



HAL
open science

Infiltration-percolation sur sable et sur fibre de coco, filtres plantes et épuration d'eaux usées domestiques à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec : cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso

Martine Kone Diallo

► To cite this version:

Martine Kone Diallo. Infiltration-percolation sur sable et sur fibre de coco, filtres plantes et épuration d'eaux usées domestiques à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec : cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso. Autre. Université Claude Bernard - Lyon I; Université Joseph Ki-Zerbo (Ouagadougou, Burkina Faso), 2011. Français. NNT : 2011LYO10323 . tel-00754938

HAL Id: tel-00754938

<https://theses.hal.science/tel-00754938>

Submitted on 20 Nov 2012

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N° Ordre : 323 - 2011

Année 2011

UNIVERSITE CLAUDE BERNARD LYON 1
ECOLE DOCTORALE E2M2



UNIVERSITE DE OUAGADOUGOU
ECOLE DOCTORALE SCIENCES ET TECHNIQUES
THESE EN COTUTELLE

présentée et soutenue publiquement le 21 décembre 2011.

Par

KONE DIALLO Martine

Pour l'obtention du

DIPLOME DE DOCTEUR

Option : Sciences Appliquées

Spécialité : Ingénierie de l'eau et de l'environnement

**INFILTRATION-PERCOLATION SUR SABLE ET SUR FIBRES DE COCO,
FILTRES PLANTES ET EPURATION D'EAUX USEES DOMESTIQUES A
DOMINANCE AGROALIMENTAIRE SOUS CLIMAT TROPICAL SEC : CAS DES
EAUX RESIDUAIRES URBAINES DE OUAGADOUGOU, BURKINA FASO**

Directeurs de thèses : Monsieur Pierre JOLY, Professeur, Université Claude-Bernard, Lyon 1 /
Monsieur Lucien BONOU, Professeur, Université de Ouagadougou

Co-Directeurs de thèse : Madame Yvette BOUVET, Professeur Emérite, Université Claude Bernard
Lyon1 /Monsieur Jean KOULIDIATI, Professeur, Université de Ouagadougou

Jury de soutenance

Président : Monsieur Karifa BAYO, Professeur, Université Ouagadougou 2

Membres : Monsieur Pierre JOLY, Professeur, Université Claude Bernard Lyon 1

Monsieur Lucien BONOU, Professeur, Université de Ouagadougou

Monsieur Théophile GNAGNE, Maître de conférences, Université Abobo-Adjamé

Rapporteurs

Monsieur Gérard MERLIN, Professeur, Université de Chambéry

Monsieur Théophile GNAGNE, Maître de conférences, Université Abobo-Adjamé

Monsieur Arsène YONLI, Maître de conférences, Université de Ouagadougou

UNIVERSITE CLAUDE BERNARD - LYON 1

Président de l'Université

Vice-président du Conseil d'Administration

Vice-président du Conseil des Etudes et de la Vie Universitaire

Vice-président du Conseil Scientifique

Secrétaire Général

M. A. Bonmartin

M. le Professeur G. Annat

M. le Professeur D. Simon

M. le Professeur J-F. Mornex

M. G. Gay

COMPOSANTES SANTE

Faculté de Médecine Lyon Est – Claude Bernard

Directeur : M. le Professeur J. Etienne

Faculté de Médecine et de Maïeutique Lyon Sud – Charles Mérieux

Directeur : M. le Professeur F-N. Gilly

UFR d'Odontologie

Directeur : M. le Professeur D. Bourgeois

Institut des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques

Directeur : M. le Professeur F. Locher

Institut des Sciences et Techniques de la Réadaptation

Directeur : M. le Professeur Y. Matillon

Département de formation et Centre de Recherche en Biologie Humaine

Directeur : M. le Professeur P. Farge

COMPOSANTES ET DEPARTEMENTS DE SCIENCES ET TECHNOLOGIE

Faculté des Sciences et Technologies

Directeur : M. le Professeur F. Gieres

Département Biologie

Directeur : M. le Professeur F. Fleury

Département Chimie Biochimie

Directeur : Mme le Professeur H. Parrot

Département GEP

Directeur : M. N. Siauve

Département Informatique

Directeur : M. le Professeur S. Akkouche

Département Mathématiques

Directeur : M. le Professeur A. Goldman

Département Mécanique

Directeur : M. le Professeur H. Ben Hadid

Département Physique

Directeur : Mme S. Fleck

Département Sciences de la Terre

Directeur : Mme le Professeur I. Daniel

UFR Sciences et Techniques des Activités Physiques et Sportives

Directeur : M. C. Collignon

Observatoire de Lyon

Directeur : M. B. Guiderdoni

Ecole Polytechnique Universitaire de Lyon 1

Directeur : M. P. Fournier

Ecole Supérieur de Chimie Physique Electronique

Directeur : M. G. Pignault

Institut Universitaire de Technologie de Lyon 1

Directeur : M. le Professeur C. Coulet

Institut de Science Financière et d'Assurances

Directeur : M. le Professeur J-C. Augros

Institut Universitaire de Formation des Maîtres

Directeur : M. R. Bernard

Remerciements

Le présent travail, encouragé et soutenu par la Direction de l'IRSAT et la Délégation Générale du CNRST a été mené en cotutelle entre l'Université Claude Bernard Lyon1 et l'Université de Ouagadougou. Il a été possible grâce à un financement du Service de Coopération et d'Action Culturelle de l'Ambassade de France au Burkina Faso et à l'appui du Fond National pour l'Education et la Recherche (FONER). J'adresse mes sincères remerciements à toutes ces institutions.

Madame Yvette Bouvet-Dupanloup, Professeur émérite au moment où j'entamais cette thèse n'a pas hésité une seconde à en accepter la codirection. Qu'elle trouve ici le témoignage de ma gratitude pour ses conseils avisés et son soutien indéfectible au cours de mes différents séjours en France, car je savais qu'elle répondrait toujours présente dès que j'en exprimerais le besoin.

Je voudrais dire merci du fond du cœur au Professeur Pierre Joly qui a assuré la direction de ce travail. Il a su me guider et m'apporter un appui pédagogique inestimable tout au long de ce travail.

Le Professeur Jean Kouliadiati, à qui j'ai soumis l'idée de reprendre mes études après près de dix années d'activités professionnelles m'a encouragée en acceptant de codiriger les travaux et a soutenu mes démarches dans la recherche d'un laboratoire d'accueil en France. Je lui exprime ici ma profonde gratitude.

Le Professeur Lucien Bonou qui a bien voulu diriger cette étude malgré ses charges administratives, a toujours su m'accompagner vers l'aboutissement de ce travail de longue haleine. Qu'il trouve ici le témoignage de ma reconnaissance.

Mes remerciements vont à l'endroit des membres du comité de pilotage, Monsieur Jean-Pierre Canler, Madame Catherine Boutin et Monsieur Alain Liénard, tous chercheurs au CEMAGREF de Lyon, qui ont guidé mes premiers pas dans le domaine du traitement des eaux usées par des procédés biologiques à travers leurs conseils et leurs critiques constructives mais également pour m'avoir associée à des équipes pour des sorties de terrain qui m'ont été très bénéfiques.

Mes remerciements s'adressent au Professeur Gérard Merlin, au Professeur Théophile Gnagne et au Professeur Arsène Yonli qui m'ont fait l'insigne honneur d'évaluer ce travail et d'en fournir chacun un rapport scientifique.

Je voudrais adresser mes vifs remerciements à toute la Direction de l'Institut de Génie de l'Environnement Ecodéveloppement (IG2E) de l'Université Claude Bernard Lyon 1, pour m'avoir acceptée au sein de l'Institut dans des conditions idéales de travail. Je n'oublie pas

Murielle, Nicole, Nadège, Claude, Véronique et Nathalie, qui ont su me rendre le travail agréable par le climat de convivialité et de sympathie entretenu dans le service.

Je suis reconnaissante au Professeur Agnès Richaume qui n'a ménagé aucun effort pour l'acquisition de matériel et de réactifs de laboratoire, sans lesquels le volet expérimental du travail sur les pilotes au Burkina Faso aurait été compromis.

Je dis un grand merci au Professeur Sylvie Barraud et à Monsieur Stéphane Vacherie du Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE) de l'INSA de Lyon pour l'analyse de la perméabilité des échantillons de sable et de fibres de coco.

J'exprime ma reconnaissance au Professeur Gilles Comtes et son équipe du Centre d'Etude des Substances Naturelles (Laboratoire d'Ecologie Microbienne) de l'Université Claude Bernard Lyon 1, pour leur contribution à l'analyse des composés phénoliques des fibres de coco.

J'adresse mes sincères remerciements à la Direction Générale de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA) du Burkina Faso ainsi qu'aux responsables du laboratoire de Paspanga à Ouagadougou pour leur soutien logistique dans la collecte des premières données.

J'exprime ma gratitude à Soumaïla Sodrè et Ousmane Ouédraogo pour leur disponibilité constante.

Monsieur Théodore Nana m'a apporté un appui inestimable dans les prélèvements d'eaux usées à la station de lagunage et l'alimentation des pilotes. C'est l'occasion de lui témoigner toute ma reconnaissance pour son dévouement et son dynamisme au travail.

Le Professeur yvonne Bonzi, le Professeur Abdoulaye Sérémé, le Docteur Inoussa Zongo, le Docteur Constantin Maniétou Dabiré et Monsieur Aboubacar Zougouri, m'ont fait l'amabilité de lire et corriger le manuscrit. Leurs critiques et observations m'ont été utiles pour améliorer aussi bien le fond que la forme du mémoire. Qu'ils trouvent à travers ces lignes le témoignage de ma profonde gratitude et de mon amitié.

Je ne saurais oublier d'associer à ces remerciements mes familles et amis de France qui ont toujours été présents par leur soutien moral indéfectible, ce qui m'a permis de surmonter les moments de découragements et de solitude. Il s'agit de :

- Madame Angela Sauvage Sanna et sa fille Emmanuelle qui ont su à travers leur amitié me rassurer et guider mes premiers pas à Lyon ;
- Nathalie Philippon pour sa présence et son amitié inconditionnelle ;
- Sari Dembélé et son épouse Mouna pour leur hospitalité et leur disponibilité constante ;
- René et Geneviève Clerjon pour les moments inoubliables passés avec eux à Mornant et pour leur amitié ;

- Amidou Ouédraogo et son épouse Ida, Lydie Soalla et Liliana Juc avec qui j'ai partagé beaucoup de moments de joie et de convivialité ;

Je suis reconnaissante à mon amie Chantal Bazémo et à son mari Maurice pour leurs encouragements.

Je ne saurai terminer sans exprimer ma profonde reconnaissance à mon époux Amadou Diallo pour son soutien, sa patience et sa disponibilité; à mes enfants, Kader, Khalid et Hakim qui ont certainement souffert de mon absence pendant mes nombreux séjours à Lyon, je voudrais les assurer de mon amour et de ma reconnaissance.

A mes parents et particulièrement à ma sœur Jacqueline, j'exprime ma profonde gratitude pour leur soutien inconditionnel et constant.

Mes remerciements s'adressent enfin à toutes les personnes physiques ou morales que je n'ai pu citer et qui ont apporté leur soutien d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail.

*A la tendre mémoire de ma tante Fatouma Zerbo,
décédée trop tôt pour voir la réalisation d'un de mes rêves.*

Table des matières

Liste des tableaux	4
Liste des figures	5
Liste des acronymes et abréviations	9
Résumé	10
Introduction générale	12
1 Etat des lieux de l'assainissement au Burkina Faso	17
1.1 Généralités sur le Burkina Faso	18
1.1.1 Description des caractéristiques physiques du Burkina Faso	18
1.1.2 Le contexte socio-économique	19
1.2 Problématique de la gestion des eaux usées, excréta et matières de vidange dans les villes	21
1.2.1 La situation de l'assainissement au Burkina Faso	21
1.2.2 Inventaire des sources de pollution liées aux activités anthropiques.	23
1.2.3 Les technologies mises en œuvre au Burkina Faso	30
1.2.4 Impact des rejets d'eaux usées et excréta sur les ressources en eau	41
1.3 Conclusion	46
2 Revue bibliographique	47
2.1 Généralités sur les procédés biologiques extensifs.	48
2.1.1 Principe de l'épuration biologique	48
2.1.2 Les paramètres caractéristiques indicateurs de pollution	55
2.2 Les cultures fixées sur supports fins	61
2.2.1 Conditions générales de fonctionnement	61
2.3 Les filtres plantés de macrophytes	65
2.3.1 Naissance et évolution de la technologie	65
2.3.2 Les filtres plantés à écoulement vertical	73
2.3.3 Les filtres plantés à écoulement horizontal	78
2.4 Synthèse bibliographique sur les matériaux utilisés	81
2.4.1 Les fibres de coco comme support de culture	81

2.5	<i>Andropogon gayanus</i> et <i>Chrysopogon nigritana</i>	87
2.5.1	Généralités sur <i>Chrysopogon nigritana</i>	87
2.5.2	Généralités sur <i>Andropogon gayanus</i>	91
3	Potentialités épuratoires du sable et des fibres de coco en traitement des eaux résiduaires urbaines	95
3.1	Introduction	96
3.2	Matériels et méthodes	97
3.2.1	Les dispositifs expérimentaux	97
3.2.2	Protocole expérimental	98
3.2.3	Les méthodes d'analyse	101
3.2.4	Caractérisation des matériaux de filtration	103
3.2.5	La DCO et la conductivité électrique, liée aux fibres brutes dans les conditions du laboratoire	106
3.2.6	La conductivité hydraulique des fibres de coco et du sable	106
3.2.7	Le comportement hydraulique des filtres	107
3.3	Résultats et discussions	108
3.3.1	La typologie des eaux usées	108
3.3.2	Justification du choix d'un bassin anaérobie au lieu d'une fosse septique	110
3.3.3	Caractéristiques granulométriques du sable	111
3.3.4	Conductivité hydraulique mesurée pour les deux matériaux de filtration	112
3.3.5	L'hydraulique des filtres dès les premières heures d'écoulement	113
3.3.6	Débit d'infiltration moyen sur 24 heures	116
3.3.7	Evolution de la DCO, de la conductivité électrique et des teneurs en sels minéraux des fibres de coco dans les conditions de laboratoire	117
3.3.8	Résultats du dosage des composés phénoliques des fibres de coco	118
3.3.9	Performances épuratoires comparées des filtres sur l'élimination de la pollution	119
3.3.10	Abattement de la Demande Chimique en Oxygène	119
3.3.11	Abattement de la Demande Biochimique en oxygène	124
3.3.12	Evolution des teneurs en nutriments dans les filtrats	127
3.3.13	L'évolution des paramètres physico-chimiques des filtrats	135
3.3.14	Abattements des matières en suspension à l'issue du traitement	145
3.3.15	Abattements des Coliformes fécaux à l'issue du traitement	147
3.4	Conclusion	149
4	Filtres plantés de <i>Chrysopogon nigritana</i> et <i>Andropogon gayanus</i> en traitement d'eaux résiduaires urbaines	151

4.1	Matériel et Méthodes	152
4.1.1	Le matériel végétal	152
4.1.2	Le matériau granulaire de filtration	153
4.1.3	Les dispositifs expérimentaux	154
4.1.4	Le protocole expérimental	154
4.1.5	Evolution des plants	155
4.1.6	Contexte physique et climatique de l'étude	156
4.2	Résultats et discussions	158
4.2.1	Comportement général des plants	158
4.2.2	Fonctionnement des pilotes	164
4.2.3	Performances épuratoires des filtres plantés	167
4.3	Conclusion	186
<i>Conclusion générale et perspectives</i>		188
Les fibres de coco comme support de culture, en traitement des eaux usées et excréta.		190
Les filtres plantés de <i>Andropogon gayanus</i> et <i>Chrysopogon nigritana</i>		191
Perspectives		192
Les fibres de coco		192
Les filtres plantés		192
Travaux ultérieurs		193
<i>Références bibliographiques</i>		195
<i>Annexes</i>		208

Liste des tableaux

<i>Tableau 1: Variabilité de la composition des fibres de coco (Extrait de Morel et al., 2000).</i>	83
<i>Tableau 2 : Teneurs en sels minéraux solubles des fibres de coco, données par quelques auteurs.</i>	84
<i>Tableau 3 : Caractéristiques physiques de la fibre de coco. (extrait de Falienor, 2003).</i>	85
<i>Tableau 4 : Composition chimique élémentaire de quelque biosorbants</i>	86
<i>Tableau 5 : Composition des massifs filtrants</i>	99
<i>Tableau 6 : Les régimes hydrauliques appliqués aux pilotes</i>	100
<i>Tableau 7: Valeurs caractéristiques des paramètres mesurés pour l'effluent d'alimentation issu du bassin anaérobie 2 de lagune</i>	109
<i>Tableau 8 : Titres hydrotimétriques et concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} en entrée et en sortie du bassin anaérobie 2 (eaux brutes)</i>	110
<i>Tableau 9 : Paramètres des eaux usées de trois fosses septiques.</i>	111
<i>Tableau 10 : Début de l'écoulement au sein des pilotes aux trois débits successifs</i>	116
<i>Tableau 11 : Proportion des volumes restitués à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$</i>	116
<i>Tableau 12 : Analyse quantitative de quelques ions contenus dans le substrat de coco.</i>	118
<i>Tableau 13 : Variation de la teneur du substrat de coco en composés phénoliques avec le temps d'extraction à l'eau distillée.</i>	118
<i>Tableau 14 : Evolution des abattements de la pollution au sein des réacteurs biologiques aux différentes charges appliquées</i>	119
<i>Tableau 15: Paramètres caractéristiques de l'effluent d'alimentation des pilotes</i>	169
<i>Tableau 16 : Valeurs moyennes et écart-types des paramètres caractéristiques des filtrats à la sortie des filtres plantés</i>	169

Liste des figures

Figure 1 : Carte de l'Afrique et localisation du Burkina Faso	18
Figure 2: Situation de l'accès à l'assainissement au Burkina Faso (source: INSD)	23
Figure 3: Mode d'élimination des eaux usées dans la ville de Ouagadougou (source INSD)	25
Figure 4 : Mode d'élimination des eaux usées au Burkina Faso (source INSD)	25
Figure 5 : Développement de la jacinthe d'eau sur le barrage n°2 de Ouagadougou en 2011	25
Figure 6: Plan de la station de lagunage de Ouagadougou (Source : DASS ONEA)	34
Figure 7 : Plan du réseau d'assainissement collectif de Ouagadougou (source DASS ONEA)	34
Figure 8: vue de la sortie du bassin anaérobie 2 de la lagune de Kossodo (Ouagadougou)	35
Figure 9: Fuseau granulométrique du DTU 64.1 (source CEMAGREF)	63
Figure 10 : Filtre planté de roseau à écoulement vertical avec le système d'alimentation (France)	68
Figure 11 : filtre planté de roseaux à écoulement vertical avec un système d'aération (France)	68
Figure 12 : filtre planté de roseaux à écoulement horizontal (France)	68
Figure 13 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical (source CEMAGREF)	73
Figure 14: coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal (source CEMAGREF)	78
Figure 15 : Une vue de <i>Chrysopogon nigritana</i>	87
Figure 16 : Une vue de <i>Andropogon gayanus</i>	94
Figure 17 : Coupes schématiques des dispositifs expérimentaux avec cheminée d'aération (à gauche) sans cheminée d'aération (à droite).	97
Figure 18 : Une vue des fibres de coco ayant servi de support de culture	104
Figure 19 : Montage du dispositif de mesure de la perméabilité des matériaux de filtration	107
Figure 20 : Courbe granulométrique du sable de filtration	112
Figure 21 : Evolution des volumes restitués les premières heures après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	115
Figure 22 : Evolution des volumes restitués les premières heures après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	115
Figure 23 : Evolution des volumes restitués les 180 premières min après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	115
Figure 24: Evolution temporelle de la conductivité électrique et de la DCO de l'extrait du substrat de coco à l'eau distillée	117
Figure 25: Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	121
Figure 26 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	123
Figure 27 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	124
Figure 28 : Moyennes et écart-types de la DBO_5 en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	125
Figure 29 : Moyennes et écart-types de la DBO_5 en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.	126
Figure 30 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	128

Figure 31 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	130
Figure 32 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates et ammonium en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	131
Figure 33 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	133
Figure 34 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	134
Figure 35 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	135
Figure 36: Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{s.cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	137
Figure 37 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	137
Figure 38 : Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{s.cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	138
Figure 39 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	139
Figure 40 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{s.cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	140
Figure 41 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	140
Figure 42 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	142
Figure 43 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de pH à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	142
Figure 44 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	143
Figure 45 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	144
Figure 46 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs des MES en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	145
Figure 47 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs des CF en UFC/100 ml à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$	148
Figure 48: Aspect des plants trois semaines après repiquage. (a) <i>C. nigritana</i> , (b) <i>A. gayanus</i>	152
Figure 49 : Aspect des plants 14 semaines après repiquage, (a) <i>C. nigritana</i> , (b) <i>A. gayanus</i>	153
Figure 50 : Aspect des plants à 27 semaines (à gauche) et 29 semaines (à droite)	153
Figure 51 : Courbes d'évolution de l'évapotranspiration potentielle au Burkina Faso en 2009 et 2010 (source météo Burkina Faso)	157
Figure 52: Evolution de l'évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle et de la température maximale mensuelle en 2009 (source météo Burkina Faso)	157
Figure 53 : Evolution de la taille des plants après repiquage et alimentation à l'eau claire	160
Figure 54: Evolution de la taille des plants après le 1 ^{er} faucardage et alimentation à l'eau usée	160

<i>Figure 55: Evolution de la taille des plants après le 2^{ème} faucardage et alimentation à l'eau claire</i>	160
<i>Figure 56: Etat de flétrissement de non retour de A. Gayanus (à droite) après un temps de repos exceptionnel de cinq jours</i>	162
<i>Figure 57: Evolution des volumes restitués les trois jours successifs au cours de la première année</i>	165
<i>Figure 58 : Evolution des volumes moyens restitués les trois jours successifs au cours de la deuxième année</i>	165
<i>Figure 59 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L⁻¹ des deux filtres plantés</i>	167
<i>Figure 60 : Moyennes et écart-types des valeurs de la DBO₅ des deux filtres plantés</i>	170
<i>Figure 61 : A. gayanus (à gauche) et C. nigriflora (à droite) 8 semaines après le premier faucardage et sous alimentation à l'eau usée</i>	172
<i>Figure 62 : Evolution temporelle des teneurs en nitrates au niveau des deux filtres plantés</i>	175
<i>Figure 63 : Moyennes et écart-types des teneurs en nitrates et sels ammoniacaux en mg.L⁻¹ à la sortie des deux réacteurs biologiques</i>	175
<i>Figure 64 : Variation temporelle des teneurs en orthophosphates des filtrats issus des deux réacteurs biologiques</i>	177
<i>Figure 65 : Moyennes et écart-types des teneurs en orthophosphates exprimées en m.g.L⁻¹ à la sortie des deux réacteurs biologiques.</i>	177
<i>Figure 66 : Evolution temporelle du pH à l'issue du traitement par les filtres plantés.</i>	179
<i>Figure 67: Moyennes et écart-types des valeurs de pH des filtrats issus des deux réacteurs biologiques</i>	180
<i>Figure 68 : Evolution temporelle de la conductivité électrique des filtrats issus des deux filtres plantés</i>	182
<i>Figure 69 : Moyennes et écart-types des valeurs de conductivité des filtrats issus des deux filtres plantés</i>	184
<i>Figure 70 : Evolution temporelle de la turbidité de l'effluent issu des filtres plantés</i>	185
<i>Figure 71: Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de turbidité de l'effluent issu des filtres plantés</i>	185

Publications dans les revues internationales

KONE Martine, BOUVET Yvette, BONOU Lucien, KOULIDIATI Jean, JOLY Pierre. Etude de la pollution des eaux par les intrants agricoles : Cas de cinq zones d'agriculture intensive du Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*. (2009). 17, 6-15.

KONE Martine, ZONGO Inoussa, BONOU Lucien, KOULIDIATI Jean, JOLY Pierre, BOUVET Yvette, SODRE Soumaïla. Traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés à flux vertical sous climat Soudano-Sahélien. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* (2011) 5(1) 217-231.

Communications

Martine KONE^{a*}, Inoussa ZONGO^a, Lucien BONOU^b, Jean KOULIDIATI^b, Pierre JOLY^c, Yvette BOUVET^c. Utilisation de filtres plantés d'*Andropogon gayanus* et de *Vetiveria nigriflora* après un bassin anaérobie de lagunage en traitement d'eaux résiduaires urbaines sous climat soudano-sahélien. Forum national de la Recherche scientifique et des Innovations technologiques (FRSIT). 27 novembre au 04 décembre 2010. Bobo Dioulasso. Burkina Faso.

Martine KONE^{a*}, André KIEMA. Eau et changements climatiques. Programme de renforcement des capacités des chercheurs africains / changements climatiques et financement de la recherche UA/SFGRAD et AFTAAC. 22 octobre au 06 novembre 2010. Ouagadougou (Burkina Faso).

Martine KONE^{a*}, Lucien BONOU^b, Jean KOULIDIATI^b, Pierre JOLY^c, Yvette BOUVET^c. Des filtres plantés d'*Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigriflora* en traitement d'eaux résiduaires urbaines. Conférence Internationale des Formations d'Ingénieurs et de Techniciens d'Expression Française CITEF. 19 – 21 octobre 2011. Limoges (France).

Liste des acronymes et abréviations

CEMAGREF	Centre d'Etude du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts
CF	Coliformes Fécaux
CMA	Centre Médical avec Antenne Chirurgicale
CREPA	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût.
DASS	Direction de l'Assainissement
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène de cinq jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
ECOSAN	Ecological Sanitation
EH	Equivalent-Habitant
FAO	Food and Agriculture Organization
FC	Filtre à substrat de Coco
FCA	Filtre à substrat de Coco Aéré
FPA	Filtre Planté de <i>Andropogon gayanus</i>
FPV	Filtre Planté de <i>Vetiveria nigriflora</i>
FS	Filtre à Sable
FSA	Filtre à Sable Aéré
FODEPI	Fond de Dépollution Industrielle
GIRE	Gestion Intégrée des Ressources en Eau
INSD	Institut National de la Statistique et de la Démographie
MEF	Ministère de l'Economie et des Finances
MES	Matières En Suspension
OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement
OMM	Organisation Mondiale de la Météorologie
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEA	Office National de l'Eau et de l'Assainissement
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
SCADD	Stratégies de Croissance Accélérée pour le Développement Durable
TCM	Toilette à Chasse Manuelle
UNESCO	Organisation de Nations Unies pour l'Education la Science et la Culture
VIP	Ventileted Improved Pit latrine
WC	Water-Closet

Résumé

Au Burkina Faso, l'un des soucis majeurs demeure la gestion des eaux usées et excréta. Dans l'optique de trouver une alternative à l'assainissement autonome (assainissement non collectif), des technologies biologiques rustiques par cultures fixées sur supports fins, destinées aux petites et moyennes collectivités ont été expérimentées.

Le premier volet du travail expérimental à consister à évaluer les performances comparées du sable et des fibres de coco en traitement d'eaux résiduaires urbaines après un processus anaérobie par lagunage.

Dans une deuxième étape, ont été évaluées les performances épuratoires de filtres plantés de *Andropogon gayanus* Kunth et *Chrysopogon nigritana* (Benth) Veldkamp deux poaceae des zones tropicales.

Les abattements moyens d'élimination de la pollution biodégradable sont respectivement de 99% et 98% à la sortie du filtre à sable et de celui de substrat de coco.

Cependant, il y a une DCO ajoutée due à l'extraction de composés phénoliques du substrat de coco qui occulte les performances réelles de ce support de culture.

Toutefois, en l'absence d'une bonne nitrification au sein du massif de substrat de coco, contrairement au sable, nous avons relevé une élimination de l'azote sous forme d'ammonium avec un rendement de 75%. Par ailleurs, ce matériau végétal par sa structure très poreuse a montré une plus grande capacité à éliminer les sels minéraux comparativement au sable.

Quant aux filtres plantés de *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigritana*, si les deux pilotes ont assuré des abattements de plus de 97% de la DBO₅, le premier a assuré un prélèvement plus important des nutriments (N et P).

Mots clés : Traitement, DBO₅, eaux usées, fibres de coco, filtres plantés, *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon nigritana*.

Infiltration-percolation on sand and coir, constructed wetlands in the domestic sewage treatment under dry tropical climate: case of urban waste water of Ouagadougou, Burkina Faso

Abstract

In Burkina Faso, wastewater and excreta management in the urban and rural areas remains a big concern. In order to find an alternative to on-site sanitation by the exclusive use of excreta collecting system without treatment, extensive biological processes of wastewater treatment have been experimented.

At first, the comparative performances of two materials (sand and coconut fibers) were evaluated in wastewater treatment. An anaerobic pond served as the primary treatment.

Then in a second step, *Andropogon gayanus* Kunth and *Chrysopogon nigritana* (Benth) Veldkamp, two tropical Poaceae, were used to treat municipal wastewater by constructed wetlands.

As results, average yields of eliminating biodegradable pollution were respectively 99% and 98% for the sand filter and the coconut fibers.

However, there is an added COD due to the extraction of phenolic compounds contained in the coconut fibers. This masks the real performance of this material on the COD removal. Moreover, without good nitrification in coconut substrate, a removal of nitrogen in ammonium form with a yield of 75% was founded.

Thanks to its very porous structure, coconut fibers showed a greater ability to remove minerals compared to sand.

The two constructed wetlands have shown good removal efficiencies of organic pollution with values above 97% of BOD₅. This was enhanced by the alternating phases of feeding and resting. For nutrients, the filter planted with *Andropogon gayanus* provided an important removal of N and P. *Chrysopogon nigritana* showed the drought resistance to evapotranspiration.

Keywords: Wastewater treatment, BOD₅, coconut fiber, constructed wetlands, *Andropogon gayanus*, *Chrysopogon nigritana*.

Introduction générale

Contexte et justification de la présente recherche

Dans les pays en développement, à revenus limités, tout est une priorité. Qu'il s'agisse de l'éducation, de la santé de l'agriculture ou de l'environnement, tout reste à faire. L'approvisionnement en eau potable et l'assainissement constituent des domaines majeurs qui requièrent d'énormes ressources pour relever le défi de l'atteinte de l'objectif 7 des Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD) en son volet 10, qui veut qu'à l'horizon 2015, soit réduite de moitié la proportion de population du globe n'ayant pas accès à un approvisionnement en eau potable et à des services adéquats d'assainissement.

Au Burkina Faso, force est de reconnaître que la majeure partie des ressources dédiées à l'atteinte de cet objectif, est destinée à l'approvisionnement en eau potable avec un taux d'accès de 81,2% des ménages en 2009 (SCADD, 2011), reléguant l'assainissement au second plan. Cependant, l'accès à l'assainissement demeure primordial en ce sens que l'absence d'assainissement a une répercussion sur la santé des populations en tant que vecteur de maladies, et partant sur l'économie, justifiant ainsi qu'une attention particulière lui soit portée.

En effet, selon les résultats de l'enquête annuelle sur les conditions de vie des ménages du Burkina Faso en 2007, 57,1% des ménages pratiquaient la défécation à l'air libre, tandis que 31,5% d'entre eux avait recours à des latrines ordinaires (non améliorées) qui ne répondent pas aux critères d'accès à un système d'assainissement adéquat selon l'entendement des OMD (INSD, 2007).

En outre, ces ouvrages ne traduisent pas des avancées positives dans le sens d'une meilleure protection de la santé des populations quand on sait que les matières de vidange (boues de vidange) générées sont rejetées dans les rues ou à la périphérie des villes.

Selon le PNUD, le taux de couverture en assainissement du Burkina Faso est de seulement 11,4% et 83,9% des ménages ne disposent d'aucun système d'évacuation et d'assainissement des eaux usées, alors que le réseau d'égouts couvre seulement 0,2% des besoins (INSD, 2007).

Pour relever le défi, le Burkina Faso, a choisi une approche par exécution de plans stratégiques d'assainissements dans les deux grandes villes du pays et les villes secondaires. Le plan stratégique consiste en la réalisation d'un réseau public séparatif de collecte des eaux usées des quartiers centraux et des unités industrielles, destinées à un traitement par lagunage dans ces villes, tandis que pour les quartiers périphériques des villes et en zone rurale, il est fait la promotion de l'assainissement individuel par des ouvrages de collecte sans traitement à l'aval.

Au regard de ce choix en assainissement individuel, l'accumulation de flux polluants sur des

parcelles d'habitation de 250 à 300 m², constitue-elle une solution viable et durable quant aux manques d'espace, à l'absence d'études préalables du sol et aux risques de pollution de la nappe peu profonde par endroit ?

Par ailleurs, si ce type d'assainissement n'est pas accompagné de mesures idoines pour la prise en charge des matières de vidange, il présente des risques importants de pollution diffuse liée aux dépotages sauvages des boues (Koanda, 2006). La conséquence, ne serait-elle pas la perte du bénéfice de l'assainissement à l'échelle familiale, par un retour de la pollution à grande échelle accompagnée de son corollaire de risques sanitaires pour les populations ?

Quelles peuvent être les solutions à court, moyen et long termes, en termes de technologies novatrices et durables qui soient en adéquation avec le contexte socioéconomique et culturel du pays, dans un souci de préservation de l'environnement et par ricochet de protection de la santé des populations ?

La problématique ainsi posée, justifie le choix d'expérimenter des procédés innovants susceptibles de répondre de façon adéquate aux préoccupations en termes d'assainissement dans les pays en développement, à l'image du Burkina Faso.

A cet effet, les lits d'infiltration-percolation et les filtres plantés, des procédés rustiques biologiques, constituent des technologies éprouvées, de traitement des eaux usées des petites et moyennes collectivités, dont les performances ont été testées avec succès depuis plusieurs décennies dans des pays développés tels que la France, l'Allemagne ou la Belgique (Molle et al, 2004 ; Cottin et Merlin, 2007 ; Vymazal et Lenka, 2008).

De façon paradoxale, des pays en développement tels que ceux de l'Afrique et en particulier des zones sahéliennes qui connaissent un ensoleillement suffisant et permanent, avec des températures favorables aux processus biologiques d'élimination de la pollution, connaissent très peu ou ignorent tout simplement ces technologies qui, de surcroît, sont accessibles techniquement et dont la mise en œuvre et le fonctionnement rustiques demandent peu de moyens comparativement à des technologiques intensives.

Il nous a donc paru judicieux, dans un premier volet expérimental, d'évaluer les potentialités épuratoires d'un matériau végétal qui connaît un engouement croissant comme support de culture en horticulture et en traitement des eaux usées dans les pays du nord, où il est le plus souvent importé d'Afrique. Il s'agit des fibres de coco ou substrat de coco, considérées comme un déchet de l'exploitation de la noix de coco.

Dans un second volet expérimental, deux plantes locales, *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigritana*, ont été utilisées en traitement des eaux usées par filtres plantés sous les conditions

climatiques soudano-sahéliennes de Ouagadougou. Il s'agit de deux poaceae à forte valeur ajoutée, car présentant un intérêt dans le domaine de l'élevage en tant que plantes fourragères, un intérêt agricole car utilisées par les paysans pour lutter contre l'érosion et pour restaurer la fertilité des sols (Champagnat et al., 2006 ; Bilgo et al., 2007), et enfin un intérêt économique étant entendu que les paysans en tirent des revenus substantiels, par la confection et la vente d'outils utilitaires.

Les objectifs scientifiques

L'objectif principal de ce travail de thèse est de proposer des technologies alternatives à l'assainissement individuel, dans les petites et moyennes collectivités (50 à 2000 EH) par l'utilisation de procédés extensifs de traitement des eaux usées et excréta, que sont les lits d'infiltration-percolation et les filtres plantés à même d'atténuer l'impact des rejets des ouvrages d'assainissement individuel sur la qualité des ressources en eau et celle de l'environnement.

Les objectifs spécifiques se déclinent comme suit :

- Evaluer la situation de l'assainissement au Burkina Faso pour en dégager les forces et les insuffisances.
- Etudier les performances épuratoires comparées de lits d'infiltration-percolation sur sable et sur fibres de coco en traitement des eaux résiduaires urbaines.
- Evaluer les capacités épuratoires de *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigritana*, en traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés.

Le premier chapitre dresse l'état des lieux de l'assainissement au Burkina Faso. La situation de l'assainissement au regard des besoins a permis d'apprécier la pertinence des choix d'ouvrage en assainissement autonome et collectif en rapport avec leurs impacts potentiels sur le milieu récepteur, pouvant justifier de se pencher sur d'autres solutions technologiques à même d'inverser la tendance.

Le deuxième chapitre consacré à la revue bibliographique, présente pour commencer, le principe qui fonde le traitement biologique et son adéquation avec les conditions climatiques tropicales, avec en sus une présentation des procédés de traitement des eaux usées par cultures fixées sur supports fins en termes de conditions générales de fonctionnement et de performance.

Ce chapitre passe en revue la littérature relative à l'évaluation des technologies proposées afin de

mettre en exergue les résultats et expériences acquis à travers le monde dans l'application de ces technologies justifiant leur intérêt.

Avant d'aborder les troisième et quatrième chapitres dédiés à l'expérimentation, il était indiqué de se familiariser avec les matériaux végétaux utilisés. C'est en cela que le choix d'une synthèse bibliographique sur le substrat de coco et les poaceae, *Chrysopogon nigritana* et *Andropogon gayanus* se justifie.

Le troisième chapitre, consacré à la présentation des résultats expérimentaux de l'infiltration-percolation sur fibres de coco et sur sable, indique au préalable les caractéristiques physiques et chimiques des supports de cultures. Cette phase est suivie de l'exploitation des résultats aux fins de dégager les performances des filtres, eu égard aux conditions de fonctionnement en termes d'hydraulique au sein des massifs filtrants et de l'impact de la typologie domestique à dominance agroalimentaire des eaux usées sur le comportement de ces filtres.

Le quatrième chapitre est relatif à la capacité d'adaptation de *Chrysopogon nigritana* et *Andropogon gayanus* en traitement d'eaux résiduaires urbaines et à leurs performances comparées en termes d'élimination de la pollution. Il a permis d'analyser le comportement des plantes face aux conditions climatiques, au stress hydrique et à l'absence de nutriments. Intervient ensuite une évaluation des performances comparées des deux plantes en termes de comportement hydraulique, d'élimination de la pollution organique et de prélèvement des nutriments.

