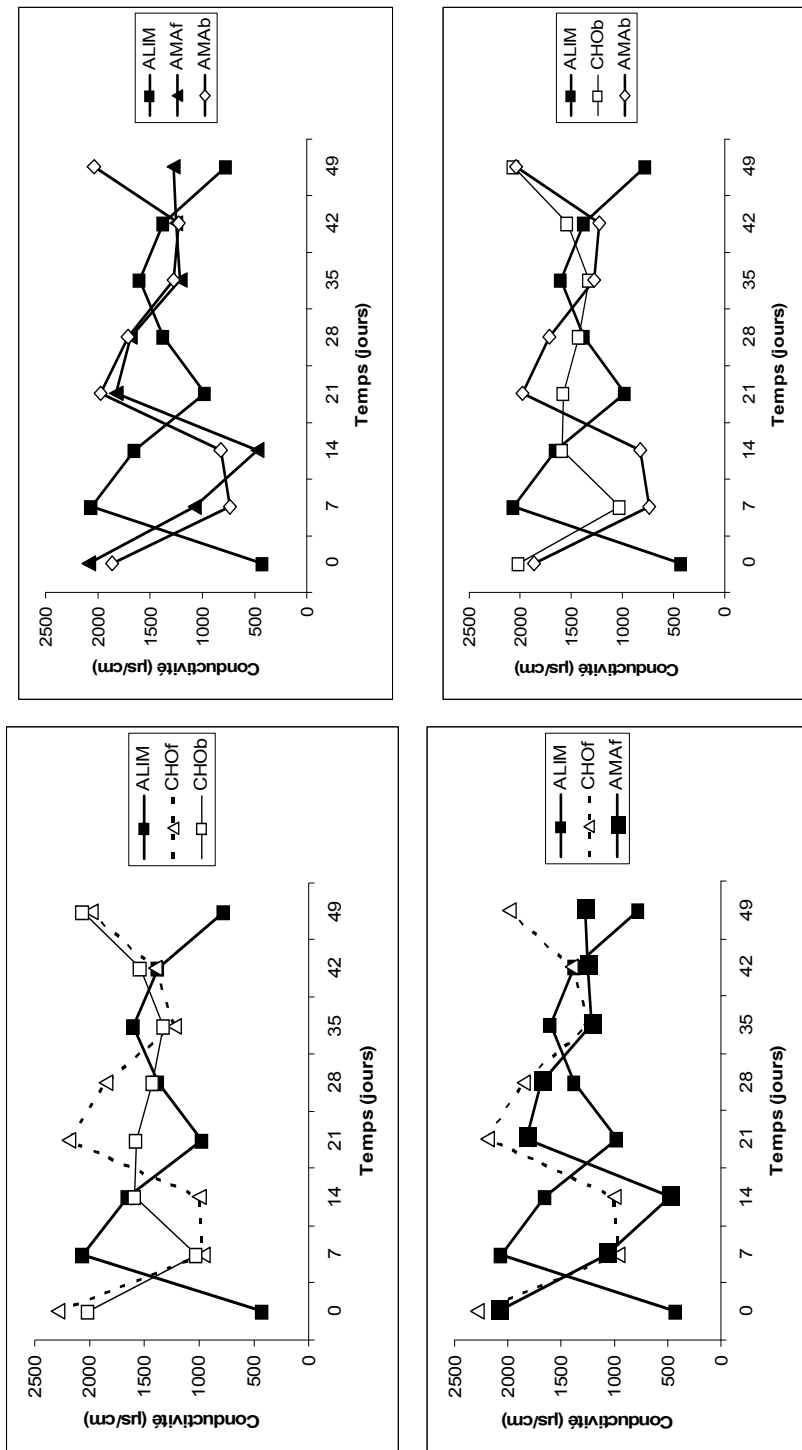


Figure 12 B : Evolution temporelle de la conductivité à la sortie des lits plantés.

- LNP : Lit non planté (témoin)
- CHOf : *Corchorus* à forte densité
- CHOb : *Corchorus* à basse densité
- AMAF : *Amarantus* à forte densité
- AMAb : *Amarantus* à basse densité

TDS

La Figure 13 A montre l'évolution temporelle des TDS à la sortie des lits plantés, du lit témoin ainsi que de l'alimentation. Le TDS du filtrat du lit témoin (non planté) est supérieur à ceux des filtrats des lits plantés et de l'alimentation entre le 28 et le 49^{ème} jour.

La Figure 13 B montre l'évolution temporelle du TDS des filtrats des différents lits. Il n'y a pas de différence significative entre le TDS des filtrats des lits avec celui de l'alimentation. On remarque que, les profils d'évolution de la conductivité et du TDS restent semblables.

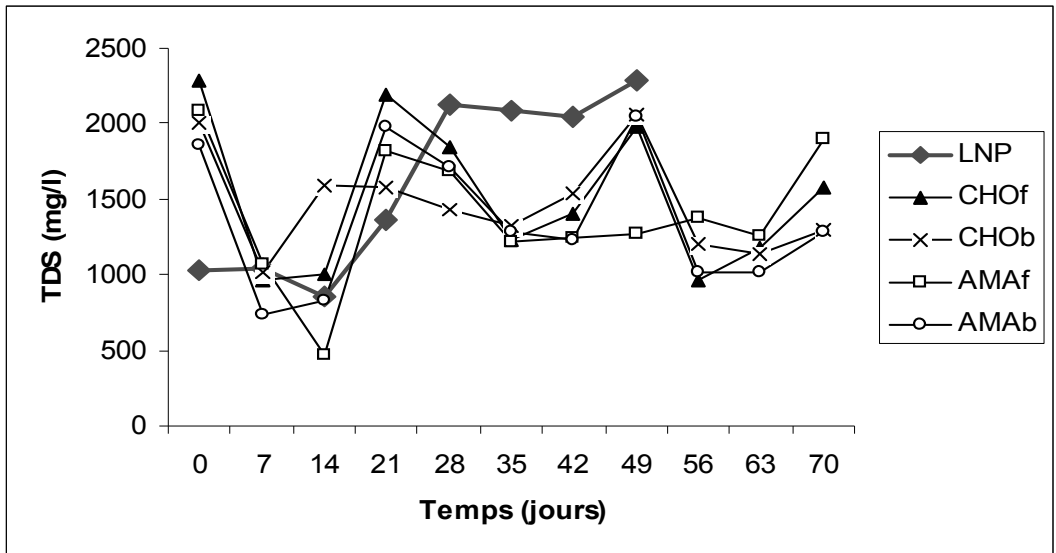


Figure 14 A : Evolution temporelle des TDS à la sortie des lits plantés et du lit non planté.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOb : *Corchorus* à basse densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