1 Etat des lieux de l'assainissement au Burkina Faso

1.1 Généralités sur le Burkina Faso

1.1.1 Description des caractéristiques physiques du Burkina Faso

1.1.1.1 Situation géographique

Le Burkina Faso est un pays continental de 274 000 km² avec un relief plat. Il est situé au cœur de l’Afrique de l’Ouest (figure 1) entre les latitudes 10 et 15 degrés Nord, 2° 30’ de longitude Est et 5° 30’ de longitude Ouest. L’altitude moyenne est de 400 m. C’est un pays sahélien, avec une prédominance de roches cristallines sur plus de 80% du territoire, une structure géologique qui favorise peu la rétention d’eau souterraine.

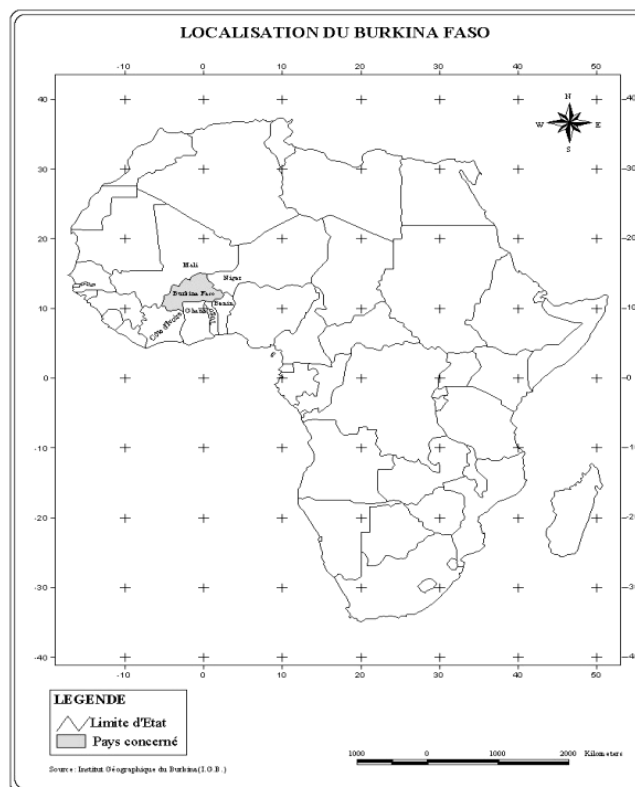


Figure 1 : Carte de l'Afrique et localisation du Burkina Faso

1.1.1.2 Le climat

Le pays a un climat intertropical de type soudano-sahélien caractérisé par deux saisons. Une saison pluvieuse de 3 à 7 mois du nord au sud, selon la zone géographique et une saison sèche le reste du temps. Le pays se subdivise en trois zones climatiques :

Une zone sahélienne située au delà du parallèle 14°N et qui occupe le quart du territoire avec des précipitations moyennes annuelles comprises entre 300 et 600 mm qui durent 2 à 3 mois par an.

Une zone soudano-sahélienne située entre les parallèles 11°30' et 14°N occupe la moitié du territoire et intègre la commune urbaine de Ouagadougou, ville où l'expérimentation a eu lieu. Les précipitations qui durent de 3 à 4 mois par an, y sont comprises entre 600 et 900 mm.

Le quart restant du territoire est occupé par une zone soudanienne située au sud du parallèle 11°30' N. On y enregistre les précipitations les plus importantes, variant entre 900 et 1200 mm et qui durent de 4 à 7 mois par an.

Depuis les années 70, le Burkina Faso connaît des périodes de sécheresse qui provoquent une diminution des réserves en eaux souterraines. Le désert avance et les températures en hausse alliées à la forte évapotranspiration dont la moyenne annuelle vaut 2000 mm (DCE, 2006), concourent à l'assèchement précoce des cours d'eau.

Selon les prévisions du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les changements climatiques qui se traduisent entre autres par des hausses de températures à la surface de la terre, auront des conséquences plus exacerbées en Afrique (Rapport OMD, 2008), avec notamment des déficits pluviométriques plus importants et de façon paradoxale des précipitations dont l'importance entraînera des inondations à l'image de celle du 1^{er} septembre qu'a connu la ville de Ouagadougou et ses environs.

Cela augure d'une plus grande vulnérabilité des populations de cette zone du monde, qui disposent cependant d'une moindre capacité d'adaptation aux conséquences de ces changements climatiques comparativement aux pays développés. Cet état de fait impose aux populations une gestion plus rigoureuse de l'eau et à un recours au recyclage des eaux usées. Ce besoin de ressource complémentaire en eau explique la réutilisation des eaux usées sans traitement préalable, avec son corollaire de risques de maladies hydriques dans la plupart des villes africaines (Sou, 2009 ; Cissé, 1997).

1.1.2 Le contexte socio-économique

Le recensement général de la population du Burkina Faso de 1975 faisait état de 5.638.203 habitants alors qu'en 1985 on comptait 7 964 705 d'habitants. En 2006 on a dénombré 14.017.262 habitants, ce qui signifie qu'en 30 ans la population a presque triplé.

Selon les projections de l'Institut National de la Statistique et de la Démographie, le Burkina Faso pourrait compter 18.450.494 habitants à l'horizon 2015 (INSD, 2009). Un phénomène inhérent à l'accroissement exponentiel de la population est la migration. Entre 1985 et 1991 on estime à 10 % la proportion de la population concernée par la migration. Ces migrations qui sont essentiellement motivées par la recherche de conditions de vie meilleure, conduisent les migrants

vers les villes dont Ouagadougou et Bobo Dioulasso en particulier, mais également vers d'autres pays. Ces deux grandes villes, concentrent 35% de la population urbaine du pays avec 1/3 de cette population installée de façon anarchique dans les zones périurbaines constituées de quartiers spontanés, sans un schéma d'aménagement urbain établi (SIE, 2004).

Pour apprécier l'ampleur du phénomène, le dernier recensement indique que la commune urbaine de Ouagadougou compte 1 499 023 habitants pour une densité moyenne de 2847,9 hab.km⁻², alors que la densité moyenne au plan nationale est de 49 hab.km⁻² (MEF, 2009), traduisant ainsi la forte pression démographique en milieu urbain, nécessitant des besoins accrus en termes d'ouvrages d'approvisionnement en eau potable et d'assainissement.

De façon générale, la densité de la population en milieu urbain est en constante hausse puisque le taux d'urbanisation augmente au fil des ans. A titre d'exemple ce taux était de 15,4% en 1996 contre 12,7% en 1985 tandis qu'il avait atteint 22,7% en 2006 (INSD, 2009).

Le taux national d'alphabétisation était de 25,7% en 2005, avec une disparité entre milieu rural et zone urbaine pour des taux respectifs de 16,9 et 61,7% (INSD, 2005). Plus les populations sont alphabétisées plus les frontières de l'ignorance sont repoussées, tant et si bien que celles-ci sont à même de mieux gérer les problèmes d'hygiène et d'assainissement.

Au plan économique, selon des résultats d'enquête de l'INSD sur les conditions de vie des ménages 2009/2010, 43,9% de la population Burkinabè est touchée par la pauvreté, le seuil de la pauvreté étant estimé à 108.454 FCFA/an (SCADD, 2011). Cette pauvreté a pour causes principales l'accroissement de la population et les conditions climatiques non favorables à une agriculture, alors que plus de 80% de la population en tirent ses ressources. Le secteur rural (près de 80% de la population) assure 90% des produits d'exportation du Burkina Faso dont le coton constitue l'essentiel avec 70 à 75 % des exportations (Dakouré D., 2003 ; Diallo M., 2006). Cependant, ces dernières années, le secteur minier est devenu le premier pourvoyeur de devises du pays. Ces deux secteurs d'activités contribuent à la pollution diffuse du milieu naturel par utilisation d'intrants agricoles pour l'un et de substances chimiques toxiques (cyanure et mercure) pour l'autre.

1.2 Problématique de la gestion des eaux usées, excréta et matières de vidange dans les villes

1.2.1 La situation de l'assainissement au Burkina Faso

1.2.1.1 Les besoins en ressources hydriques du Burkina Faso

1.2.1.1.1 Le potentiel hydrique

Le Burkina Faso dispose d'un réseau hydrographique important. Cinq bassins nationaux le composent : il s'agit des bassins des cascades, du Gourma, du Liptako, du Mouhoun et du Nakanbé. A ces bassins sont rattachés des cours d'eau essentiellement temporaires, puisque seuls deux fleuves sont permanents, le Mouhoun et la Comoé. Sur des précipitations annuelles estimées à 206,9 milliards de m³, 165,9 milliards de m³ sont perdus par évaporation, tandis que 32,4 milliards de m³ s'infiltrent dans le sol contre 8,79 milliards de m³ en écoulement superficiels.

La commune urbaine de Ouagadougou appartient au bassin du Nakanbé, qui se trouve être le bassin ayant la plus forte densité de population du pays mais paradoxalement le moins nanti en ressources hydriques, étant entendu qu'il ne présente aucun cours d'eau permanent.

Pour pallier l'insuffisance d'eau, plus de 400 aménagements hydrauliques à vocation électrique, agricole ou d'approvisionnement en eau potable ont été construits à travers le pays.

Parmi les aménagements les plus importants on peut compter :

- le barrage de Bagré destiné à l'approvisionnement en eau potable et à la production agricole,
- le barrage de Ziga qui assure l'alimentation d'une partie de la ville de Ouagadougou en eau potable,
- le barrage de Kompienga destiné à la production d'électricité.

Comme activités annexes, il y'a la pêche au niveau des barrages de Kompienga et de Bagré (MEE, 2001).

La ville de Ouagadougou compte 4 petits barrages dont deux assurent une partie des besoins en eau potable des populations.

1.2.1.1.2 La pression exercée sur les ressources en eau

Pour assurer les besoins en eau, les réserves d'eau souterraine sont mobilisées pour 85 %, contre 15 % d'eau prélevée dans les sources d'eau superficielle (Lorenzini, 2007). En effet, le réseau

d'adduction d'eau potable étant faible, la majeure partie des besoins est assurée par les forages et les puits, particulièrement en milieu rural et, dans une certaine mesure, dans les quartiers périphériques des zones urbaines.

Cependant, on estime la demande totale annuelle en eau du Burkina Faso à 2,5 milliards de m³ dont les 4/5^{ème} sont destinées à la production d'énergie électrique. Le reste des besoins se répartit entre l'irrigation qui utilise 64 %, 21 % en usage domestique et 14 % dans le secteur pastoral. Les demandes en eau pour les usages industriels sont négligeables par rapports aux besoins ci-dessus (MEE, 2001), mais les eaux usées générées par ces activités ont un impact majeur sur l'environnement et, par ricochet, sur les ressources en eau. Une telle situation impose une gestion judicieuse des ressources en eau (Barbier et al., 2006), justifiant ainsi le choix du Burkina d'entrer dans la dynamique de la Gestion intégrée des ressources en eau.

Il convient de relever cependant que ces chiffres ne doivent pas cacher la situation hydrique réelle du pays. En effet, un indice de pénurie d'eau établi par l'UNESCO et l'OMM permet de distinguer quatre catégories de stress hydrique allant du stress hydrique faible lorsque 10% au plus des ressources disponibles sont utilisées, au stress hydrique élevé lorsque plus de 40 % de ces ressources en eau disponibles sont utilisées, et dans ce cas on parle de pénurie d'eau. Le Burkina Faso qui utilise 54,6% de ces ressources en eau (en prenant en compte les besoins hydroélectriques) est en situation de stress hydrique élevé (MEE, 2001).

Les raisons de cet état de fait sont inhérentes aux conditions climatiques du pays qui connaît un raccourcissement progressif de la durée de la période des grandes précipitations et une forte évapotranspiration comme indiqué précédemment.

A ces phénomènes qui ne peuvent être contrôlés, il faut ajouter la croissance démographique avec un taux moyen annuel 3,1%. Une démographie galopante, particulièrement en milieu urbain avec en sus une plus forte pression sur les ressources naturelles en général et l'eau en particulier (Barbier et al., 2006).

Par ailleurs les deux principales villes concentrent les unités industrielles (agroalimentaires, textiles, chimiques, métallurgiques,...) ou artisanales (savonnerie, huilerie, tannerie, teinture,...), productrices d'eaux usées chargées en pollutions organiques, minérales ou microbiologiques.

C'est pourquoi l'assainissement est devenu une urgence dans les centres urbains, même si l'ampleur du problème n'est pas à négliger en zones rurales.

1.2.2 Inventaire des sources de pollution liées aux activités anthropiques.

1.2.2.1 Les sources de pollution domestique

1.2.2.1.1 Le mode de gestion des excréta

Selon le rapport 2010 de l'OMS et l'UNICEF sur la situation mondiale de l'assainissement, 2,6 milliards de personnes n'ont pas accès à un système d'assainissement adéquat. Ces populations se trouvent dans leur majorité en Afrique sub-saharienne, dans l'est et le sud de l'Asie. Le taux de personnes dans le monde utilisant la nature comme lieu d'aisance a décliné de 25 à 17 % de 1990 en 2008. Ces valeurs cachent une disparité entre zone urbaine et zone rurale. C'est ainsi qu'on relève que 45% de la population rurale mondiale avaient accès à un système d'assainissement contre 76% en zone urbaine en 2008 (OMS, 2008).

Au Burkina Faso, selon les résultats de l'enquête annuelle sur les conditions de vie des ménages de 2007, 57,1% des Burkinabè déféquaient à l'air libre contre 63,5% en 2005, dénotant ainsi une timide amélioration de l'accès à un système d'assainissement. Les latrines ordinaires (traditionnelles) occupent le deuxième rang avec 34% des ménages concernés (figure 2). Ces latrines ne répondent pas aux critères de systèmes adéquats d'assainissement tel que définis par l'UNICEF et le PNUD (INSD, 2007).

Cependant, il convient de relever une disparité selon qu'il s'agit des zones urbaines ou des zones rurales. C'est ainsi qu'on note une prédominance de l'utilisation des latrines ordinaires en milieu urbain pour un taux de 71,9%, alors qu'à l'inverse en milieu rural c'est la nature qui constitue le lieu privilégié d'aisance avec un taux de 70,9% des ménages (INSD, 2007). Les deux modes d'aisance ci-dessus sont sources de propagation de maladies hydriques par contact direct ou par l'intermédiaire des sources d'eau de consommation qui peuvent s'en trouver contaminées.

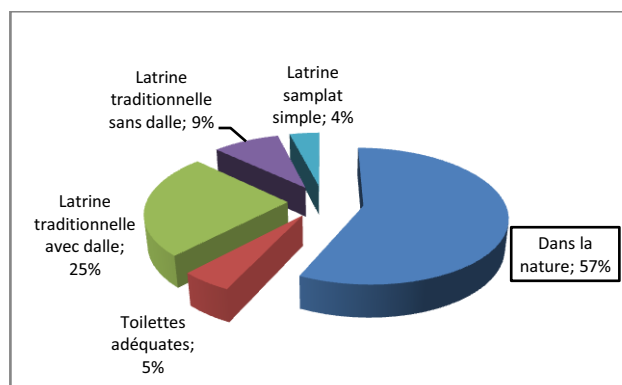


Figure 2: Situation de l'accès à l'assainissement au Burkina Faso (source: INSD)

1.2.2.1.2 Le mode d'élimination des eaux usées

Selon le PNUD, en 2007 seuls 11,5% des ménages Burkinabè avaient accès à un système d'assainissement, ce qui correspond à une hausse de ce taux de 2,4% en deux ans puisqu'en 2005, il était de 9,1%. S'agissant du cas spécifique de la ville de Ouagadougou, 60,4% des ménages évacuent leurs eaux usées dans la rue et 19,1% dans la cour (figure 3).

Pour mettre en exergue l'insuffisance de couverture en assainissement à Ouagadougou pourtant mieux nanti que toute autre ville, a fortiori tout village du Burkina, on peut relever le développement récurrent ces dernières années de la jacinthe d'eau sur les barrages n° 2 et 3, qui alimentent une partie de la ville de Ouagadougou en eau potable (figure 5). Ceci est le signe de la pollution des eaux de surface par de la matière organique et les nutriments (azote et phosphore). Celle pollution provient des déjections des animaux, des rejets des ménages dont les matières de vidange mais également du maraîchage effectué le long de ces retenues d'eau.

Ce phénomène n'est pas propre au Burkina, car d'autres pays de l'Afrique sub-saharienne sont confrontés au même problème (Maïga et al., 2001 ; Sawadogo et al., 2006), du fait des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles dans les caniveaux d'évacuation des eaux pluviales sans traitement préalable et de l'agriculture périurbaine utilisatrice d'engrais chimiques.

Au Burkina Faso, 39,5% des ménages évacuent leurs eaux usées dans la nature et globalement 83,9% des ménages ne disposent d'aucun système d'assainissement des eaux usées alors que seulement 0,2% ont accès au réseau de canalisation publique (figure 4). Si en zone rurale 47,5% de la population a recours à la nature pour éliminer ces eaux usées, en milieu urbain 50,6% jettent ses eaux usées dans la cours (INSD, 2007). Ces résultats témoignent de l'insuffisance d'infrastructures de gestion des eaux usées, une réalité commune à la plupart des pays situés au sud de Sahara. A titre de comparaison, Maïga et al., (2008), rapportent un taux de raccordement au réseau d'assainissement public de moins de 30% à Abidjan (Côte d'Ivoire) et à Dakar (Sénégal), tandis qu'il est seulement de respectivement 5%, 2%, et 0,5% à Kumasi (Ghana), Yaoundé (Cameroun) et Niamey (Niger). A l'inverse en Afrique du Nord, les conditions de l'assainissement sont relativement meilleures. En effet, le taux de raccordement au réseau d'assainissement de type unitaire de Kenitra au Maroc, une ville située à 40 km au nord de Rabat est de 78%.

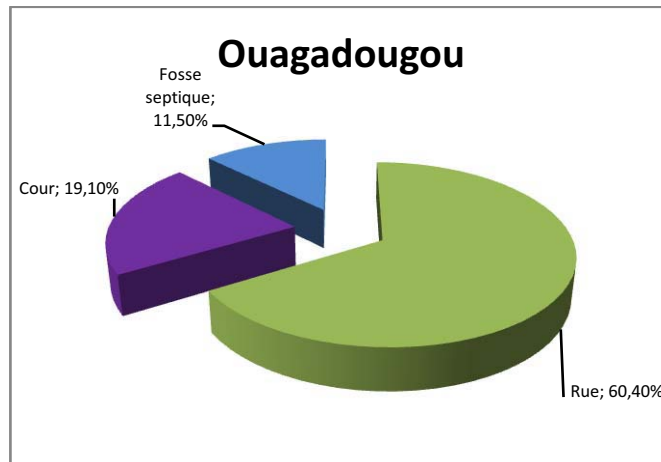


Figure 3: Mode d'élimination des eaux usées dans la ville de Ouagadougou (source INSD)

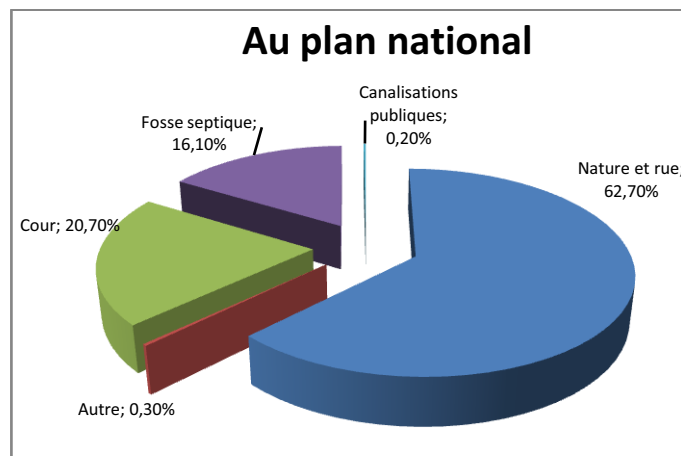


Figure 4 : Mode d'élimination des eaux usées au Burkina Faso (source INSD)



Figure 5 : Développement de la jacinthe d'eau sur le barrage n°2 de Ouagadougou en 2011

1.2.2.2 La pollution liée aux activités industrielles

Bien que le pays ne soit pas très industrialisé, on note la présence d'activités industrielles variées allant des unités industrielles classiques aux unités artisanales avec des rejets d'effluents de caractéristiques variées en fonctions des activités et d'impacts généralement importants par absence de prise en charge adéquate de ces effluents.

De 2003 à 2007 le nombre d'entreprises industrielles est passé de 58 à 83 dont une majorité d'unités agroalimentaires. En effet, en 2007 le pays comptait 37% d'industries agroalimentaires suivies par l'industrie chimique qui représentait 13% et la fabrication métallique qui occupe 10% des activités du secteur (DGDI, 2008). Zongo (2009) rapporte 42 unités industrielles dans la seule ville de Ouagadougou, couvrant des domaines aussi variés que l'énergie, le textile, l'agroalimentaire, les produits chimiques et pharmaceutiques, la fabrication métallique, le caoutchouc et le plastique.

1.2.2.2.1 Les industries agroalimentaires

Le Burkina Faso compte des unités agroalimentaires dont certaines sont constituées de filières intégrant la production agricole, la collecte, la transformation et l'écoulement des produits finis. Ces unités génèrent des effluents généralement très chargés en matières organiques pour des DCO pouvant atteindre 100 g.L^{-1} (Zongo, 2009).

Les plus importantes unités industrielles de la ville de Ouagadougou se composent de l'abattoir frigorifique, la BRAKINA (brasserie), les huileries, les industries chimiques et une unité de transformation des cuirs et peaux.

L'abattoir frigorifique

Selon une enquête menée par Zongo (2009), l'abattoir frigorifique avec une production de viande de 8000 tonnes en 2008, a consommé $76\,000 \text{ m}^3$ d'eau, servant principalement au lavage des carcasses, des locaux et du matériel. Les effluents issus de ce processus sont très chargés en matière organique biodégradable. Lorenzini (2007) indique une DCO de 4200 mg.L^{-1} d' O_2 , 2350 mg.L^{-1} d' O_2 de DBO_5 à la sortie de l'abattoir de Bobo Dioulasso. Pour leur part, les valeurs de la DCO relevées à l'abattoir de Ouagadougou ont varié entre 1000 et 2827 mg.L^{-1} , fluctuant au gré de l'importance de la demande en 2009. Ils subissent un prétraitement par bassin de décantation avant rejet dans le réseau collectif d'assainissement en vue d'un traitement par lagunage.

La tannerie

A côté de l'abattoir frigorifique est installée une tannerie, une industrie de production de cuir et peaux. Elle consomme 300 m^3 d'eau par jour et en rejette plus de 80% sous forme d'effluents chargés de MES issues du processus de traitement des peaux, mais également de matière organique et de substances chimiques. En effet, le trempage et le lavage destinés à éliminer le sang et autres déchets utilisent de la chaux et du sulfure de sodium. Vient ensuite l'étape de l'épilage et pelannage qui élimine les poils. Le déchaulage consiste à éliminer la chaux afin de préparer la peau au tannage proprement dit. Il nécessite l'utilisation de sels d'ammonium. Pour le dégraissage et le picklage, il est utilisé respectivement du savon et des acides (sulfurique et formique). Quant à la phase de tannage, elle nécessite du sulfate de chrome et du bicarbonate de soude. C'est ainsi que l'effluent issu de ce procédé génère 90% de la pollution de la tannerie. Desconnets (1998) y a relevé une DCO de 4250 mg.L^{-1} en 1998 pour une DBO_5 de 1750 mg.L^{-1} . En somme les rejets de la tannerie sont riches en matière organique, en sels de chrome (VI et III), en sulfures et autres composés basiques comme la chaux. A titre d'exemple, les résultats d'analyses effectuées sur ces eaux donnent des teneurs moyennes en chrome de $3,65 \text{ mg.L}^{-1}$ en 2008, alors que la valeur guide recommandée par l'OMS est de $50 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ pour les eaux de surface. Le prétraitement effectué avant évacuation de l'effluent n'étant pas satisfaisant, ces eaux qui devaient subir un traitement secondaire biologique à la station de lagunage n'y sont pas admises compte tenu du fait qu'elles ne sont pas conformes aux critères de déversement dans le réseau collectif d'assainissement. Par conséquent ces eaux usées caustiques et chargées de chrome sont rejetées dans la nature et rejoignent le fleuve Massili à l'aval de la ville de Ouagadougou, avec comme conséquence la destruction de la faune et de la flore le long du parcours de ces eaux, un phénomène qui se traduit par une forte mortalité de poissons.

La BRAKINA

La brasserie produit différentes variétés de boissons dont la bière et les boissons gazeuses d'un volume global annuel d'un million d'hectolitres pour une quantité d'eau consommée de 540000 m^3 . 74% de ce volume génèrent des eaux usées (Zongo, 2009) très chargées en matières en suspension (MES), mais toutefois de caractéristique biodégradable. Cependant ces eaux ont une spécificité liée aux activités menées qui nécessitent l'utilisation de chaux pour l'adoucissement des eaux et de la soude pour le lavage des cuves. Les effluents issus de la brasserie subissent un prétraitement par bassin de décantation avant rejet à la station de lagunage, où ils composent plus des 2/3 de la charge hydraulique reçue.

1.2.2.2.2 Les unités de production d'huiles alimentaires

Les unités de production d'huiles alimentaires sont à l'échelle industrielle, semi-industrielle ou artisanale. S'agissant des unités industrielles légalement installées, on en compte deux à Ouagadougou et seize à Bobo Dioulasso (DGDI, 2008). A Ouagadougou aucune huilerie ne dispose d'un système de traitement adéquat alors que leurs effluents sont très chargés en matière organique, graisses et soude et nécessitent un traitement adapté. Lorenzini (2007) rapporte des valeurs de DCO, DBO₅ et MES de 2153 mg.L⁻¹, 1000 mg.L⁻¹ et 354 mg.L⁻¹, à la sortie de l'huilerie SOFIB de Bobo Dioulasso. A titre d'exemple l'établissement GENOL installé à Ouagadougou produit 4000 L d'huile par jour en période d'activités, avec un rejet d'eaux usées avoisinant 3 m³/j, évacuées dans le réseau hydraulique superficiel sans aucun traitement préalable. Au delà des unités reconnues, une multitude de petites unités artisanales clandestines produisent également des huiles sans aucun respect des normes de qualité dans le domaine. Leurs effluents et autres déchets solides sont évacués dans les canalisations à ciel ouvert et contribuent à la pollution des eaux drainées dans le bassin versant vers le fleuve Massili.

1.2.2.2.3 Les industries chimiques

Les villes de Ouagadougou et Bobo Dioulasso comptent des industries chimiques d'importance variée et œuvrant dans les domaines ci-après : production de peinture, de plastique, de savon, de farines et épices, de papier, de solvants et colorants...Les effluents rejetés par ces unités industrielles, bien qu'ayant pour certaines d'entre elles un potentiel polluant non négligeable, présentent de faibles volumes. Ces effluents qui ne sont pas déversés dans le réseau collectif d'assainissement, sont éliminés dans la nature avec toutes les conséquences liées à leur nature non biodégradable.

La société nationale de production d'électricité (SONABEL), sans être véritablement une unité de production chimique, rejette sans traitement préalable des effluents chargés de composés chimiques tels que les huiles de vidange provenant des groupes électrogènes et des hydrocarbures à fort potentiel polluant, évacués par les caniveaux à ciel ouvert dont les eaux sont drainées dans le bassin versant de la ville. Zongo (2009) estime à 2000 m³ la production annuelle d'eaux usées de la SONABEL.

De nombreux sites aurifères sont à ajouter à ce palmarès. D'exploitation artisanale ou industrielle, les mines connaissent un engouement certain ces dernières années avec l'installation de différentes firmes issues d'Afrique du Sud, du Canada ou du Ghana faisant de la prospection et de l'extraction (MEE, 2001). En outre, l'exploitation artisanale (orpaillage) occupe une place

non négligeable avec 200 sites répertoriés en 2006 (DCE, 2006). Les effluents issus de l'exploitation des mines d'or sont de typologie minérale et toxique du fait de l'utilisation de substances telles que le mercure et le cyanure. La situation peut devenir d'autant plus préoccupant que ces effluents évalués en 2001 à 350 000 m³/an pour un seul site, celui d'Essakane (MEE, 2001) sont évacués dans le réseau hydraulique superficiel sans un traitement adéquat. En effet, ils présentent des risques majeurs pour la flore et la faune et des conséquences importantes pour la santé des populations riveraines, quand on sait que ces dernières années le pays a connu une multiplication des sites d'exploitation industrielle.

1.2.2.2.4 Les autres sources de pollution

Les centres de santé, au nombre de 206 dans la ville de Ouagadougou, comptent quelques formations sanitaires publiques ou privées d'envergure. Parmi les grands centres on notera le centre hospitalier national Yalgado Ouédraogo, la pédiatrie Charles De Gaulle, le centre de santé Paul VI, le centre de santé St Camille, le centre de santé Shiphra et les Centres Médicaux avec Antenne chirurgicale (CMA). Hormis le centre de référence au plan national qu'est l'hôpital Yalgado Ouédraogo, dont une partie des eaux est admise à la station de lagunage, aucun autre service de santé n'est connecté au réseau public d'assainissement, ce qui signifie que leurs eaux usées sont éliminées dans la nature avec toutes les conséquences sanitaires que cela sous-entend pour les populations.

Au-delà des centres de santé, les centres commerciaux dont le marché central de la ville, les grands hôtels et les bâtiments administratifs produisent des eaux usées de typologie domestique. C'est ainsi que parmi eux, le marché central et deux hôtels rejettent leurs eaux usées dans le réseau public de collecte des eaux usées qui sont traitées à la station de lagunage.

Comme on peut le constater les différents secteurs d'activité recensés ci-dessus génèrent des effluents très polluants qui nécessitent des traitements adéquats, par la mise en place de stations de traitement à même de les rendre conformes aux normes de rejets dans le milieu naturel.

1.2.2.3 La responsabilité des promoteurs industriels vis-à-vis de la législation

Des conditions favorables de mise en œuvre de systèmes de prétraitement existent en termes de subventions comme indiquées par le code de l'environnement, à travers le fond de dépollution industrielle (FODEPI), en l'occurrence et ce dans l'optique de la mise en œuvre d'un prétraitement adéquat des effluents industriels avant leur déversement dans le réseau public de

collecte des eaux usées. Cela devrait aider les promoteurs industriels à se conformer au principe du pollueur-payeur. En effet, les unités industrielles productrices d'eaux usées ont obligation de se connecter au réseau collectif d'assainissement de la ville après avoir mis en œuvre un système de prétraitement à même de rendre leurs effluents conformes aux normes de déversement.

Cependant, force est de constater qu'en l'absence de l'application effective des sanctions prévues par la loi par les autorités compétentes, le souci de se conformer aux dispositions de la loi relative à ce domaine ne semble pas être une préoccupation majeure de certains industriels alors que d'autres en ignorent tout bonnement l'existence.

Les conséquences de la gestion inadaptée des effluents industriels sur les eaux de surface pour ce qui est des villes industrialisées est la pollution à grande échelle de tout le bassin versant concerné. C'est ainsi que des métaux lourds toxiques tels que le cadmium, le plomb, le zinc, le mercure, le chrome ou le cuivre rejetés avec les effluents industriels mais également des résidus de pesticides issus de l'agriculture intensive (Sawadogo et al., 2006 ; Koné et al., 2009 ; Somé et al., 2008) peuvent se retrouver dans les eaux usées drainées avec les eaux pluviales. Ils présentent des risques sanitaires et environnementaux (bioaccumulation dans la chaîne trophique) mais également des risques de toxicité pour les microorganismes épurateurs des eaux usées dans les stations de traitement.

Pour assurer une amélioration des conditions d'assainissement, les promoteurs industriels se doivent d'avoir une lecture juste des textes en rapport avec leurs domaines d'activité afin de prendre les dispositions utiles dans le sens d'un respect strict de la loi. Toutefois, il convient pour les pouvoirs publics de faciliter les conditions d'accès à l'information à travers une sensibilisation des acteurs mais également une mise en application effective des sanctions encourues par les contrevenants aux dispositions législatives et réglementaires dans le sens de la protection de l'environnement en général et des ressources en eau en particulier.

1.2.3 Les technologies mises en œuvre au Burkina Faso

1.2.3.1 L'assainissement collectif

1.2.3.1.1 Le contexte

Les conditions climatiques du pays (température, ensoleillement) et la disponibilité de l'espace militent pour des procédés biologiques extensifs au Burkina Faso. Ce d'autant plus que les coûts d'investissement et d'exploitation sont très réduits (Wéthé et al., 2003) comparativement à ceux

nécessités par des technologies intensives comme la boue activée, expérimentée sans succès au Burkina Faso. En effet, sur cinq stations à boue activée installées avant 2007 seule une est toujours fonctionnelle. Cet échec s'explique par le manque de ressources financières et de personnel qualifié pour l'entretien et l'exploitation des ouvrages. Le Burkina ne fait pas exception dans le domaine, car d'autres pays connaissent les mêmes difficultés. En effet, l'assainissement a pendant longtemps été légué au second plan des politiques de développement des pays d'Afrique sub-saharienne. Et lorsqu'il s'est agit, de mettre en œuvre des procédés en assainissement collectif, dans la plupart de ces pays le choix s'est porté sur des procédés intensifs tels que la boue activée, demandeurs d'énergie électrique et de personnel qualifié pour la réalisation, l'exploitation et l'entretien des ouvrages. Selon Maïga et al., (2008), en Afrique de l'Ouest et du Centre, on comptait en 1993, 174 stations d'épuration collective dont 76% étaient constituées de système intensifs de type boue activée et seulement 9% de systèmes extensifs comme les lagunages à microphytes. Très rapidement 80% de ces stations d'épuration intensive se sont retrouvées à l'arrêt pour raison de panne, de manque de ressources financières et /ou de personnel qualifié pour leur exploitation adéquate. Des études plus récentes datant de 2002 et de 2007 confirment l'arrêt de ces stations (Maïga et al., 2008).

De nombreux auteurs s'accordent à dire que les procédés extensifs constituent une alternative viable et durable en termes d'assainissement dans les pays en développement (Koné, 2002 ; Wéthé, 2003 ; Kengné, 2009 ; Mara, 2004). Ceci est d'autant plus vrai que même dans les pays développés à climat moins favorable aux procédés biologiques extensifs, ces procédés sont de plus en plus mis en œuvre avec succès par les collectivités en assainissement tant collectif que non collectif. A titre d'exemple, la France qui a connu le début de l'introduction des filtres plantés dans les années 80, comptait en moyenne 100 nouvelles stations par filtres plantés par an dès 2004 (Molle et al., 2004). Cela dénote de l'engouement des collectivités pour ce type de procédé. A l'image de la France, les technologies extensives sont développées avec succès dans un grand nombre de pays à travers le monde dont les USA, la Belgique, le Danemark,...(Vymazal et Lenka, 2008).

Ce constat justifie que les pays en développement, s'ouvrent à ces technologies dites rustiques et qui sont en adéquation avec leurs conditions socio-économiques, pour des résultats de traitement aussi satisfaisants sinon meilleurs à ceux de certaines technologies intensives.

1.2.3.1.2 Les plans stratégiques d'assainissement des villes du Burkina Faso

Dans le cadre des plans stratégiques d'assainissement, qui intègrent la construction des

infrastructures et des actions promotionnelles et de sensibilisation à l'endroit des populations, initiés dès 1990, le pays a fait le choix d'un assainissement collectif par lagunage à microphytes pour les grandes villes et les villes secondaires et d'un assainissement autonome exclusif pour les populations des zones rurales.

L'assainissement collectif consiste en la réalisation d'un réseau d'assainissement collectif de type séparatif et d'une station de lagunage destinée au traitement des eaux usées issues du centre ville (commerce, bâtiments administratifs), des unités industrielles et des ménages situés le long du parcours du réseau de collecte, avec en aval une réutilisation des eaux épurées en agriculture.

L'Office National de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA) assure la maîtrise d'ouvrage de l'assainissement dans les villes où il est installé. C'est ainsi que le plan stratégique d'assainissement de la ville de Ouagadougou a vu le jour par la réalisation de la station de lagunage de Kossodo fonctionnel depuis janvier 2004, suivi de celle de la ville de Bobo Dioulasso.

1.2.3.1.3 La station de lagunage de Kossodo

La station d'épuration des eaux résiduaires de la ville de Ouagadougou (figure 6) destinée à l'assainissement collectif est un système de lagunage à microphytes qui reçoit les eaux résiduaires du centre ville, du centre hospitalier universitaire Yalgado Ouédraogo, de deux grands hôtels et de deux unités industrielles (un abattoir et une brasserie) à travers un réseau collectif d'assainissement de type séparatif long de 34 km en conduite secondaire, 3,6 km de conduite gravitaire et 5,4 km de conduite de refoulement en réseau primaire avec 3 stations de relevage (figure 7).

La station s'étend sur une superficie de 20 ha dont 13 ha sont mis en eau avec une charge hydraulique nominale quotidienne prévisionnelle de 5100 m³ pour une première phase de fonctionnement. Elle en reçoit effectivement moins des 2/3, avec plus de 60% constitués d'eaux usées issues de la brasserie. La phase 2, qui connaîtra une extension du réseau doit porter la charge hydraulique quotidienne à 10700 m³, avec la connexion des ménages et des administrations des quartiers du centre ville, de la zone de l'aéroport et de la zone industrielle, toute chose qui permettra de réduire la proportion d'eaux usées industrielles par rapport à celles d'origine purement domestique.

Les objectifs de qualité assignés à la station sont fixés 50 mg.L⁻¹ de DBO₅ et 1000 coliformes fécaux /100 ml au plus en sortie de station dans l'optique d'une valorisation en agriculture à l'aval de la station où des parcelles ont été aménagées à cet effet (Dodane et al., 2006).

La station est composée de trois bassins anaérobies (la figure 8 indique la sortie du bassin anaérobie 2 où les eaux usées ont été prélevées) fonctionnant en parallèle en tête de filière dont l'un est en attente, suivis de deux bassins facultatifs en parallèle dont l'un est également en attente et de trois bassins de maturation en série (figure 6). Le temps de séjour moyen est d'un mois.

La connexion d'autres sources de production d'eaux usées au réseau public de collecte est d'autant plus urgente que la station fonctionne en sous charge hydraulique. Cet état de fait explique pourquoi le projet d'installation des maraîchers à l'aval de la station est mis à mal. En effet, le débit des eaux traitées en sortie de la station est faible et ces eaux présentent des caractéristiques physico-chimiques non adaptées au sol et aux spéculations produites. A titre d'exemple, le Sodium Absorption Ratio (SAR) est trop important lié à la salinité des eaux issues essentiellement de la brasserie. Sou (2009) a relevé une valeur moyenne de 16,7 à la sortie de la station alors que selon Ayers et Westcot (1985) cités par Sou (2009), la valeur limite admise pour les eaux d'irrigation est de 9. Le phénomène est exacerbé par l'importance de l'évaporation et le temps de séjour trop long des eaux dans les bassins.

A cet effet, bien que les coûts de connexion aient été étudiés pour inciter les ménages riverains à faire des branchements sur le réseau collectif (100 000 FCFA/branchement), l'engouement ne semble pas être au rendez-vous, sans nul doute par manque d'informations mais également parce que l'investissement certes étudié, n'est pas à la portée de certaines couches sociales concernées. Le succès de la mise en œuvre du plan stratégique de la ville de Ouagadougou et de celui de Bobo Dioulasso, déterminera celle des 34 plans stratégiques des villes secondaires du pays.

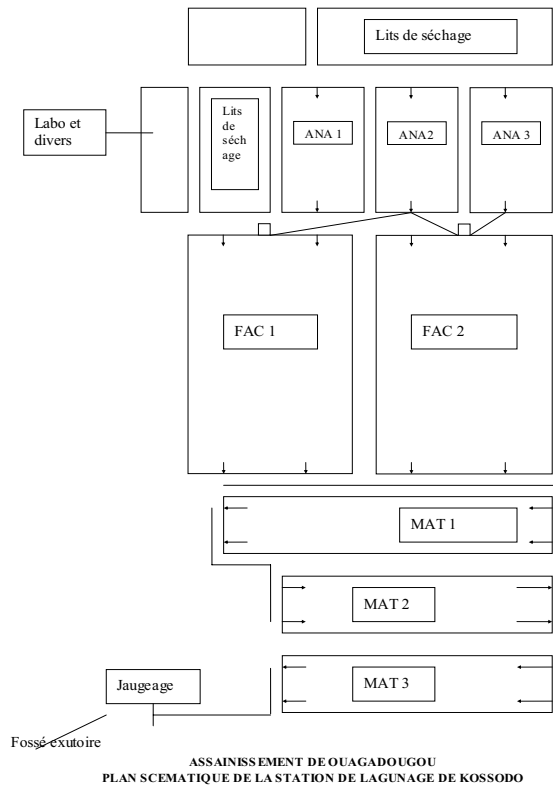


Figure 6: Plan de la station de lagunage de Ouagadougou (Source : DASS ONEA)

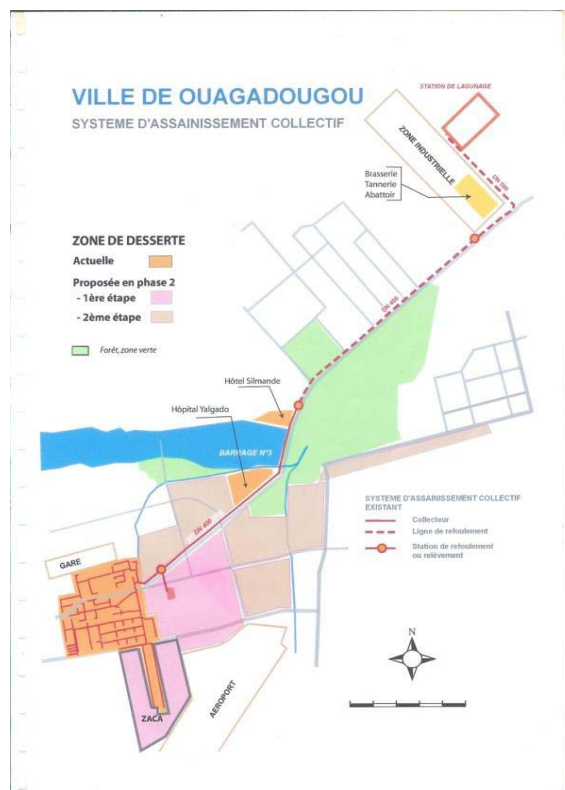


Figure 7 : Plan du réseau d'assainissement collectif de Ouagadougou (source DASS ONEA)



Figure 8: vue de la sortie du bassin anaérobie 2 de la lagune de Kossodo (Ouagadougou)

1.2.3.2 L'assainissement autonome

1.2.3.2.1 Le contexte

Selon une étude de Water and Sanitation Program (WSP) et la Banque Mondiale 40% de la population mondiale n'a accès au moindre système d'assainissement et une personne sur cinq dans le monde pratique la défécation dans la nature. C'est ainsi que l'absence d'assainissement source de maladies diarrhéiques est la cause de 1,5 millions de décès d'enfants par an à travers le monde. 88% de ces décès sont attribués à la contamination fécale inhérente au manque d'hygiène, à l'absence de systèmes d'assainissement et au mode d'approvisionnement en eau de consommation (Trémolet et al., 2010).

L'absence d'assainissement à un coût pour les pouvoirs publics, sur le plan économique et sur le plan humain. A titre d'exemple, WSP a estimé le coût économique de l'absence d'assainissement de 4 pays de l'Asie du sud-est à 2% du PIB.

Au Burkina Faso, plus de la moitié de la population défèque dans la nature.

Dans un tel contexte, l'assainissement autonome peut constituer une solution pour les pauvres dans le sens d'une amélioration de leur condition de vie et du respect de la dignité humaine.

Cependant, la conception et l'implantation des systèmes d'assainissement autonome doit répondre à des prescriptions techniques et à des normes à même d'assurer une sécurité sanitaire et environnementale.

1.2.3.2.2 Les critères de choix d'une filière en assainissement autonome

Une filière d'assainissement comporte un ensemble de dispositifs assurant le prétraitement anaérobie (fosse septique, fosses toutes eaux, décanteur-digesteur), le traitement aérobie des

effluents prétraités (épandage souterrain, épandage superficiel, filtre à sable...), et l'évacuation des eaux traitées (infiltration dans le sous-sol, puits d'infiltration ou rejet dans le réseau hydraulique superficiel).

Le choix de la filière dépend de :

- la nature du sol : superficie, perméabilité, type de substratum, niveau de la nappe, pente du terrain.
- Les caractéristiques du site : la sensibilité du milieu récepteur (présence d'un captage d'eau, d'un lac, d'une retenue d'eau, d'une zone de pêche...), la présence d'un exutoire.
- L'importance de l'habitation à raccorder.

A titre d'exemple, dans le cas d'un épandage, une distance minimale doit être observée par rapport à l'habitation. Par ailleurs une distance minimale de 35 m doit séparer le système de toute source (puits ou forage) d'approvisionnement en eau potable selon la norme XP P 16-603, ce afin d'éviter l'infiltration de la pollution dans la nappe.

Les matériaux et équipements doivent être conformes à des normes bien spécifiées

La fosse septique étant un ouvrage de collecte et de liquéfaction des excréta et des eaux usées, celle-ci doit obligatoirement être associée à un élément épurateur en aval, à même d'assurer un traitement adéquat des effluents avant rejet ou infiltration.

D'autres technologies existent en assainissement autonome tels que des ouvrages de collecte avec ou sans eaux dont les produits de vidange doivent subir un traitement adéquat (lits de séchage, co-traitement en assainissement collectif...) pour éliminer les risques sanitaires et environnementaux.

1.2.3.2.3 Les dispositifs utilisés en assainissement autonome au Burkina Faso

Les latrines traditionnelles

C'est la technologie d'assainissement la plus utilisée par les populations. Elle consiste en une excavation dans le sol, non maçonnée qui reçoit les excréta, les urines et les matériaux de lavage anal (eau, papier, feuilles,...).

A l'intérieur de la fosse se produit une lixiviation et les liquides s'infiltrent dans le sol par le fond et les parois. Les micro-organismes assurent une dégradation biologique partielle de la matière organique. Cependant, cette dernière ne minéralise pas totalement, puisque le système reçoit continuellement des fèces fraîches, des urines et de l'eau.

La fosse est de dimension variable (Koanda, 2006), souvent instable et fait l'objet

d'effondrement d'autant plus que la dalle et la superstructure ne sont pas construites avec des matériaux définitifs.

La latrine traditionnelle présente des risques de contamination de la nappe peu profonde par les pathogènes et une pollution physico-chimique, d'autant plus que la profondeur de l'ouvrage peut atteindre 10 m (Lorenzini, 2007 ; Koné, 2009).

De coût moindre par rapport aux autres technologies, les populations ont tendance à faire le choix d'une réhabilitation de ces latrines qui ne répondent pas aux critères des OMD plutôt que d'opter pour des systèmes adéquats d'assainissement. La réhabilitation consiste à renforcer certains composants tels la dalle, les parois de la fosse ou la toiture, et à concevoir un système d'aération de la fosse.

Les latrines améliorée à fosse unique ou à double fosse ventilées VIP (Ventilated Improved Pit latrines)

Il s'agit de latrines dotées d'une cheminée de ventilation, qui présentent une superstructure et une toiture. La conduite de ventilation qui permet aux odeurs de s'échapper sert également de pièges à insectes. La différence entre la fosse unique et la double fosse est liée à la commodité d'utilisation de la double fosse qui ne nécessite pas une interruption de l'utilisation pour la vidange. En outre, le processus de minéralisation peut se poursuivre lorsque la première fosse est remplie, le temps de repos pouvant atteindre un an.

Si cette technologie est facile d'utilisation, compte tenu du fait que les odeurs sont atténuées par le système de ventilation et la prolifération des mouches absente grâce à l'obscurité existant dans la cabine, il n'en demeure pas moins qu'elle présente des inconvénients que sont les risques sanitaires engendrés par la pollution de la nappe par infiltration des lixiviats. En outre, les éboulements ne sont pas à exclure et la technologie qui nécessite de l'espace ne permet pas de gérer les eaux usées.

La Toilette à Chasse Manuelle (TCM)

La TCM est conçue à l'image des toilettes modernes à chasse mécanique à la seule différence que dans ce cas-ci l'eau est apportée manuellement à l'aide d'un récipient. Un siphon qui maintient une certaine épaisseur d'eau dans la cuvette permet d'éviter une remontée des odeurs à partir de la fosse dans la cabine et par voie de conséquence cela évite la prolifération des mouches dans l'enceinte. Grâce à un regard, on peut assurer l'entretien du système. Facile

d'utilisation, elle présente l'inconvénient de nécessiter de l'eau et présente des risques de contamination de la nappe par infiltration des eaux. Ce risque peut être réduit si une fosse septique est installée à l'aval du système pour collecter les eaux usées et excréta.

La fosse septique

C'est une fosse imperméable présentant deux compartiments destinée à recevoir les eaux grises et les eaux vannes. Le premier compartiment assure la décantation et un début de stabilisation des excréta à travers un processus anaérobie de digestion de la matière organique, tandis que le surnageant transite par le second. Un tel traitement reste très modéré si bien qu'un système de traitement réel par culture fixée sur support fin (lit d'infiltration-percolation, filtre à sable, épandage souterrain...) est nécessaire en aval. Au Burkina Faso, à l'aval des fosses septiques existent des puits d'infiltration avec des risques importants de pollution des eaux souterraines notamment de la nappe peu profonde servant à l'alimentation des puits, sources d'eau potable pour beaucoup de ménages. On dénombre au Burkina Faso 50.000 puits pour 42.000 points d'eau modernes selon Lorenzini (2007). En termes de performances, la fosse septique assure un abattement des MES de 50% et une élimination de la DBO₅ de l'ordre de 40%, tandis le niveau d'élimination des pathogènes est très faible (de l'ordre d'1 Ulog de E. coli) (Tilley et al., 2008). Le manque d'expertise des concepteurs et l'insuffisance de l'entretien des ouvrages sont sources de dysfonctionnements importants (Wéthé et al., 2003).

Les puits d'infiltration

Le puits d'infiltration ou puisard est une excavation à paroi poreuse faite dans le sol et comblée de gravier et de cailloux. Elle reçoit un effluent (eaux grises et eaux vannes) décanté qui s'infiltré lentement dans les couches profondes du sol par les parois et par le fond de la fosse. Sa profondeur varie de 1,5 à 4 m et le fond doit être situé à au moins 1,5 m du niveau de la nappe souterraine. Selon la réglementation une distance de sécurité de 30 m doit le séparer de toute source d'alimentation en eau potable, une distance qui ne peut être respectée dans les conditions du Burkina quand on sait que les parcelles de 250 à 300 m² laissent peu de place pour ces ouvrages qui jouxtent souvent des puits ou des forages destinés à l'approvisionnement en eau potable des ménages. C'est ainsi que mal conçu sans un système de traitement (sable) au fond de la fosse, le puisard présente des risques importants de pollution de la nappe souterraine, des risques exacerbés par un sol non perméable (argileux) ou présentant des fissures (rocheux) à

l'image des sols latéritiques qui couvrent une grande superficie du Burkina Faso. Les puits d'infiltration ne sont pas indiqués pour des zones présentant des risques d'inondation ou présentant une nappe peu profonde.

Les toilettes sèches ECOSAN (Ecological Sanitation)

La toilette ECOSAN est constituée d'une fosse à fond et parois étanches, construite hors sol ou enterrée en partie. Elle fonctionne sur le principe de la séparation des excréta (urines et fèces). Elle ne reçoit que les matières fécales et un produit déshydratant (cendre ou sciures de bois...) et éventuellement des matériaux solides de nettoyage anal, pour éviter la fermentation de la matière organique et accélérer le processus de minéralisation.

Dans le cas idéal, la latrine est équipée de deux fosses dont l'une reste en attente, afin d'être aussitôt fonctionnelle dès le remplissage de la première. Ainsi, lorsque la matière fécale est minéralisée, elle est extraite de l'excavation par une ouverture à l'arrière de la cabine qui est dotée d'un système d'aération. Les urines déviées vers un exutoire aboutissant à un récipient de collecte et de stockage subissent un processus d'hygiénisation achevé au bout de quelques mois, et à l'issue duquel elles peuvent être utilisées pour l'amendement des champs, compte tenu de leur richesse en azote. Quant aux eaux de nettoyage anal, elles sont évacuées sur un lit planté ou vers un puits d'infiltration.

La latrine ECOSAN présente moins de risques sanitaires à l'usage puisqu'il n'y a pas de contact direct avec les utilisateurs et la pollution de la nappe est rendue impossible par l'étanchéité. Des risques demeurent lors de l'extraction du produit fini qui peut contenir encore des germes pathogènes. Le Centre Régional pour l'Eau potable et l'Assainissement à faible coût (CREPA) fait la promotion de ces latrines auprès des ménages à un coût subventionné. Les sous produits de cette dernière technologie suffisamment minéralisés sont valorisés en amendements dans l'agriculture.

Cependant, il est important de souligner la barrière culturelle et des habitudes quant à l'acceptabilité de la technologie par les populations, notamment en rapport avec la séparation des excréta et à leur utilisation ultérieure.

1.2.3.2.4 La nécessité d'une gestion intégrée de l'assainissement autonome

En dépit des coûts modérés des ouvrages ciblés par l'ONEA, ceux-ci étant subventionnés, le choix de la technologie est laissé à la volonté de payer du bénéficiaire. En d'autres termes,

aucune norme s'appuyant sur des critères de protection de la santé et de l'environnement ne sous-tend ces choix, tant et si bien que dans la plupart des cas les ménages choisissent les ouvrages les moins chers qui ne sont pas forcément les meilleurs. C'est ainsi que les ménages disposant de latrines traditionnelles font l'option à moindre coût d'une réhabilitation de ces latrines sans pour autant répondre aux critères d'accès à un système d'assainissement adéquat.

Cependant il importe de relever que le code de la santé publique Burkinabè prévoit l'utilisation de seulement deux types d'ouvrages en assainissement autonome en l'absence d'eau courante, à savoir la latrine à double fosses alternées et ventilées en milieu urbain et la latrine à fosse unique ventilée en milieu rural.

En définitive, l'assainissement autonome qui vise près de 80% de la population burkinabè se résume à la mise à disposition d'ouvrages de collecte des excréta et des eaux usées sans un traitement sur le site ni une prise en charge en aval, des matières de vidange issues de ces ouvrages. Il concerne les populations urbaines (ménages, écoles, marchés, centres de santé,...) non connectées au réseau d'égout collectif et constitue la seule offre d'assainissement en zone rurale.

Si les ouvrages ci-dessus cités peuvent constituer une solution à l'absence d'assainissement pour la majeure partie de la population burkinabè d'autant plus qu'ils sont subventionnés par l'état, l'absence de respect de spécifications techniques et de normes d'une part, et l'absence de gestion ultérieure des boues d'autre part, constituent des risques sanitaires et environnementaux importants à court moyen et long termes.

En tout état de cause, l'article 33 du code de l'urbanisme et de la construction stipule que les ouvrages d'assainissement construits doivent être agréés par les services techniques compétents. Cette disposition devrait être un gage de conformité des ouvrages d'assainissement avec le souci de préservation de l'environnement et de la santé publique, si les services commis à la tâche jouent pleinement leur rôle. Toutefois, pour une plus grande efficacité, des actions de sensibilisation à l'endroit des populations s'avèrent nécessaires et le législateur se doit de légiférer relativement à des normes de conception et de mise en œuvre de l'assainissement autonome au risque de faire peser à l'état burkinabé et durablement un coût économique et humain important.

1.2.4 Impact des rejets d'eaux usées et excréta sur les ressources en eau

De nombreuses études ont été menées pour évaluer l'impact de l'absence de système d'assainissement ou celui des ouvrages d'assainissement autonome sur le milieu environnant. Ce volet du travail a pour objectif d'en donner un aperçu sans prétendre être exhaustif. Les conséquences des technologies en assainissement autonome ont des impacts variés et divers sur les différents compartiments de l'environnement des populations.

1.2.4.1 Sur les eaux de surface

En Afrique, les plans d'eau de surface (naturels ou artificiels) servent à l'abreuvement des animaux, à la production d'énergie, à la production agricole mais aussi à l'alimentation en eau de consommation, sans traitement préalable dans la plupart des cas, en particulier dans les zones rurales. Ces retenues d'eau reçoivent les eaux drainées par le bassin versant qui les alimente. Par conséquent, elles en reçoivent également les substances polluantes (micro-organismes, matières organiques, métaux lourds, pesticides, hydrocarbures,...).

Au delà de la pollution organique, les eaux drainent d'importantes quantités de micro-organismes pathogènes sources de diverses maladies dont les dysenteries amibiennes, le choléra, les gastro-entérites, la fièvre typhoïde... Le paludisme, première cause de mortalité au Burkina Faso est favorisé par la présence d'eau stagnante lieu de prolifération de l'anophèle vecteur de la maladie. La trypanosomiase et la dracunculose sont aussi des pathologies susceptibles de connaître une recrudescence par la présence de retenue d'eau de certains aménagements (Parent et al., 1999).

En outre, les populations riveraines utilisent ces sources d'eau pour évacuer leurs eaux usées et autres déchets (Poda, 2007). Toute situation qui favorise la mort des plans d'eau dans des cas de surcharge en nutriments comme l'azote et le phosphore, éléments précurseurs de l'eutrophisation.

C'est ainsi qu'une étude menée par Maïga et al., (2001) fait état de l'eutrophisation accélérée de petites retenues d'eau en Afrique de l'Ouest, un processus qui dans les conditions normales se déroule sur des centaines ou des milliers d'années. Ils rapportent des résultats de travaux menés sur les eaux de barrage et autres retenues devant servir de réserves d'eau pour l'approvisionnement en eau potable, l'agriculture et l'alimentation du bétail. Le phénomène se traduit à l'image de ce que nous avons observé ces dernières années sur les barrages n°2 et n°3

de Ouagadougou, par la prolifération de macrophytes avec pour conséquences l'élimination de toute vie aquatique par asphyxie et un manque à gagner en termes de potentiel hydrique, puisqu'il y a un comblement progressif des retenues et une baisse des réserves par évapotranspiration. Ils attribuent le phénomène à des apports importants de nutriments du fait des activités anthropiques dans le bassin versant de ces plans d'eau. Le problème est si préoccupant qu'un centre de lutte antipollution mis sur pied en Côte d'Ivoire travaille sur les stratégies à mettre en œuvre pour en venir à bout. A cet effet, le projet de lutte contre les végétaux aquatiques envahissants procède par une lutte biologique (utilisation d'insectes prédateurs des plantes) et par la mise en œuvre d'une gestion intégrée des ressources en eau par bassin versant.

Par ailleurs, El Guamri et Belghyti (2007) se sont intéressés à la charge parasitaire des eaux usées qui transitent par les collecteurs de la ville de Kénitra au Maroc. Ils ont mis en évidence la présence de divers parasites sous forme d'œufs d'helminthes de concentrations variant entre 0,60 œufs/L et 13,68 œufs/L. Ils ont relevé que la répartition des œufs d'helminthes est fonction de la taille de l'agglomération mais également du niveau socio-économique de la population raccordée. La contamination de ces eaux par les parasites est d'autant plus importante que celles-ci sont utilisées dans le maraîchage, augmentant ainsi les risques sanitaires pour les hommes et les animaux.

Poda (2007) relève trois types de diarrhées que sont les diarrhées virales (qui sont dues à un rota virus et qui concernent 40% des hospitalisations pour cause de diarrhée), les diarrhées bactériennes et les diarrhées parasitaires. Ces maladies sont transmises par la consommation d'eau souillée (œufs d'helminthes, kystes et formes végétatives), par les mains sales et les mouches. Le même auteur indique que la mortalité et la morbidité liées à ces affections sont fortes au Burkina Faso du fait du polyparasitisme et fait état d'un taux de prévalence général de 46,5% dans le pays. Dans le bassin de la Volta le nombre moyen annuel d'épisodes diarrhéiques varie entre 4 et 7 par enfant aussi bien en milieu rural qu'en zone urbaine. Les risques sont d'autant plus importants qu'il existe des hydroaménagements, des plans d'eau, des puits non protégés ou des périmètres irrigués (Parent et al., 2005).

1.2.4.2 Sur les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont affectées par la pollution physico-chimique mais également par la pollution microbiologique à travers l'infiltration des eaux de ruissellement et celles des latrines traditionnelles et autres puits d'infiltration.

En effet, un nombre important d'études menées sur la qualité des ressources en eaux souterraines

font état de contaminations diverses avec des conséquences sanitaires et économiques.

Koné et al., (2009) ont mené des investigations sur les eaux de surface et les eaux souterraines d'une zone d'agriculture intensive du Burkina Faso. Ces travaux font état d'une contamination plus importante des eaux de puits pendant la saison des pluies avec des teneurs en nitrates de 178 mg/L, des teneurs plus de trois fois supérieures aux valeurs limites admises par l'OMS de 50 mg/L. S'agissant du potassium, ils ont relevé des concentrations de 55 mg/L, pour une valeur guide de l'OMS de 10 mg.L⁻¹. Un puits situé en aval d'un WC et d'un parc animalier a donné des teneurs en ammonium de 20 mg/L alors que la norme fixe la valeur limite à 1,5 mg.L⁻¹ de N-NH₄⁺. Globalement, sur l'ensemble des échantillons concernés par cette étude, 61% des puits sont contaminés par les nitrates, 67% par le potassium et 17% sont contaminés par de l'ammonium dépassant les normes admises. Ils concluent que la pollution est liée à l'infiltration de la pollution vers la nappe superficielle qui alimente les puits, d'autant plus que les eaux de forage ne présentent pas les mêmes niveaux de contamination.

Dianou et al. (2002) ont analysé les eaux de six forages, de la source aux ménages. Il s'avère que les eaux de forage sont de bonne qualité physico-chimique et bactériologique, mais sont contaminées lors du transport et de l'utilisation par manque d'hygiène au sein des ménages. Les résultats des travaux de Koné et al., 2009 corroborent cet état de fait.

Dans le même ordre d'idée, Makoutode et al., (1999) ont mené des investigations sur les eaux de 100 puits servant de sources d'eau potable aux populations de Grand-Popo au Bénin. Il ressort de cette étude que sur la totalité des puits sont contaminées par des germes pathogènes (*E. Coli*, *Salmonella spp*, *Citrobacter*, *Enterococcus*,...) avec de concentrations supérieures à 105 UFC/100 mL. En outre, il ont relevé des teneurs en ammonium, nitrates et phosphates supérieures aux normes admises par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

Les conséquences de la contamination bactériologique sont les maladies hydriques, alors que l'OMS estime que près de 20 millions de personnes meurent chaque année dans le monde des suites de maladies diarrhéiques dont 4 millions d'enfants.

Desconnets (1997) rapporte les résultats d'enquêtes menées à Ouagadougou sur une dizaine de fosses septiques en zone résidentielle. Ils notent une absence de prise en compte des critères de dimensionnement et d'observation d'une distance minimale réglementaire par rapport au niveau de la nappe. En outre, aucune étude de sol préalable n'est effectuée avant l'installation de la fosse septique qui, par ailleurs, ne dispose pas d'éléments épurateurs complémentaires comme l'épandage souterrain ou le lit filtrant, avec pour conséquence une pollution durable de la nappe phréatique.

Baba-Moussa (1994) qui s'est penché sur la pollution bactériologique de la nappe phréatique à partir d'une latrine indique que ces ouvrages sont à l'origine de la pollution des eaux souterraines en l'occurrence de celles des puits sources d'eau potable pour certains ménages causant ainsi des problèmes de santé au sein des populations. Cet état de fait est favorisé par le non respect de la distance de sécurité à observer relativement à toute source d'eau et par rapport au niveau de la nappe. Pour confirmer cet état de fait, les travaux de Kennedy et Van Geel, (2000) indiquent une pollution des eaux souterraines dans certains états des Etats Unis où on rencontre des fosses septiques en assainissement autonome. Ils attribuent cela au fait que le temps de rétention hydraulique du système de filtration situé en aval est court.

Les systèmes de collecte en assainissement autonome peuvent constituer des sources de pollution diffuse à grande échelle (Wéthé et al., 2003 ; Coulibaly et al., 2004).

1.2.4.3 La gestion des matières de vidange

La gestion des matières de vidange constitue le talon d'Achille de l'assainissement autonome, un mode d'assainissement majoritaire dans les pays en développement. Les raisons qui concourent au choix de l'utilisation préférentiel de systèmes d'assainissement autonome (non adaptés en général) sont multiples. Parmi elles on peut relever d'une part, le faible taux de branchement au réseau d'adduction d'eau potable, la quasi absence de réseau public de collecte des eaux usées et les coûts élevés de linéaires nécessaires à la mise en œuvre d'un réseau collectif. D'autre part, l'accroissement vertigineux de la population avec un étalement des villes du fait de nouveaux lotissements, l'installation anarchique des populations de couches sociales défavorisées et l'absence de volonté politique des décideurs dans le sens de trouver des solutions durables, constituent des facteurs favorisant du phénomène.

Ce contexte explique le choix de l'alternative que constitue l'assainissement autonome pour la majeure partie des populations des pays de l'Afrique sub-saharienne (Wéthé et al., 2003). A titre d'exemples les systèmes d'assainissement autonome couvrent 85% de la population urbaine du Ghana et 98% de celle du Mali (Strauss et al., 2006).

Cependant, ce choix n'est pas sans conséquences sanitaires comme nous l'avons indiqué plus haut. Par ailleurs, la difficulté majeure demeure le devenir des matières de vidange issues des ouvrages de collecte, des boues fraîches et fermentescibles. Prenant la mesure des risques liés au dépotage sauvage de ces boues par les vidangeurs, le CREPA a initié des projets dans trois pays de l'Afrique de l'Ouest, en l'occurrence la Côte d'Ivoire, le Benin et le Sénégal, afin de dégager les voies et les moyens d'une gestion efficiente de ces produits de l'assainissement autonome

dans les pays couverts par le réseau CREPA. Au Burkina Faso, une thèse a été consacrée à cette problématique, et il s'est agi de trouver une stratégie de planification d'une gestion durable des matières de vidange de la ville de Ouahigouya où Koanda (2006) a dénombré 15 sites de dépotage, alors que Ouagadougou en comptait 8. A titre d'exemples le même auteur rapporte qu'à Dakar, 74% des boues vidangées sont évacuées sur des décharges, tandis que 10% sont déversées dans la cour et 7% dans la rue. A Saint Louis, toujours au Sénégal, 30 et 31% des déversements ont lieu respectivement dans la cour et dans la rue contre 20% sur des sites de dépotage anarchiques à la périphérie des agglomérations.

Pour illustrer cet état de fait, Koné et Strauss (2004) estiment à 1000 m³ la quantité de matières de vidange produite par jour dans des villes comme Ouagadougou ou Kumassi, qui n'en collectent officiellement que 300 à 500 m³, la différence étant évacuée clandestinement.

A côté des risques sanitaires indéniables liés à cette pratique pour les populations, il faut déplorer les risques de pollution de l'environnement à grande échelle (Maïga et al., 2001 ; Strauss et al., 2006) du fait du drainage de ces matières de vidange avec les eaux pluviales, des risques pouvant se traduire par l'eutrophisation rapide des plans d'eau.

Si le dépotage des boues sur des sites non aménagés fait courir des risques sanitaires aux populations de façon générale, les moyens d'extraction de ces boues exposent les vidangeurs à des dangers importants (risques sanitaires et d'éboulement). En effet, Koanda (2006) indique que les tarifs de vidange appliqués par les entreprises de vidange sont hors de portée de certaines couches sociales qui recourent au service de vidangeurs manuels sans aucun système de protection. C'est ainsi qu'à Ouahigouya où 93% des ouvrages d'assainissement sont composés de latrines traditionnelles, 70% des vidanges sont manuelles pour 30% de vidanges mécaniques avec un seul camion vidangeur pour toute la ville. Dans les cas de vidange manuelle, les boues extraites sont systématiquement évacuées dans la cour ou devant la concession en vue d'un compostage (31,5%) ou d'une élimination progressive par drainage avec les eaux pluviales. Une enquête menée auprès des populations de la ville par le même auteur révèle que 70,6% d'entre elles se plaignent des odeurs engendrées par la présence des matières de vidange dans les rues, 50% jugent leur présence encombrantes et paradoxalement, une proportion très faible a conscience des risques sanitaires inhérents à ce mode de gestion.

1.3 Conclusion

La politique de l'assainissement au Burkina Faso se traduit essentiellement par un assainissement autonome à travers l'utilisation d'ouvrages de collecte des excréta sans traitement, et une quasi absence de gestion des eaux usées. Le choix des ouvrages étant basé sur la volonté des ménages à bien vouloir payer, ces derniers optent pour la réhabilitation des latrines traditionnelles ou au mieux pour la construction d'un nouvel ouvrage mais le moins cher possible, ce qui ne conduit pas au choix du plus performant. L'inconvénient de l'utilisation des ouvrages de collecte sans traitement, dont des latrines traditionnelles majoritairement dans les villes, réside dans la gestion ultérieure de grandes quantités de matières de vidange encore fraîches. Dans le meilleur des cas, ces dernières sont évacuées sur des décharges sauvages à la périphérie des villes. Cette pollution est drainée par les eaux pluviales au sein du bassin versant contaminant ainsi les eaux de surface et les eaux de la nappe phréatique, une cause majeure de maladies hydriques au sein de la population, avec par voie de conséquence un impact non moins important sur l'état sanitaire et l'économie du pays.

C'est dans l'optique de proposer une solution à l'insuffisance d'assainissement et à l'inadéquation de certains ouvrages en assainissement autonome que nous avons expérimenté les filtres plantés et les lits d'infiltration-percolation destinés au traitement des eaux usées des petites et moyennes collectivités, des procédés biologiques extensifs peu demandeurs de ressources financières ou de personnel technique, en termes d'exploitation et mieux qui utilisent des matériaux locaux.

2 Revue bibliographique

2.1 Généralités sur les procédés biologiques extensifs.

2.1.1 Principe de l'épuration biologique

Les procédés biologiques de traitement d'eaux usées sont utilisés pour des eaux présentant un caractère biodégradable. Le traitement biologique intervient à l'issue d'un prétraitement qui permet d'éliminer les matières en suspension volumineuse tels que les déchets grossiers, les graviers, le sable, mais également des substances pouvant impacter l'efficacité du traitement comme les huiles et les graisses. A l'issue du prétraitement, les eaux usées subissent une décantation primaire à même de réduire le taux de matières en suspension (pollution particulaire) susceptibles de colmater le système, notamment dans le cas des cultures fixées sur supports fins. Néanmoins, lorsqu'il s'agit de filtres plantés, il est possible de traiter des eaux usées brutes sans une décantation préalable en utilisant un matériau adapté (gravier) pour assurer un traitement primaire. Les procédés biologiques interviennent également dans les traitements tertiaires de finition dans un souci d'affinage de l'épuration en termes d'abattement sur la pollution résiduelle carbonée phosphorée et/ou azotée.

Les procédés biologiques mettent en œuvre des micro-organismes, unicellulaires pour la plupart. Ces organismes existent dans le milieu naturel dans des conditions variables de température et de pH, avec un milieu oxygéné ou non. Ils sont en interaction entre eux et avec le milieu environnant, avec une évolution de leurs concentrations dans le temps et dans l'espace à travers des processus de dégradation de la matière organique présente.

La pollution organique biodégradable est quantifiée par la mesure de la DCO et de la DBO₅.

Un rapport DCO/DBO₅ < 2 est le signe d'une eau usée facilement biodégradable.

Lorsque ce rapport est compris entre 2 et 3, les eaux sont toujours biodégradables. Si le rapport DCO/DBO₅ > 3 l'effluent est peu ou non biodégradable et nécessite un procédé non biologique de traitement (FNDAE, 2004).

2.1.1.1 Principe de fonctionnement

La matière organique est formée essentiellement de glucides, de lipides et de protéines.

Dans les eaux usées, leurs dégradations se fait de façon spontanée en milieu aérobie ou en milieu anaérobie par l'action de microorganismes qui s'y développent, principalement des bactéries autotrophes ou hétérotrophes. Elles éliminent la pollution organique carbonée biodégradable (DBO₅) et la pollution inorganique pour assurer leur multiplication et leur développement. Pour

ce faire, elles sécrètent dans le milieu des enzymes qui serviront de catalyseurs aux réactions chimiques et biochimiques (Degrémont, 2005). C'est ainsi que le carbone, l'azote, le soufre, le fer et d'autres ions contenus dans la matière sont utilisés dans un processus mettant en œuvre une dégradation biologique ou physico-chimique à travers des processus d'hydrolyse, de volatilisation et de solubilisation. Au cours de ces réactions interviennent des enzymes intracellulaires qui permettent l'assimilation des métabolites, et des enzymes extracellulaires qui détruisent les structures moléculaires complexes pour les rendre assimilables par les bactéries.

Le processus est aérobie si l'oxydation de la matière nécessite de l'oxygène dissous, aboutissant ainsi à la formation de CO_2 , H_2O , NO_3 . Il est anaérobie s'il y'a transfert d'hydrogène et que l'accepteur final de l'hydrogène est une entité autre que O_2 , ce qui génère les composés que sont CO_2 et CH_4 et d'autres gaz. C'est la formation du biogaz.

En effet, en plus du méthane, composé majoritaire du processus anaérobie, de CO_2 et de H_2 (1 à 5 %), d'autres produits sont générés en fonction du substrat dégradé. Il s'agit de H_2S qui provient de SO_4^{2-} ou du soufre organique et de NH_3^- issu des protéines de la biomasse.

La dégradation biologique aérobie est exothermique. Plus rapide et plus complète, c'est elle qui est le plus souvent mise en œuvre en particulier pour des eaux usées de faibles charges organiques. Elle génère une plus grande quantité de biomasse cellulaire.

A l'inverse, pour des eaux très chargées à l'instar des effluents de brasserie, d'abattoir ou d'autres types d'industries agroalimentaires, c'est le processus anaérobie de dégradation de la pollution qui est indiqué dans le cadre d'un traitement primaire pouvant assurer un abattement de 70 à 80% de la pollution biodégradable. A l'issue de ce traitement primaire, un traitement secondaire aérobie peut être envisagé pour améliorer la qualité de l'épuration, suivi éventuellement d'un traitement tertiaire de finition en fonction des objectifs de qualités poursuivis.

2.1.1.2 Mécanisme de digestion anaérobie et de méthanisation

Ce processus est destiné aux effluents très chargés en matière organique biodégradable, tel que le lagunage anaérobie. La fermentation méthanique se déroule en plusieurs étapes à travers des réactions biochimiques mettant en œuvre différents types de bactéries qui sont en interaction et qui sont interdépendantes. Selon les auteurs, on distingue trois ou quatre phases de réactions biochimiques. Cependant, on peut regrouper les deux premières étapes en une seule.

Hydrolyse et acidogénèse

Au cours de cette phase du processus réactionnel, des bactéries hétérotrophes anaérobies strictes ou facultatives du genre *Bacillus*, *Streptococcus*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, hydrolysent au préalable la matière organique grâce à des enzymes extracellulaires en transformant les macromolécules de protéines glucides et lipides en monomères que sont les peptides, acides aminés, sucres simples (osides), assimilables par les bactéries (Dégremont, 2005). A l'issue de l'hydrolyse intervient l'acidogénèse au cours de laquelle d'autres microorganismes produisent des alcools, des acides gras volatils (AGV), de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'ammonium à partir des monomères libérés lors de l'hydrolyse.

Matière organique → Alcool + Acides organiques + CO₂ + H₂ + NH₄⁺

Il est important de noter que les bactéries acidogènes se multiplient très vite. En situation de surcharge organique, l'action de ces bactéries provoque une accumulation d'intermédiaires réactionnels de méthanisation et des métabolites dont essentiellement les AVG qui rendent le milieu acide, au point d'inhiber l'action des micro-organismes assurant les processus ultérieurs d'acétogénèse et de méthanisation.

Acétogénèse

A partir des métabolites réduits issus de l'étape précédente, des bactéries réductrices produisent de l'hydrogène et de l'acétate par deux voies :

L'une des voies concerne les bactéries productrices obligées d'hydrogène qui produisent de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'acétate à partir des AGV. La production d'hydrogène pouvant être limitante pour l'action de ces bactéries, la présence simultanée de microorganismes hydrogénotrophes permet d'éviter ce facteur limitant.

L'autre voie conduit à la production d'acétate par réduction de H₂ et de CO₂, par des bactéries acétogènes.

La méthanogénèse

Elle est réalisée par deux voies également. Des bactéries acétrophes transforment l'acétate en CH₄ et CO₂ (70% du méthane est obtenu par cette voie) tandis que les bactéries hydrogénotrophes métabolisent CO₂ et H₂ en CH₄ et H₂O. Les bactéries méthanogènes sont anaérobies strictes, aussi la présence de O₂ bloque-t-elle leur action.