AMAb : *Amarantus* à basse densité

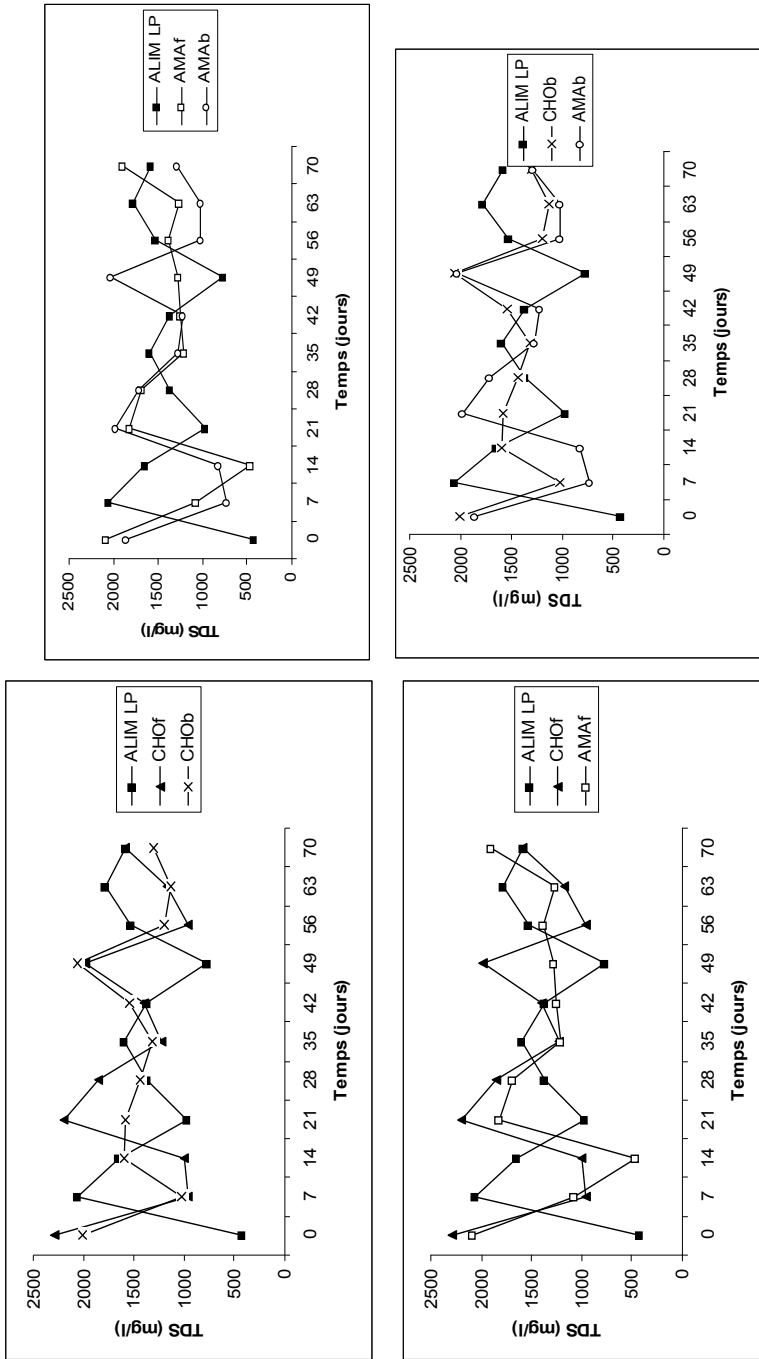


Figure 13 B : Evolution temporelle des TDS à la sortie des lits plantés.

- LNP : Lit non planté (témoins)
- CHOf : *Corchorus* à forte densité
- CHOb : *Corchorus* à basse densité
- AMAF : *Amarantus* à forte densité
- AMAb : *Amarantus* à basse densité

Salinité

La salinité moyenne de l'eau brute à l'entrée des systèmes était de 8,9 mg/l. cette salinité a considérablement diminuée à la sortie des systèmes. Elle est passée à 4,1 mg/l pour le lit non planté, 5,3 mg/l pour AMAf et AMAb, 5,4 mg l⁻¹ pour CHOf et 5,7 mg/l pour CHOb. Vu ces résultats obtenus, la charge saline des eaux usées traitées des systèmes plantés et non plantés diminue par rapport à l'eau usée brute.

Dureté totale

La Figure 14 A montre l'évolution temporelle de la dureté totale des filtrats des différents lits plantés ainsi que celle du lit témoin. Il n'y a pas de différence significative entre la dureté du filtrat du lit témoin, celle de l'eau usée et celles des filtrats des lits plantés. La Figure 14 B montre l'évolution temporelle de la dureté totale des filtrats des différents lits. La dureté moyenne est 203,36 et 224,48 mg l⁻¹ respectivement pour l'eau usée d'alimentation et le filtrat du lit non planté. Quant aux lits plantés, elle est respectivement 242,5 mg/l ; 231,57 mg l⁻¹; 295,38 mg l⁻¹; 217,95 mg l⁻¹ pour CHOb, CHOf, AMAb, AMAf. Par ailleurs, on remarque que les filtrats des lits plantés à basse densité ont des duretés moyennes supérieures aux filtrats des lits plantés à forte densité.

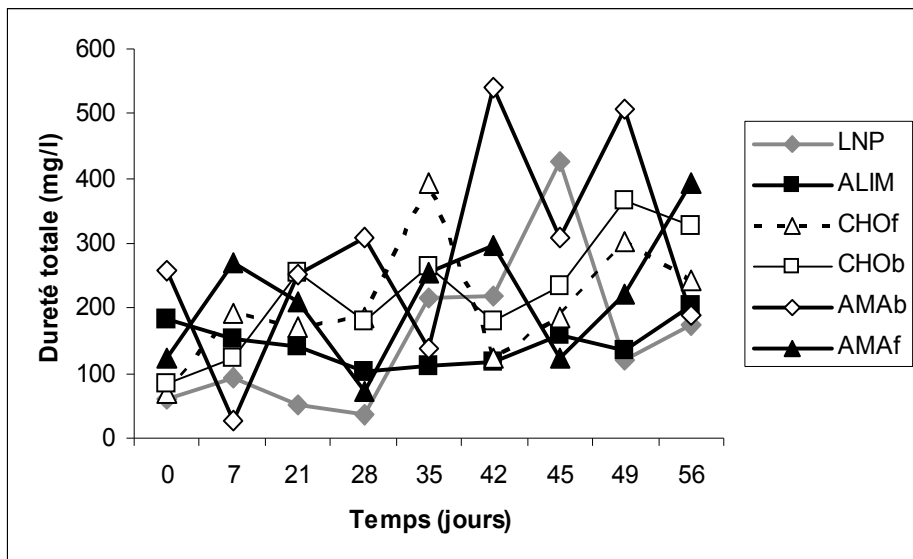


Figure 14 A : Evolution temporelle de la dureté totale à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du témoin.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOb : *Corchorus* à basse densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

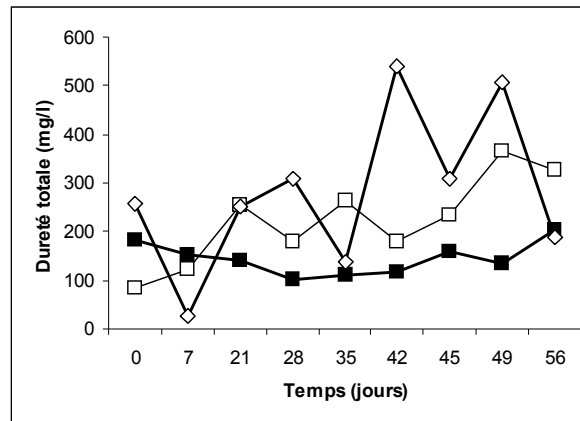
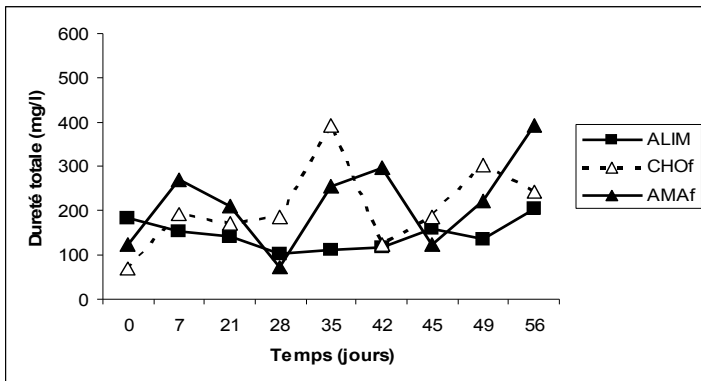
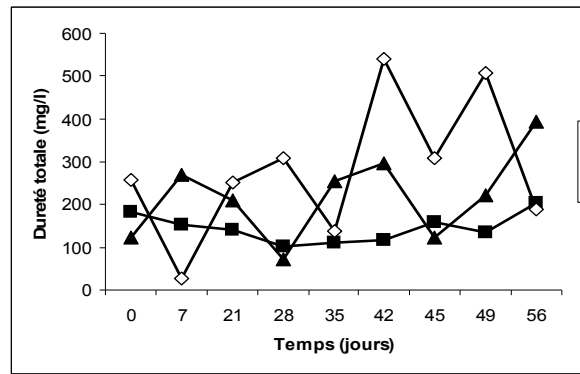
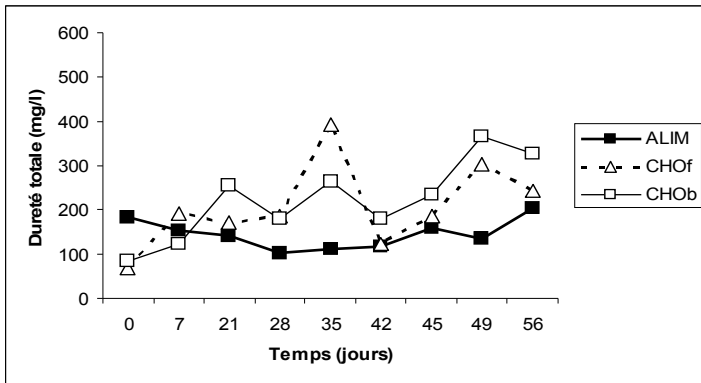