Paramètres caractéristiques

La température, le pH, le temps de séjour, l'importance de la population bactérienne, la charge massique du digesteur exprimée en kg DCO kg MV.J⁻¹ sont les paramètres majeurs qui conditionnent les performances épuratoires en digestion anaérobie.

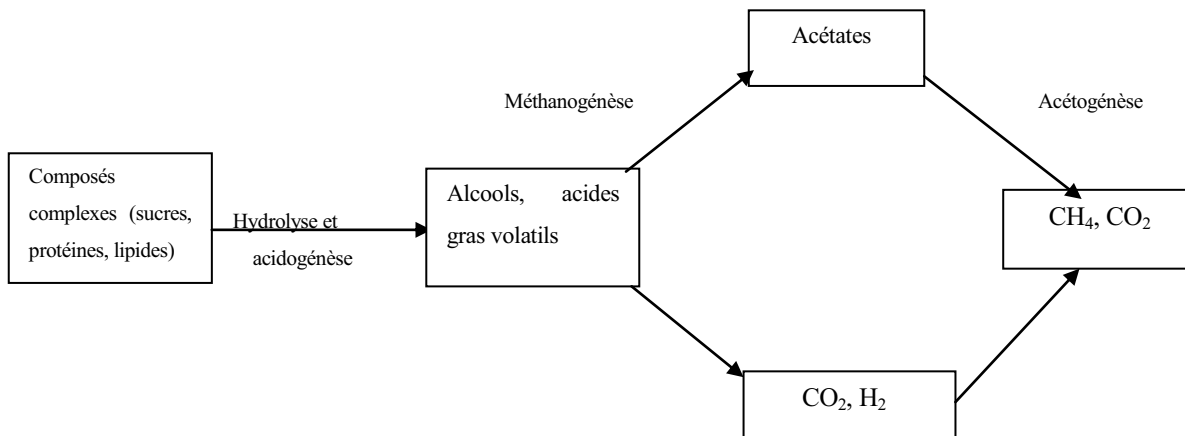


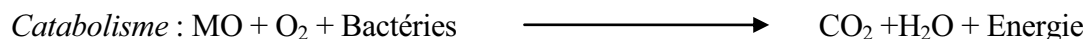
Schéma général du processus d'élimination de la pollution carbonée en milieu anaérobie (Degrémont, 2005)

2.1.1.3 Mécanisme aérobie de dégradation de la pollution organique carbonée

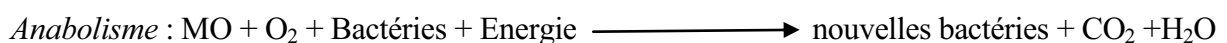
Le métabolisme cellulaire

Le métabolisme, composé de l'anabolisme et du catabolisme, est l'ensemble des transformations biochimiques et énergétiques permettant la vie des êtres vivants.

Catabolisme est un métabolisme énergétique qui génère de l'énergie nécessaire à l'anabolisme. Les réactions de dégradation de la matière ou des substances de réserve qui interviennent sont exothermiques.



Anabolisme est le métabolisme de synthèse, il est endothermique, il sert à la synthèse de la substance (biomasse). Il met en œuvre des enzymes comme catalyseurs des réactions qui ont lieu.



En somme, des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes dégradent la matière organique (protéines, lipides, glucides) en milieu naturel dans les eaux résiduaires où ils se développent spontanément. Une fois encore, la dégradation de la matière organique par les bactéries est rendue possible grâce à des enzymes qu'elles sécrètent et qui font office de catalyseurs.

En effet, les enzymes extracellulaires hydrolysent les grosses molécules tandis que les enzymes intracellulaires assurent l'assimilation.

Lors d'un processus aérobie d'élimination de la pollution biodégradable, ce sont des bactéries aérobies qui sont mises en présence d'eaux usées dans un milieu contenant de l'oxygène dissous.

Cela passe par trois phases consécutives.

- La matière organique sous forme dissoute ou sous forme colloïdale est adsorbée à la surface des bactéries puis absorbée.
- Il se produit une réaction biochimique d'oxydation et une dégradation de la matière par les enzymes. Ce processus exothermique qui correspond au catabolisme fournit l'énergie utile aux microorganismes pour la synthèse des cellules ($C_5H_7NO_2$) et la croissance bactérienne lors de l'anabolisme.
- Par respiration endogène, il y'a une autodestruction d'une partie de la biomasse cellulaire ($C_5H_7NO_2$).

Bactéries + O_2 \longrightarrow $CO_2 + H_2O + NO_3^-$ + autres métabolites réfractaires.

Les bactéries qui interviennent sont de type hétérotrophe facultatif, utilisant le carbone organique en tant que source d'énergie mais également pour la croissance bactérienne.

2.1.1.4 Le processus de dégradation de la pollution azotée

Dans les eaux usées l'azote se trouve sous forme d'urée et de protéines essentiellement. Sur le parcours dans le réseau d'égouts, une bonne partie pouvant atteindre 75% de cet azote organique est transformée en ammoniacque, tandis que le reste s'y trouve sous forme d'azote organique soluble ou particulaire.

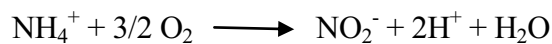
L'élimination de l'azote par les bactéries se produit en plusieurs étapes.

- Des réactions d'hydrolyse et de désamination par oxydation ou réduction transforment l'azote organique en ammonium.

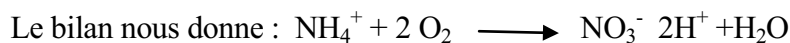


- L'assimilation de l'azote consacre l'utilisation d'une partie de l'azote organique dans la synthèse de nouvelles cellules par l'action des bactéries.
- La nitrification est l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates en deux étapes à savoir la nitritation et la nitratisation.

La nitritation est un processus lent qui met en œuvre des bactéries autotrophes aérobies strictes, c'est-à-dire des bactéries qui utilisent le carbone minéral pour synthétiser de la matière, il s'agit de nitrobactéries du genre *nitrosomonas*.



La nitratisation est assurée par des bactéries des *nitrobacter*, *nitrospira*, *nitrococcus* dont certaines sont hétérotrophes.



La dénitrification : c'est la transformation des nitrates en azote gazeux ; elle intervient en milieu anoxie (absence d'oxygène dissous) et met en œuvre des bactéries hétérotrophes du genre *pseudomonas* ou *acinetobacter*. L'accepteur final des électrons est l'oxygène lié des nitrates. Elle nécessite la présence de carbone organique dans le milieu (Degremont, 2005 ; Li et Irwin, 2007).

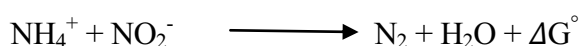


Le métabolisme des bactéries autotrophes est plus lent que celle des bactéries hétérotrophes.

En outre, elles sont mésophiles (leur activité est optimale vers 30 °C).

En somme, l'élimination de l'azote se fait par nitrification, dénitrification volatilisation et prélèvement par la biomasse (Strang et Wareham, 2005 ; Liu et al., 2008).

Cependant, des études récentes tendent à montrer qu'il existe une autre voie d'élimination de l'azote en milieu anaérobie, appelée processus ANMMOX (Anaérobic Ammonium Oxidation), un processus qui intervient sous l'action de bactéries autotrophes, qui sont capables d'oxyder l'ammonium en présence de nitrite (Wiesmann, 2007), selon le schéma réactionnel ci-dessous :



Comme le schéma réactionnel l'indique, le processus ne nécessite pas la présence de carbone, et génère moins de boues.

2.1.1.5 Les facteurs limitants du processus biologique d'élimination de la pollution

La présence de certaines substances peut ralentir ou inhiber le processus biologique de dégradation de la matière. On compte parmi les substances présentant une toxicité pour les bactéries, des composés organiques, des substances minérales et des métaux lourds.

2.1.1.5.1 Les détergents

Les détergents à chaînes aliphatiques ramifiées, en plus d'être non biodégradables présentent l'inconvénient de modifier les propriétés physico-chimiques du milieu, rendant difficiles certaines réactions de biodégradation notamment leur oxydation qui mobilise l'O₂ dissous, ou par la difficulté de décantation des colloïdes.

2.1.1.5.2 Les métaux lourds

La biotransformation de certains métaux lourds (plomb, mercure, nickel...) génère dans le milieu des substances toxiques qui s'y accumulent. Ils sont responsables d'une bioaccumulation et d'une biocondensation dans la chaîne alimentaire.

2.1.1.5.3 Les pesticides

Les pesticides tels que herbicides, fongicides, insecticides et rodenticides sont difficilement biodégradables et affectent le traitement biologique des eaux usées. Certains pouvant rester dans l'environnement pendant plusieurs décennies. Ces substances présentent des risques sanitaires à divers degrés. Les métaux lourds et les résidus de pesticides sont susceptibles de s'accumuler dans les tissus organiques et provoquer une toxicité plus ou moins importante par bioaccumulation et bioconcentration à travers la chaîne alimentaire.

2.1.1.5.4 Autres facteurs limitants

Il existe d'autres facteurs limitants tels que le pH, la température et la salinité.

En effet, les bactéries se développent en général à des pH compris entre 5 et 9. Les bactéries de la nitrification telles que Nitrosomonas se multiplient dans un milieu alcalin avec un pH compris

entre 7,4 et 9 tandis que celles de la nitrification préfèrent un milieu dont le pH se situe entre 8,5 et 9,1. En outre, la salinité qui limite la croissance de certaines bactéries impacte l'efficacité du traitement des eaux usées.

2.1.2 Les paramètres caractéristiques indicateurs de pollution

2.1.2.1 Les paramètres de pollution carbonée

Les eaux usées drainent des substances naturelles mais également des molécules de synthèse qui sont plus ou moins biodégradables.

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) : elle permet d'apprécier la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation par voie chimique de l'ensemble des matières organiques biodégradables ou non, présentes dans l'effluent soumis à traitement.

Une fraction des composés organique peut être peu ou non biodégradable. Elle compose la DCO réfractaire ou le talon dur de la DCO. Elle peut être importante pour certaines eaux usées industrielles contrairement aux eaux usées domestiques.

La Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅) : Elle est relative à la pollution organique biodégradable. En effet, elle représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder par voie biologique la matière organique présente dans l'eau sous une température de 20 °C, à l'obscurité et pendant 5 jours. Le rapport DCO/DBO₅ oriente le choix du procédé de traitement à mettre en œuvre.

2.1.2.2 La pollution solide

Les matières en suspension (MES) sous forme particulaire ou colloïdale se composent de matières organiques, de micropolluants (organiques et minéraux), de micro-organismes (bactéries, virus...), de sels minéraux...

Les MES sont responsables du colmatage organique des filtres par obstruction des pores lors de l'infiltration des eaux. Cependant un dépôt minéralisé à la surface d'un filtre peut améliorer les performances épuratoires de celui-ci en ce sens qu'il augmente l'épaisseur du filtre tout en étant bien aéré et en servant de support aux micro-organismes épurateurs.

2.1.2.3 La pollution inorganique

Les métaux lourds, les résidus de pesticides provenant de l'utilisation d'herbicides, d'insecticides et de fongicides, les hydrocarbures utilisés dans tous les secteurs d'activités, constituent un ensemble très important de polluants rencontrés dans les eaux résiduaires urbaines. En raison de la limitation des capacités d'investigation en termes de disponibilité du matériel d'analyse, ces polluants n'ont pas été pris en compte dans le cadre de cette étude, même s'il est reconnu par ailleurs que les supports de culture peuvent présenter des capacités de rétention de telles substances notamment par adsorption.

Les sels minéraux dont le sodium, le calcium, le potassium...proviennent aussi bien des activités domestiques qu'industrielles, en particulier dans les industries agroalimentaires comme c'est le cas de la station de lagunage de Ouagadougou qui reçoit des eaux usées mixtes industrielles et domestiques. Ces sels qui sont solubles dans l'eau peuvent s'adsorber sur le support de filtration et être remobilisés par relargage après saturation. La capacité d'adsorption des sels est fonction du support de culture (Molle, 2008 ; Koné, 2010).

2.1.2.4 Les nutriments

Ils présentent un intérêt en tant que fertilisants pour les plantes notamment dans la réutilisation des eaux épurées en agriculture. Un complément en engrais chimiques ou en fertilisants organiques (compost) peut être nécessaire pour couvrir les besoins des plantes irriguées avec des eaux usées traitées. Les éléments majeurs sont l'azote et le phosphore en plus du potassium.

2.1.2.4.1 L'azote

L'azote existe essentiellement sous la forme organique et sous la forme ammoniacale dans les eaux résiduaires urbaines. Il est issu de la dégradation de la matière organique que sont les protéines, l'urée,...(Wiesmann, 2007), mais peut aussi être généré par des activités spécifiques dont les activités industrielles et agricoles. Lors du transport de l'effluent vers la station de traitement, l'azote organique est transformé en ammonium (NH_4^+) par l'action de micro-organismes anaérobies.

La présence d'ammoniaque dans une certaine teneur est toxique pour la faune aquatique, notamment les poissons, mais elle augmente également les besoins en oxygène pour l'oxydation, cause d'appauvrissement du milieu en oxygène dissous.

L'élimination de l'azote présente un intérêt majeur en cas de rejet des eaux dans un milieu sensible comme un cours d'eau, du fait des risques d'eutrophisation liée à la présence associée de composés azotés et de phosphates, se traduisant par une prolifération d'algues et de phytoplanctons.

Par ailleurs, de nombreuses études ont porté sur les conséquences de l'absorption de nitrates sur la santé humaine. En effet, ils seraient responsables de méthémoglobinémie chez les nourrissons, et seraient potentiellement cancérigènes par la formation de nitrosamines issues de la réaction entre les nitrites et des amines ou amides, bien qu'aucune étude n'ait établi des relations de cause à effet irréfutables.

La réglementation française, établie par arrêté du 22 décembre 1994, en application de la directive européenne relative aux nitrates, fixe comme concentration maximale admissible dans les rejets des stations de traitement 15 mg.L⁻¹ de nitrates pour des stations de charges organiques comprises entre 600 et 6000 kg.j⁻¹ et 10 mg.L⁻¹ pour des stations de charges organiques supérieures à 6000 kg.j⁻¹.

Quant aux stations recevant des charges de pollution organique inférieures à 600 kg.j⁻¹, un rendement d'élimination des nitrates de 70% est exigé, tandis que la valeur guide de l'OMS pour les eaux de consommation est fixée à 50 mg.L⁻¹.

Toutefois, dans l'optique d'une réutilisation des eaux en agriculture, la présence de nitrates en tant que nutriment pour les plantes peut être recherchée.

2.1.2.4.2 Le phosphore

Le phosphore a une origine domestique essentiellement, ce dernier représentant 50 à 70 % des apports (incluant les détergents). Le phosphore d'origine agricole d'apport diffus à travers l'utilisation des engrais constitue la deuxième source d'apport en phosphore (Molle, 2003). Les apports d'origine industrielle, après avoir connu une croissance, ont baissé ces dernières années avec le souci de préservation de l'environnement.

Le phosphore d'origine naturelle (apatites, phosphate ferrique, phosphate de calcium,...) provient de la dégradation de roches. Le phosphore minéral se transforme en phosphore organique, et inversement au cours de phénomènes chimiques (solubilisation, oxydation, volatilisation,...), biologiques (réactions enzymatiques de dégradation et d'assimilation bactériennes) et géologiques (éruption volcanique, érosion,...).

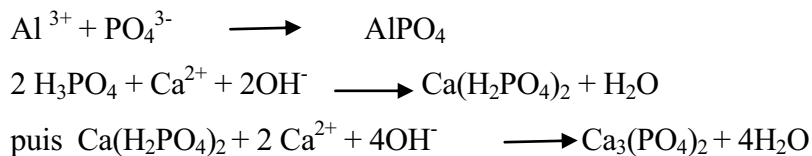
Les orthophosphates, forme soluble du phosphore jouent un rôle important dans l'eutrophisation, ils constituent le facteur limitant de l'eutrophisation. Un excès de phosphore occasionne une

carence en azote avec pour conséquence une prolifération de cyanobactéries capable de fixer l'azote atmosphérique dissous dans l'eau (Sengupta et al., 2006).

La prolifération de cyanobactéries entraîne une remise en solution des phosphates piégés dans les sédiments (Molle, 2003). C'est ainsi que azote et phosphore sont responsables de l'eutrophisation des cours d'eau (Takacs et al., 2006), avec la prolifération anarchique d'algues et son corollaire de consommation d'oxygène dissous, avec pour conséquence la disparition d'autres espèces vivant dans le milieu, notamment le zooplancton par asphyxie (Nyenje et al., 2010 ; Maïga et al., 2001 ; Koné et al., 2009).

Dans les petites et moyennes collectivités (taille inférieure à 2000 EH), les procédés extensifs mis en œuvre ne permettent pas des abattements très importants sur le phosphore, même si le lagunage permet des abattements atteignant 60 % (Molle, 2003). En général les orthophosphates précipitent lorsque le pH augmente, ou sont absorbés par les phytoplanctons.

D'autres moyens existent dont l'élimination par la voie chimique par précipitation en présence de sels d'aluminium, de fer (Takacs et al., 2006), ou de calcium selon le schéma réactionnel suivant :



Si ce procédé peut être envisagé pour les petites stations de traitement, il devient extrêmement coûteux pour les stations de grandes envergures et génère de grandes quantités de boues à gérer dans une filière différente.

L'adsorption est un mode d'élimination du phosphore avec les procédés par culture fixée sur support granulaire (Molle, 2003).

Le faucardage de la biomasse aérienne des filtres plantés est aussi un moyen d'extraire le phosphore (Vymazal, 2004).

En cultures libres, le phosphore peut aussi être éliminé par voie biologique, procédé mieux adapté aux grandes stations de traitement des eaux usées. La voie biologique met en œuvre le métabolisme cellulaire au cours duquel les bactéries stockent le phosphore et l'utilisent au cours de la multiplication cellulaire à travers des transferts d'énergie. En effet, l'énergie est stockée dans les liaisons P-P des Adénosines Triphosphates (ATP), Adénosines Diphosphates (ADP), Adénosines Monophosphates (AMP) au cours de l'anabolisme de synthèse. Cette énergie est

libérée par rupture de ces liaisons lors du catabolisme en vue de son utilisation dans la synthèse cellulaire (anabolisme).

Le phosphore entre pour 2 à 3% de matière sèche dans la structure cellulaire des bactéries (acides nucléiques, phospholipides, polymères des parois des cellules) (Degrémont, 2005). Cependant dans certaines conditions de stress de la biomasse, par une alternance de phases anaérobie et aérobie, les bactéries assimilent le phosphore plus qu'elles n'en ont besoin, il y a suraccumulation du phosphore qui peut ainsi être éliminé par extraction des boues.

En termes de rendements, le procédé chimique permet d'atteindre des rendements de plus 80% alors que le procédé biologique, plus sensible aux conditions du milieu (O_2 dissous, pH,...), présente un niveau d'abattement de 50 à 60%.

2.1.2.5 Paramètres physico-chimiques

2.1.2.5.1 La conductivité électrique

Les valeurs de conductivité électrique élevées révèlent de fortes teneurs en sels minéraux dissous, un facteur pouvant être limitant pour la croissance de certaines bactéries et partant de leur efficacité pour l'épuration des eaux usées. A l'inverse il y a des bactéries (halophiles) qui ont besoin de sels pour leur croissance, mieux il en existe qui sont capables de cumuler de fortes concentrations de sels pouvant atteindre un millier de fois la teneur en sels du milieu où elles se trouvent (Heller et al., 2007).

2.1.2.5.2 Le pH

Le pH présente une importance dans les procédés de traitement biologique des eaux usées, puisque les bactéries qui assurent l'épuration ont des plages spécifiques de pH compatibles avec leur vie et des pH de croissance optimale, et partant, de performance maximale. De façon générale, la plupart des bactéries se développent à des pH compris entre 5 et 9 (Degrémont, 2005). Il peut être nécessaire d'ajuster le pH dans les cas où le processus chimique mis en œuvre par les bactéries génère une acidification ou une alcalinisation du milieu.

En outre, les éléments cationiques présentent une faible solubilité lorsque le pH augmente, si bien qu'ils se retrouvent dans le milieu sous forme d'oxydes ou d'hydroxydes ou d'autres espèces insolubles. A l'inverse, les espèces anioniques sont plus solubles aux pH élevés.

2.1.2.5.3 La température

La température est aussi un paramètre important à prendre en compte dans l'activité biologique des bactéries, qui ont des températures optimales de développement, variables en fonction du type de bactéries. La température impacte également les équilibres physico-chimiques, la solubilité et la cinétique des réactions intervenant dans le milieu.

2.1.2.6 Paramètre microbiologique

Il existe dans les eaux résiduaires urbaines, une diversité de micro-organismes (bactéries, virus et parasites) dont certains sont pathogènes et causes de maladies hydriques telles la dysenterie, la fièvre typhoïde ou le choléra. Il serait fastidieux de les identifier tous pour caractériser l'efficacité d'un traitement des eaux usées. C'est pourquoi il est pratique d'utiliser des micro-organismes indicateurs de contamination, issus de la flore intestinale des hommes et des animaux que sont les coliformes fécaux (CF), un groupe de bactéries dont *Escherichia coli* (*E. coli*) est le plus représentatif. Leur présence et le niveau de contamination permettent d'évaluer les risques sanitaires inhérents aux eaux épurées en particulier dans le cas d'une réutilisation de ces eaux, un moyen de réduire la pollution de l'environnement et préserver les ressources en eaux (Jie-Chung et Yung-Chang, 2008 ; Drechsel et al., 2008).

Pour plus d'efficacité en termes d'élimination des micro-organismes pathogènes, les traitements secondaires biologiques sont suivis d'un traitement tertiaire de désinfection, à même d'assurer un abattement spécifique et rendre les eaux issues de l'épuration conformes aux normes de rejets, ou de réutilisation pour l'irrigation dans le cas où ces eaux sont recyclées en agriculture.

Les coliformes fécaux, signes d'une contamination fécale récente, sont utilisés comme indicateurs d'efficacité de traitement. Leur concentration à l'issue d'un procédé d'infiltration-percolation sert de critère de qualité sanitaire des eaux épurées.

Comme les MES, les bactéries sont éliminées par sédimentation, filtration, adsorption et par dégradation bactérienne (la prédation, la compétition pour les nutriments, le parasitisme,...) lors du traitement.

Selon la littérature, les bactéries sont éliminées essentiellement dans les premiers centimètres du massif filtrant, ce d'autant plus que les pores sont de tailles réduites. L'efficacité du traitement en termes d'abattement des pathogènes sera d'autant plus importante que les charges appliquées sont faibles. Elle dépend également de la hauteur du massif filtrant.

2.2 Les cultures fixées sur supports fins

Les procédés par cultures fixées sur support fin s'inspirent de la propriété qu'ont les sols d'éliminer la pollution par des processus physiques et physico-chimiques à travers l'infiltration, l'adsorption et les échanges d'ions, mais également des processus biologiques par l'action de micro-organismes.

Les deux procédés que sont les lits d'infiltration-percolation et les filtres plantés, expérimentés au cours de ce travail fonctionnent sur le même principe. La seule différence réside dans l'introduction des macrophytes pour ce qui est des filtres plantés. Des macrophytes qui vont permettre d'améliorer les conditions de fonctionnement des filtres en termes de conductivité hydraulique, d'aération du massif filtrant (injection de O₂ par le système racinaire), de dynamisation des micro-organismes par effet rhizosphère, et de prélèvement de la pollution par les végétaux. Il consiste à faire percoler les eaux usées à travers un massif fait de matériau granulaire servant de support aux bactéries épuratrices. Les bactéries assurent la biodégradation de la pollution organique tandis que le massif qui joue un rôle de bioréacteur permet également la filtration mécanique de l'effluent.

2.2.1 Conditions générales de fonctionnement

2.2.1.1 Les paramètres majeurs de conception

2.2.1.1.1 Aération du massif filtrant

Le procédé étant aérobie, une bonne oxygénation du milieu granulaire est nécessaire. En effet, les pores laissés par les grains du matériau filtrant se rechargent en air, qui y pénètre par diffusion à partir de l'atmosphère et par convection lors de l'alimentation en eau, processus qui emprisonne et chasse l'air vers les couches inférieures du massif formé (Kayser et Kunst, 2004). C'est ainsi qu'en situation de saturation, la couche superficielle d'eau permanente, qui dénote aussi un engorgement des interstices par l'eau, constitue une barrière à la diffusion de l'air atmosphérique à travers le massif. Ce type de fonctionnement peut être voulu, notamment dans les filtres à écoulement horizontal pour assurer une dénitrification, ce processus étant anaérobie (Molle, 2003).

La présence d'un dépôt de MES formant une couche à la surface du massif constitue un obstacle à la bonne pénétration de l'air dans le massif et une source de colmatage. *A contrario*, elle peut

être favorable à l'aération si elle est minéralisée formant ainsi un terreau.

Pour atténuer les effets de ces contraintes, le système fonctionne par alternance de phases d'alimentation, suivies de périodes de repos de durées au moins égales. Au mieux les phases de repos peuvent être de durée deux fois supérieure à celle des phases d'alimentation sous climat tempéré (Liénard et al., 2005).

Pour ce faire, deux ou trois massifs filtrants sont placés en parallèle et alimentés alternativement. C'est la condition pour permettre une réoxygénation du massif filtrant d'une part, mais aussi un moyen de réguler l'accroissement de la flore microbienne épuratrice (Molle et al., 2004 ; Liénard et al., 2005). En effet, l'oxydation de la matière organique favorise un développement bactérien important pouvant être source de colmatage biologique de la structure poreuse du massif.

Pendant la période de repos la croissance des bactéries est régulée par l'instauration d'une disette. Le massif connaît un ressuyage avec pour conséquence une dessiccation de la biomasse et une prédation entre bactéries. Cependant un temps de repos trop long peut avoir pour conséquence une difficulté de relance de l'activité bactérienne à la reprise de l'alimentation (CE, 2001).

2.2.1.1.2 Le mode d'alimentation

Pour assurer une distribution uniforme et homogène de l'effluent à la surface du filtre, l'alimentation peut se faire à fort débit par bâchée grâce à différents types de dispositifs dont la goulotte à débordement ou un système de distribution en plusieurs points disposés à la surface du massif avec un débit unitaire de l'ordre de $1\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ (Alexandre et al., 1998). Elle peut être faite aussi par siphon auto-amorçant grâce à l'énergie potentielle de l'eau stockée.

2.2.1.1.3 L'effet de filtration au sein du massif

La nécessité de faire fonctionner le système sur une longue période avec le maximum de sécurité, impose de prendre en compte les risques de colmatage physique et biologique dans le cas des cultures fixées sur support fin (Kayser et Kunst, 2004).

Dans le cas spécifique des filtres plantés de roseaux, alimentés en eaux usées brutes, il faut prévoir deux étages en séries (Molle et al., 2004), sans qu'il soit nécessaire d'enlever souvent la couche de dépôts qui en général minéralisent lentement (sous le couvert et au niveau de la zone rhizosphère) sans créer un dysfonctionnement du système.

2.2.1.1.4 Le choix du matériau de filtration

Il peut s'agir du sol en place si ses caractéristiques sont adaptées à l'infiltration, ou d'un matériau rapporté qui est en général du sable. Dans tous les cas le dimensionnement tient compte des caractéristiques du sol. Cependant, de façon générale, le matériau rapporté présente une meilleure perméabilité.

En traitement d'eaux usées brutes le matériau est grossier (granite) tandis qu'en traitement secondaire, le massif filtrant est constitué de matériau de faible granulométrie (sable) aéré naturellement. Il s'agira d'utiliser du sable dont la courbe granulométrique s'insère dans le fuseau granulométrique (figure 9) conforme aux prescriptions du document technique unifié 64-1 (DTU 64-1) qui repose sur la norme française XP P 16-603 d'août 1998 qui détermine les caractéristiques des matériaux à utiliser et leurs modalités de mise en œuvre.

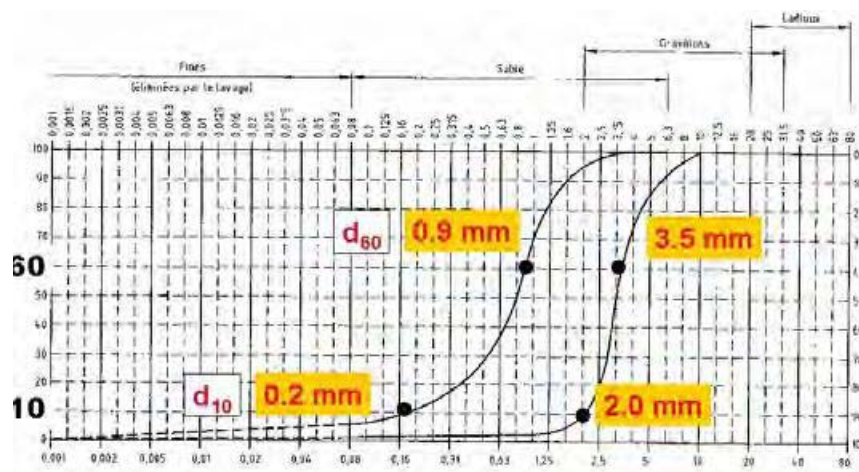


Figure 9: Fuseau granulométrique du DTU 64.1 (source CEMAGREF)

Selon les recommandations du CEMAGREF, il faut du sable roulé et lavé de D_{10} compris entre 0,25 et 0,40 mm, avec un coefficient d'uniformité $CU < 5$, alors que selon Grela (2004) et Liénard et al., (2000), ce coefficient doit être compris entre 3 et 6. La teneur en fines (particules de taille $< 0,08$ mm) ne doit pas être supérieure à 3%. La teneur en calcaire doit être $< 5\%$ en $CaCO_3$. En effet, un coefficient d'uniformité trop élevé suppose un matériau peu homogène qui présente des risques importants de colmatage par migration des grains de petites tailles au sein des porosités laissées par les grains de tailles plus importantes. L'objectif étant de trouver un sable qui ne soit pas trop fin avec des risques importants de colmatage, ni trop grossier avec pour conséquence un écoulement trop rapide des eaux (CE, 2001).

2.2.1.2 Les performances attendues des procédés par cultures fixées sur support fin

Des procédés par cultures fixées sur support fin en traitement secondaire, on peut attendre un abattement de la pollution organique particulaire ou dissoute exprimées en DBO₅ telle que la concentration en DBO₅ soit inférieure à 25 mg.L⁻¹ et une DCO inférieure à 90 mg.L⁻¹, tandis que celle des formes réduites de l'azote exprimées en N-NH₄ doit être < 10 mg.L⁻¹ (CE, 2001 ; Alexandre et al., 1998) et ce, pour un dimensionnement de 1,5 m².EH⁻¹ en infiltration-percolation.

Il importe cependant de relever que pour des eaux usées de concentrations initiales supérieures aux valeurs standards admises selon les normes françaises (à savoir 300 mg/L de DBO₅ et 70 mg/L de NK), les concentrations en DBO₅ et N-NH₄ peuvent excéder les valeurs ci-dessus.

Selon les indications du document technique FNDAE (1998) les rendements d'élimination de l'azote varient dans le temps. En effet, les concentrations en nitrates sont plus élevées dès le début de l'alimentation du massif filtrant compte tenu de l'oxydation de l'ammonium au cours de la période de repos et grâce à la diffusion de l'air atmosphérique au sein du massif f. Au cours de la filtration, les conditions deviennent moins oxydantes.

Dans un fonctionnement normal du système, les concentrations en nitrates sont supérieures à celles des sels ammoniacaux en fin de la période d'alimentation, du fait de l'aération du massif. Le rapport entre les concentrations en nitrates et en azote ammoniacal (exprimé en azote élémentaire) représente un indicateur fiable du bon fonctionnement d'un massif filtrant en ce sens qu'à la fin de la phase d'alimentation la concentration en nitrates doit être supérieure à celle des sels ammoniacaux. Les conditions d'anoxie et d'anaérobiose sont facteurs de colmatage du massif filtrant (Alexandre et al., 1998).

L'abattement des teneurs en phosphore total n'est généralement pas très élevé. Cependant il peut temporairement être important si le sable contient des ions ferreux ou des ions aluminium avec la formation de précipités (phosphates d'aluminium et phosphates de fer). Dans tous les cas il diminue dans le temps avec l'occupation progressive des sites d'adsorption des ions orthophosphates.

Les cultures fixées sur support fin sont indiquées en réseau d'assainissement séparatif, étant donné qu'elles sont sensibles aux surcharges hydrauliques. En cas d'utilisation de ces procédés en aval d'un réseau d'assainissement unitaire, il importe de prévoir un bassin d'orage en amont du système pour éviter l'arrivée de flux importants par temps de pluie (Alexandre et al., 1998).

Pour les massifs filtrants alimentés à l'air libre, un by-pass au dessus du massif est indispensable afin d'assurer de bonnes conditions d'oxygénation du massif et éviter de longues périodes de conditions anaérobies.

2.3 Les filtres plantés de macrophytes

Le traitement des eaux usées par filtres plantés (ou marais artificiels) utilisant des macrophytes s'inspire de processus naturels qui se déroulent dans les zones humides entre les végétaux, le sol, les micro-organismes (bactéries principalement) et certains invertébrés (insectes, vers, larves,...). Ils fonctionnent sous un environnement plus ou moins contrôlé puisque le choix des matériaux, des végétaux, des charges hydrauliques appliquées, du site et du mode d'écoulement des eaux est fait en fonction des critères de performances attendues et du devenir des eaux traitées.

Ce procédé dont l'utilisation devient de plus en plus répandue dans le monde, permet de traiter aussi bien des eaux résiduaires urbaines (eaux usées domestiques et eaux usées industrielles) que des eaux pluviales. Il a l'avantage d'être accessible en termes de coûts de mise en œuvre et d'exploitation d'autant plus qu'il ne nécessite pas un apport énergétique.

2.3.1 Naissance et évolution de la technologie

2.3.1.1 La naissance de la technologie des filtres plantés

On peut distinguer deux modes d'écoulement correspondant à des systèmes différents :

L'écoulement en surface qui utilise des macrophytes flottants (jacinthe d'eau, lentille d'eau,..) ou des macrophytes fixés à feuilles flottantes (le lotus d'Inde, le nénuphar jaune,...), mais également des macrophytes émergents. Dans ce cas l'effluent transite d'un bassin à l'autre par surverse.

L'écoulement sous la surface qui utilise des macrophytes émergents tels que le roseau, le jonc, le bambou,... Ce mode d'écoulement correspond au filtre planté à écoulement horizontal (fonctionnant à saturation) et au filtre à écoulement vertical (non saturé).

L'objet de la présente étude concerne les filtres plantés de macrophytes émergents.

Les procédés de traitement des eaux usées par filtres plantés ont été développés pour la première fois en Allemagne dans les années 1960 par le Docteur Kathe Seidel (Molle et Liénard, 2008 ; Bernier et al., 2001 ; Vymazal, 2005) avec une association de deux étages à flux vertical suivis

d'autres étages à flux horizontal, dénommé *Max-planck-Institute-Process* ou *Krefeld System*. Ces travaux ont été poursuivis par Kickuth Reinhold à partir de 1970.

Pour améliorer le système le Dr Seidel a fait une association d'un filtre à écoulement vertical planté de *Phragmites australis* en premier étage avec un lit à flux horizontal planté de *Scirpus lacustris* avec un support de culture fait de gravier et de sable.

Börner et al., (1998) cités par Vyzamal et Lenka, (2008) indiquent qu'en Allemagne, ce sont les filtres horizontaux qui sont les plus utilisés. On comptait en 1998 plus de 3000 systèmes de ce type seulement en Bavière et en Basse Saxe, destinés essentiellement aux petites collectivités et à des habitats isolés. En 2003, au total plus de 50.000 petites stations à filtres plantés étaient fonctionnels dont la majorité placée à l'aval d'une fosse septique.

Le procédé s'est exporté en Europe, sur le continent américain, en Asie et plus récemment en Afrique (Bernier et al., 2001 ; Vymazal, 2008 ; Ouattara et al., 2008 ; Koné et al., 2011).

2.3.1.2 Evolution de la technologie à travers le monde

2.3.1.2.1 En Europe

Les filtres plantés connaissent un engouement croissant dans le monde ces dernières années pour leur rusticité, leur simplicité d'exploitation, leur performance, la gestion concomitante des boues lorsque des eaux usées brutes sont utilisées sur des filtres à flux vertical, mais également pour leur intégration paysagère (Molle et al., 2008 ; Agence de l'eau, 2005).

En 2003, on dénombrait 400 stations de traitement des eaux usées par filtres plantés en France, alors que plus d'une centaine sont réalisées chaque année dans ce pays avec un intérêt toujours plus grandissant des collectivités à l'égard de cette technologie (Molle et al., 2004 ; Molle et al., 2008). Contrairement aux filtres à écoulement vertical, les filtres plantés à flux horizontal sont très rarement utilisés seuls en traitements des eaux usées, mais plutôt en association avec des filtres à flux vertical (Molle et al., 2005). Les filtres plantés destinés essentiellement aux collectivités de petites tailles peuvent avoir des capacités de traitement atteignant 2000 EH voire 3500 EH dans des cas extrêmes (GRAIE, 2007). Les figures 10, 11, 12 représentent des filtres mis en œuvre en France.

Selon Haberl et al., (1998) cité par (Vymazal et Lenka, 2008), en Autriche, le manque de système adapté de traitement des eaux usées des petites collectivités et des zones montagneuses, explique que les filtres plantés aient été présentés comme une solution. Cependant, les autorités furent réticentes à l'utilisation de cette technologie pour diverses raisons dont le manque

d'hygiène, les risques de colmatage, l'impact de l'hiver, le manque de recul quand aux inconvénients...

Néanmoins, en 1996 déjà, on comptait 160 stations utilisant le procédé par filtres plantés et les filtres à flux horizontal se sont révélés être les plus performants avec le plus faible niveau de besoins en maintenance, en termes d'élimination de la pollution organique contrairement à celle des nutriments. Selon Mitterer-Reichmann, (2002) cité par Vymazal, (2008), en 2002, en Autriche on dénombrait plus de 1400 stations par filtres plantés à flux vertical ou des systèmes hybride alliant filtres à flux vertical et filtres à flux horizontal.

En Belgique, Rousseau et al., (2004), rapporté par Vymazal et Lenka (2008) font état de 107 installations par filtres plantés en Flandre dont seulement deux à flux horizontal. Récemment la technologie s'est installée en région Wallonne, avec utilisation d'une fosse septique en amont des filtres plantés de *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis* et *Phalaris arundinacea*.