Figure 14 B : Evolution temporelle de la dureté totale à l'entrée et à la sortie des lits plantés.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOb : *Corchorus* à basse densité

DCO

L'influence des lits (plantés et témoin) sur l'enlèvement de la DCO est présentée dans la Figure 15 A. On remarque que la DCO des filtrats lits est inférieure à celle de l'eau usée. Ce résultat démontre qu'il y a une épuration de l'eau usée dans le système de réacteur. Par contre, il n'y a pas de différence significative entre les DCO des lits plantés avec celle du lit témoin. Dans la Figure 15 B, la densité des plantes d'*Amaranthus* et de *Corchorus* n'ont pas d'influence significative sur l'enlèvement de la DCO. De même, il n'y a pas de différence significative dans l'enlèvement de la DCO entre le *Corchorus* forte densité et l'*Amaranthus* de même densité. Par contre, à partir du 28^{ème} jour, l'*Amaranthus* basse densité à une meilleure capacité épuratrice que le *Corchorus* de même densité. En moyenne, le rendement épuratoire de la DCO du lit témoin est 60,12%. Pour les lits plantés, les rendements d'enlèvement de la DCO de *Corchorus* (CHOb = 80,16% ; CHOf = 84,28%) sont inférieurs à ceux de l'*Amaranthus* (AMAb = 82,3% ; AMAf = 86,16%). On remarque que bien que les différences ne soient pas significatives pour les influences de la densité des plantes, qu'il existe en moyenne un intérêt à augmenté la densité des plantes.

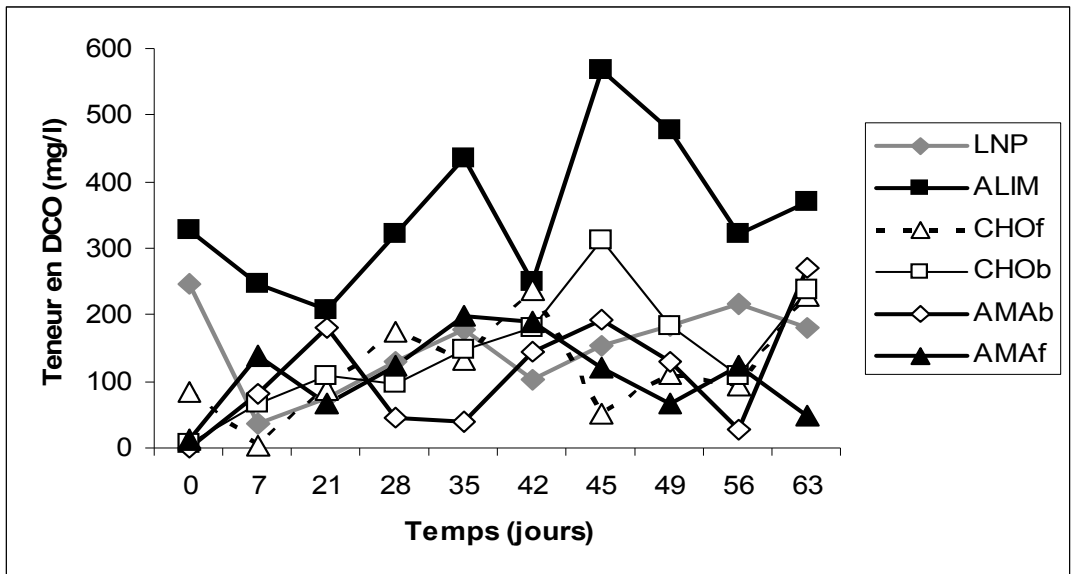


Figure 15 A : Evolution temporelle de la DCO à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du sol non planté.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOb : *Corchorus* à basse densité

AMAf : *Amaranthus* à forte densité

AMAb : *Amaranthus* à basse densité

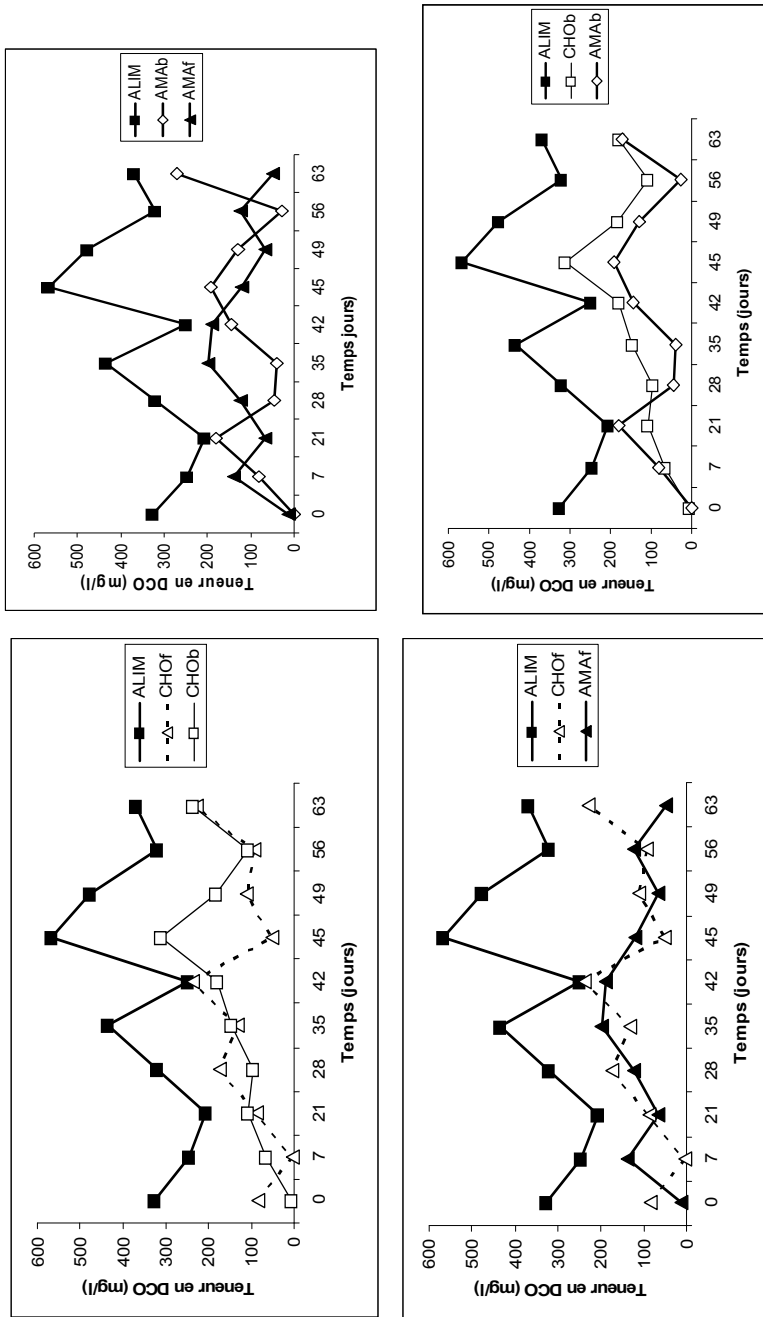


Figure 15 B : Evolution temporelle de la DCO à l'entrée et à la sortie des lits plantés.

- LNP : Lit non planté (témoin)
- CHOf : *Corchorus* à forte densité
- CHOb : *Corchorus* à basse densité
- AMAf : *Amarantus* à forte densité
- AMAb : *Amarantus* à basse densité



La Figure 16 A présente l'évolution temporelle de la teneur en NH_4^+ dans les filtrats des lits plantés, du témoin ainsi que de l'alimentation. On remarque que le filtrat du lit non planté et l'eau usée d'alimentation ont une concentration de NH_4^+ supérieure à celles des filtrats des lits plantés. Ceci traduit qu'il y a une épuration du NH_4^+ dans les lits plantés.