Au Royaume Uni, les travaux de différents chercheurs depuis les années 90 rendent compte de l'évolution de la technologie des filtres plantés. Au départ en 1985, la technologie inspirée de l'expérience de l'Allemagne, perçue comme un moyen adéquat à moindre coût en termes de réalisation et de maintenance, était destinée à des collectivités de 50 à 1000 EH des zones rurales ne disposant pas de systèmes adéquats de traitement de leurs eaux usées (Cooper et Green, 1998) cité par Vymazal et Lenka (2008). Un dimensionnement de $5 \text{ m}^2 \cdot \text{EH}^{-1}$ a été retenu. Selon Cooper et Green (1998), on comptait déjà en 1997 au Royaume Uni, 400 installations de ce procédé et 956 en 2006 dont 834 de filtres plantés à flux horizontal. Ces installations servaient essentiellement à un traitement tertiaire des eaux résiduaires urbaines mais également pour une part moins importante au traitement secondaire des eaux usées des réseaux d'égout du système collectif. Selon Shutes et al., (2005) cités par Vymazal et Lenk (2008) sur 103 systèmes de traitement des eaux de ruissellement répertoriés en 2005, 39 étaient constitués de filtres plantés. Pour le traitement des eaux pluviales le système est conçu à l'image de celui du traitement secondaire ou tertiaire mais avec un dimensionnement plus réduit de $0,5 \text{ m}^2 \cdot \text{EH}^{-1}$.

Plusieurs autres pays tels que le Danemark, la Croatie, la Grèce ou l'Italie...connaissent l'application de la technologie par filtres plantés avec des succès divers.



Figure 10 : Filtre planté de roseau à écoulement vertical avec le système d'alimentation (France)



Figure 11 : filtre planté de roseaux à écoulement vertical avec un système d'aération (France)



Figure 12 : filtre planté de roseaux à écoulement horizontal (France)

2.3.1.2.2 En Amérique

Au Canada, les travaux de Birkbeck et al., (1990) rapportés par Vymazal et Lenka (2008) relatifs à des filtres à écoulement horizontal plantés de *Typha latifolia* et *Juncus effusus* révèlent des rendements compris entre 59 et 78% sur l'élimination de la DBO₅, avec cependant une efficacité d'élimination de l'azote très faible puisque les rendements ont varié entre 8 et 35 %.

Les filtres plantés ont aussi été utilisés pour le traitement d'eau souterraine contaminée par des hydrocarbures dont le BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes).

Aux Etats Unis, les premières expériences de filtres plantés datent de 1972, avec comme macrophyte *Scirpus validus*. Depuis le procédé a connu des évolutions et s'est répandu dans les différents états. C'est ainsi qu'entre 1990 et 1991, l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement a dénombré 143 communautés utilisant 154 installations par filtres plantés à écoulement horizontal. Même si l'Amérique a connu une lente installation du système de filtres plantés comparativement à l'Europe, aujourd'hui on y compte un nombre croissant de stations utilisant cette technologie. C'est ainsi qu'on comptait ces dernières années 8000 systèmes à flux horizontal traitant des eaux usées de typologies variables comme les eaux usées domestiques, les eaux résiduaires urbaines, les effluents d'industries pétrochimiques, les effluents d'industries minières... (Vymazal et Lenka, 2008).

D'autres expériences sont rapportées par différents auteurs dans des pays comme le Mexique, le Brésil ou la Colombie.

2.3.1.2.3 En Afrique

En Afrique les filtres plantés ont été expérimentés dans différents pays tant au nord qu'au sud. Vymazal et Lenka (2008) rapportent des résultats de travaux menés à l'échelle expérimentale sur des filtres à flux horizontal planté de *Phragmites australis*, en Egypte depuis les années 1990. D'autres études menées sur des filtres plantés de *Typha latifolia* ont montré que les filtres à écoulement horizontal non submergés ont donné de meilleurs résultats par rapport aux filtres submergés en surface quant à l'élimination de la pollution organique et des MES, lorsqu'à l'inverse le second élimine mieux l'azote.

Les travaux menés au Kenya restent également à l'échelle expérimentale, avec un système hybride mettant en œuvre un filtre horizontal à surface submergée associé à un filtre à flux horizontal non submergé planté de cattail (*Typha* spp) pour le traitement d'eaux usées issues de

restaurants. D'autres plantes telles que *Cyperus immensus*, *Cyperus papyrus*, *Phragmites mauritanus* et *Typha domingensis* ont été expérimentées dans ce pays, notamment pour l'élimination de phénols des effluents d'une usine de production de papier, le média utilisé étant du gravier. Toutefois l'abattement des teneurs en phénol n'a pu permettre de respecter les normes de rejet imposées par la réglementation du pays.

Au Maroc, Mandi et al., (2005) rapporté par Vymazal et Lenka (2008) rendent compte de résultats de travaux réalisés sur des filtres plantés de *Phragmites australis* avec des performances épuratoires 21 à 25 %, supérieurs à ceux d'un témoin non planté pour ce qui est des rendements sur la DCO. S'agissant des MES et de l'azote ammoniacal les rendements supplémentaires respectifs de 29 à 41 % et 35 à 66 % ont été enregistrés respectivement.

En Afrique du Sud, Vymazal et Lenka (2008) indiquent qu'à l'origine les filtres plantés ont été utilisés en traitement secondaire des eaux usées domestiques et industrielles autour des années 1990 où les recherches sur les filtres plantés de *Phragmites australis*, *Phragmites sp.* et *Typha latifolia* ont été entreprises en Afrique. Elles ont concerné le traitement d'eaux usées domestiques mais également d'eaux usées issues d'usines pétrochimiques, ou le polissage d'effluents de mines d'or. A l'échelle expérimentale, des études ayant porté sur des filtres à écoulement horizontal alimentés par des charges hydrauliques de 33 cm.j^{-1} et des charges organiques journalières de 1200kg/ha ont permis d'avoir des rendements épuratoires respectifs de 73%, 85% et 31% sur l'élimination de la DCO, des MES et de N-NH_4^+ . Ces résultats ont amené les auteurs à émettre l'hypothèse selon laquelle le processus mis en œuvre est principalement anaérobie.

En Tanzanie, à l'image des pays africains ci-dessus cités, les travaux menés ont une dimension essentiellement expérimentale sur des pilotes dans différents contextes. C'est ainsi que Kaseva (2004) rapporté par Vymazal et Lenka (2008) montre que *Phragmites mauritanus* et *Typha latifolia* ont donné des rendements élevés en traitement d'eau issue d'un bassin anaérobie comparativement à des lits non plantés, tandis que Renalda et al. (2006) ont montré que les filtres plantés ont de grandes capacités d'élimination des tanins et de la DCO d'effluent d'extraction de tanins, suggérant alors que ce procédé pourrait être la solution pour éliminer les tanins des eaux usées.

L'introduction des filtres plantés en Tunisie est plus récente puisqu'elle date de 2004. Le système de deux lits à écoulement vertical suivi d'un lit à flux horizontal reçoit des eaux usées ayant subi un traitement primaire. Le système associe *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Mentha* sp. (la menthe) plantés sur du gravier de différentes granulométries. Si les effluents issus du traitement répondent aux normes tunisiennes quant aux teneurs en DCO, DBO₅ et MES, il en va autrement pour l'azote et le phosphore dont les concentrations rejetées sont supérieures aux valeurs limites admises.

En Ouganda, à l'échelle expérimentale, *Cyperus papyrus* flottant dans un bassin a été associé à des filtres plantés de *Phragmites mauritianus* et à des lits non plantés pour le traitement d'eaux résiduaires urbaines. D'autres travaux mettant en œuvre des filtres plantés de *Phragmites mauritianus* sur un support calcaire ont permis d'obtenir d'importants rendements en termes d'élimination du Pb, de Ni de Cu de Cd et de Fe. Globalement le zinc est éliminé en partie par les filtres non submergés tandis qu'il est relargué par les filtres submergés, alors que le manganèse est relargué par les deux systèmes.

Les filtres plantés à écoulement vertical sont plus récemment expérimentés en Côte d'Ivoire, où Ouattara et al., (2008) ont utilisé *Panicum maximum* et *Typha latifolia*, tandis qu'au Cameroun, Kengné (2008) a utilisé des lits plantés dans les traitements des boues. Au Burkina Faso des filtres plantés de *Chrysopogon nigritana* et *Andropogon gayanus* (plantes locales) ont donné des rendements comparables sur l'élimination de la DBO₅ en traitement d'eaux résiduaires urbaines (Koné et al., 2011).

2.3.1.3 Les différentes variétés de filtres plantés

En fonction du sens d'écoulement des eaux au sein du massif on distingue :

- les filtres plantés à écoulement vertical dont le premier étage peut recevoir des eaux usées brutes permettant ainsi de s'affranchir de la gestion des boues, puisque celles-ci minéralisent sur le lit.
- les filtres à écoulement horizontal généralement placés à l'aval de lits à flux vertical et destinés essentiellement à un traitement tertiaire de finition pour l'élimination de l'azote et du phosphore.

Différentes configurations associant ces deux types de filtres existent à travers le monde. C'est ainsi qu'on rencontre des systèmes composés de filtres à écoulement vertical associés en plusieurs étages en série ou des filtres à écoulement vertical en deux étages associés à un filtre à

écoulement horizontal, pour de meilleurs rendements sur l'élimination de l'azote et du phosphore dans des cas de rejets dans des milieux sensibles à l'eutrophisation. Il existe également des combinaisons par association des deux sortes de lits avec une possibilité de recirculation pour une élimination optimale de l'azote par dénitrification (Vymazal, 2005 ; Brix et al., 2003).

2.3.1.4 Les macrophytes utilisés

Les premières enquêtes réalisées en 1998 en Belgique montrent que les plantes utilisées avec les premiers systèmes sont *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis* and *Phalaris arundinacea*. Toutefois, selon Brix cité par Vymazal et Lenka (2008), *Phragmites australis* et *Typha latifolia* demeurent les plantes les plus prisées dans le domaine.

En Inde, *Phragmites karka* et *Typha latifolia* sont utilisés en zones rurales comme en milieu urbain dans le traitement d'eaux usées domestiques, d'eaux résiduaires urbaines ou d'eaux usées industrielles.

En Chine il est fait usage de *Phragmites australis*, *Cyperus malaccensis* et *Lepironia articulata* avec différentes configurations et niveaux de traitements.

En Amérique centrale et en Amérique du sud on rencontre des filtres plantés de *Zizaniopsis bonariensis*, *Echinochloa polystachia* (Caribgrass), et *Pennisetum purpureum* (Elephant grass), entre autres.

Dans tous les cas, les objectifs de qualités assignés au milieu récepteur doivent déterminer la configuration de filtres à mettre en œuvre.

2.3.1.5 La mise en place des macrophytes

Deux méthodes principales sont utilisées pour mettre en place la végétation :

- la transplantation de jeunes plants issus de semis
- la transplantation de rhizomes.

La densité de transplantation préconisée est de 4 plants par mètre carré en moyenne (Bernier et al., 2001). Celle-ci doit intervenir de préférence au printemps dans les pays tempérés et juste avant la saison des pluies en milieu tropical.

2.3.2 Les filtres plantés à écoulement vertical

Ce sont des lits non saturés, fonctionnant par alternance de phases d'alimentation et de phases de repos sur le même principe que les lits d'infiltration-percolation et les lits bactériens.

Ils peuvent fonctionner comme premier étage de traitement en recevant des eaux usées brutes au sein d'un massif constitué de gravier planté des macrophytes. Les eaux percolent au sein du massif et le long des racines servant de support aux micro-organismes tout comme le matériau granulaire (figure 13).

Le système classique utilisé en France associe à ce premier étage un deuxième étage planté dont le massif filtrant est fait de sable de granulométrie telle que la taille effective D_{10} varie entre 0,25 mm et 0,40 mm (Liénard et al., 2005). Cette couche filtrante surmonte deux couches faites de gravier de granulométrie différente servant l'une de couche de transition et l'autre de couche de drainage. Cependant le lit à flux vertical peut être placé à l'aval d'une fosse toutes eaux, une fosse septique ou un décanteur, et dans ce cas il assure un traitement secondaire de l'effluent.

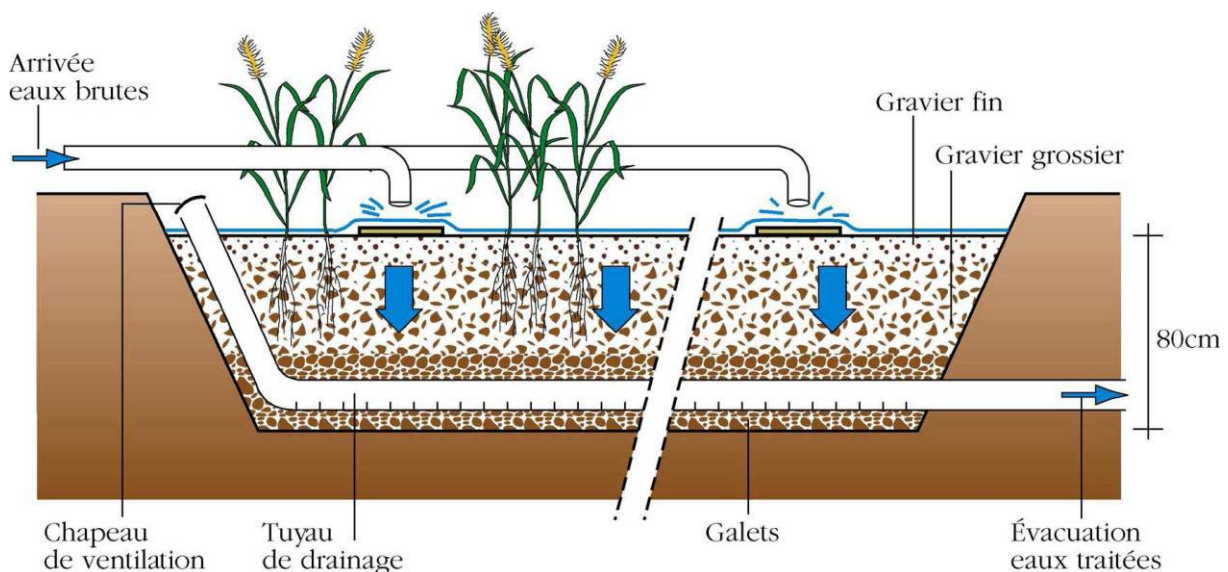


Figure 13 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical (source CEMAGREF)

2.3.2.1 Fonctionnement

Les lits plantés de macrophytes fonctionnent sur le principe de l'élimination biologique aérobie de la pollution. Le fonctionnement des filtres met en œuvre des processus chimiques, physiques et biologiques se traduisant par la filtration, sédimentation, la précipitation et l'adsorption des particules sur le milieu granulaire et le système racinaire des plantes, mais également l'assimilation des nutriments par les plantes et des transformations microbiologiques inhérentes

au métabolisme des bactéries présentes dans le milieu.

Les filtres plantés à flux vertical se présentent sous forme d'un ou plusieurs étages (2 en général), chaque étage étant constitué de plusieurs lits en parallèle fonctionnant en alternance pour assurer une aération optimale du massif pendant les périodes de repos, et une bonne minéralisation de la matière organique, ce qui présente l'avantage de réduire considérablement les risques de colmatage.

En outre, le ressuyage transitoire du massif et l'installation d'une situation de disette permet une autorégulation de la biomasse microbienne, atténuant ainsi les risques de colmatage biologique.

L'alimentation du massif par bâchée favorise une meilleure répartition des eaux à la surface du filtre, et assure le déplacement par convection de l'air emprisonné vers les couches les plus profondes du milieu granulaire.

Les mécanismes épuratoires qui ont lieu sont essentiellement : la filtration physique, le processus chimique d'élimination de la pollution (précipitation, adsorption, décomposition) et le processus biologique de dégradation de la pollution assurée par les bactéries (nitrification, dénitrification).

En effet, le milieu granulaire constitue une barrière physique de filtration qui arrête les matières en suspension à la surface du filtre où elles minéralisent. Ce dépôt de MES renforce les performances du filtre en ce sens qu'il contribue à la filtration. Chazarenc et Merlin, (2005) rapportent qu'en dépit de l'amélioration de la filtration, les MES en surface du filtre présentent une diversité biologique de la microfaune qui participe à l'épuration. Molle et al. (2004) estiment à 15 mm la hauteur de boue déposée par an, ce dépôt de surface pouvant être curé lorsque sa hauteur atteint 20 cm en moyenne. Ces mêmes auteurs rapportent que le dépôt de MES en surface du filtre permet un accroissement des performances épuratoires au niveau du premier étage de traitement grâce au ralentissement du processus de filtration.

Par ailleurs, la dégradation de la pollution organique dissoute est assurée par des bactéries aérobies fixées sur le support granulaire insaturé, et sur les racines et rhizomes des macrophytes plantés. Cependant les performances épuratoires sont impactées par des facteurs tels que les charges hydrauliques appliquées, la fréquence de l'alimentation, le mode de répartition des charges hydrauliques, la hauteur et les caractéristiques du matériau de filtration.

Le premier étage, fait de gravier, assure un important abattement des MES par rétention et une élimination de la DCO, avec un début de nitrification. C'est pourquoi cet étage peut recevoir des eaux usées brutes (Chazarenc et Merlin, 2005 ; Cottin et Merlin, 2007). Le deuxième étage permet d'affiner l'élimination de la pollution organique dissoute enclenchée au premier niveau de traitement et d'améliorer la nitrification. Pour les faibles charges, Molle (2003) relève que le

rendement sur l'élimination de la DCO est tributaire des conditions d'écoulement dont en particulier la vitesse d'infiltration. Cela met en exergue l'importance de la distribution (répartition) homogène des charges hydrauliques à la surface du filtre.

Un traitement secondaire en un seul étage nécessite un traitement primaire préalable par fosse septique ou par fosse toutes eaux.

2.3.2.2 Les conditions de fonctionnement des filtres plantés à écoulement vertical

L'intérêt des phases de repos concerne la recharge du massif en oxygène par diffusion de l'air à travers le massif filtrant, lequel oxygène est nécessaire aux processus aérobie de dégradation de la pollution carbonée dissoute mais également à la nitrification. L'oxygénation du milieu peut être améliorée par l'installation de drains au sein du massif, des drains qui communiquent avec l'air atmosphérique.

Le prélèvement des nutriments par les plantes semble être négligeable avec certaines plantes comme *Phragmites australis* (Vymazal, 2004), alors que des travaux menés sur *Andropogon gayanus* ont montré des prélèvements notables sur l'azote et le phosphore (Koné et al., 2011 ; Traoré, 1996). Cependant, selon Vymazal (2004), l'importance de ce transfert de nutriments vers la biomasse végétale est variable en fonction de la plante et en fonction des organes mais également de la période de faucardage. Le faucardage permet d'éliminer les nutriments stockés dans la biomasse aérienne. Les résultats de travaux réalisés sur une trentaine de marais artificiels et rapportés par Vymajal (2004) montrent que la quantité de phosphore stocké dans la biomasse diffère peu de celle retrouvée dans les conditions naturelles. Ces processus sont impactés par le pH du milieu.

Le développement excessif de biomasse bactérienne, source de colmatage biologique peut être régulé par l'auto-oxydation pendant les périodes de repos, ce qui justifie le choix de plusieurs lits fonctionnant en alternance.

Le développement du système racinaire des plantes et des tiges assure de meilleures conditions d'aération du massif et de la couche de dépôt superficiel, tout en servant de support pour les bactéries (Molle et al., 2004). En outre, la présence du système racinaire crée des chemins préférentiels par lesquels les eaux usées percolent vers les couches inférieures, et sont mises en contact avec les bactéries. Ce rôle mécanique des macrophytes contribue à minimiser les risques de colmatage du système.

2.3.2.3 Dimensionnement des filtres plantés à écoulement vertical

Le dimensionnement reste empirique et basé sur la charge hydraulique d'alimentation, si bien qu'il n'existe pas de critères standards transposables à tous les cas (Liénard et Molle, 2008). Aussi selon Molle et al., (2004), la surface du filtre peut être adaptée en fonction des conditions climatiques, des flux hydrauliques et des objectifs de qualité des rejets. En outre, les résultats d'expériences sous différentes conditions montrent que le dimensionnement est fonction des conditions du milieu mais aussi des macrophytes utilisés (Koné et al. 2011).

Certains auteurs préconisent pour les filtres recevant des eaux ayant subi un traitement primaire, un dimensionnement en charge hydraulique de $0,2 \text{ m}\cdot\text{j}^{-1}$ soit $200 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ pour des charges organiques moyennes de $40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ de DBO_5 avec une alimentation alternée de 4 lits en parallèle (1 ou 2 jours d'alimentation suivis de 3 à 6 jours de repos). Si la charge organique est plus importante, les charges hydrauliques doivent être réduites. Au niveau du traitement secondaire (second étage), la charge hydraulique recommandée est le double de celle utilisée au premier étage (traitement primaire) avec moins de lits en parallèle (2 lits en moyenne).

Dans le système classique français recevant des eaux usées brutes au niveau d'un premier étage fait de trois lits en parallèle, le dimensionnement se présente comme suit : $1,2 \text{ m}^2\cdot\text{EH}^{-1}$ au premier étage et une alternance des phases de 3,5 jours d'alimentation pour 7 jours de repos et $0,8 \text{ m}^2\cdot\text{EH}^{-1}$ au second étage (composé de deux lits en parallèle) avec 3,5 jours d'alimentation pour 3,5 jours de repos (Molle et al., 2004 ; Liénard et Molle, 2008). Un équivalent-habitant équivaut à une charge hydraulique de 150 litres pour des concentrations moyennes en DBO_5 de $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. S'agissant des valeurs extrêmes, il recommande $1,2$ et $4,7 \text{ m}^2\cdot\text{EH}^{-1}$ pour le premier étage et $0,1$ et $3,6 \text{ m}^2\cdot\text{EH}^{-1}$ pour le second (Molle et al. 2004).

Le guide flamand préconise $3 \text{ m}^2\cdot\text{EH}^{-1}$ en traitement secondaire, avec 15 m minimum de longueur de lit (Vymazal et Lenka, 2008).

2.3.2.4 Composition du massif filtrant

Pour un traitement secondaire sur un premier étage, le guide *Systèmes de traitement des eaux usées par marais artificiels* (Les Consultants RSA, 1993), indique qu'il faut une hauteur totale de milieu filtrant de 80 cm, alors que sur la base des expériences menées en Europe et en France en particulier, une hauteur de massif de 60 cm prenant en compte la couche de drainage a donné des résultats satisfaisants avec des lits plantés à écoulement vertical (Bernier et al., 2001 ; Boutin et al., 1999).

Le guide ci-dessus cité préconise de bas en haut : 20 à 30 cm de pierre lavée d'un diamètre

minimum de 10 mm, suivis de 50 à 70 cm de gravier ou de pierre lavés d'un diamètre minimum de 5 mm de conductivité hydraulique de l'ordre de $0,5$ à 5 cm.s^{-1} et enfin une couche peu épaisse de sable de 10 cm ayant une conductivité comprise entre 10^{-3} et $5.10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$. Les matériaux concassés sont à proscrire. Le deuxième étage dans ce système présente la même physionomie avec toutefois un matériau de filtration plus fin.

Tenant compte des résultats obtenus en France, le CEMAGREF recommande un premier étage comportant de bas en haut : 10 à 20 cm de couche de drainage faite de gravier de diamètre compris entre 20 et 40 mm suivie d'une couche de transition dont le rôle est d'éviter la migration du sable au sein de la couche de drainage, de 10 à 20 cm faite de gravier de diamètre compris entre 5 et 20 mm et, enfin, une couche de filtration d'une hauteur minimale de 30 cm composée de gravier de diamètre 2 à 8 mm. Le premier étage ainsi décrit reçoit des eaux usées brutes. On note l'absence de sable, qui représentera par contre l'essentiel du support de traitement au niveau du second étage.

S'agissant du deuxième étage il est composé de couches successives de bas en haut présentant les caractéristiques suivantes : 10 à 20 cm de couche de drainage faite de gravier de diamètre compris entre 20 et 40 mm, une couche de transition de 10 à 20 cm de hauteur de diamètre compris entre 3 et 10 mm et enfin une hauteur minimale de 30 cm de sable de granulométrie D_{10} compris entre 0,25 mm et 0,40 mm avec un coefficient d'uniformité $U = D_{60}/D_{10}$ compris entre 3 et 6 avec moins de 3% de particules fines (Liénard et Molle, 2008 ; Grela, 2004 ; Deronzier et al., 2001). La granulométrie détermine la perméabilité du sable et les risques de colmatage du massif filtrant.

2.3.2.5 Les performances épuratoires

Les filtres plantés utilisés en traitement secondaire après un traitement primaire par fosse septique permettent d'avoir des rendements épuratoires sur la DBO_5 et les MES de l'ordre de 80%. Ces rendements connaissent une baisse dans les pays tempérés et peuvent ainsi baisser jusqu'à 60%. En général dans les pays tropicaux ces rendements sont supérieurs à 90% (Koné et al., 2011, Coulibaly et al., 2008 ; Ouattara et al., 2008).

Généralement destinés aux eaux usées domestiques, les filtres plantés se sont révélés efficaces en traitement des eaux de réseau unitaire notamment en République Tchèque compte tenu de leur capacité à gérer les fluctuations de charges organiques et hydrauliques (Vymazal et Lenka, 2008). Molle et al., (2004) rapportent des $DCO < 90 \text{ mg/L}$ tout en précisant que le débit d'alimentation impacte de façon notable le processus de nitrification qui est tributaire de la bonne

oxygénation du massif. Ces auteurs estiment que la filière des filtres plantés qui permet d'avoir des performances de plus de 90% d'abattement sur la DCO, 95 % sur les MES et 85 % sur la nitrification, est adaptée au traitement des eaux des petites collectivités.

2.3.3 Les filtres plantés à écoulement horizontal

Les filtres plantés à écoulement horizontal, encore appelés marais artificiels à écoulement horizontal, fonctionnent à saturation sans être inondé en surface (figure 14). Ils nécessitent l'utilisation de plantes développant un bon système racinaire et adaptées aux conditions de saturation. Cette technologie se traduit par des processus physiques, chimiques et biologiques d'élimination de la pollution en condition anaérobie essentiellement.

Les excavations sont comblées par des supports granulaires qui ne sont pas fins (graviers et galets) contrairement au cas des lits plantés à flux vertical fonctionnant en deuxième étage où il est fait usage de sable.

Les eaux se déplacent horizontalement sous la surface du filtre. En France, ils sont utilisés en second étage pour un traitement secondaire après un premier étage de filtre à écoulement vertical, dans l'optique d'une dénitrification qui peut être totale après un temps de séjour très court (Philip et al., 2000). En effet, ils sont utilisés en traitement tertiaire de polissage pour améliorer le niveau d'élimination du phosphore et de l'azote. C'est par exemple à cet effet qu'ils sont généralement mis en œuvre au Royaume-Uni où on comptait 350 installations en 2004 essentiellement en milieu rural (Cooper et al., 2004). Dans ce pays ils sont quelque fois placés en aval de systèmes intensifs comme les disques biologiques, les lits bactériens ou la boue activée. Dans d'autres pays tels le Danemark et l'Allemagne, ils sont utilisés en traitement secondaire.

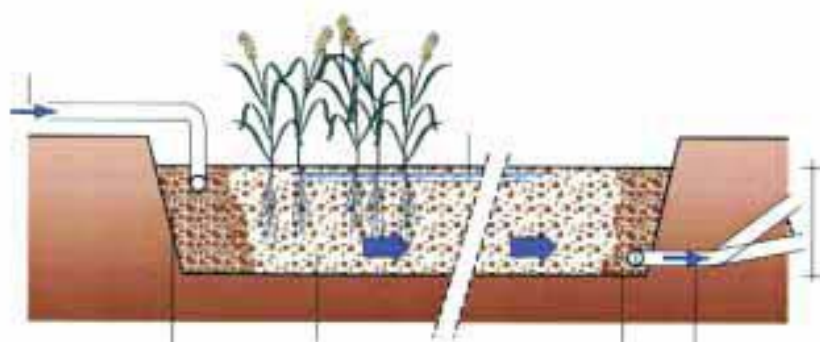


Figure 14: coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal (source CEMAGREF)

2.3.3.1 Principe de fonctionnement des filtres plantés à écoulement horizontal

Les filtres plantés à écoulement horizontal permettent la rétention des MES et assurent l'élimination de l'azote par dénitrification et celle du phosphore (Molle et al., 2004). Ils sont utilisés aussi bien en traitement secondaire qu'en traitement tertiaire.

Ils fonctionnent en anaérobiose ou en anoxie (Knight, 1997), des conditions qui sont souvent sources de disfonctionnement. En effet, au Danemark et au Québec des concentrations élevées d'ammonium ont été relevées, atteignant 34 mg/L (Bernier et al., 2001) pouvant justifier la préconisation d'un étage de filtre à écoulement vertical en aval de ce système.

Cooper et al. (2004) ont noté d'autres types de dysfonctionnements relevant surtout du manque d'entretien des filtres réputés être d'une grande simplicité d'exploitation. Il s'agit entre autres de dépôts excessifs de boues par endroit avec infiltration profonde dans le massif filtrant, de la submersion des filtres, de la défaillance des systèmes de distribution ou de collecte des eaux. Ces auteurs estiment que 15 cm de boues en surface semble être la limite supérieure acceptable avant curage de la surface des lits. (Cooper et al., 2004).

La présence d'herbes sauvages peut être dommageable pour le filtre particulièrement en présence de géotextile, par perforation de celui-ci par leurs racines. Pour réduire les risques de colmatage, Cooper et al. (2004) déconseillent l'utilisation de géotextile destiné à séparer les différentes couches de matériaux filtrants.

Le guide technique intitulé *Systèmes de traitement des eaux usées par marais artificiels* recommande de placer le filtre horizontal en aval d'un filtre à flux vertical pour des eaux usées à la sortie de la fosse septique qui ont des concentrations en DBO₅ supérieures à 100 mg/L.

2.3.3.2 Dimensionnement des filtres

Il est nécessaire d'installer un système de traitement primaire à l'aval des filtres plantés à flux horizontal, de type fosses septiques qui élimine 30% de la DBO₅ pour des eaux peu chargées. Un filtre à flux vertical ou tout autre système adapté peuvent assurer le traitement primaire pour des eaux chargées, de sorte à avoir des eaux à l'entrée du filtre à écoulement horizontal de concentration d'au plus 100 mg.L⁻¹ de DBO₅ (Bernier et al., 2001).

Les performances épuratoires sur l'élimination de la DBO₅ dépendent des charges hydrauliques appliquées, du temps de rétention hydraulique, et de la température dans des cas de températures extrêmes tels que vécu pendant l'hiver où des travaux font état de baisse de rendements pendant cette période de l'année, en particulier avec un support de filtration de taille grossière, alors que la plupart du temps l'efficacité du traitement ne peut être corrélée avec la température (Kadlec et

Knight, 1996 ; Merlin et al., 2002). Afin de minimiser les difficultés de fonctionnement des filtres à écoulement horizontal en traitement secondaire, Geller (1997) recommande l'alimentation des filtres par une charge hydraulique quotidienne de 20 à 30 L.m⁻².

Sur l'élimination de l'azote, la température semble avoir un impact notable selon Brix (1994) et Merlin et Al., (2002).

Le massif servant à la fois de support de cultures, de milieu filtrant et de milieu de fixation des macrophytes doit présenter certaines caractéristiques à même d'assurer une conductivité hydraulique suffisante pouvant éviter des dysfonctionnements en termes d'écoulement préférentiel des eaux ou de submersion du massif par colmatage. Pour ce faire, des matériaux de formes arrondies de préférence faits de gravier et, dans certains cas, de sable grossier permettant d'avoir une conductivité hydraulique de 10⁻¹ cm/s au minimum sont recommandés. Les matériaux roulés sont préférables aux matériaux concassés (Wanko et al., 2005).

Sans qu'il soit nécessaire d'observer des formes géométriques particulières, certains auteurs recommandent une longueur minimale de 3 mètres de lits pour éviter l'établissement d'un écoulement préférentiel des eaux au sein du massif. Il est important d'observer le respect de la loi de Darcy quant aux pertes de charges entre l'entrée de l'influent et la sorties de l'affluent du massif filtrant (Bernier et al., 2001).

$A_c = Q/kS$ est l'expression simplifiée de la loi de DARCY

où A_c est la section transversale exprimée en m²,

Q le débit en m³.s⁻¹,

K la conductivité hydraulique en m.s⁻¹ et

S la pente hydraulique en m/m.

2.3.3.3 Les performances épuratoires

Les rendements épuratoires sont fonction de différents facteurs dont le taux de charge hydraulique, la granulométrie du substrat de filtration, la température, la concentration de l'effluent qui doit subir un traitement primaire en amont du système... Des résultats de travaux réalisés sur plusieurs années sur des filtres à écoulement horizontal au Danemark et à Montréal avec des taux de charge respectifs de 5 cm.j⁻¹ et 2,4 cm.j⁻¹, font état de rendements épuratoires d'élimination de la DBO₅ de l'ordre de 85%, tandis que les abattements sur les teneurs en MES sont compris entre 80 et 83%, les coliformes fécaux étant éliminés à plus de 99% (Bernier et al., 2001). En France, Merlin et al.,(2002) ont relevé sur des filtres fonctionnels depuis 6ans, des rendements d'élimination de la pollution organique de l'ordre de 90%, un abattement moyen des

teneurs en nutriments atteignant 60% même pendant les périodes de froid et une élimination des pathogènes de 90% à 99,98%. Ces auteurs ont surtout noté que les rendements d'élimination de la pollution s'améliorent pour tous les paramètres (DCO, DBO5, NK, P MES) lorsqu'on les eaux passent d'un étage à l'autre. Ces rendements peuvent être affectés si le fonctionnement hydraulique est défaillant, favorisant ainsi des écoulements préférentiels. La nitrification suivie de la dénitrification devant conduire à l'élimination de l'azote est limité compte tenu de l'état de saturation du massif qui ne favorise pas un processus aérobie d'oxydation de l'ammonium. En outre la volatilisation est de l'ammonium est également tributaire du même état de saturation (Vymazal et Lenka, 2008). L'élimination du phosphore peut se faire par précipitation en présence d'ions métalliques tels que Fe^{3+} ou Al^{3+} ou par adsorption sur le support granulaire qui malheureusement offre une faible surface spécifique du fait de la taille grossière du matériau de filtration.

2.4 Synthèse bibliographique sur les matériaux utilisés

2.4.1 Les fibres de coco comme support de culture

2.4.1.1 Intérêt et origine

2.4.1.1.1 Origine des fibres de coco

Le cocotier (*Coco nucifera L.*) est un arbre de la zone intertropicale. On le rencontre en Inde, aux Philippines, en Guyanne, au Sri Lanka, au Mexique, en Côte d'Ivoire, etc... (Morel et al., 2000). Le fruit est appelé noix de coco et comporte une enveloppe constituée d'une coque remplie de bourre. La bourre contient au moins 35 % de fibres (Faliénor, 2003) et peut être transformée en charbon actif par carbonisation (Osnick, 2009).

Le bois de coco est utilisé dans la fabrication de meubles. La noix de coco contient une amande dont on tire le lait de coco de même que l'huile de coco. Par incision du tronc, on tire une boisson qui par fermentation donne le vin de palme.

2.4.1.1.2 Intérêt des fibres de coco

Les fibres de coco, appelées « coir » au plan international, constituent un matériau biologique qui connaît une utilisation comme support de culture en horticulture à l'image de la tourbe de sphagnes (Kennedy et Van Geel, 2000). En effet, elles ne sont pas toxiques et présentent une

grande stabilité structurale (qui explique leur résistance à la dégradation microbienne) alliées à des caractéristiques physiques (une grande capacité de rétention d'eau et une importante porosité à l'air) et chimiques (présence de N, P, K, Ca,...) qui leurs confèrent des propriétés agronomiques indéniables justifiant leur utilisation en horticulture (Morel et al., 2000). Des résultats d'essais agronomiques rapportés par Morel et al. (2000) indiquent que sans apports d'engrais les fibres de coco sont à l'origine d'une croissance moins rapide des plants comparativement à la tourbe en début de culture, alors qu'en fin de culture c'est le phénomène inverse qui prévaut.

Par ailleurs, du fait de leur faible biodégradabilité elles servent de géotextiles antiérosifs, et sont utilisées dans le domaine du textile, du tissage et tressage comme cordes et ficelles, mais également dans le domaine de la construction ou de production de papier (FAO, 2004 ; Morel et al., 2000). Cependant, l'exploitation des noix de coco génère de grandes quantités de résidus qui constituent le substrat de coco, faits de fibres courtes et de poudre issue de la bourre, justifiant la nécessité de valoriser ce sous produit. A titre d'exemple, le Sri Lanka qui est le premier pays commercialisant des fibres de coco produit 2,5 milliards de noix de coco par an, ce qui génère des résidus correspondant à 52500 tonnes pour 17500 tonnes de fibres produites (Morel, 2000). Selon Benington et al. (1994) cités par Morel et al. (2000), on estime à 3 millions de tonnes les ressources en fibres du Sri Lanka.

La disponibilité de cette ressource dans des pays africains, particulièrement ceux de l'Afrique de l'Ouest, explique le choix de l'utilisation de ce matériau dans la présente étude visant à évaluer ses performances sur l'abattement de la pollution organique, minérale et microbiologique dans l'optique de le proposer comme alternative en traitement des eaux usées domestiques et ou industrielles en milieu tropical. En effet, ce matériau connaît un engouement de plus en plus important à travers le monde comme support de culture horticole mais aussi comme support de culture en traitement d'eaux usées domestiques à l'échelle des petites et moyennes collectivités, notamment par microstation compacte. L'exploitation des noix de coco dans certains pays d'Afrique dont la Côte d'Ivoire engendre des déchets dont les fibres de coco, des sous-produits qui pourraient être valorisés dans ces pays confrontés à la problématique de l'assainissement des eaux usées. Selon les résultats d'une étude commanditée par la FAO, l'impact de l'exploitation des fibres de coco sur l'environnement est moindre comparativement à celui de fibres synthétiques issue de l'industrie quand bien même la production de fibres de coco génère d'importantes quantités d'eaux usées pour l'immersion et le rouissage des enveloppes. Néanmoins ces effluents ont l'avantage d'être biodégradables (FAO, 2004).