La Figure 16 B qui montre l'évolution temporelle de la teneur de NH_4^+ dans l'alimentation des lits ainsi que dans les filtrats de ceux-ci. Il n'apparaît pas une influence réelle de la densité des plantes sur le rendement d'enlèvement de NH_4^+ . Le rendement épuratoire de NH_4^+ dans les lits plantés sont 71.3%, 59.5%, 68%, 70.5% respectivement pour CHOb, CHOf, AMAb et AMAf.

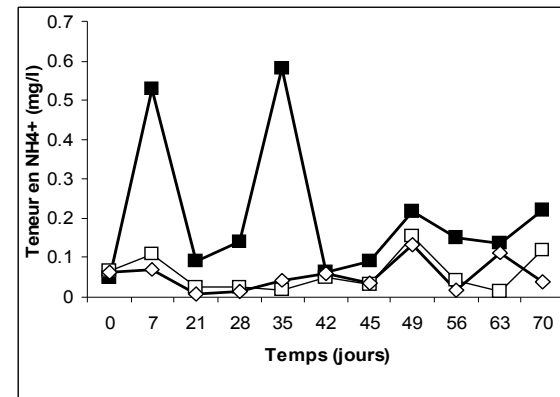
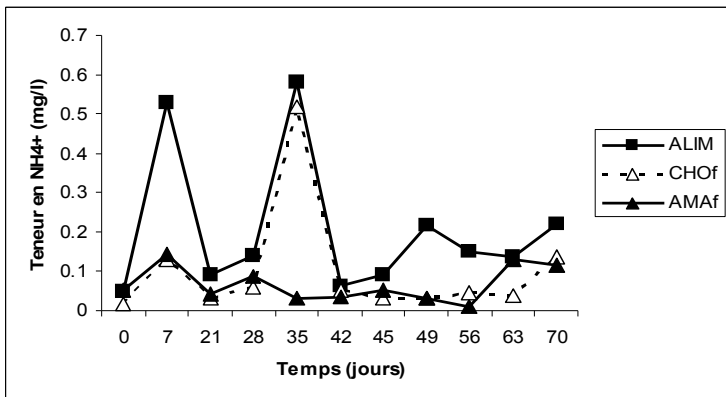
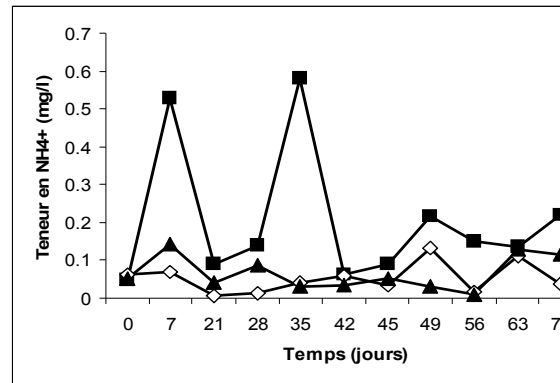
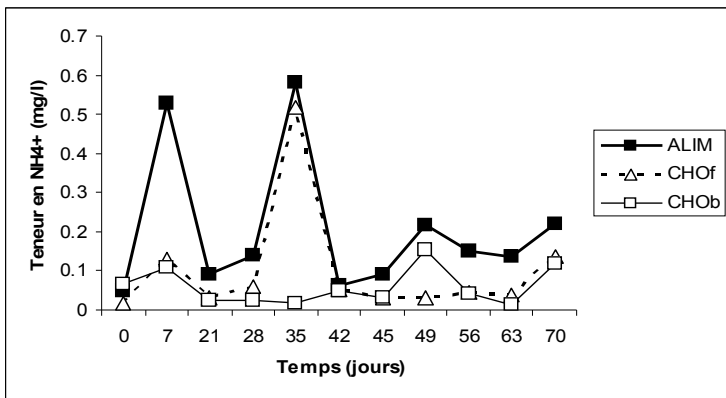


Figure 16 B : Evolution temporelle de la teneur en ions ammoniums à l'entrée et à la sortie des lits plantés.

LNP : Lit non planté (témoin)

ALIM : Eau usée d'alimentation

CHOv : *Carcharias* à forte densité

NO_2^-

Les concentrations des nitrites sont en moyenne 1.30 mg l^{-1} dans les eaux usées. De façon générale, on a observé une augmentation de cette concentration dans les filtrats des réacteurs. Dans le lit témoin, la concentration de NO_2^- augmente en moyenne jusqu'à 10.13 mg/l . Par contre dans les filtrats des lits plantés la concentration de NO_2^- augmentait jusqu'à 6.73 mg l^{-1} , 12.50 mg l^{-1} , 9.07 mg l^{-1} , 3 mg l^{-1} respectivement pour CHOb ; CHOf, AMAb et AMAf. Cette augmentation traduit une activité microbienne d'oxydation de NH_4^+ .

 NO_3^-

La concentration en NO_3^- de l'eau usée est en moyenne 40 mg l^{-1} . Par contre, celles des filtrats sont de 54.5 mg l^{-1} pour le lit témoin et de 46 mg l^{-1} , 41 mg l^{-1} , 78.5 mg l^{-1} , 80 mg l^{-1} respectivement pour les lits CHOb, CHOf, AMAb et AMAf. Cette augmentation de nitrate dans les filtrats des lits atteste qu'une nitrification se déroule dans les lits.

 PO_4^{3-}

La Figure 17 A montre l'évolution temporelle de la teneur en orthophosphates dans l'eau usée d'alimentation ainsi que dans les filtrats des lits. Globalement, le PO_4^{3-} est enlevé dans les lits, car sa concentration dans les filtrats est inférieure à celle de l'eau usée. Par ailleurs, l'enlèvement de PO_4^{3-} dans le lit témoin non planté (46%) est inférieur à ceux des lits plantés (*Corchorus* (CHOb = 75%; CHOf = 66%); *Amaranthus* (AMAb = 67%; AMAf = 65%). La Figure 17 B présente la comparaison de l'enlèvement de PO_4^{3-} dans les différents lits. On remarque que l'augmentation de la densité des plantes n'a pas une influence positive sur l'enlèvement de PO_4^{3-} . Par ailleurs, l'enlèvement de PO_4^{3-} par le lit planté avec *Corchorus* est meilleur que celui planté avec *Amaranthus*.

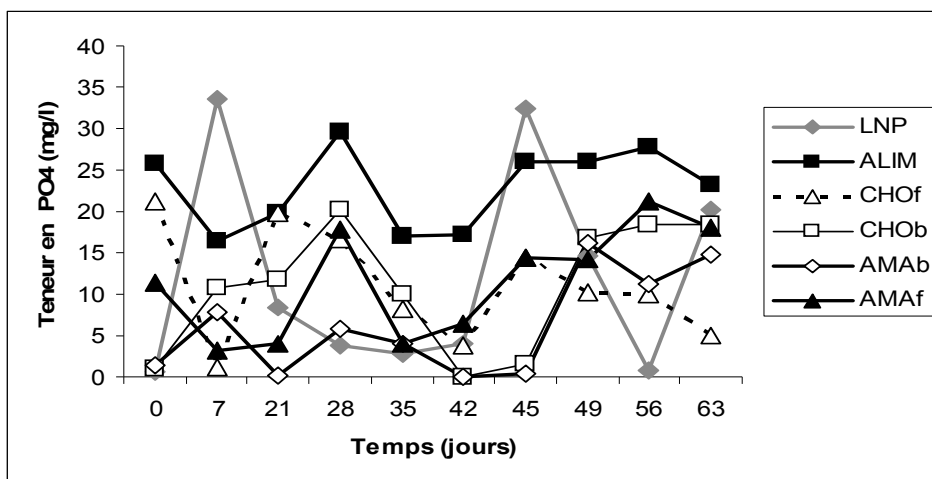


Figure 17 A : Evolution temporelle de la teneur en orthophosphates à l'entrée et à la sortie des lits plantés et du lit non planté.