2.4.1.2 Composition des fibres de coco

En tant que matériau végétal, les fibres de coco contiennent des métabolites primaires que sont les glucides, les lipides, protides et acides nucléiques. En plus de ces métabolites primaires existent dans le matériel végétal des métabolites secondaires que sont les terpènes, alcaloïdes, composés phénoliques qui sont fortement présents dans les substances naturelles végétales. Pour leurs propriétés diverses et variées, elles sont utilisées dans différents domaines par l'homme, dont la pharmacologie et l'agroalimentaire (Macheix et al., 2005), en tant que colorants et additifs alimentaires entre autres. Les fibres de coco se trouvent être riches en composés phénoliques dont la lignine, la cellulose et l'hémicellulose (tableau 1), une propriété qui impacte leur comportement en tant que support de culture.

Il existe à ce jour plusieurs milliers de composés phénoliques chez les végétaux, avec une particularité partagée, à savoir la présence dans leur structure d'un ou de plusieurs noyaux benzénique disposant d'une ou plusieurs fonctions hydroxyles, qu'il s'agisse des formes les plus simples ou des formes condensées. Les tannins, les lignines et les celluloses font partie du dernier groupe (Macheix et al., 2005).

Les tannins connus depuis l'antiquité présentent un intérêt économique et écologique. Ce sont eux qui confèrent à certains fruits (raisin, pomme, thé,...) et légumes leur astringence. Ils ont la spécificité de se lier aux protéines en solution et de les précipiter (Macheix et al., 2005).

Les lignines présentent une importance biologique dans la croissance de la plante. Elles entrent dans la composition des parois cellulaire du bois ou du sclérenchyme.

Tableau 1: Variabilité de la composition des fibres de coco (Extrait de Morel et al., 2000).

	Fibres de coco (1)	Fibres de coco (2)
Lignine (%)	65 à 70	35 à 54
Cellulose (%)	25 à 30	23 à 43
Hémicellulose (%)		3 à 12

(1) d'après Meerow (1994) ; (2) d'après Noguera (1998).

2.4.1.3 Caractérisations de quelques sels minéraux contenus dans le substrat de coco

Dans la littérature, il est fait état de la grande richesse du substrat de coco en sels minéraux (Morel et al., 2000 ; Naasz, 2005 ; Gonzalez et al., 2008), du fait sans doute de l'origine côtière des cocotiers. Le tableau 2 indique les teneurs en sels minéraux solubles données par quelques auteurs.

Le pH est en général situé entre 5 et 7, tandis que la capacité d'échange cationique comprise entre 30 et 100 meq/100g confère à ce substrat un pouvoir tampon élevé qui peut cependant être perturbé par un apport important de CaCO₃ dans le milieu (Morel et al., 2000).

La salinité est très élevée avec des concentrations en chlorures et potassium pouvant atteindre 3500 mg.L⁻¹ (Morel et al., 2000), nécessitant un lessivage important pour certains usages des fibres notamment en traitement des eaux usées. Dans tous les cas les caractéristiques du substrat dépendent de son origine. La conductivité électrique étant en rapport avec la salinité des fibres celle-ci montre des valeurs extrêmes atteignant 6000 µS.cm⁻¹ et l'extraction par la méthode adaptée de Grantzau rapporté par (Morel et al., 2000) dans un rapport en volume de 1 : 1,5 ne permet pas d'assurer des niveaux de conductivité électrique inférieurs à 500 µS.cm⁻¹ préconisés notamment en horticulture sans fertilisation.

Tableau 2 : Teneurs en sels minéraux solubles des fibres de coco, données par quelques auteurs.

Paramètres	Min/Max (1)	Min/Max (2)	Min/Max (3)	Min/Max (4)	Départ/90 j après (5)
pH	5,6 / 6,9	4,90 / 6,14	5,53 / 6,74	4,51 / 5,67	6,12
CE (µS/cm)	300 / 2900	400 / 6000	209 / 977	120 / 1500	680 / 620
CEC (meq/100g)	39/60	32/95	20/76	-	30/27,5
C/N	80	75/186		-	-
N-NH4	0,1 / 0,2	1,8	0,03 / 2,66	-	6,4 / 0,3
N-NO3	0,4 / 3,2	1,4	0,12 / 1,56	-	0,31 / 0,25
P	1,3 / 66	8,7 / 87	4,38 / 171,3	-	17 / 26,2
K	19 / 948	116 / 2059	100 / 3560	4 / 464	522 / 727
Cl	26 / 1636	28 / 2006	-	5 / 246	-
Ca	1 / 24	7,8 / 98	-	-	-
Porosité (% du vol)	86,4 / 89,5	94,1 / 98,3	97,2 / 98,9	94,3 / 95,4	97,8 / 98,1

(1) d'après Evans et al., (1996) ; (2) d'après Noguera (1998) ; (3) d'après INRA d'Angers, Unité d'Agronomie (1996) ; (4) d'après Prasad (1997) ; (5) d'après Lemaire (1996). Extrait de Morel et al., (2000).

La teneur en air, la porosité et la capacité de rétention en eau, diffèrent en fonction de la granulométrie du support de culture (tableau 3). C'est ainsi que selon les auteurs la teneur en air peut varier de 9 à 92%. On note une réduction du volume du substrat avec le temps pouvant atteindre 24 % au bout de 18 mois d'utilisation (Prasad, 1997). La capacité d'échange cationique (CEC) augmente avec l'âge du stock, et le processus de décomposition bactérienne et le substrat

ne semble pas présenter de toxicité pour la flore microbienne qui s’y développe de façon importante (Morel et al., 2000).

Tableau 3 : Caractéristiques physiques de la fibre de coco. (extrait de Falienor, 2003).

Substrat	calibres	porosité	Eau à pF1	Air à pF1	DE (ml/l)
Coco multi	0-4 mm	95%	67%	28%	300
Coco médium	0-20 mm	95%	35%	60%	100
Coco ships	20-40 mm	96%	30%	65%	30

2.4.1.4 Propriétés physiques des fibres de coco

La surface spécifique et le volume poreux permettent d’apprécier la structure poreuse d’un matériau. Les fibres de coco présentent une structure poreuse, à plusieurs dimensions qui leur confère une surface spécifique et un volume poreux plus importants comparativement au sable. Cependant si on se réfère aux valeurs obtenues avec du charbon actif par Kang et al., (2007), cette surface spécifique exprimée en m^2/g reste très faible. Ce phénomène est dû au fait que ce biosorbant à l’image d’autres matériaux végétaux tels l’écorce de pin ou la fibre de jute présentent peu de micropores qui contribuent pourtant pour 95% à la surface spécifique du charbon actif (Osnick, 2009). Il est possible d’améliorer la surface spécifique des fibres de coco et des fibres de jutes et partant leurs capacités d’adsorption en modifiant leur structure chimique et leur structure poreuse par pyrolyse. Les travaux de Phan et al. (2006) ont permis de mettre en évidence cette propriété des fibres transformées par carbonisation à travers une augmentation de la surface spécifique de ces deux matériaux de 379 et 400% respectivement. Ce procédé permet quelques fois d’avoir des matériaux adsorbants de qualité comparable voire supérieure à celle du charbon actif commercial (Syna et Valix, 2003).

Des études ont mis en corrélation la capacité d’adsorption des métaux et colorants par des matériaux végétaux, résidus de l’industrie agroalimentaire avec la présence dans leurs structures de protéines, de polysaccharides et de composés phénoliques. L’élimination des polluants notamment métalliques pourrait s’expliquer par des phénomènes d’adsorption, mais également de complexation et d’échanges d’ions grâce à la présence dans la structure moléculaire de ces matériaux, de groupements fonctionnels variés tels que les hydroxyles, les carboxyles, les amines,...(Osnick, 2009). Gonzalez et al. (2008), qui rapportent que 73% des sites d’adsorption du Cr(VI) par des fibres de coco sont constitués de composés phénoliques, suggèrent que l’élimination de cette forme du chrome par ce matériau pourrait relever de réaction d’oxydation du support végétal avec réduction du Cr(VI) en Cr(III).

On rencontre d'autres matériaux végétaux utilisés comme biosorbants tels que la fibre de jute, la paille de riz, le son de blé, avec des pouvoirs d'adsorption variés en fonction de leur composition chimique (teneurs en C, O N, et H). Comparativement au charbon actif, les biosorbants présentent une forte teneur en oxygène tandis que le premier est plus riche en carbone (tableau 4). Phan et al. (2006) indiquent que l'activation des fibres de coco et d'autres fibres végétales à l'image du charbon actif en fait des matériaux de plus grande surface spécifique en fonction des conditions d'activation. Ainsi les fibres activées de diamètre très faible présentent une capacité d'adsorption 2 à 25 fois supérieure à celle du charbon actif en poudre dont le diamètre est relativement plus élevé (Osnick, 2009).

Le rapport C/N élevé donne une stabilité à ce matériau de culture. Cependant, ce rapport diminue avec le temps du fait de la dégradation microbienne du carbone, nécessitant un besoin en azote au sein du matériau selon Grantzau et al. (1993).

Selon les résultats des travaux menés par Falienor (2006), le substrat de coco présente un fort taux de lignine qui explique sa grande stabilité structurelle. La porosité de la matière de l'ordre de 95% en volume, assure une bonne aération du massif et la teneur en air augmente avec la teneur en fibres, alors que la capacité de rétention d'eau dépend de la proportion de fines (tableau 3). La fibre de coco est une ressource renouvelable sans impact écologique négatif majeur étant donné qu'il s'agit de matériau végétal (FAO, 2004). Elle représente une valeur ajoutée en traitement des eaux usées ou en horticulture en termes de recyclage et constitue une alternative aux technologies intensives inaccessibles pour les pays en développement.

Tableau 4 : Composition chimique élémentaire de quelque biosorbants

Matériau végétal	% de C	% de O	% de N	% de H
Fibre de coco (a)	45,94	42,84	0,30	5,79
Fibre de jute (a)	44,10	45,70	0,10	6,73
Pulpe de betterave (b)	43	48	1,00	6
Charbon actif commercial (c)	94,9	3,6	0,2	0,3

Sources : (a) d'après Phan et al. (2006) ; (b) d'après Reddad (2002) ; (c) d'après Faria et al. (2004).

2.5 *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigritana*

2.5.1 Généralités sur *Chrysopogon nigritana*

2.5.1.1 Description

Chrysopogon appelé également vétiver est une herbacée de la famille des poaceae. C'est une plante des régions tropicales et subtropicales. On compte une douzaine d'espèces dont trois principales à savoir : *Vetiveria nigritana* (Benth) stapf reclassé *Chrysopogon nigritana* (Benth) Veldkamp, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash reclassé *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty et *Vetiveria nemoralis* (Balansa) A.Camus reclassé *Chrysopogon nemoralis* (Balansa) Holttum.

Chrysopogon nigritana (figure 15) est une herbe tropicale pérenne de grande taille (1,5 m à 3 m) à feuilles longues pouvant atteindre 90 cm à 1m de long et 7 à 10 mm de large. C'est une plante vivace grâce à ses rhizomes. Les fleurs sont disposées en racèmes composés de 15 à 20 verticilles. Elle se distingue difficilement de *V. zizanioides* (L.) Nash (Poilecot, 1999).



Figure 15 : Une vue de *Chrysopogon nigritana*

2.5.1.2 Zone d'existence des variétés principales

Chrysopogon zizanioides, est une variété cultivée. Il est stérile et non envahissant. Cette variété présente un système racinaire très important et solidement fixé, ce qui explique sa grande utilisation dans différents domaines telle l'ingénierie de l'eau, la protection des berges contre l'érosion, la réhabilitation des sols dégradés... Il ne présente ni stolon ni rhizome et se reproduit de façon végétative par éclat de souches des racines à partir de la couronne (Truong et al., 2009). Son aire d'existence naturelle est le sous continent indien, où on note également la présence d'une autre espèce, à savoir *V. lawsonii*.

Chrysopogon nemoralis est une espèce rencontrée en Thaïlande, au Laos et au Vietnam. Il n'est pas stérile et peut devenir envahissant s'il est utilisé à grande échelle. En Thaïlande, cette variété est utilisée dans la fabrication de chaume. Si *C. nemoralis* est de plus grande taille avec des tiges plus épaisses et rigides comparativement à *C. zizanioides*, ce dernier a l'avantage d'avoir un système racinaire plus développé et plus long qui explique sa préférence par rapport à *V. nemoralis*, également utilisé dans la conservation des sols (Truong et al., 2009).

Chrysopogon nigritana, objet de notre travail est une espèce à graines existant en Afrique de l'ouest et du sud essentiellement (Scholte et al., 2000). Cette variété connaît une moins grande utilisation comparativement à *C. zizanioides*. En outre, son utilisation semble limitée à sa zone d'existence naturelle, d'autant plus qu'elle n'est pas stérile et présente les mêmes risques de prolifération comme herbe sauvage que *C. nemoralis* (Truong et al., 2009). Selon Champagnat et al. (2007), *C. nigritana* existe en Afrique tropicale de la Mauritanie au Nigéria, au Nord-est, à l'est et au sud du continent. Ils rapportent l'existence de quelques colonies disparates au Sri Lanka, en Thaïlande, en Malaisie et aux Philippines.

En bio-ingénierie, il est important que les espèces utilisées ne deviennent pas envahissantes au point d'être difficilement contrôlables. Aussi les espèces stériles sont préconisées afin de contrôler leur prolifération, ce qui explique le peu de travaux réalisés sur *C. nigritana*.

2.5.1.3 Caractéristiques de l'espèce *Chrysopogon nigritana*

2.5.1.3.1 Aspects physiologiques

La plante présente une grande tolérance à la salinité, au pH et à des conditions climatiques difficiles telles que les périodes de sécheresse. Elle présente également une grande tolérance à la toxicité liée à certains polluants tels les pesticides, les herbicides ou les métaux lourds. Elle résiste aux feux de brousses précoces en particulier, car ceux-ci éliminent surtout les poaceae annuelles sèches à cette période. Elle présente une grande capacité d'absorption des nutriments.

2.5.1.3.2 Aspects écologiques

L'espèce se développe le long des cours d'eau et dans les zones inondables, mais également dans les prairies bordant les mares et dans des sols argileux. Elle est associée à d'autres Poaceae telles *Panicum phragmitoides* et *Eragrostis gangetica* (Poilecot, 1999 ; Alexandre et Kairé, 2001).

C'est une plante de jachère, la jachère étant un état de conservation d'une parcelle culturale entre une récolte et le moment de la culture suivante (Scholte et al., 2000). C'est une période qui peut

durer des dizaines d'années et dont l'objectif est de restaurer la fertilité des sols tout en diminuant l'érosion subie par ceux-ci en favorisant l'infiltration des eaux. La jachère peut servir comme réserve destinée au pâturage des animaux. Les jachères sous pâturage présentent une plus grande richesse en herbacées que les pâturages protégées (Zoumana et al., 2000).

La biomasse racinaire dense délimite une large zone rhizosphère qui assure la restitution et le maintien de la fertilité des sols. En outre, le système racinaire permet de procurer une humidité à la plante et sert également de support pour les bactéries. La biomasse souterraine en décomposition assure une microporosité et la stabilité du sol (Alexandre et Kairé, 2001).

Bien que cette plante présente une importance pour les populations, elle est en voie de régression progressive (Scholte et al., 2000). Tout comme *Andropogon gayanus*, elle tend à être remplacée par des herbacées annuelles sur des jachères de plus en plus courte durée compte tenu des effets de la pression démographique sur le sol.

2.5.1.4 Méthodes de multiplication du vétiver

Les méthodes courantes de multiplication du vétiver reposent sur :

la division des talles adultes des touffes (plants-mères). On obtient ainsi des boutures à racines nues qui sont plantées. Chaque bouture doit comporter deux à trois éclats (ou pousses) et une portion de la couronne. Ces éclats coupés à 20 cm de hauteur sont plongés dans un milieu nutritif, ce jusqu'à l'apparition de nouvelles racines après quoi le repiquage peut intervenir. Humidité et rayonnement solaire sont indispensables pour la bonne évolution des plants.

On peut utiliser toute autre partie d'un plant mère telle la couronne qui correspond à la partie rigide qui se trouve entre les pousses et les racines, la tige ou les éclats (pousses).

On peut aussi faire usage des bourgeons ou procéder à une multiplication *in vitro* à partir d'un élément prélevé sur la plante. Cet élément pouvant être un morceau de racine ou l'inflorescence de jeunes fleurs. La culture *in vitro* a lieu sur un milieu spécial aseptisé. Les plantules sont ensuite repiquées dans un milieu adéquat. Le semis peut être utilisé pour les espèces non stériles, à graines.

2.5.1.5 Les différents usages de *Chrysopogon nigritana*

2.5.1.5.1 Dans la protection et la réhabilitation des sols

Compte tenu des propriétés remarquables du genre *Chrysopogon* et de l'espèce *Chrysopogon zizanioides* en particulier, celle-ci connaît de nombreuses utilisations à travers le monde et pour

différents objectifs. En effet, dans les années 80 la banque mondiale a financé la mise en œuvre du système vétiver dans le domaine de la protection de l'environnement, la réhabilitation des sols dégradés et la dépollution de sites pollués en Inde. Depuis, la technologie s'est développée dans plus d'une centaine de pays, dans des domaines aussi variés que la lutte contre l'érosion, la protection de terrains ou le traitement et l'élimination des eaux usées (Truong et al., 2009).

Les différentes variétés de *Chrysopogon* et *Chrysopogon zizanioides* en particulier, permettent de lutter contre la pollution des sols (Yang et al., 2003 ; Chiu et al., 2005) et la dégradation des sols du fait de l'érosion, d'éviter des catastrophes naturelles telles que les glissements de terrains, les coulées de boues et d'assurer la stabilisation des pentes naturelles et des talus routiers (Truong et al., 2009).

Au-delà de l'intérêt agricole, *Chrysopogon nigritana* est une plante fourragère dont les animaux apprécient les jeunes feuilles fraîches. En outre, la biomasse est utilisée dans l'artisanat pour la production de paniers, de chaume pour les toitures, ou encore comme source d'énergie en appoint du bois de chauffe.

2.5.1.5.2 Utilisation en thérapeutique et parfumerie

De la plante on extrait des huiles essentielles utilisées en parfumerie. A titre d'exemple, en Haïti *Chrysopogon zizanioides* est utilisé exclusivement pour l'extraction d'huiles essentielles avec un rendement de 1,03% et une production de déchet de 49,48 tonnes par an (Osnick, 2009), qui nécessitent une gestion en aval de ce type d'exploitation.

Le genre *Chrysopogon* présente des propriétés thérapeutiques. C'est ainsi que les huiles essentielles extraites des rhizomes de *Chrysopogon nigritana* sont utilisées comme désinfectants et antiseptiques. Elles contiennent essentiellement des alcools sesquiterpéniques appelés vetiverols (Champagnat et al., 2006). Champagnat et al. (2007) ont identifié 58 composés à partir de ces huiles essentielles.

Les travaux de Champagnat et al. (2006) portant sur les extraits d'acides gras et des insaponifiables ont permis d'identifier parmi les composés issus des inflorescences 71,5% d'acide gras saturés dont les acides palmitiques qui sont majoritaires et représentent 20,17% des extraits. Les acides gras insaturés sont au nombre de deux (acides oléique et linoléique) et comptent pour seulement 7,75%. Les extraits des rhizomes de *Chrysopogon nigritana* sont composés de l'acide zizanoïque (54,34%), des acides gras et autres acides organiques. Quant aux insaponifiables extraits des sommités florales, le β -sitostérol est le composé majoritaire (18,36% des 23 composés identifiés).

2.5.1.5.3 Utilisation de *Chrysopogon* en traitement des eaux usées et décontamination des sols pollués

Les propriétés physiologiques et morphologiques caractéristiques de *Chrysopogon* rendent cette poaceae adaptée à la dépollution des eaux et des sols, d'autant plus qu'elle est d'usage simple et de coût faible. En effet, des études ont montré sa grande tolérance à la salinité, à l'alcalinité, à l'acidité, à la sodicité et sa capacité à prélever les métaux lourds, herbicides et pesticides (Truong et al., 2009).

Elle présente également une grande capacité d'absorption de nutriments (N et P), et de consommation d'eau accompagnée d'un développement de la biomasse végétale. Elle sait s'adapter aux conditions d'humidité du milieu.

Toutes ses propriétés expliquent son utilisation dans le traitement des eaux résiduaires urbaines et industrielles dans les pays tropicaux et subtropicaux mais également dans la phytoremédiation et la réhabilitation des sols pollués (Truong et al., 2009).

Dans ce domaine, le développement racinaire fin et dense offre une grande surface spécifique, délimitant une zone rhizosphère importante. Ceci constitue une condition favorable d'un contact plus important avec les bactéries, mais également une plus grande capacité d'absorption de l'eau et des nutriments.

Il importe de signaler que les travaux relatés dans la littérature se rapportent essentiellement à l'espèce *C. zizanioides*.

2.5.2 Généralités sur *Andropogon gayanus*

2.5.2.1 Description

Andropogon gayanus Kunth (figure 16) est une poaceae vivace de grande taille atteignant 100 à 350 cm de haut (Poilecot, 1999). Elle appartient à la tribu des Andropogonées.

La plante présente un chaume volumineux très ramifié vers le haut. Les feuilles pouvant atteindre 100 cm de long ont une largeur variant entre 4 et 20 mm. Les inflorescences se présentent sous forme de fausses panicules feuillues faites de nombreux racèmes (Poilecot, 1999). On distingue quatre variétés au Burkina Faso :

- *A. gayanus* Kunth var. *gayanus*.
- *A. gayanus* Kunth var. *tridentatus* Hack
- *A. gayanus* Kunth var. *squamulatus*
- *A. gayanus* Kunth var. *bisquamulatus*

2.5.2.2 Aire de répartition d'*Andropogon Gayanus*

Selon Traoré et al. (1996) la variété *squamulatus* est la plus répandue des quatre. On la rencontre de part et d'autre de l'équateur, entre le Sahara et la forêt équatoriale au nord d'une part et dans les savanes allant de la République Démocratique du Congo au Mozambique et de l'équateur en Afrique du Sud d'autre part. L'aire géographique d'existence de la variété *bisquamulatus* se situe au nord de l'équateur, dans les mêmes zones que la variété *squamulatus*. La variété *gayanus* se développe dans les zones à inondation temporaire, alors que la variété *tridentatus* existe dans les milieux à climat semi-aride dont la zone sahélienne de l'Afrique occidentale (Traoré, 1996). La variété *gayanus* peut être facilement identifiée par la présence de petits rameaux feuillus à partir de nœuds après la floraison (Poilecot, 1999). Elle se rencontre dans les milieux engorgés d'eau ou dans les zones inondables telles que les abords des mares, ou des cours d'eau ainsi que dans les plaines alluviales. Son aire de répartition va de la Mauritanie au Soudan (Poilecot, 1999). On la rencontre dans la plupart des savanes tropicales africaines entre les isohyètes 400 mm et 1500 mm à des altitudes inférieures à 1800 m, mais sa zone de prédilection se situe en dessous de 900 m avec des précipitations moyennes annuelles variant entre 750 et 1300 mm (Traoré, 1996).

2.5.2.3 Caractéristiques physiologiques et écologiques de la plante

2.5.2.3.1 La physiologie de la plante

La plante possède trois sortes de racines :

- des racines cordées de 50 cm de long au plus et d'un diamètre de 2 mm, jouant un rôle de fixation de la plante au sol. Elles assurent la conservation de l'eau dans les tissus.
- des racines verticales plus fines, densément ramifiées et enchevêtrées. Elles sont plus profondes pour assurer le maintien de l'humidité pendant la saison sèche. Leur taille peut varier de 80 cm à 2 m.
- des racines fibreuses très longues (pouvant atteindre 1 m), présentent une importante ramification. Elles sont fines (0,5 mm de diamètre) et plutôt superficielles. Elles sont mises à profit dans l'apport d'eau à la plante dans les cas de faibles précipitations (Traoré, 1996).

2.5.2.3.2 L'écologie de la plante

La température optimale de floraison est de 25 °C pour les trois variétés *bisquamulatus*, *squamulatus* et *gayanus*. Leur développement se fait à une température moyenne annuelle supérieure ou égale à 4 °C.

Andropogon gayanus s'adapte à une grande diversité de conditions et de milieux, c'est pourquoi son aire de dispersion est vaste. Cependant, la plante qui se développe dans des milieux aussi divers que les champs, les parcelles laissées en jachère et les bordures de route ne pourrait croître sur un milieu présentant une forte salinité.

Les peuplements d'*Andropogon gayanus* sont en régression du fait des dernières décennies de sécheresse et de l'action de l'homme (feux de brousse, pression démographique). L'espèce tend à disparaître dans la zone soudano-sahélienne (Traoré, 1996).

La multiplication se fait par semis ou par bouturage. Dans les conditions naturelles, la germination des diaspores présente un taux peu important. La multiplication végétative par éclat de souche est la mieux indiquée, et la saison des pluies est idéale pour le repiquage des plants.

La durée du cycle de développement saisonnier est variable en fonction de la variété mais également de la position géographique de l'aire de production. On note une durée moyenne de 6 à 7 mois, alors qu'elle est de 4 mois sous climat sahélien et 9 mois en zone guinéenne (Traoré, 1996). En zone sahélienne, la montaison intervient lorsque la saison des pluies s'est bien installée et les précipitations mensuelles maximales, correspondant à la période où les jours sont les plus courts (septembre). La floraison dure d'octobre en décembre, suivie de la maturation des graines qui peut aller jusqu'en janvier. Le développement de la biomasse est très variable en fonction des conditions du milieu. En situation de jachère, Harmand et al. (2003), ont obtenu avec *A. gayanus*, une biomasse aérienne de 8 t MS.ha⁻¹.

2.5.2.4 Utilisation de la plante par les populations

2.5.2.4.1 *A. gayanus*, comme plante fourragère

A. gayanus est une plante fourragère pour laquelle les animaux ont une grande appétence. En effet, la production fourragère de cette herbacée est de bonne qualité, et peut être en quantité en fonction de la saison de récolte. La production de biomasse aérienne s'améliore avec les fauches. En effet, le faucardage permet la croissance de nouveaux talles, deux ou trois faucardages annuels étant suffisants (Traoré, 1996).

2.5.2.4.2 Intérêt de la plante dans la restauration et la réhabilitation des sols dégradés

L'espèce est utilisée par les paysans pour lutter contre l'érosion hydrique et éolienne et pour assurer la régénération et la restauration de la fertilité des terres dégradées. En effet, plantée en haie vive, cette herbacée tout comme *C. nigritana*, retient les sédiments et favorise l'infiltration

de l'eau dans le sol. La dégradation de la biomasse assure un apport important de matière organique et d'azote au sol. Le système racinaire joue un rôle important dans l'absorption de l'eau et la fixation des éléments nutritifs, qu'il peut restituer au sol et contribuer à sa fertilisation. En effet, en tant que poaceae pérenne, *A. gayanus* permet la constitution d'une réserve d'éléments nutritifs et un échange de nutriments avec le milieu autour du système racinaire. Les débris de matière organique issus de la biomasse morte améliore la structure du sol, et favorise le développement racinaire d'autres cultures notamment vivrières (Traoré, 1996).

2.5.2.4.3 Intérêt dans la confection d'objets utilitaires

Comme *C. nigritana*, *A. gayanus* est utilisé par les populations pour la confection d'objets d'art et d'outils utilitaires à valeur marchande non négligeable. En effet, les deux espèces sont utilisées dans la fabrication de seccos (servant de clôture), de toits de chaume, de chapeaux, de paniers... Ces applications et les utilisations diverses des deux poaceae justifient l'intérêt qui leur est porté dans cette étude.



Figure 16 : Une vue de *Andropogon gayanus*

3 Potentialités épuratoires du sable et des fibres de coco en traitement des eaux résiduaires urbaines

3.1 Introduction

Les eaux usées constituent une importante ressource mobilisable dans les zones où les pénuries d'eau sont récurrentes à l'image des pays sahéliens et ce, pour différents usages.

En effet, les eaux usées sont recyclées dans différents pays du monde (Etats Unis, France, Mexique...) pour être réutilisées en agriculture, en irrigation des espaces verts, dans des circuits de refroidissement des usines, ou encore pour la recharge de la nappe phréatique.

Dans les pays en développement, la croissance démographique, une cause de l'augmentation de la pression sur les ressources en eau, l'urgence des besoins et le manque de systèmes d'assainissement adéquats, favorisent l'utilisation des eaux usées brutes domestiques et industrielles dans le maraîchage et l'agriculture périurbaine. En effet, cette pratique permet la production de différentes spéculations génératrices de revenus substantiels pour les exploitants, avec cependant des risques importants de contamination des populations par des germes pathogènes et des métaux lourds (Drechsel et al., 2008 ; Sou, 2009).

A Ouagadougou, au Burkina Faso, on comptait en 1997 une cinquantaine de sites de maraîchage périurbain utilisant des eaux usées essentiellement (Sou, 2009). Cependant cette pratique ne va pas sans conséquences sanitaires puisque le niveau de contamination de ces eaux par les germes pathogènes, les métaux lourds et les hydrocarbures est important (Poda, 2007).

Cette situation justifie le choix d'expérimenter des procédés de traitement des eaux usées par voie biologique rustique, mais innovant tels l'infiltration-percolation sur substrat de coco, une technologie utilisée pour l'assainissement des petites et moyennes collectivités dans les pays du nord, dont la France.

Les fibres de coco issues de l'exploitation des noix de coco sont des sous-produits utilisés couramment dans les pays Africains de la zone Afrique de l'Ouest comme source d'énergie calorifique en complément du bois de chauffe. Au plan international ce sous-produit est valorisé en horticulture et en technologies de traitement des eaux usées avec succès en assainissement non collectif. Il nous a donc paru judicieux d'expérimenter les capacités épuratoires de ce matériau en comparaison avec le sable, un matériau éprouvé dans le domaine, et ce sous climat tropical à travers un procédé rustique accessible à nos pays confrontés aux défis de l'assainissement. Nous pensons qu'à défaut de grandes stations de traitement en assainissement collectif par des technologies intensives dont les coûts sont hors de portée des économies des pays en développement, ceci demeure une alternative en termes d'assainissement des petites et moyennes collectivités.

L'objectif général de ce volet du travail est d'évaluer les performances épuratoires de ce procédé sous climat tropical sahélien, présentant des conditions climatiques idéales de traitement de la pollution par utilisation d'eaux usées très chargées de typologie domestique, en l'occurrence celles issues d'un bassin anaérobie de la station de lagunage de Ouagadougou. Les filtres servant de pilotes ont fonctionné sous différentes conditions, ce afin de faire une analyse des performances comparées des deux supports de culture que sont le sable et le substrat de coco, des matériaux accessibles au Burkina Faso.

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Les dispositifs expérimentaux

Les dispositifs expérimentaux sont composés de quatre fûts cylindriques d'une capacité de 250 litres chacun, avec un diamètre intérieur de 0,54 m, et une hauteur d'un m (figure 17). Deux pilotes contiennent du sable et les deux autres du substrat de coco.

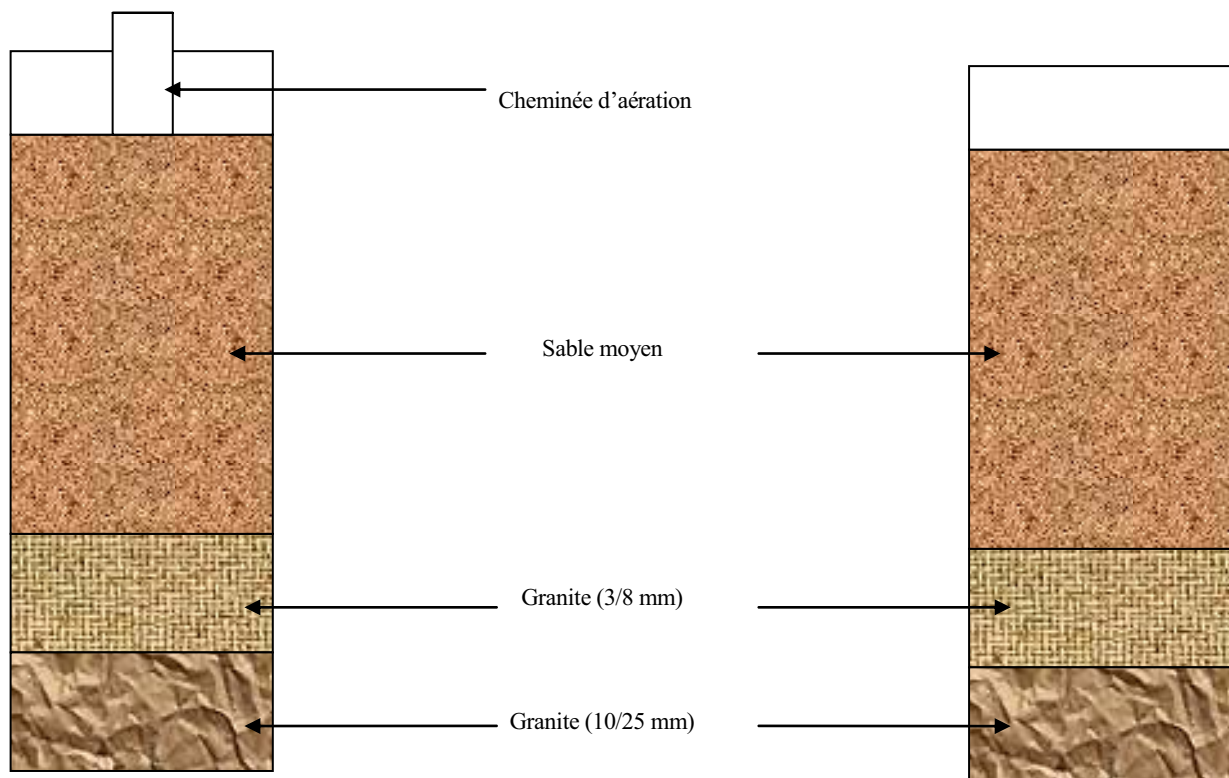


Figure 17 : Coupes schématiques des dispositifs expérimentaux avec cheminée d'aération (à gauche) sans cheminée d'aération (à droite).

Pour améliorer les conditions d'aération des massifs dans l'optique d'une analyse comparée des performances des filtres, nous avons fait le choix de munir un pilote de substrat de coco et un pilote de sable, d'une cheminée d'aération centrale faite de tube PVC de 90 cm. Les deux autres pilotes sans système d'aération ont servi l'un de lit d'infiltration-percolation sur sable et le deuxième de lit d'infiltration-percolation sur substrat de coco.

3.2.2 Protocole expérimental

3.2.2.1 Composition des massifs filtrants

Les pilotes ont été constitués de bas en haut d'une couche de drainage, d'une couche de transition (qui permet d'éviter la migration du sable au sein de la couche de drainage) et d'une couche de filtration (tableau 5).

Les pilotes servant de lits d'infiltration-percolation sur substrat de coco ont été constitués à l'image des filtres à sable à la seule différence que le sable a été remplacé par 65 cm de substrat de coco après compactage manuel. Relevons que cette notion de compactage est aléatoire parce que cela dépend de la pression appliquée lors du remplissage du pilote, mais il est important de noter que la taille des fibres diminue avec le temps ce qui se traduit par une rétraction du massif, observable en comparaison avec la hauteur du massif de sable qui évolue très peu.

Les fûts inclinés de 10% par rapport au plan horizontal présentaient des trous de 5 mm de diamètre sur le quart du fond dans le sens de l'inclinaison, ces trous étant destinés à améliorer l'aération et faisaient office de sortie pour les eaux traitées au niveau des filtres aérés. Un trou unique de 5 cm de diamètre a servi de sortie des eaux traitées pour les filtres non aérés.

Les abréviations des appellations des pilotes sont les suivantes :

FSA : pilote d'infiltration-percolation sur sable muni d'une cheminée d'aération.

FCA : pilote d'infiltration-percolation sur substrat de coco muni d'une cheminée d'aération.

FS : pilote d'infiltration-percolation sur sable.

FC : pilote d'infiltration-percolation sur substrat de coco.

Brute : effluent d'alimentation prélevé à la sortie du bassin anaérobie 2 de lagunage des eaux résiduaires urbaines (ERU) de Ouagadougou.

Tableau 5 : Composition des massifs filtrants

	Couche de drainage	Couche de transition	Couche de filtration	Système d'aération
FS	10 cm (granite de Ø 10mm/25mm)	10 cm de granite d'un diamètre de 3 à 8 mm	65 cm de sable de D ₁₀ = 0,30 mm	NON
FSA	10 cm (granite de Ø 10mm/25mm)	10 cm de granite d'un diamètre de 3 à 8 mm	65 cm de sable de D ₁₀ = 0,30 mm	OUI
FC	10 cm (granite de Ø 10mm/25mm)	10 cm de granite d'un diamètre de 3 à 8 mm	65 cm de substrat de coco	NON
FCA	10 cm (granite de Ø 10mm/25mm)	10 cm de granite d'un diamètre de 3 à 8 mm	65 cm de substrat de coco	OUI

3.2.2.2 Le régime hydraulique d'alimentation des pilotes

Le choix des charges hydrauliques détermine la qualité du traitement et le bon fonctionnement des dispositifs qui peuvent être objet de colmatage. Les charges applicables dépendent également des propriétés hydrodynamiques des matériaux de filtration, de la typologie des eaux usées et des objectifs de qualité assignés au milieu récepteur.

L'analyse de la perméabilité des deux supports de culture ayant donné des conductivités hydrauliques différentes, et tenant compte des résultats d'études déjà menées sur ces matériaux dont les caractéristiques physiques (porosité à l'air, porosité à l'eau...) sont fort différentes, il nous est apparu pertinent de travailler avec des débits croissants en commençant par un débit de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ comme charge hydraulique minimale à appliquer afin de constater l'évolution du comportement des filtres à substrat de coco en particulier.

Les pilotes ont été installés au sein de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies (IRSAT) sis à Ouagadougou. Dès leur mise en œuvre en juin 2009, nous avons commencé l'alimentation des pilotes en eaux usées à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ et ce pendant deux mois. Sans observer une période préliminaire d'installation de la biomasse bactérienne nous avons commencé les analyses des différents paramètres indicateurs de pollution.

Pendant cinq mois, nous avons appliqué une charge hydraulique quotidienne de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ soit

une hauteur d'eau de 4 cm.j^{-1} . Le troisième débit de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$, soit 6 cm.j^{-1} est intervenu à partir de mi décembre 2009 et ce jusqu'en février 2010 (tableau 6).