LNP : Lit non planté (témoin)

CHOf : *Corchorus* à forte densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

ALIM : Eau usée d'alimentation

CHOb : *Corchorus* à basse densité

AMAb : *Amarantus* à basse densité

Conclusion partielle

Les lits plantés permettent d'obtenir un meilleur rendement épuratoire de la DCO, de la transformation de NH_4^+ en NO_2^- et NO_3^- . Par ailleurs, ils permettent aussi d'obtenir un meilleur enlèvement de PO_4^{3-} . Dans les filtrats des différents lits, la concentration augmente. Concernant l'ammonium, l'eau traitée a une concentration moyenne moins élevée que l'eau d'alimentation.

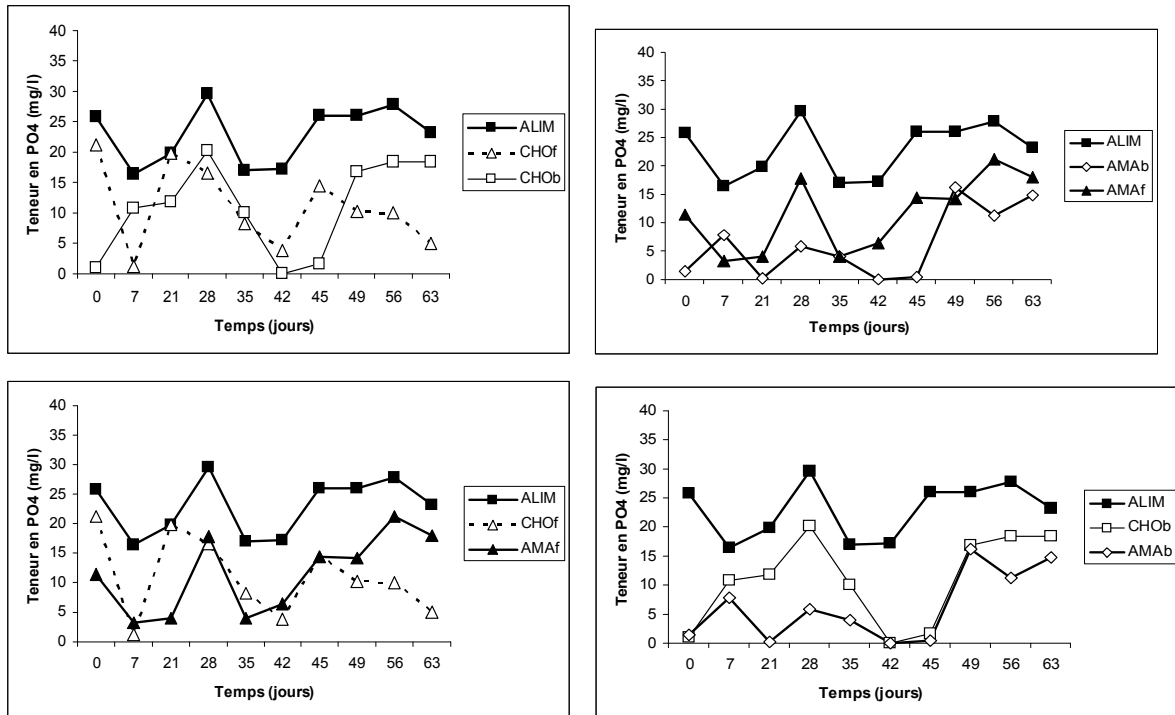


Figure 17 B : Evolution temporelle de la teneur en orthophosphates à l'entrée et à la sortie des lits plantés.

LNP : Lit non planté (témoin)

ALIM : Eau usée d'alimentation

CHOf : *Corchorus* à forte densité

CHOb : *Corchorus* à basse densité

AMAf : *Amarantus* à forte densité

Discussion

Les débits des réacteurs présentent deux phases dans leur profil d'écoulement. En effet, il y a une phase rapide suivie toujours d'une autre lente. Cette différence de la restitution de l'eau par les lits se justifie par la pente interne des lits qui permet l'écoulement des eaux vers le point de sortie. On a observé une diminution du débit d'écoulement des lits après alimentation de ceux-ci par les eaux usées. Cette diminution s'explique par la réduction de la perméabilité des lits à cause de la rétention des particules solides. Petipeirre (1984) et Raymond (1988) ont obtenu un résultat semblable à celui de cette étude. Ils ont justifié la diminution de l'écoulement des eaux par réduction de la porosité par les particules grossières en surface et en profondeur du massif filtrant par les petites particules. La réduction de la perméabilité des lits peut s'expliquer aussi par le développement de biofilm dans la matrice filtrante. On a remarqué que le débit de restitution de l'eau appliquée sur les lits est plus lent sur le lit témoin non planté par rapport à ceux qui sont plantés. Ce résultat s'explique la présence de galeries creusées dans le massif filtrant par les racines des plantes sur les lits plantés par rapport au lit témoin. Ces galeries constituent un chemin préférentiel d'écoulement de l'eau, ce qui augmente le débit de restitution des lits plantés par rapport au lit témoin (Yann, 2005). Malgré la présence des galeries dans les lits plantés, des colmatages survenaient comme dans le lit témoin. Cette situation s'explique par la granulométrie du sable utilisé. En effet, Sanford *et al.* (1995) ont relevé que le colmatage survient dans les systèmes de marais construits si le sable utilisé est fin.

Concernant le pH des filtrats, on a obtenu une diminution de celui-ci dans l'ensemble des filtrats par rapport à l'eau usée. Par contre, Finlayson et Chick (1983) ont obtenu une augmentation du pH dans les filtrats d'un lit planté de *Typha latifolia*. La différence entre ces deux résultats peut s'expliquer par les plantes et le type de sable utilisés. Mais aussi par les activités microbiennes de nitrification dans les lits. Dans le présent travail, l'on a obtenu une nitrification de l'ammonium. Or ce processus est consommatrice de l'alcalinité des eaux, d'où la diminution de pH des filtrats des lits.

Nous n'avons pas obtenu une différence significative entre la conductivité et le TDS des filtrats avec ceux de l'eau usée. Un résultat similaire a été obtenu par Rivera *et al.* (1996) qui ont obtenu de changement de la conductivité. Par contre, Abissy et Mandi (1998), ont obtenu une supériorité de la conductivité des filtrats de leur lit planté à celle des filtrats du lit témoin qui était constitué par un sol nu. Cette différence entre les résultats de ce travail et ceux de Abissy et Mandi (1998) pourrait s'expliquer par le fait que ces auteurs ont utilisé un sol qui avait subi l'impact des eaux usées pendant plus de 60 ans (donc riche en matière organique) or le sable utilisé dans cette étude est dépourvu de matière organique.

Dans l'ensemble, les rendements d'enlèvement de la DCO sur les lits plantés sont supérieurs à ceux du lit témoin. Ce résultat s'explique par le fait que dans les lits plantés, les activités microbiennes d'oxydation de la charge organique polluante sont optimisées à cause de la présence d'oxygène dans le milieu. En effet, les plantes vont rejeter au niveau des racines, de l'oxygène pendant les périodes de photosynthèse. Les rendements d'enlèvement de la DCO par les lits plantés de cette étude sont supérieurs à ceux obtenus par Urbanc-Bercic (1994) (36%). Les différences observées

entre ces travaux et ceux de cette étude s'explique par le fait que ce sont des plantes différentes qui ont été utilisées et que les épaisseurs et la qualité des lits n'étaient pas les mêmes. Pour la qualité physique des eaux traitées, on a obtenu des filtrats limpides par rapport à l'eau usée. Ce résultat s'explique par la rétention par les filtres des solides.

Concernant l'enlèvement de NH_4^+ dans les lits, les mécanismes d'enlèvement sont d'ordre physico-chimique et biologique. Cependant, la concentration élevée de NO_2^- et NO_3^- dans les filtrats suggèrent que le processus biologique est dominant dans les lits. Cela se comprend, car les plantes des lits plantés transfèrent l'oxygène dans la rhizosphère ce qui permet aux bactéries nitrifiantes d'oxyder le NH_4^+ . Par ailleurs, les lits plantés éliminent plus l'azote par rapport au sol nu. Cela pourrait s'expliquer par la disponibilité de l'oxygène dans la rhizosphère sur les lits plantés par rapport au lit témoin non planté. En effet, l'oxygène qui diffuse à travers les racines stimule la croissance des bactéries nitrifiantes au niveau de la rhizosphère (Gesberg *et al.* 1986 ; Armstrong et Armstrong, 1988 ; 1990). Cette hypothèse semble d'autant plus plausible que l'*Amaranthus* qui a l'indice foliaire le plus élevé donne un meilleur résultat d'enlèvement de NH_4^+ que *Corchorus*. Les résultats obtenus vont dans le même sens que ceux de Abissy et Mandi (1998). En effet, ces auteurs avaient observé un meilleur abattement de l'azote par dans leur r aau le lit planté par rapport au lit témoin non planté. Par contre, Keffala et Ghrabi (2005) n'avaient par observé de différence significative dans l'enlèvement de NH_4^+ entre le lit planté et le témoin. Le fait que la concentration moyenne NO_2^- et NO_3^- des filtrats des lits soient supérieures à la concentration des eaux usées peut s'expliquer par le fait qu'il y a une nitrification de NH_4^+ dans les lits. Cependant, la concentration élevée de NO_2^- dans les filtrats peut être due à une inhibition de la nitratisation.