La quantité d'eau usée nécessaire à l'alimentation des pilotes a été prélevée quotidiennement à la sortie du bassin anaérobie 2 de la station de lagunage située à moins d'un kilomètre du site d'installation des pilotes et ce, durant les trois jours successifs d'alimentation des réacteurs chaque semaine. Ceux-ci ont été alimentés dans les mêmes conditions par bâchées en deux temps avec l'effluent issu du bassin anaérobie 2. L'alimentation par bâchée favorisent une meilleure répartition de la charge à la surface des filtres en minimisant les risques de percolation par chemin préférentiel et le colmatage physique par dépôts des MES à certains endroits.

Pour simuler les pics de rejets d'eaux usées de la population, les pilotes ont été alimentés à 8 h et 14 h 30 les trois premiers jours de chaque semaine et laissés au repos le reste du temps, afin d'observer une phase d'alimentation alternée d'une phase de repos qui, dans les conditions réelles de fonctionnement se traduirait par l'alimentation de deux lits en alternance, étant entendu que la production d'eaux usées est continue, nécessitant ainsi un traitement régulier.

Tableau 6 : Les régimes hydrauliques appliqués aux pilotes

	Débit 1	Débit 2	Débit 3
Jour 1	$20 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$40 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$60 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$
Jour 2	$20 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$40 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$60 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$
Jour 3	$20 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$40 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$	$60 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$

3.2.2.3 Le mode d'échantillonnage

Pour apprécier la qualité du traitement des eaux après qu'un régime hydraulique régulier se soit installé, les prélèvements ont porté sur les filtrats du 3^{ème} jour de traitement chaque semaine.

Pour déterminer les abattements sur les différents paramètres en rapport avec les valeurs en entrée des pilotes, un premier prélèvement porte sur l'effluent issu du bassin anaérobie (effluent d'alimentation) du mercredi tandis que le jeudi, un échantillon moyen de 24 heures de traitement est prélevé au niveau de chaque pilote. Les échantillons prélevés ont été conservés à une température de $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ au plus, en vue des analyses qui sont effectuées dans les heures qui suivent.

Pour les deux premiers régimes, nous avons travaillé avec les quatre pilotes afin de dégager leur tendance de comportement, puis au dernier débit seuls les pilotes non aérés ont été alimentés, l'aération n'ayant pas impacté de façon importante le comportement des filtres aérés comparativement aux filtres non aérés aux débits précédents.

L'étude a été menée sous un climat tropical de type nord-soudanien avec en général un temps ensoleillé, chaud et sec. Selon les données météorologiques du Burkina Faso, pendant la durée de l'expérimentation les températures moyennes mensuelles ont varié entre 16,3 °C et 39 °C et la pluviométrie moyenne annuelle a varié entre 650 et 1000 mm dans la zone d'étude. L'évaporation y est importante sous l'effet conjugué des températures très élevées et du vent sec qui souffle entre novembre et février. En effet, l'évapotranspiration moyenne annuelle vaut 2000 mm au Burkina Faso (DCE, 2006). Cette forte évaporation pourrait avoir une influence sur les volumes d'eau restitués par les pilotes à l'issue de la filtration.

3.2.2.4 Intérêt de l'alternance des phases d'alimentation et de repos

Pour assurer la recharge en oxygène des massifs nous avons observé des phases de repos de 4 jours après trois jours d'alimentation. Selon les critères de fonctionnement sous climat tempéré, il est préconisé un temps de repos de même durée ou de durée égale au double de celle de la phase d'alimentation. Compte tenu des conditions climatiques locales de température et d'évaporation il nous a semblé pertinent d'expérimenter un temps de repos juste supérieur au minimum préconisé.

L'alternance des phases assure l'oxygénation du massif mais également l'autorégulation de la biomasse organique qui diminue pendant la période de repos par respiration endogène. Cette autorégulation de la biomasse bactérienne réduit les risques de colmatage biologique (Gnagne *et al.*, 2002 ; Menoret, 2001 ; Wanko *et al.*, 2005).

3.2.3 Les méthodes d'analyse

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en mg.L^{-1} a été déterminée par oxydation des matières organiques au dichromate de potassium à chaud en milieu acide et en présence de sulfate d'argent comme catalyseur, conformément à la norme AFNOR T-90-101. La lecture de la valeur de l'absorbance a été faite par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 600 nm ou 420 nm selon la gamme de DCO choisie.

La demande biochimique en oxygène (DBO_5) est relative à la partie biodégradable de l'eau usée, c'est-à-dire oxydable par des bactéries. Les échantillons d'eau traitée issue des pilotes ont étéensemencés avec un prélèvement du jour issu du bassin anaérobie avant la mise à l'étuve à 20 °C et à l'obscurité. La DBO_5 a été déterminée par la méthode manométrique avec des manomètres Oxitop WTW, selon la norme NF 90-103, au bout de cinq jours d'oxydation.

Les MES ont été déterminées par filtration sous vide sur un filtre en microfibre de verre GF/C de 0,45µm de diamètre, conformément à la norme française NF 90-105.

Les concentrations en nitrates, nitrites et ammonium sont déterminées par la méthode colorimétrique, la lecture est faite au spectrophotomètre DR/2010 de HACH LANGE aux longueurs d'onde requises.

L'azote Kjeldahl (NK) qui correspond à l'azote potentiellement oxydable est équivalent à la somme de l'azote organique (Norg) et de l'azote ammoniacal (NH₄), en d'autres termes l'azote Kjeldahl est la différence entre l'azote total et les formes oxydées que sont les nitrates et les nitrites. Par conséquent nous avons déduit NK de la détermination de l'azote total (NT) et de celle des formes oxydées.

$$NK = NT - (NO_3 + NO_2) = N_{org} + NH_4.$$

L'azote total étant composé des nitrates, des nitrites, de l'azote ammoniacal et de l'azote lié à la matière organique (Norg). NT est obtenu après minéralisation des matières organiques en milieu acide et en présence de catalyseur conformément à la norme française NF 90-110.

La conductivité électrique C et le pH sont mesurés *in situ* avec le multimètre multi 340 i de WTW.

La teneur en Ca²⁺ a été dosée par titrimétrie par la détermination du titre hydrotimétrique total, puis du titre hydrotimétrique calcique. De ces deux mesures, on en déduit le titre hydrotimétrique magnésium (TH Magnésium) et partant la teneur en Mg²⁺. Il s'agit d'une méthode complexométrique conforme à la norme NF T 90-003.

Les coliformes fécaux : Après une filtration sur membrane et une mise en culture sur gélose ("Chromocult Agar ES") le dénombrement des coliformes thermotolérants est fait conformément à la norme NF EN ISO 9308-1 (Septembre 2000).

Les méthodes d'analyse sont consignées en annexe.

L'analyse statistique des résultats

Nous avons utilisé le logiciel statistica version 6 pour analyser les résultats. La performance comparée des filtres est testée avec un niveau de significativité de 0,05 par utilisation du test de Wilcoxon pour échantillons appariés. Les graphiques type boîtes à moustaches ont permis de représenter les moyennes, les écarts-types et erreurs-types.

3.2.4 Caractérisation des matériaux de filtration

3.2.4.1 Le sable

Le sable est le matériau de filtration le plus utilisé dans le domaine du traitement des eaux usées par culture fixée utilisant des procédés rustiques. Les caractéristiques du sable à utiliser, en fonction des usages sont spécifiées par la norme NF EN 12904 de décembre 1999. Cependant il existe d'autres normes dans le domaine relativement à différents aspects. L'origine du sable (rivières, mer ...), sa forme (roulé ou concassé), sa granulométrie et sa composition chimique influencent l'efficacité du traitement.

3.2.4.1.1 Origine du sable utilisé

Nous avons utilisé du sable de rivière provenant de Manga une ville du Burkina, un sable qui a l'avantage de contenir peu de fines. Le sable qui a été livré à l'état brut a été tamisé par deux tamis de taille de maille décroissante afin d'avoir un matériau qui réponde aux caractéristiques granulométriques correspondant à l'usage auquel il est destiné. En effet, en fonction du type d'eaux usées et des objectifs de qualités à atteindre le choix du sable est important.

3.2.4.1.2 Analyse granulométrique du sable par tamisage

L'analyse granulométrique d'un matériau grenu consiste à déterminer les proportions pondérales des différents constituants solides en fonction de leurs tailles, au moyen d'une colonne de tamis normalisés. Pour ce faire, le sable est lavé pour éliminer les fines avant d'être tamisé. Le protocole opératoire utilisé est donné par la norme NFP 18-560. La courbe granulométrique issue de cette analyse permet de dégager la taille effective D_{10} , le D_{60} , le coefficient d'uniformité, la teneur en fines. Les indicateurs granulométriques utilisés D_{10} et D_{60} correspondent respectivement aux diamètres des mailles de tamis qui laissent passer 10 % et 60% en masse du sable à travers une colonne de tamis normalisé (ISO 2591-1 ; NF X11-504...). Ces tamis étant empilés par ordre de maillage croissant de bas en haut. On en déduit le coefficient d'uniformité, correspondant au rapport entre le D_{60} et le D_{10} . Il permet d'avoir une indication sur l'homogénéité du matériau de filtration. Plus le matériau est homogène plus la courbe granulométrique est resserrée.

Dans tous les cas pour une bonne filtration, cette courbe doit être contenue dans le fuseau granulométrique indiqué par la figure 9. La perméabilité du support de filtration qui est

caractérisée par sa conductivité hydraulique est influencée par le coefficient d'uniformité.

Nous avons travaillé sur la base des recommandations issues de résultats d'études menées par le CEMAGREF relatives à la qualité du sable en traitement des eaux usées, à savoir qu'il faut du sable alluvionnaire roulé de taille effective D_{10} compris entre 0,25 mm et 0,40 mm, une teneur en fines de 3% au plus (les fines étant des particules de taille $< 80 \mu\text{m}$) et un coefficient d'uniformité CU (D_{60}/D_{10}) compris entre 3 et 6. La teneur du sable en calcaire exprimée en CaCO_3 ne devant pas excéder 20% en masse du matériau propre et sec.

3.2.4.2 Le substrat de coco

3.2.4.2.1 Préparation du substrat de coco

Le substrat de coco ainsi obtenu a été macéré dans de l'eau chaude renouvelée deux fois par semaine pendant un mois afin d'améliorer l'extraction des substances colorantes puisque le filtrat demeurait très coloré à l'issue de la première phase du traitement, mais également pour assurer une meilleure élimination des sels minéraux à l'origine de la forte conductivité électrique du filtrat (Morel et al., 2000). A l'issue de cette phase de macération, le liquide interstitiel devenu plus clair, le substrat a été retiré pour constituer les massifs filtrants. Ces massifs ont été lavés à l'eau claire quotidiennement pendant une semaine pour extraire les particules très fines mais également pour nous assurer de l'élimination quasi-totale des composés phénoliques avant l'alimentation par les eaux usées.

En somme, nous avons donc utilisé du substrat de coco (figure 18) constitué de la coque entière (enveloppe externe et bourre), broyé et constitué de morceaux de taille inférieure à 5 mm, de fibres courtes et de poudre. La bourre peut renfermer jusqu'à 35% de fibres (Falienor, 2003).



Figure 18 : Une vue des fibres de coco ayant servi de support de culture

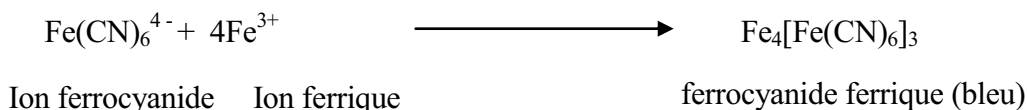
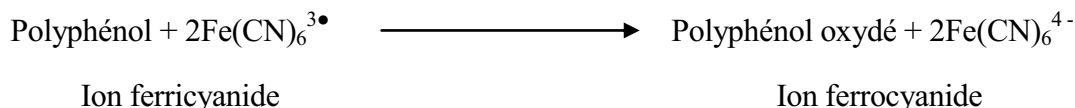
3.2.4.2.2 Le protocole de dosage des composés phénoliques du substrat de coco

Un échantillon de 5 grammes de substrat de coco a été macéré dans 200 ml d'eau distillée. Au bout d'une semaine de macération le filtrat est récupéré pour analyse et le substrat soumis à une nouvelle extraction d'une semaine. Ces extractions ont été répétées 5 fois afin de constater l'épuisement progressif des composés phénoliques. Par ailleurs pour évaluer l'extraction de ces composés au bout de 24 heures, un autre échantillon de 5 grammes a été soumis au même protocole mais le filtrat a été analysé après 24 heures de macération.

3.2.4.2.3 Principe de l'analyse des composés phénoliques

Les composés phénoliques totaux extraits à l'eau distillée selon le protocole ci-dessus ont été dosés par la méthode dite du bleu de Prusse (Budini et al.,1980), adaptée par le Centre d'Etude des Substances Naturelles de l'UMR 5557, Ecologie Microbienne de l'Université Claude Bernard Lyon1 (France).

Le principe est basé sur l'oxydation des composés phénoliques très réducteurs, en présence d'un mélange de sels de fer selon le schéma réactionnel ci-dessous. La réaction aboutit à la formation d'un complexe de coloration bleue. L'intensité de la coloration, proportionnelle à la quantité de composés phénoliques présent est dosée par colorimétrie à 725 nm et la concentration en composés phénoliques exprimée en équivalent d'acide gallique sur la base d'une courbe d'étalonnage établie avec ce composé.



La concentration en composés phénoliques est déterminée sur la base de la loi de Beer Lambert, qui met en relation cette concentration et la densité optique mesurée sur le spectre d'absorption selon la formule suivante.

$$DO = \epsilon Cd$$

DO : densité optique.

C : concentration du composé en mol/L.

d : largeur de la cuve exprimée en cm.

ε : coefficient d'extinction du composé à la longueur d'onde de dosage.

Tous les composés phénoliques issus des végétaux absorbent dans l'UV et parmi eux certains absorbent dans le visible ce qui explique la coloration des fruits et fleurs riches en composés phénoliques.

3.2.5 La DCO et la conductivité électrique, liée aux fibres brutes dans les conditions du laboratoire

Dans l'objectif de mettre en évidence la présence d'une DCO liée effectivement au substrat de coco indépendamment de la présence des eaux usées, nous avons procédé à une extraction de 5 g de substrat précédemment séchés à 105 °C, avec 200 ml d'eau distillée pendant une semaine. L'eau de macération est récupérée et remplacée à nouveau par 200 ml d'eau distillée. Cette opération a été répétée pendant 6 semaines afin de constater l'évolution de la DCO et celle de la conductivité électrique qui traduit l'extraction des sels minéraux du matériau de filtration. Globalement l'évolution de la DCO renseigne sur l'épuisement des réserves en substances extractibles et oxydables dont les composés phénoliques.

3.2.6 La conductivité hydraulique des fibres de coco et du sable

La détermination en laboratoire du coefficient de perméabilité à saturation à charge hydraulique constante des échantillons des deux matériaux a été effectuée dans le Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale de l'INSA de Lyon. Le but est de comprendre l'hydraulique de ces matériaux lors du traitement des eaux et les variations de leurs performances notamment. La perméabilité ou conductivité hydraulique est la vitesse de circulation de l'eau au sein du substrat quelque soit le sens d'écoulement.

Elle a été mesurée conformément à la norme NF X 30-441 (Novembre 2008). Il s'agit d'essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide à gradient hydraulique i constant à l'aide du dispositif de la figure 19. La détermination du coefficient de perméabilité est basée sur la loi de Darcy à saturation. Elle est donnée par la relation ci-dessous :

$$k_j = \frac{(V_e + V_s) * H}{2 * (t_j - t_p) \Delta h * A} = \frac{(V_e + V_s)}{2 * (t_j - t_p) A * i} \quad (\text{selon la norme NF X 30-441 de novembre 2008})$$

$$\text{Avec } i = \frac{\Delta h}{H}$$

k_j = coefficient de perméabilité en m/s

H = la charge hydraulique ou potentiel hydraulique en m

Δh = différence de charge hydraulique entre les deux extrémités de l'éprouvette en m.

i = gradient hydraulique

V_e = volume de liquide entrant en m³

V_s = volume de liquide sortant en m³

H = hauteur de l'éprouvette en m

$t_j - t_p$ = intervalle de temps correspondant à l'écoulement en s

A = aire de la section transversale de l'éprouvette en m²



Figure 19 : Montage du dispositif de mesure de la perméabilité des matériaux de filtration

3.2.7 Le comportement hydraulique des filtres

Le débit restitué au bout de 24 heures de filtration a été mesuré pour chaque pilote à l'issue du premier et du troisième jour de fonctionnement. Ceci pour mettre en exergue l'impact de l'évaporation liée aux conditions climatiques mais également la capacité d'imbibition et de réhumectation des massifs, naturellement moins importante le dernier jour d'alimentation des pilotes comparativement au premier jour après un temps de repos de 4 jours.

3.3 Résultats et discussions

3.3.1 La typologie des eaux usées

3.3.1.1 Caractéristiques des eaux à la sortie du bassin anaérobie de lagunage

Les bassins anaérobies d'une profondeur de 4,70 m assurent un temps de séjour hydraulique de trois jours prévisionnels qui atteint 5 jours du fait d'un fonctionnement en sous charge de la station qui reçoit moins des 2/3 de sa charge hydraulique nominale. Selon les résultats du tableau 7, les eaux issues du processus anaérobie sont de typologie domestique. En effet, la station reçoit des eaux usées domestiques, des eaux usées issues d'un abattoir mais également des effluents d'une brasserie.

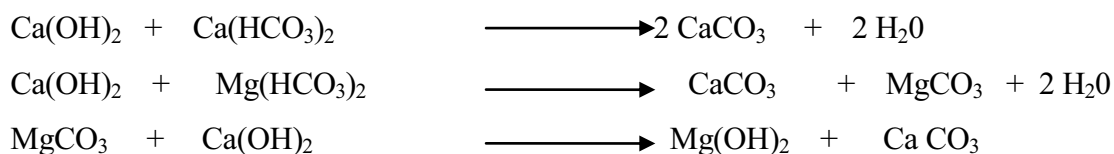
3.3.1.2 Impact des rejets de la brasserie sur les caractéristiques des eaux de la station

Les rejets de la brasserie ont la particularité de présenter des concentrations très élevées en MES, DCO et DBO₅, avec des valeurs moyennes respectives de 645 mg.L⁻¹, 3078 mg.L⁻¹ et 1918 mg.L⁻¹.

En entrée de station, les valeurs moyennes relevées sur l'année 2009 sont les suivantes : MES, 487 mg.L⁻¹, DCO 2643 mg.L⁻¹ et DBO₅ 1758 mg.L⁻¹.

En plus des charges organiques apportées par les effluents issus de cette unité industrielle, il est important de noter l'utilisation de l'eau de chaux aux fins d'adoucir l'eau entrant dans la fabrication de la bière.

Les réactions mises en œuvre lors de ce processus d'adoucissement par décarbonatation se résument comme suit :



Comme les schémas réactionnels l'indiquent, le processus génère des carbonates de calcium et de magnésium, mais aussi de l'hydroxyde de magnésium évacués avec les eaux usées vers la station de traitement dont les bassins anaérobies s'en trouvent enrichis. Le tableau 8 indique que les eaux en entrée et en sortie du bassin anaérobie 2 présentent un caractère « dure » confirmant ainsi l'impact des carbonates de calcium et de magnésium sur les propriétés de ses eaux usées. Les eaux issues de la brasserie sont habituellement basiques, avec des pics de pH atteignant 11.

Le mélange avec les eaux usées domestiques et celles de l'abattoir assurent une première baisse du pH. Le séjour en bassin anaérobie qui met en œuvre des processus de digestion anaérobie permet une nouvelle baisse notable du pH avec des valeurs variant entre 6,82 et 8,88 en sortie du bassin anaérobie 2 (tableau 7).

En dépit du séjour en anaérobiose, les eaux initialement très chargées présentent des valeurs assez élevées en DCO et DBO₅ compte tenu du fait que plus de 50% des charges organiques entrant à la station sont issues de la brasserie. On remarque néanmoins que le ratio des valeurs moyennes DCO/DBO₅ inférieur à 1,5 montre le caractère très biodégradable de ces eaux. En général, les valeurs des différents paramètres mesurés sur l'effluent issu du bassin anaérobie 2 varient peu en raison du lissage des teneurs lié au temps de séjour en anaérobiose, qui a tendance à être long compte tenu des débits faibles en entrée de station.

Tableau 7: Valeurs caractéristiques des paramètres mesurés pour l'effluent d'alimentation issu du bassin anaérobie 2 de lagune

PARAMETRES	Nombre d'échantillon s	Valeurs minimales	Valeurs maximales	Moyenne	Ecart type
DCO (mg.L⁻¹)	47	659	1580	1060,06	250,79
DBO5 (mg.L⁻¹)	37	500	980	811,92	145,64
pH	37	6,82	8,88	7,605	0,603
C E (µS.cm⁻¹)	37	1023	1985	1580	363
NO3 (mg.L⁻¹)	37	0,30	4,60	1,82	0,70
NH4 (mg.L⁻¹)	37	19	39	31,28	5,10
NK (mg.L⁻¹)	12	54	71	62,80	11,60
MES (mg.L⁻¹)	12	137,5	226,6	186,95	33,91
CF (UFC/100 ml)	12	396000	2784000	1139333	908838

Tableau 8 : Titres hydrotimétriques et concentrations en Ca²⁺ et Mg²⁺ en entrée et en sortie du bassin anaérobie 2 (eaux brutes)

Paramètres		TH total	TH Ca (°F)	TH Ca (mg/L)	TH Mg (°F)	TH Mg (mg/L)
Entrée bassin anaérobie		20	8	32	12	29,16
Sortie bassin anaérobie		12	8	24	4	9,72

3.3.2 Justification du choix d'un bassin anaérobie au lieu d'une fosse septique

Dans les conditions idéales, le traitement primaire est assuré par une fosse septique, une fosse toutes eaux ou un décanteur-digesteur. Cependant pour des raisons de commodité, nous avons choisi d'alimenter les pilotes avec les eaux issues d'un bassin anaérobie. Ces raisons sont les suivantes :

- La disponibilité des eaux de la lagune en permanence et la proximité de celle-ci sont des avantages, alors qu'il n'est pas évident de travailler avec les eaux issues d'une fosse septique de taille suffisante pour permettre le prélèvement quotidien de près de 200 litres d'eaux usées.
- Les charges organiques tendent à être aussi importantes à la sortie du bassin anaérobie, que celles d'une fosse septique (tableaux 7 et 9).
- Des processus de dégradation similaires ont lieu dans les deux types d'ouvrages, à savoir une digestion anaérobie de la matière organique qui minéralise. En effet, les deux ouvrages assurant des temps de séjour qui peuvent être comparables, jouent un rôle physico-chimique de décantation-flottation qui permet de séparer le liquide des matières solides mais aussi un rôle biologique de liquéfaction, solubilisation et méthanisation assuré par des bactéries, générant ainsi du biogaz (mélange de CO₂ CH₄, essentiellement) avec production de boues primaires. Une étude réalisée par Koné (1998) sur quatre fosses septiques de capacités différentes a montré des abattements de la DBO₅ variant entre 78 et 92%, tandis que les teneurs en Coliformes Fécaux (CF) sont réduites de 3 à 5 unités log par sédimentation voire 6 unités log selon Mara (1997). S'agissant du lagunage anaérobie, les rendements sur l'élimination de la DBO₅ en sortie du bassin anaérobie varient entre 50 et 80% en moyenne, et de plus de 60% à 20 °C selon Mara et Howard

(1998) et l'abattement des CF retenus essentiellement dans les boues stockées est de l'ordre de 1 unité log.

- La profondeur des bassins anaérobies est comprise entre 2 et 5 m et ils reçoivent des eaux usées de charges organiques importantes, fonctionnent comme des fosses septiques (Mara et Howard, 1998). Fosses septiques et bassins anaérobies ont pour rôle principal l'abattement de la DBO₅ et des MES (Boutin et al., 2003). L'azote organique est transformé en azote ammoniacal dans les deux types d'ouvrages, tandis que le phosphore est éliminé par sédimentation ou par précipitation.
- Les temps de séjour sont comparables également. Pour ce qui est du bassin anaérobie de la lagune de Ouagadougou, le temps de rétention hydraulique en bassin anaérobie varie entre 3 et 5 jours. Cependant, s'agissant des fosses septiques on peut relever des temps de séjour plus importants lorsqu'il y'a surdimensionnement de l'ouvrage. Pour l'un comme pour l'autre la vidange peut intervenir au bout de 2 à 3 ans minimum.

Tableau 9 : Paramètres des eaux usées de trois fosses septiques.

Paramètres	Fosse 1	Fosse 2	Fosse 3
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	564	555	532
DCO (mg.L ⁻¹)	1134	119	1038
pH	7,9	7,8	8,4
MES (mg.L ⁻¹)	992	889	901
CF (UFC/100 ml)	10 ⁸	10 ⁸	10 ⁹

Extrait info CREPA n° 18, 1998

3.3.3 Caractéristiques granulométriques du sable

La figure 20 qui donne la courbe granulométrique du sable utilisé dans le cadre de ce travail permet de dégager les caractéristiques suivantes :

La taille effective D₁₀ est de 0,30 mm tandis que le D₆₀ vaut 0,80 mm. Les fines qui constituent les particules de diamètre inférieur ou égal à 80 µm représentent 0,6%. Nous avons ainsi un coefficient d'uniformité $D_{60} / D_{10} = 2,66$. Les caractéristiques granulométriques du sable sont déterminantes pour la qualité du traitement (Grela et al., 2004 ; Kouamé et al., 2008). Les objectifs de qualité et les caractéristiques des eaux usées orientent le choix du sable.

Il s'agit d'un sable moyen, avec une dispersion peu importante de la taille des grains puisque le coefficient d'uniformité de 2,66 est faible comparativement à la limite supérieure admise qui est

de 6. Selon les travaux de Kouamé et al. (2008), le sable moyen présente les meilleures conditions de filtration, surtout quand il s'agit d'effluents chargés.

En effet, la conductivité hydraulique, déterminante dans le processus d'infiltration dépend des caractéristiques granulométriques du milieu poreux. Elle rend compte de la résistance du milieu à l'écoulement c'est-à-dire sa perméabilité. Plus le matériau est grossier plus la perméabilité est élevée, et par voie de conséquence, moins les rendements sont importants.

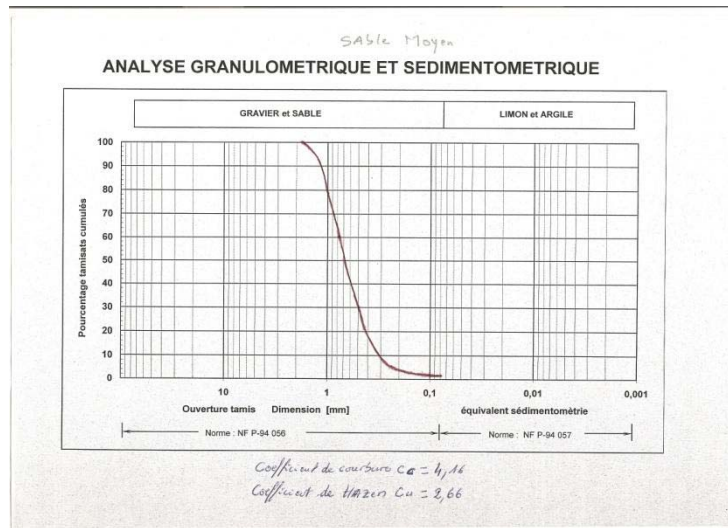


Figure 20 : Courbe granulométrique du sable de filtration

3.3.4 Conductivité hydraulique mesurée pour les deux matériaux de filtration

Nous avons effectué l'essai sur le substrat de coco en utilisant de l'eau distillée. Avec ce liquide, l'imbibition du substrat par l'eau et la grande porosité du substrat non adaptée au dispositif de mesure (figure 19) induit des erreurs de mesure. Cependant les résultats obtenus sur une vingtaine de mesures donnent une valeur de $k_j \text{ moyen} = 1,17 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$.

S'agissant du sable, la conductivité hydraulique moyenne à l'issue d'une vingtaine de mesures donne une valeur de $k_j \text{ moyen} = 7,45 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. Le substrat de coco présente une conductivité hydraulique supérieure à celle du sable, ce qui est cohérent.

En outre, le sable a une porosité de 38%, une densité apparente de 1,60 et une densité absolue de 2,58. Ces résultats laissent entrevoir un ressuyage plus rapide au sein du substrat de coco par un temps de séjour plus court comparativement au sable, alors que la qualité du traitement dépend du temps de séjour, c'est-à-dire la mise en contact plus ou moins longue de la pollution avec les bactéries épuratrices.

3.3.5 L'hydraulique des filtres dès les premières heures d'écoulement

Compte tenu de l'écoulement très rapide au sein du substrat de coco dont le ressuyage intervient dans les heures qui suivent l'alimentation, particulièrement aux fortes charges, nous avons mesuré le débit d'infiltration au cours des 180 premières minutes en notant les volumes écoulés toutes les 30 min.

Les figures 21, 22 et 23 traduisent l'évolution de l'écoulement pendant les 180 premières minutes le troisième jour, aux trois charges successives. Ces résultats montrent un écoulement légèrement plus rapide avec les filtres non aérés quand on considère les filtres de même matériau d'une part, et un écoulement plus rapide au sein du substrat de coco comparativement au sable d'autre part.

Ces résultats permettent de mettre en exergue la rapidité de l'écoulement au sein des filtres à substrat de coco particulièrement aux fortes charges, une hydraulique qui a impacté les performances de ces filtres. Aux charges hydrauliques expérimentées, les filtres aérés et non aérés ont montré des fonctionnements hydrauliques semblables et peu différents, qui ont pu être à l'origine de leur similitude de performance pour la plupart des paramètres. Cet état de fait est corroboré par l'analyse statistique des résultats dans la suite de ce chapitre.

En effet, au débit de 2 cm.j^{-1} , on note un ressuyage groupé, avec des courbes de même allure et pratiquement confondues pendant les deux premières heures après l'alimentation (figure 21). Cette phase correspond à la réhumectation des massifs qui est lente du fait du faible débit d'alimentation. Dès la fin de ce processus, l'hydraulique au sein des massifs de substrat de coco change avec un écoulement qui devient plus rapide.

Avec le deuxième débit 4 cm.j^{-1} correspondant à un volume quotidien de 9 litres en deux bâchées, si la phase de réhumectation des massifs est observable à nouveau (figure 22), on remarque cependant une similarité de comportement des filtres faits de même support. Par contre le rythme diffère quand on passe des filtres à sable aux filtres à substrat de coco, les seconds présentant un déstockage de plus en plus rapide. Au bout de 3 heures, FC a restitué les 2/3 de la charge hydraulique reçue (c'est-à-dire la charge appliquée par unité de surface), alors que FS dans le même temps n'a laissé couler que le 12,22% de la charge hydraulique reçue.

Comme cela a été spécifié plus haut, les pilotes aérés ayant montré un comportement similaire à ceux non aérés au cours des deux premières phases de l'expérimentation, dans la troisième phase nous nous sommes intéressés seulement aux pilotes non aérés.

La figure 23 montre de façon plus marquée la différence de comportement hydraulique des deux

filtres faits de matériaux différents, à la charge hydraulique de 6 cm.j^{-1} soit 13,5 litres d'eaux usées apportées en deux temps. En effet, si le ressuyage reste lent au sein du filtre à sable, avec seulement 17,77% de la charge restituée à l'issue de 180 min, il en va autrement pour le filtre à substrat de coco dont le filtrat présente un volume équivalent à 66,66% de la charge hydraulique apportée pour la même durée.

En outre, on peut constater l'augmentation très importante de la vitesse de percolation au sein du substrat de coco quand la charge hydraulique passe de 20 à 40 puis à $60 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

Le tableau 10 donnant le temps au bout duquel l'écoulement commence au niveau des pilotes les trois jours successifs permet de dégager le constat suivant : d'une part l'écoulement intervient de plus en plus vite quand on passe du premier au troisième jour pour tout les pilotes quelque soit la charge hydraulique, avec cependant une durée relativement plus longue pour les pilotes de sable. D'autre part pour des pilotes faits de même matériau, cet écoulement intervient plus vite au niveau des pilotes non aérés (Kouamé et al., 2008).

L'écoulement rapide au sein des filtres de substrat de coco est lié à la structure très poreuse de ce matériau, à sa capacité de rétention d'eau qui fait qu'il garde une humidité résiduelle importante qui assure un écoulement dès la reprise de l'alimentation des filtres.

Quant à la durée relativement plus longue pour les pilotes de substrat de coco en rapport avec les pilotes de sable fonctionnant dans les mêmes conditions, cela relève de la conductivité hydraulique plus importante au sein du substrat de coco comme nous l'avons relevé précédemment, à travers la mesure des conductivités hydrauliques dans les conditions du laboratoire.

Les pilotes aérés laissent couler moins vite, à cause certainement d'un effet de rétention inhérent à l'aération, mais aussi du fait de l'assèchement plus poussé des massifs aérés qui nécessite une quantité d'eau plus importante pour la réhumectation. A l'inverse Kouamé et al. (2008), avec une perforation latérale du filtre aéré, rapportent un écoulement plus rapide avec ce filtre comparativement à un témoin non aéré, dans des conditions climatiques similaires.

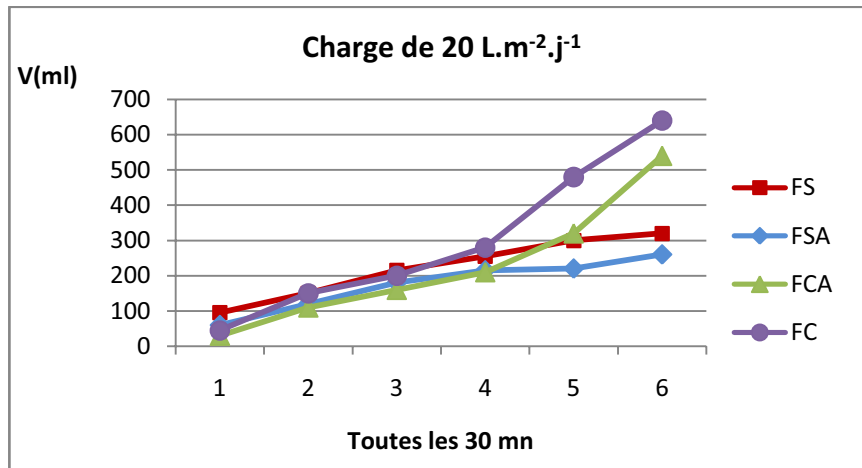


Figure 21 : Evolution des volumes restitués les premières heures après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

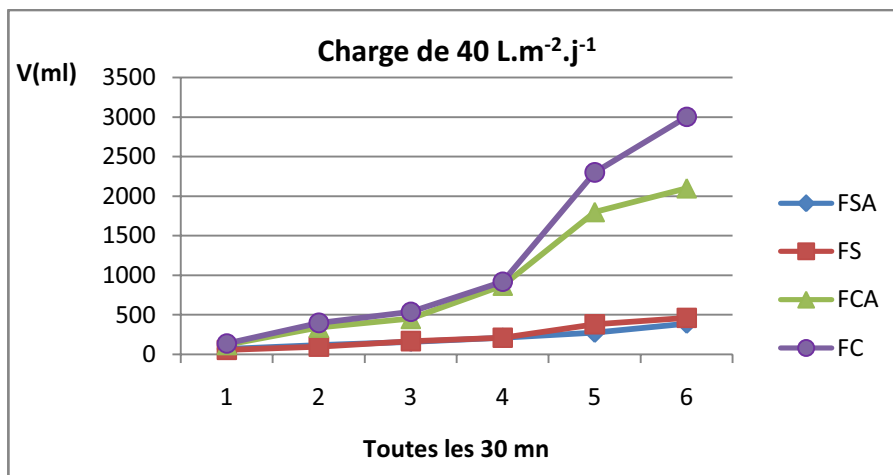


Figure 22 : Evolution des volumes restitués les premières heures après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

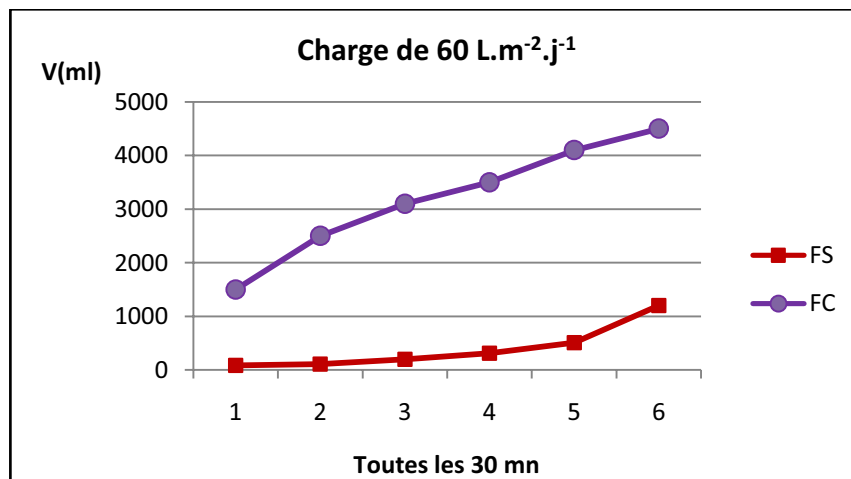


Figure 23 : Evolution des volumes restitués les 180 premières min après l'alimentation des pilotes à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

Tableau 10 : Début de l'écoulement au sein des pilotes aux trois débits successifs

Charges hydrauliques	20 L.m ⁻² .j ⁻¹		40 L.m ⁻² .j ⁻¹		60 L.m ⁻² .j ⁻¹	
	Jour 1	Jour 3	Jour 1	Jour 3	Jour 1	Jour 3
Périodes						
Début de l'écoulement de FS (en mn)	70	20	25	17	20	15
Début de l'écoulement de FSA (en mn)	85	25	45	20	23	-
Début de l'écoulement de FC (en mn)	55	10	8	7	3	3
Début de l'écoulement de FCA (en mn)	65	12	11	8	5	-

3.3.6 Débit d'infiltration moyen sur 24 heures

Le tableau 11 donne les pourcentages de volumes restitués au bout de 24 heures avec la charge hydraulique maximale appliquée de 60 L.m⁻².j⁻¹. Au vu de ces résultats, il ressort que les débits restitués sont plus faibles le premier jour, à la reprise de l'alimentation, toute chose prévisible dans la mesure où ce jour, les massifs déshydratés par un ressuyage prolongé de 4 jours nécessitent plus d'eau pour la réhumectation. Toutefois, à matériaux différents, les débits restitués sont peu différents pour un même jour. Cela montre le bon niveau de ressuyage à l'issue des 24 heures, mais également permet de minimiser l'impact de l'évaporation sur ce paramètre. Les débits restitués au bout de 24 heures ne traduisent pas de façon satisfaisante le fonctionnement hydraulique des pilotes dans les premières heures après la reprise de l'alimentation dans la mesure où le ressuyage est très rapide au sein des massifs constitués de substrat de coco, comparativement au sable pour lequel le phénomène est plus lent.