Les rendements d'enlèvement de PO_4^{3-} dans les lits plantés sont supérieurs à celui du lit témoin. Ce résultat s'explique par le fait qu'en plus du mécanisme d'adsorption du phosphore, il y a un enlèvement du aux plantes dans les lits plantés par rapport au lit témoin.

Chapter Six

Conclusion

Les lits développés éliminent la DCO, le NH_4^+ , le PO_4^{3-} des eaux usées domestiques. Par ailleurs, la présence des plantes améliore les rendements épuratoires et réduit les problèmes de colmatage. En effet, les débits d'infiltration sur les lits plantés sont supérieurs à celui du lit témoin non planté. L'on a aussi noté l'influence de la densité des plantes sur l'enlèvement de certains paramètres. Les filtrats des lits plantés ont leur pH qui varie entre 7 et 7.43 et celui du lit témoin non planté a un pH de 7.47. Par rapport à l'eau usée d'alimentation (pH = 8.15), la filtration des eaux sur les différents lit a entraîné une diminution du pH dans les filtrats.

Concernant l'enlèvement de la DCO, les lits plantés permettent une épuration de plus de 80% contre 60% pour le lit témoin.

Pour l'enlèvement de NH_4^+ , les lits plantés permettent une élimination de l'ordre de 71%. Les lits on permis d'obtenir une nitrification de l'ammonium.

Quant à l'élimination de l'orthophosphate celui-ci était aussi important dans les lits plantés par rapport au lit témoin.

En définitive, les lits plantés avec *Amaranthus* et *Corchorus* sont efficaces pour l'épuration des eaux usées domestiques par rapport au lit témoin non planté. Cependant, les lits plantés avec *Amarathus* ont démontré des capacités épuratrices supérieures à ceux de *Corchorus* avec démontré sur certainpport au lit témoin non planté. moins. Cependant, il serait souhaitable d'approfondir certains aspects de l'étude, notamment: déterminer la qualité nutritionnelle de la biomasse produite ; déterminer le mécanisme de transformation des polluants par les hydrolases adsorbées dans les sédiments du réacteur et améliorer le système en utilisant un mécanisme d'irrigation plus accessible aux populations.

Acknowledgment

This paper is based on research carried out under the auspices of the African Technology Policy Studies Network's (ATPS) Water and Environment Programme funded by the Royal Dutch Government – Activity no: 10385-DCO0020791. The authors thank Dr. Kevin Chika Urama of the Macaulay Institute, Aberdeen, UK for his contributions to the study in his capacity as the ATPS Lead Resource Person for the W&E programme. His review comments and support during the writing-up stages of the project is appreciated. The authors also thank the ATPS Communications and Outreach Department for their editorial support.

Jacque Kouakou would like to thank the following persons:

Le professeur Savane I., Doyen de l'UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université d'Abobo-Adjamé, Directeur du Laboratoire de Géosciences et Environnement et Directeur du présent mémoire ; je lui témoigne ma reconnaissance pour m'avoir accepté dans son laboratoire et pour tous les conseils et les enseignements dispensés.

Le Docteur Coulibaly L., qui a accepté de nous suivre dans la réalisation de ce travail. Sa disponibilité, son dévouement, son humilité ses conseils, son apport scientifique, matériel et financier dont j'ai bénéficié tout au long de ce mémoire. Je lui exprime mes vives reconnaissances.

Le Docteur Goulab.T.A., chef de Laboratoire de Géosciences et Environnement, pour ses critiques à l'amélioration de ce mémoire. Je lui exprime toute ma reconnaissance.

Le Docteur Diomande D., pour son assistance permanente et ses critiques dans la lecture et l'organisation de ce mémoire. Je lui témoigne mes sincères remerciements.

Le Docteur Tiho S., pour ses suggestions et critiques dans l'élaboration de ce travail. Je lui témoigne mon infinie gratitude.

Monsieur Sery., responsable du service assainissement à la SODECI pour sa contribution à l'obtention de l'eau usée domestique. Je lui adresse mes sincères remerciements.

Mme Diomonde C.C., Secrétaire Principal de l'UFR-SGE, pour le concours, ses conseils. Je lui témoigne mon infinie gratitude.

Mon grand frère Kouakou N.D., ma petite sœur YAO A.H., mes cousins Olivier k., Simplicie D., Sarakan., Alain et mes amis Kouakou A.L., Diambra S., Diawarra B., Eric S., Masime K., pour leurs encouragement et leur soutien moral.

Je remercie les étudiants de ma promotion de DEASGE (Allou J.E., Amian K., Dosso A., Amani S., Gouzile P., Gozan M., Affoue E., Soro E.) et les autres amis du campus (Dalogo A.P., Tindho V., Konan V., Akassan M., Atte G., Dao A., Kouakou T.M., Marina K.) pour leur soutien, encouragement, leur franche collaboration trouvent ici l'expression de ma reconnaissance.

Enfin, tous mes aînés doctorants (Ama A., Mangoual L., Messou A., Coulibaly S., Akpo S., Ouattara J.M.) pour leur soutien et leurs encouragement de tous les jours.

References Bibliographiques

- Abissy M., Mandi L. 1998- Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. *Revue des sciences de l'eau, Rev. Sci . Eau* 12/2 (1999), pp 285-315.
- Ake Assi L. 2001a - Flore de la Côte d'Ivoire : catalogue systématique, biogéographie et écologie. *Boissiera* 57 pp 84-87, 173-175.
- Ake Assi L. 2001b - Flore de la Côte d'Ivoire : catalogue systématique, biogéographie et écologie. *Boissiera* 58 pp 158-163, 173-175, 283-321.
- Arfi R., Guiral D., Torreton J-P. 1989 – Cycle hydrologique annuel d'une baie lagunaire eutrophe : la baie de Bietry (lagune Ebrié, cote d'ivoire). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, pp 263-273.
- Armstrong J. Armstrong W. 1988- *Phragmites australis* – a preliminary of study of soil oxidising sites and internal gaz transport pathways. *Newphytol.*, 108, pp 373-382.
- Armstrong J., Armstrong W. 1990- Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav) Trin ex Steudel, *New Phytol.*, 114, pp 121-128.
- Bally D., Blais J.F. 1998 – Le traitement des eaux usées. *Revue des sciences de l'eau* , n° spécial, pp 77-86.
- Barraque B. 1993 – L'assainissement des collectivités. Outils à la disposition des petites communes, 208 p.
- Berhaut J. 1967 - Flore du Sénégal. 2è édition pp 43, 54, 286, 332-334, 412.
- Biddlestone A.J. Gray K.R., Job G.D. 1991- Treatment of dairy farm wastewaters in engineered reed bed systems. *Process Biochemistry*, 26, pp 265-268.
- Badkoubi A. Ganjidoust H., Ghaderi A., Rajabu A. (1998) Performance of subsurface wetland in Iran. *Wat. Sci. Tech.* 38, pp 345-350.
- Brix H. 1993- Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: Transport mechanisms and rates. Reprint from *constructed wetlands for water quality Improvement* (G.A. Moshiri, Editor). Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.
- Castany G. 1989 – hydrologie: principe et méthode, Aubin Liguge portier, 336p.
- Cole S. 1998 – The Emergence of treatment wetlands, small flows, volume 12, n° 4, automne 1998.
- De Pauw N., Van Vaerenbergh E. 1981- Microalgal wastewater treatment systems: potentials and limits. *Conf. Phytodepuration and Employment of the biomass produced*. Parma, Italie, 15-16 mai.

- De La Noue J., De Pauw N. 1988- The Potential of Microalgal Biotechnology : A Review of Production and Uses of Microalgae (à paraître dans *Biotechnology Advances*).
- Desjardin R. 1990– Filtration in traitement des eaux. Ecole polytechnique de Montréal. Deuxième édition revue, pp 71-108.
- Dufour P., Slepoukha M. 1975 – L'oxygène dissous en lagune Ebrié. Influence de l'hydroclimat et des pollutions. Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan, 6 (2), pp 75-118.
- Dufour P., Kouassi A. M., Lanusse A. 1994 – Les Pollutions. In : *Environnement et ressources aquatiques de cote d'ivoire, tome II- Les milieux lagunaires*. Durant J., Dufour P., Guiral D., Zabi S.G (Eds.). Edition ORSTOM. ISBN : 2-7099-1136-1, pp 320-331.
- Edeline F. 1996 – L'épuration physico chimique des eaux, Edition CEBEDOC. Sprl, Liège., 283 p.
- Faby J.A., Brissaud F. 1997 – L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation, Office International de l'eau, pp 1-25.
- Finlayson C. M., Chick A. J. 1983 - Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Wat. Res.*, 17, (4), pp 415-422.
- Fournet J. 1978 - Flore illustrée de Guadeloupe et de Martinique. pp 53, 138, 996-997, 1490
- Gesberg R. M., Elkins B. V., Lyon S. R., Goldman C. R. 1986 - Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.*, 20, (3), pp 363-368.
- Gnagne T. 1996 – Epuration par infiltration d'eau usée à forte charge organique, en milieu tropical. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, 175 p.
- Guenookpati K. 1994 - Contribution au recensement, à l'identification et la connaissance de quelques espèces végétales utilisées dans la médecine traditionnelle et pharmacopée, chez les OUATACHI (République du Togo). Mémoire de Thèse pour l'obtention du grade de Docteur pp 21-22, 189.
- Guillaumet J. L. 1967 - Recherches sur la végétation et la flore de la Région Du Bas-cavally (Côte d'Ivoire). ORSTOM. pp189-202.
- Guilloteau J. A. 1992 – Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation : performance, biomasse et renouvellement des gaz. Thèse de doctorat spécialité science et technique de l'eau. Université louis pasteur de Strasbourg, 156p.
- Keffala C. Ghrabi A., 2005 – Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water, *Desalination* 000 (2005) 1-7.
- Leroy J.B. 1986 – Pollution des eaux. Presse Universitaire de France, 125 p.
- L'hermite P. 1991 - Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes. Elsevier Applied Science, Londres et New York.
- Makni M.H. 1995 – L'oxydation et la décontamination en infiltration percolation. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier II, 185 p.
- Masschelein W.J. 1996 – Processus unitaire du traitement de l'eau potable : Sable de filtration et mode d'action. CEBEDOC liège, pp 567-603.
- Metongo B. S., Kablan., Kouassi A. M. 1993 – Evaluation quantitative et qualitative des effluents et des polluants, OMS, Bureau Régional de l'Afrique (OMS / AFRO) et CRO, 100 p.
- Michael L. P., Paul K. W., Larry B. 1999 - Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. Department of civil and Environmental Engineering, Arizona State University, Tempe, AZ, USA. *Wat. Res. Vol. 34. No. 6*, pp, 1897-1911, 2000.

- Nichols D. S. 1983- Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 55, (5), pp 495-502.
- Oswald W. J., Gotaas H. B., Golyeke C. G., Kellen W. R. 1957- Algae in waste treatment. *Sewage and Industr. Wastes*, 29, 437-457.
- Oswald W. J., Gotaas H. B. 1957- Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 122, pp 73-105.
- Petipierre G. 1984 – Valorisation des déchets d'huilerie; Rpport final et evaluation économique – contact d'étude N°4/ET/ IMPRA/ Mon. N°comptable 5604.16 Cabinet Dusher et Patners Consultant (DPC) à Luxembourg, pp 1-30
- Reed S. C. 1990. Natural system for wastewater treatment. *WPCF*, pp 211-260.
- Sauze K. R. 1983- Croissance de la jacinthe d'eau résiduaire urbaine et effet épuratoire de la culture (2^e partie). *Ecol. Med.* 10 (3-4), pp 55-77.
- Shelef G., Soeder C. J. 1980 b. Introduction, p. VII-XI, In: *Algae Biomass-Production and use*, Shelef and C.J. Soeder (ed), Elsevier/North-Holland biomedical Press, Amsterdam.
- Tanner C.H.C., Cooke J.G. 1993- The role of artificial wetlands in treating nutrient-rich wastewater's and storm-water. Paper presented at the 22 nd New Zealand Fertiliser Manufacturers Technical Conference, Dunedin, 7 p.
- Radoux M., Kemp D. 1988 – Epuration comparée des eaux usées domestiques par trois plantations hélrophytiques et par un lagunage à microphytes sous un même climat tempéré. *Acta Oecologia Applic.*, 9, (1), pp 25-38.
- Reddy K.R., Debusk T.A. 1987- State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.* 19, (10), pp 61-79.
- Reddy K. R., D'angelo E. M. 1996- Biochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vol, 1, Vienna, Sept. 15-19, 21 p.
- Robbrecht E., Degreef J., Friis I. 2001 - Plant systematics and phytogeography for the understanding of African biodiversity. *Systematics and Geography of plants* 71 (2) AETFAP XVI pp
- Sanford W. E. Steenhuis T. S., Parlange J. M., Peverly J. H. 1995 – Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, 4, 321-336.
- Schmitt A. 1989 – Modélisation de l'épuration par infiltration. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier II, 183 p.
- Urbanc-Bercic O. 1994 – Investigation in to the use of constructed reed beds for muicipal waste dump leachate treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (4), pp 289-294.
- U.S Environmental Protection Agency. 1990- National sewage sludge survey: availability of information and data, and anticipated impacts on proposed regulations, proposed rule. *U.S. Fed. Register*, 55, 47209-47283.
- Yann L. 2005 – La phytorestauration de l'eau. Licence 1 Biologie de U.C.O.Bretagne Nord, 21p.

ATPS Working Paper Series

No. Title and Author(s) of Publication

- 1 The Effect of Economic Reform on Technological Capability by *T. Adebayo, M. S. D. Bafachwa and O. A. Bamiro*
- 2 Methodological Issues in Science and Technology Policy Research by *T. Adebayo and N. Clark*
- 4 Rehabilitation in the Manufacturing Sector in Tanzania by *S. M. Wangwe*
- 5 Agricultural Policy and Technology in Sierra Leone by *C. Squire*
- 6 Effectiveness of Agricultural Research Extension in Sierra Leone by *A. K. Lakoh*
- 8 Generation and Utilization of Industrial Innovation in Nigeria by *O. Oyeyinka, G. O. A. Laditan, and A. O. Esubiyi*
- 9 Irrigation in the Tuli Block, Botswana Water Conservation Techniques of Optimal Strategies by *I. N. Masonde*
- 10 Endogenous Technology Capacity and Capability under Conditions of Economic Policies of Stabilization and Structural Adjustment by *S. E. Chambua*
- 11 Technology and Female-Owned Business in the Urban Informal Sector of South-West Nigeria by *R. O. Soetan*
- 12 Technology Innovations Used to Overcome the Problem of Resource Scarcity in Small Scale Enterprises by *C. W. Ngahu*
- 13 Financing of Science and Technology Institutions in Kenya during Periods of Structural Adjustment by *M. Mwamadzingo*
- 14 Impact of Economic Liberalization on Technologies in Enterprises Processing Agricultural Produce by *P. Madaya*
- 15 Technology and Institutions for Private Small and Medium Firms by *B. Oyeyinka*
- 16 Institutional Reform, Price Deregulation and Technological Change in Smallholder Agriculture by *E. C. Eboh*
- 17 Adoption of Agricultural Technologies by Rural Women under the Women-in-Agriculture Program in Nigeria by *D. S. Ugwu*
- 18 Electrical Power Utilities and Technological Capacity Building in Sub-Saharan Africa by *A. Brew-Hammond*
- 19 Investigation into Factors that Influence the Diffusion and Adoption of Intentions and Innovations from Research Institutes and Universities in Kenya by *H. M. Bwisa and A. Gacuhi*
- 20 The effects of Economic Reforms on the Quality on the Quality of Technological Manpower Development in Nigeria by *H. E. Nnebe*
- 21 Issues in Yam Miniset Technology Transfer to Farmer in Southern Nigeria by *M. C. Madukwe, D. Ayichi, and E. C. Okoli*
- 22 Technological Response to Telecommunication Development: A Study of Firms and Institutions in Nigeria by *A. F. Modupe*
- 22 Technological Response to Telecommunication Development: A Study of Firms and Institutions in Nigeria by *A. F. Modupe*
- 23 Gender Differences in Small Scale Rice Farmers' Access to Technological Inputs in Enugu State of Nigeria by *D. N. Ezech*
- 24 Adoption of Sustainable Palm Oil Mini-Processing Technology in Nigeria by *N. Mbanefoh*
- 25 Domestic Energy Situation in Nigeria: Technological Implications and Policy Alternatives by *O. I. Aina*
- 26 Technological Capability in the Nigerian Leather Industry: A Firm-Level Case Study by *U. Enenwe, E. Dike, A. Ihuoma and M. Duru*

- 27 Agricultural Research and Delivery in the South-Eastern Highlands of Ethiopia: A Case Study of the SG-2000 Approach in Hitosa District by *G. Yiemene*
- 28 Impact of Computer Technology Adoption on Banking Operations in Nigeria by *A. I. Odebiyi*
- 29 Agricultural Technology Adoption on Small-Holder Farmers: Policy Options for Nigeria by *J. O. Olusi*
- 30 Donor Funding and Sustainability of Rural Water Supply and Sanitation Technologies in Swaziland by *U. Aja-Okorie and M. Mabuza*
- 31 Promotion of Production and Utilization of Ceramic Roofing Materials in the Informal Housing Industry in Sierra Leone by *T. Jamiru*
- 32 Technology Transfer and Acquisition in the Oil Sector and Government Policy in Nigeria by *R.I.Chima, E.A., Owioduoki and R.I. Ogoh*
- 33 Acquisition of Technological Capability in Africa: A Case Study of Indigenous Building Materials Firms in Nigeria by *Y. Oruwari, M. Jev, and O. Owei*
34. Analysis of Indigenous Knowledge in Swaziland: Implications for Sustainable Agricultural Development by *M. A. Dube and P. Musi*
35. Analysis and Comparison of the Agricultural Development Programme and University Agricultural Technology Transfer Systems in Nigeria by *M.C. Madukwe, E.C. Okoli, S.O. Eze*
36. Extension Services and Enterprise Development: Study of Technology Extension Services to Small and Medium Size Manufacturing Firms in by *Frederick U. Ngesa, Justus M., Ombati and Milcah Mutuku*
37. Women and Engineering in Nigeria: Towards improved Policy Initiatives and Increased Female Participation by *A.J. Badekale*
38. The Gender Variable in Agricultural Technology: A Case of Rural Farmers in Machakos District-Eastern Kenya by *E. Njira*
39. The Impact of Information Technology on the Nigerian Economy: A Study of Manufacturing and Services Sectors in the South Western and South Eastern Zones of Nigeria by *D. Ola Kajogbola*
40. Socio-Economic Consequences of Technological Change on the Rural Non-Farm Igbo Women Entrepreneurs of South-Eastern Nigeria: Implications for Farm and Non-Farm Linkages by *J. O. Alimba and J. Mgbada*
41. The Role of Development Financial Institutions in the Acquisition of Technological Capabilities by Small and Medium Enterprises in Kenya by *G.S. Namusonge*
42. Engineering Education for Industrial Development: Case Studies of Nigeria, Ghana and Zimbabwe by *A.A. Afonja, K. Sraqu-Lartey and S.A. Oni*
43. Socio-Economic and Environmental Consequences of Agricultural Technology: A Comparative Study of Small Scale Surface Irrigation Technology in Nigeria and Swaziland by *K. Urama and E. Mwendera*
44. An Assessment of the Effects of Technology Transfer on Gender Roles within a Community: The Development of Tea and Coffee Production among Smallholder Farmers in Kiambu District, Central Province, Kenya by *W. N. Karugu*
45. Assessment of Community Water and Sanitation in Ghana by *R. M. Entsua-Mensah, G. Essegbey, G. Frempong and C. Engmann*
46. Small Scale Rainwater Harvesting for Combating Water Deprivation at Orphan Care Centres in Peri-Urban Areas of Lilongwe, Malawi by *H.R. Mloza-Banda, A. Chikuni and D.D. Singa*
47. Ecological Sanitation as a Water and Environmental Conservation Technology Option: The Case of Slum Communities in Kampala by *J. Kakooza, D. Khayangayanga, J. Karundu and D. Nalubega*
48. Water Pollution by Industries in Lesotho by *D.P. Sajith*
49. Assessment of Rural Water Supply Management in Selected Rural Areas of Oyo State, Nigeria by *N. Gbadegesin and F. Olorunfemi*

Acknowledgement

This paper is based on research carried out under the auspices of the African Technology Policy Studies Network's (ATPS), Water and Environment Programme funded by the Royal Dutch Government – Activity no: 10385-DCO0020791. The authors thank Dr. Kevin Chika Urama of the Macaulay Institute, Aberdeen, UK for his contributions to the study in his capacity as the ATPS Lead Resource Person for the W&E programme. His review comments and support during the writing-up stages of the project is appreciated. The authors also thank the ATPS Communications and Outreach Department for their editorial support.

Jacques Kouakou would like to thank the following:

Le professeur SAVANE I., Doyen de l'UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université d'Abobo-Adjamé, Directeur du Laboratoire de Géosciences et Environnement et Directeur du présent mémoire ; je lui témoigne ma reconnaissance pour m'avoir accepté dans son laboratoire et pour tous les conseils et les enseignements dispensés.

Le Docteur Coulibaly L., qui a accepté de nous suivre dans la réalisation de ce travail. Sa disponibilité, son dévouement, son humilité ses conseils, son apport scientifique, matériel et financier dont j'ai bénéficié tout au long de ce mémoire. Je lui exprime mes vives reconnaissances.

Le Docteur Goula B.T.A., chef de Laboratoire de Géosciences et Environnement, pour ses critiques à l'amélioration de ce mémoire. Je lui exprime toute ma reconnaissance.

Le Docteur Diomande D., pour son assistance permanente et ses critiques dans la lecture et l'organisation de ce mémoire. Je lui témoigne mes sincères remerciements.

Le Docteur Tiho S., pour ses suggestions et critiques dans l'élaboration de ce travail. Je lui témoigne mon infinie gratitude.

Monsieur Sery., responsable du service assainissement à la SODECI pour sa contribution à l'obtention de l'eau usée domestique. Je lui adresse mes sincères remerciements.

Mme Diomande C.C., Secrétaire Principal de l'UFR-SGE, pour le concours, ses conseils. Je lui témoigne mon infinie gratitude.

Mon grand frère Kouakou N.D., ma petite sœur Yao A.H., mes cousins Olivier k., Simplicite D., Sarak N., Alain et mes amis Kouakou A.L., Diambra S., Diawarra B., Eric S., Maxime K., pour leurs encouragements et leur soutien moral.

Je remercie les étudiants de ma promotion de DEASGE (Allou J.E., Amian K., Dosso A., Amani S., Gouzile P., Gozan M., Affoue E., Soro E.) et les autres amis du campus (Dalogo A.P., Tindho V., Konan V., Akassan M., Atte G., Dao A., Kouadou T.M., Marina K.,) pour leur soutien, encouragement, leur franche collaboration trouvent ici l'expression de ma reconnaissance.

Enfin, tous mes aînés doctorants (Ama A., Mangoua L., Messou A., Coulibaly S., Akpo S., Ouattara J.M.,) pour leur soutien et leurs encouragements de tous les jours.

For more information this series and ATPS Contact:

The Executive Director
The African Technology Policy Studies Network
3rd Floor, The Chancery, Valley Road
P.O. Box 10081 00100 General Post Office
Nairobi, Kenya

Tel: +254-20-2714092/168/498

Fax: +254-20-2714028

Email: info@atpsnet.org

Website: <http://www.atpsnet.org>