Cependant, il convient de relever qu'en dépit de la grande différence de caractéristiques physico-chimiques des deux supports de culture, les charges hydrauliques restituées au bout de 24 heures sont peu différentes, les deuxièmes et troisièmes jours pour les quatre pilotes. Cela s'explique par le fait que les massifs hydratés le premier jour de la reprise de l'alimentation, conservent une bonne humidité telle qu'il y'a peu de perte par réhumectation.

Tableau 11 : Proportion des volumes restitués à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

pilote	Jour 1	Jour 2	Jour 3
FC	60%	86%	87%
FS	57%	85%	85%

3.3.7 Evolution de la DCO, de la conductivité électrique et des teneurs en sels minéraux des fibres de coco dans les conditions de laboratoire

Le tableau 12 et la figure 24 traduisent l'évolution de la DCO par extraction successive du substrat brut à l'eau distillée dans les conditions du laboratoire. Nous avons ainsi noté une DCO initiale de 299 mg/L dès la première extraction avec une eau distillée de DCO de l'ordre de 20 mg.L⁻¹. En outre, nous avons constaté une diminution progressive de la DCO donnant au bout de cinq semaines d'extraction une DCO de 37,3 mg.L⁻¹. Ceci est le signe d'un épuisement avec le temps, des réserves de composés phénoliques et des sels minéraux contenus dans le substrat de coco.

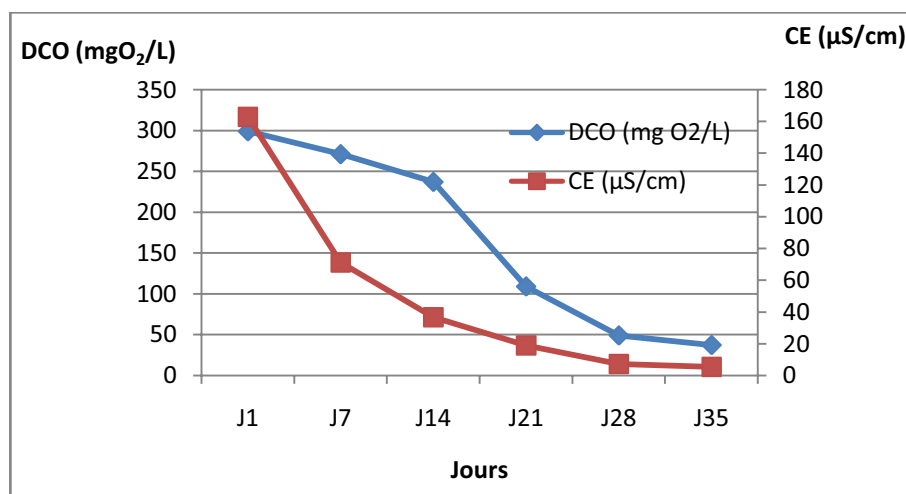


Figure 24: Evolution temporelle de la conductivité électrique et de la DCO de l'extrait du substrat de coco à l'eau distillée

S'agissant de la présence d'ions dans le substrat, les résultats d'analyses du tableau 12 l'attestent. Le filtrat contient des ions, dont la présence est à l'origine de la conductivité électrique observée. L'évolution de la courbe de conductivité électrique (figure 24) indique bien une baisse progressive et importante de ce paramètre qui passe de 163 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 5,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, alors que la conductivité électrique de l'eau distillée ayant servi à l'extraction affichait une valeur de 3,4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. On peut conclure que le substrat de coco contient bien des sels minéraux et qu'il est possible d'en réduire l'importance par lessivage et extraction par macération. Cette opération permet ainsi de libérer des sites pouvant potentiellement être occupés par d'autres ions par adsorption lors du traitement des eaux usées.

Tableau 12 : Analyse quantitative de quelques ions contenus dans le substrat de coco.

DUREE	DCO (mg O ₂ /L)	CE (µS/cm)	PO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	SO ₄ (mg/L)
J1	299	163	2,75	1,5	0	0,29	11,9
J7	271	71,3	2,05	0,9	0	0,18	11,9
J14	237	36,8	1,7	0,3	0	0,12	7,15
J21	109	19	0,96	0,2	0	0,06	5,7
J28	49	7,3	0,71	0,7	0	0,02	4,2
J35	37,3	5,5	0,02	-	-	-	-

3.3.8 Résultats du dosage des composés phénoliques des fibres de coco

Les résultats du dosage des composés phénoliques du substrat de coco sont consignés dans le tableau 13. Ces valeurs montrent qu'il y'a une variation de la teneur en composés phénoliques totaux avec le temps lors de leur extraction par macération dans de l'eau distillée. Cela dénote de la présence effective de composés phénoliques dans le substrat de coco dans des teneurs non négligeables, lesquels composés associés aux sels minéraux entre autres sont à l'origine de la DCO observée au paragraphe précédent. La baisse progressive de la valeur de la DCO corrobore la variation de la teneur en composés phénoliques avec le temps. La diminution de ces teneurs au fil de l'extraction suggère qu'il est possible d'épuiser progressivement les réserves. En effet, si avec le substrat brut nous avons extrait 0,313 mg d'EqAG/g en 24 heures, après cinq semaines de macération suivis d'une nouvelle extraction de 24 heures nous avons une teneur de 0,021 mg d'EqAG/g. Après cinq semaines d'extraction, la teneur en composés phénoliques obtenue dans le filtrat à l'eau distillée représente 2,33% du total extrait.

En outre, après seulement 24 heures d'extraction du substrat brut à l'eau distillée, 0,313mg de composés phénoliques sont extraits par g de substrat, alors qu'au bout d'une semaine de macération la teneur extraite est de 0,446 mg EqAG /g de substrat. Ce constat suggère qu'il est plus efficace de renouveler, l'eau de macération quotidiennement plutôt que de laisser macérer le substrat pendant longtemps.

Tableau 13 : Variation de la teneur du substrat de coco en composés phénoliques avec le temps d'extraction à l'eau distillée.

Durée de macération	Après 24 H	Après 1 semaine	Après 5 semaines	24 H après 5 semaines
M en mg EqAG /g	0,313	0,446	0,119	0,021

3.3.9 Performances épuratoires comparées des filtres sur l'élimination de la pollution

3.3.9.1 Les rendements épuratoires

Les rendements obtenus aux différentes charges organiques relativement à chaque paramètre sont consignés dans le tableau 14.

Nous notons globalement une évolution positive de l'abattement de la DCO avec l'ensemble des filtres au fil du temps. Cela montre l'amélioration progressive des performances des réacteurs avec certainement la colonisation progressive des supports de culture par les bactéries en dépit de l'augmentation des charges hydrauliques et organiques superficielles apportées.

S'agissant de la DBO₅, les analyses n'ont pu être effectuées pour le premier débit pour des raisons matérielles. Pour les deux derniers débits, on note une constance dans le comportement des filtres restés performants tout au long de l'expérimentation en termes d'élimination de la pollution organique biodégradable.

Tableau 14 : Evolution des abattements de la pollution au sein des réacteurs biologiques aux différentes charges appliquées

Débits (L.m ⁻² .j ⁻¹)	FS			FSA			FC			FCA	
	20	40	60	20	40	20	40	60	20	40	
DCO (%)	92,60	94,89	95,04	92,16	94,46	-4,12	39,62	50,57	14,91	25,75	
DBO₅(%)	-	99,02	98,5	-	99,24	-	98,12	97,6	-	97,94	
NK (%)	-	-	88,28	-	-	-	-	75,64	-	-	
PO₄ (%)	93,69	95,94	42,17	94,27	95,24	-	33,01	18,35	-	16,15	
C E (%)	31,94	4,65	-3,33	35,37	4,76	72,94	39,89	20,91	72,45	38,68	
MES (%)	-	91,49	-	-	82,59	-	51,52	-	-	48,27	
CF (%)	-	98,98	-	-	100	-	90,51	-	-	97,34	

3.3.10 Abattement de la Demande Chimique en Oxygène

Pour apprécier la performance épuratoire des filtres sur l'élimination de la DCO, nous avons

choisi de nous intéresser aux teneurs moyennes relevées pour les différents réacteurs aux trois charges successives. Pour le débit de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$ seuls les pilotes FS et FC sont concernés pour tous les paramètres.

3.3.10.1 Evolution de la DCO avec la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$

La variation de la valeur moyenne de la DCO avec la charge hydraulique la plus faible appliquée est donnée par la figure 25. Nous constatons des abattements significatifs au niveau des filtres FS et FSA contrairement au filtres FC et FCA dont les valeurs moyennes à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{j}^{-1}$ restent à peine inférieures à celle de l'effluent brut voir supérieure pour ce qui est de FC. On a noté une augmentation de la DCO avec FCA, les trois premières semaines après la mise en fonctionnement du pilote, avec des rendements négatifs pendant cette période, pour finalement connaître une amélioration dans le temps avec un abattement global sur ce paramètre de 14,90%. Quant à FC, il a montré une moindre performance avec un rendement moyen global négatif de -4,12% pour des teneurs en DCO dépassant, la majeure partie du temps, celles de l'effluent d'alimentation. Par contre l'évolution de la DCO de FS et FSA montre un bon niveau d'abattement avec des concentrations inférieures à 100 mg.L^{-1} et un rendement moyen de 92,60% et 92,16% respectivement.

L'analyse statistique des résultats par le test de Wilcoxon pour échantillons appariés indique un niveau p de significativité au seuil de 0,01 entre FS et FC d'une part, et entre FSA et FCA d'autre part, permettant d'en déduire une différence marquée entre les comportements de ces pilotes considérés deux à deux. Quand aux pilotes de même support de culture, on note une différence non significative, qu'il s'agisse de FS et FSA ou de FC et FCA, et cela est remarquable sur le graphique de la figure 25.

La performance de FS et FSA est due, d'une part au rôle de barrière physique (Ouattara et al., 2008) offerte par le sable de granulométrie moyenne avec des pores plus réduits, et d'autre part à une plus faible vitesse de percolation, donc un temps plus important de contact entre les eaux usées et la microflore épuratrice qui colonise progressivement le massif. Les travaux de Kouamé et al. (2008) confirment les performances épuratoires du sable de granulométrie moyenne en traitement des eaux usées et matières de vidange par infiltration percolation.

La contre performance des filtres à substrat de coco est inhérente à l'extraction des substances contenues dans le substrat de coco, en dépit du lessivage par macération et par lavage préalable à l'alimentation par les eaux usées. En effet, le dosage des composés phénoliques et l'identification des sels minéraux d'extrait du substrat à l'eau distillée (tableau 12 et tableau 13) attestent de la

présence de substances à l'origine de la DCO ajoutée.

Cependant, les analyses de DCO en laboratoire des mêmes extraits à l'eau distillée indiquent bien qu'il est possible d'éliminer progressivement la DCO avec le temps.

En outre, le substrat de coco présente une grande porosité comblée par l'air ou l'eau en fonction de sa granulométrie (Morel et al., 2000), qui favorise une percolation plus rapide de l'effluent comme nous avons pu l'observer lors de l'expérimentation (figures 21, 22 et 23). Il faut noter également que cette phase correspond à la mise en place progressive du biofilm épurateur, qui tend à coloniser le massif dans cette phase de démarrage, laquelle biomasse assure l'élimination de la pollution biodégradable.

La baisse des teneurs en DCO au sein des massifs faits de substrat de coco laisse présager d'une amélioration des performances des filtres à substrat de coco dans la durée. Les débits suivants nous permettrons de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

On peut retenir de l'analyse statistique et de l'allure des boîtes à moustaches qu'à la charge de 2 cm.j^{-1} , l'aération n'a pas eu un impact majeur sur les performances des filtres munis d'une cheminée d'aération, puisque FS et FSA ont donné des rendements similaires sans un étalement notable des valeurs autour de la moyenne.

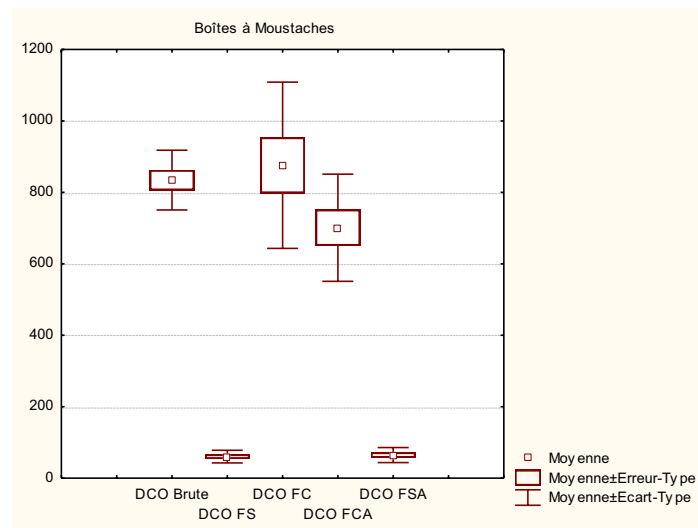


Figure 25: Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

3.3.10.2 Evolution de la DCO à la charge hydraulique $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

La figure 26 représentant les valeurs moyennes de la DCO et la dispersion des valeurs et les écart-Types, indique une amélioration des performances des filtres à substrat de coco avec des rendements moyens 25,75 et 39,62% respectivement avec FCA et FC, alors que le niveau p du

test de Wilcoxon est très significatif au seuil de 0,001, nous permettant ainsi d'affirmer que les deux pilotes ont montré des performances différentes.

Cette amélioration notable des rendements de l'élimination de la DCO avec le substrat de coco, pourrait s'expliquer par les effets conjugués suivants :

- l'augmentation des charges hydrauliques a entraîné une augmentation de la vitesse de percolation avec pour conséquence une dilution des composés phénoliques extraits.
- l'épuisement des réserves de composés phénoliques dans le temps, se traduisant par un filtrat de plus en plus clair au fil du temps.

La poursuite des essais sur une période plus longue pourrait permettre d'atteindre des rendements plus importants. Cette hypothèse est confortée par les résultats des travaux de Lee et al. (2007) faisant état de rendements de 80% sur l'élimination de la DCO par utilisation de fibres de coco dans le traitement des eaux usées de porcherie.

S'agissant des pilotes FSA et FS, ils ont montré une légère amélioration quant à leurs capacités à éliminer la DCO, avec des abattements sur ce paramètre de 94,4 et 94,8 % respectivement. Cependant le niveau p du test statistique supérieur au seuil de 0,05 fixé est non significatif, dénotant ainsi un comportement non différencié des deux pilotes en termes d'efficacité de traitement comparée. En d'autres termes, les deux réacteurs de sable s'équivalent, l'aération n'a donc pas affecté de façon notable les résultats.

L'amélioration générale des performances des quatre pilotes s'explique par la colonisation progressive des massifs par les microorganismes d'une part, mais également par les bonnes conditions naturelles d'aération des massifs (Molle et al., 2004).

Il est important de noter relativement à FC et FCA, que si la DCO ajoutée issue de l'oxydation des composés phénoliques des fibres a occulté l'abattement intrinsèque de la DCO contenue dans les eaux usées au niveau de ces filtres, ce phénomène tend à s'atténuer avec le temps conformément à nos prévisions relatives à l'épuisement progressif des réserves de matières et partant, l'amélioration de l'élimination de la DCO au sein de ces filtres.

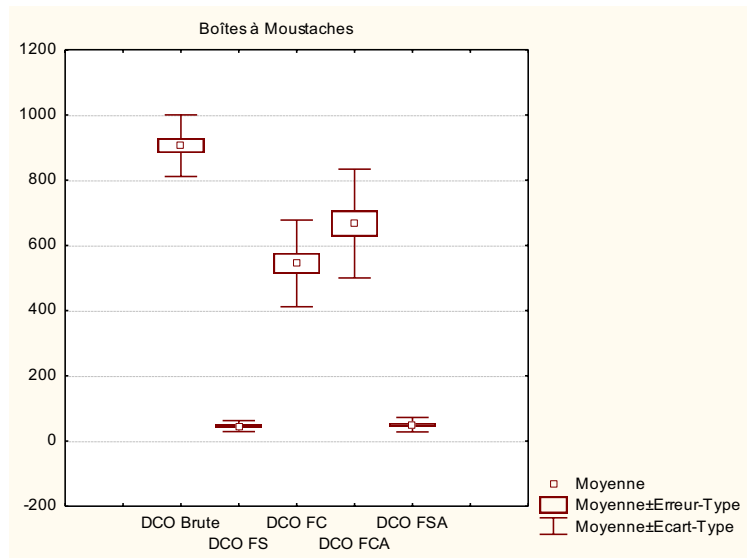


Figure 26 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

3.3.10.3 Evolution de la DCO avec la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

La troisième charge surfacique de 60 L.m⁻².j⁻¹, a porté sur le fonctionnement des pilotes non aérés FS et FC. La figure 27 traduisant les valeurs moyennes de DCO et la dispersion des valeurs des variables montre une nette amélioration de la capacité du filtre FC à éliminer la DCO comparativement à ses performances avec les précédents débits et ce, en dépit de l'augmentation de la charge organique d'alimentation.

En effet, le rendement d'élimination de la DCO est désormais porté à 50,57 %, même si le substrat continue probablement de contribuer à la DCO comme le suggère la coloration typique du filtrat. En effet, Noguera cité par Morel et al. (2000) rapporte que les fibres de coco ont une composition moyenne de 35 à 54% de lignine, 23 à 43% de cellulose et 3 à 12% d'hémicellulose, des composés phénoliques. Le comportement de FC dénote une extraction de la matière à partir du substrat de coco en dépit du lessivage préalable avant la mise en œuvre du pilote. Si cette extraction de matière est observable par la coloration du filtrat, nous l'avons confirmée par l'analyse des composés phénoliques dont la bourre de coco est réputée être riche (Gonzalez et al., 2008 ; Faliénor, 2003). Ce sont ces composés peu biodégradables qui confèrent par ailleurs au substrat de coco sa grande résistance à la putréfaction (Faliénor, 2003 ; Naasz, 2005). L'amélioration des performances de ce pilote confirme l'hypothèse si besoin en était de l'épuisement progressif des réserves de composés phénoliques mais également l'impact de la réduction du temps de contact entre le substrat et les eaux usées par l'augmentation de la vitesse de percolation avec le débit qui a triplé (Wanko et al., 2006).

Le test de Wilcoxon appliqué à FS et FC indique un niveau p très significatif au seuil de 0,001

montrant ainsi une différence très claire entre les performances des deux réacteurs.

Cet état de fait se confirme à travers le rendement de 95,04% obtenu avec le filtre FS contre 50,57 pour FC.

En conclusion il est important de noter une amélioration générale dans le processus d'élimination de la DCO au sein de tous les pilotes, mettant ainsi en lumière une amélioration de l'installation de la biomasse microbienne et une bonne aération des massifs favorisée par les phases d'alimentation alternées de phases de repos, des moments privilégiés pour la recharge des massifs en oxygène.

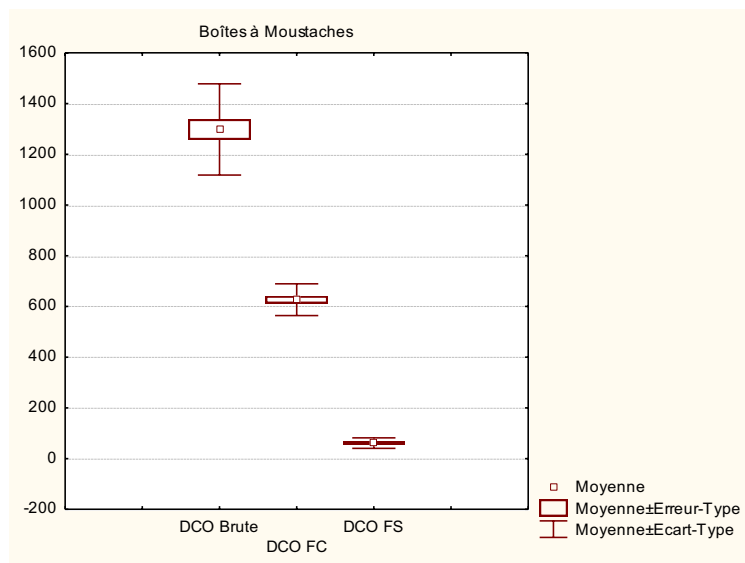


Figure 27 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

3.3.11 Abatement de la Demande Biochimique en oxygène

3.3.11.1 Evolution de la DBO₅ à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

La figure 28 qui rend compte de l'évolution des teneurs moyennes de la DBO₅ à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹ montre des abattements importants sur ce paramètre, puisque les teneurs moyennes relevées sont respectivement de 6,46 mg.L⁻¹ et 12,07 mg.L⁻¹ à la sortie des pilotes FS et FC alors que la teneur moyenne en DBO₅ de l'effluent d'alimentation était de 658 mg.L⁻¹. Les rendements moyens respectifs correspondants sont 99,02% et 98,12%. Les filtres aérés FSA et FCA ont donné des rendements d'élimination de la DBO₅ de 99,24 et 97,94% respectivement pour des teneurs moyennes correspondant de 4,69 et 12,61 mg.L⁻¹ respectivement, confirmant ainsi le caractère hautement biodégradable de l'effluent d'alimentation, mais également la bonne aération des massifs, associée à une colonisation

certaines des massifs par les bactéries épuratrices. Le niveau p du test statistique indique une différence très significative au seuil de 0,001 quand on compare deux à deux, FS et FC d'une part et FSA et FCA d'autre part, bien que les rendements soient respectivement de 99,02 et 98,12 % pour les premiers et 99,24 et 97,94% pour les seconds. On en conclut que ces couples de réacteurs ont fonctionné de façon différente. *A contrario* le niveau p pour les couples FS/ FSA et FC/FCA est non significative avec une valeur supérieure à 0,05 fixée comme seuil limite. En d'autres termes l'aération des pilotes FSA et FCA n'a pas impacté fondamentalement le comportement de ces filtres au point de les distinguer des filtres non aérés du point de vue statistique, avec toutefois une plus grande dispersion des valeurs pour ce qui est de FCA, qui a fait preuve d'une moins grande constance dans son fonctionnement.

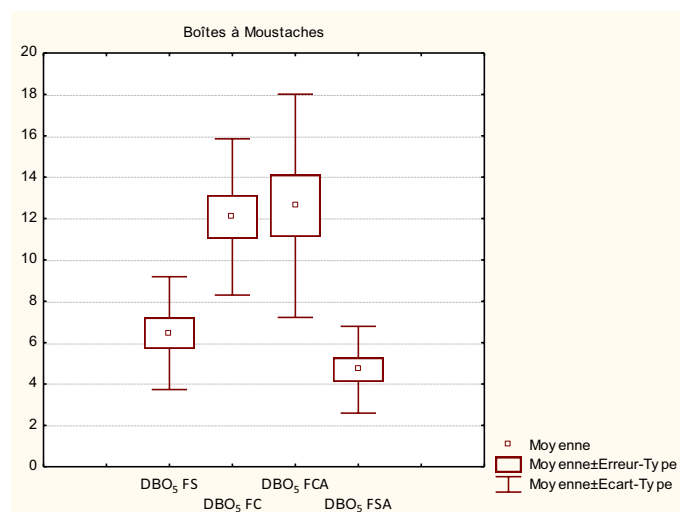


Figure 28 : Moyennes et écart-types de la DBO₅ en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

3.3.11.2 Evolution de la DBO₅ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

La figure 29 indique des moyennes de 13,14 et 21,42 mg.L⁻¹ au niveau de FS et FC avec peu de dispersion des valeurs pour les deux réacteurs, alors que le niveau p de significativité indique un seuil de 0,002 dénotant une différence significative entre les performances des deux pilotes.

En effet, quand on passe de la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹ à celle plus élevée de 60 L.m⁻².j⁻¹, les deux matériaux conservent des performances appréciables avec néanmoins une petite baisse en termes de rendements avec, 98,50 % et 97,60% respectivement au niveau de FS et FC. Si pour l'élimination de la DCO, FC a donné des rendements peu satisfaisants, liés à l'extraction de composés phénoliques surtout au début de son utilisation, ses performances se sont améliorées avec le temps comme nous l'avons relevé pour les deux débits successifs suivants.

En revanche, s'agissant de la DBO₅, ce matériau de filtration s'est montré quasiment aussi performant que le sable en termes d'élimination de la pollution biodégradable. Cette performance sur la DBO₅ montre que le substrat de coco peut être considéré comme un bon support de culture pour les bactéries d'autant plus qu'en termes de diffusion de l'oxygène, il présente une structure poreuse pouvant atteindre 95% du volume, plus importante comparativement à celle du sable (Morel et al., 2000 ; Falienor, 2003).

Martin et Anderson (2007) rapportent des rendements d'élimination de la DBO₅ de l'ordre de 98% aussi bien avec du sable que de la tourbe, un média de caractéristique similaires à celles du substrat de coco, en traitement des eaux usées domestiques par infiltration-percolation.

L'élimination de la pollution carbonée biodégradable étant favorisée par la bonne aération du massif (Molle et al., 2004). L'alimentation en deux bâchées assure une bonne aération du massif par diffusion de l'oxygène dissous et par convection de l'oxygène atmosphérique emprisonné à travers le support, lequel oxygène est indispensable au métabolisme des bactéries aérobies qui interviennent dans le processus de biodégradation de la matière. Le taux de transfert d'oxygène par convection est plus important que par diffusion (Wanko et al., 2006). En outre, la succession de phases d'alimentation et de repos permet une autorégulation par respiration endogène de la biomasse et réduit ainsi les risques de colmatage biologique du massif tout en assurant sa ré-oxygénation pendant les phases de repos (Gnagne et al., 2002 ; Menoret, 2001), aussi bien pour l'élimination de la DBO₅ que de la DCO.

La capacité des fibres de coco à assurer la biodégradation de la pollution organique, pourrait être liée aux propriétés de ce matériau qui est peu biodégradable par sa teneur en lignine, mais également par sa grande porosité (95% en volume) et sa mouillabilité (Morel et al., 2000).

Le substrat de coco s'avère être un excellent matériau quant à l'élimination de la pollution biodégradable presque au même titre que le sable moyen que Kouamé et al., (2008) présentent comme offrant les meilleures conditions de filtration, surtout quand il s'agit d'effluents chargés.

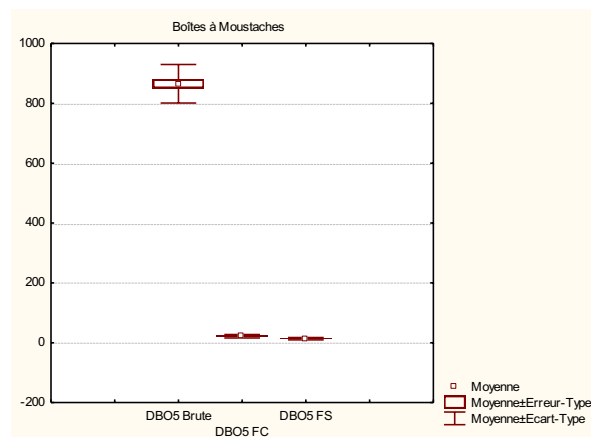


Figure 29 : Moyennes et écart-types de la DBO₅ en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹.

Les résultats obtenus laissent entrevoir la possibilité d'améliorer significativement les potentialités d'épuration de ce matériau à travers une réduction de la granulométrie et un meilleur compactage du massif aux fins d'améliorer l'hydraulique au sein du filtre, se traduisant par un temps de séjour plus long et par ricochet un écoulement moins rapide.

3.3.12 Evolution des teneurs en nutriments dans les filtrats

3.3.12.1 Evolution des teneurs en nitrates à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

La figure 30 relative aux teneurs en nitrates relevées avec les réacteurs biologiques FS et FSA montre des teneurs moyennes peu différentes de 18,12 et 17,22 mg N-NO₃/L respectivement. Du point de vue statistique, les deux réacteurs ont montré effectivement des comportements non différenciés puisque le niveau p du test de Wilcoxon pour échantillons appariés est supérieur au seuil de 0,05 défini. Toutefois on peut relever un léger avantage au niveau de FS qui présente une plus grande stabilité dans son fonctionnement avec une moindre dispersion des valeurs comparativement à FSA. Nous avons noté une croissance progressive des teneurs en nitrates avec le temps dès les premières semaines de mise en œuvre des pilotes, signe d'une colonisation progressive des supports de culture par la biomasse bactérienne. En effet, les teneurs moyennes en nitrates ont varié de 2,90 mg/L et 9,10 mg N-NO₃/L la première semaine à 23,60 et 26,90 mg N-NO₃/L après deux mois de fonctionnement respectivement avec les pilotes FS et FSA, alors que la teneur moyenne en azote Kjeldahl de l'effluent brut 54 mg N /L pendant la même période. On pourrait s'attendre à une amélioration de la nitrification dans le temps en dépit de l'augmentation du débit d'alimentation en s'inscrivant dans une logique d'une plus grande colonisation du support granulaire par les bactéries avec le temps.

S'agissant de FC et FCA nous n'avons pu faire l'analyse des nitrates sur les filtrats issus de ces pilotes pour ce débit, parce que ceux-ci étaient très colorés du fait de l'extraction persistante des composés phénoliques après le démarrage du processus de traitement. Une trop forte dilution risquait de biaiser les résultats étant entendu que la méthode de mesure est basée sur la colorimétrie.

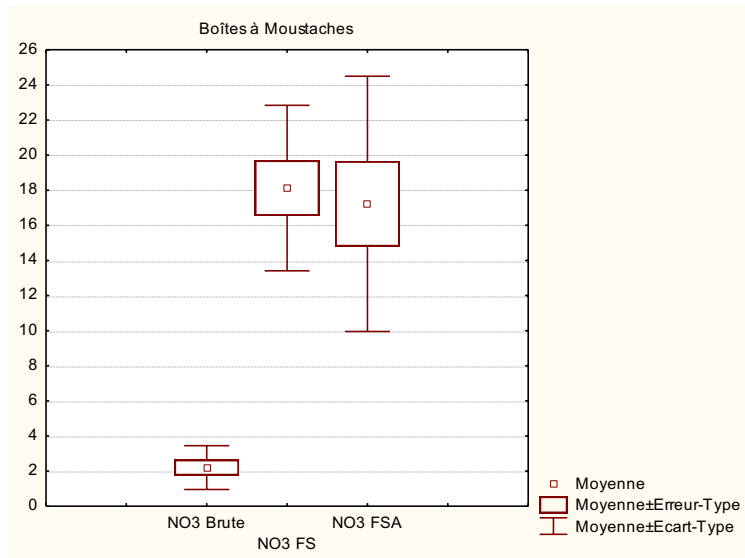


Figure 30 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

3.3.12.2 Evolution des teneurs en nitrates à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

La figure 31 qui indique les teneurs moyennes en nitrates relevées à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹ et la dispersion des valeurs laisse augurer d'une amélioration progressive de la nitrification au sein des pilotes FS et FSA dont les concentrations moyennes en nitrates sont de 27,13 et 24,21 mg N-NO₃/L.

Les filtrats issus de FC et FCA, désormais moins colorés ont fait l'objet d'analyse après dilution. Cela a été possible grâce à l'augmentation de la charge hydraulique qui induit une dilution et un écoulement plus rapide d'une part mais également grâce à la diminution des réserves en composés phénoliques à l'issue de la première phase d'autre part. Les teneurs moyennes peu différentes de 8,33 et 7,22 mg N-NO₃ mg/L ont été relevées pour les deux pilotes FC et FCA. Des performances bien en deçà de celles des deux filtres à sable. Cependant, on observe un abattement appréciable des teneurs en ammonium en sortie de ces pilotes avec des valeurs moyennes de 5,44 et 7,22 mg N-NH₄/L soient des abattements respectifs de 84 et 79 % pour ces deux pilotes durant cette phase de l'expérimentation.

En somme, l'ammonium est bien éliminé au sein de ces pilotes alors que la nitrification n'est pas satisfaisante. En effet, en dépit de la bonne oxygénation du milieu compte tenu de la grande porosité du substrat de coco et du temps de repos, FC et FCA présentent une faible nitrification. D'une part, cela pourrait être dû à un temps de séjour hydraulique plus court, ce qui se traduit par une percolation plus rapide liée également à l'accroissement du débit d'alimentation. D'autre part, il est reconnu que l'ammonium s'adsorbe fortement sur le support de filtration (Njoroge et

Mwamachi, 2004). Cependant, les taux d'abattement importants de l'ammonium laissent présager un autre phénomène. En effet, selon Macheix et al (2005), les tanins (composés phénoliques) ont la propriété de se combiner aux protéines pour former des complexes qui précipitent ; par cette voie les tanins permettent de diminuer la teneur en protéines libres. On pourrait donc penser à une complexation des ions ammoniums contenus dans les eaux usées, avec les tanins présents dans le substrat de coco.

En outre, il importe de ne pas occulter la compétition entre les bactéries oxydantes de la DBO₅ et les bactéries nitrifiantes pour l'utilisation de l'oxygène. En effet, la nitrification n'intervient qu'après un abattement préalable de la pollution carbonée. Les deux groupes de bactéries étant aérobies, en tenant compte du temps de séjour très court on peut envisager l'hypothèse d'un écoulement trop rapide qui n'a pu permettre l'action des bactéries nitrifiantes.

La bonne performance de FS et FSA est inhérente à la bonne aération du massif, d'autant plus que nous n'avons pas observé d'effets de colmatage, grâce certainement à un temps de repos suffisant (4 jours) pour assurer une autorégulation du biofilm et une recharge du massif en oxygène. Notons néanmoins que Wanko et al., (2005) ont obtenu des abattements plus importants sur l'azote avec du sable concassé par rapport au sable alluvionnaire et un résultat inverse sur les rendements en DCO.

Pour apprécier les comportements des pilotes aérés en rapport avec les pilotes non aérés, nous avons effectué l'analyse statistique du niveau p de significativité par comparaison des valeurs relevées avec FS et FSA d'un côté et FC et FCA de l'autre. Dans les deux cas, le niveau p est supérieur au seuil de 0,05 confirmant ainsi une absence de différence significative entre les performances des filtres aérés en rapport à celles des filtres non aérés. En somme, l'aération n'a pas eu d'impact notable sur le fonctionnement biologique des filtres aérés en comparaison avec les filtres non aérés.

S'agissant des performances des filtres à substrat de coco, la charge hydraulique d'alimentation qui sera portée à $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$, confirmera-t-elle les hypothèses ci-dessus ou assisterons nous à une amélioration de la nitrification à l'image des pilotes de filtres à sable par une plus importante colonisation du substrat par les bactéries nitrifiantes ?

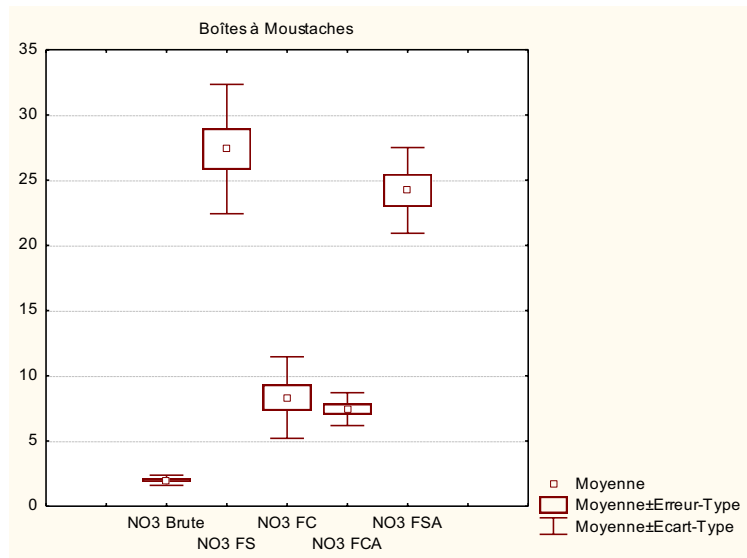


Figure 31 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

3.3.12.3 Evolution des teneurs en azote à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

Les teneurs moyennes en nitrates et ammonium sont matérialisées sur la figure 32. On remarque une amélioration de la nitrification du réacteur biologique FS avec des teneurs en nitrates en hausse continue, dont la moyenne est désormais de $30,40 \text{ mg N-NO}_3 / \text{L}$ pour des teneurs moyennes en ammonium et en nitrates respectives de $31,28 \text{ mg N-NH}_4 / \text{L}$ et $1,61 \text{ mg N-NO}_3 / \text{L}$ de l'effluent brute en entrée de pilotes avec cependant une dispersion non négligeable des concentrations en nitrates liées à la variabilité des teneurs en ammonium des eaux usées brutes.

En considérant le filtre FC, on note des teneurs en nitrates en baisse comparativement à celles obtenues au précédent débit, avec une moyenne de $2,05 \text{ mg N-NO}_3 / \text{L}$, à peine supérieure à celle de l'effluent brut. Cependant, l'élimination de l'ammonium se confirme avec un rendement moyen de 75% certes inférieur aux 96,28% obtenus avec FS, mais tout de même appréciable.

Quant à l'azote de Kjeldhal (NK), les rendements sont respectivement de 75,64% et 88,28% avec les réacteurs FC et FS.

Globalement, bien que la nitrification soit pratiquement nulle au sein de FC, on note une importante élimination des formes oxydables de l'azote au sein de ce substrat de filtration.

Les rendements d'élimination de NK et de l'ammonium confortent l'hypothèse selon laquelle l'azote disparaîtrait sous forme d'ammonium essentiellement sans une nitrification, et ce par adsorption sur le support végétal (Njoroge et Mwamachi, 2004), mais également par volatilisation. Pour corroborer la thèse selon laquelle l'azote disparaîtrait sous forme d'ammonium, Wanko et al. (2005) rapportent que la présence de carbonates dans le milieu

favorise l'élimination de l'azote qui se dégage sous forme d'ammonium. En effet, une baisse de la nitrification peut être la conséquence d'une percolation plus rapide de l'effluent liée à l'augmentation du débit, ce d'autant plus que Wanko et al., (2005) ; Pell et al., (1990) cités par Renman et al., (2008) rapportent que le nombre de bactéries décroît quand on passe des couches supérieures du massif filtrant vers le fond. Par ailleurs, Bahgat et al., (1999) indiquent que les bactéries *Nitrosomonas* assurant l'oxydation de l'ammonium en nitrites sont plus abondantes que celles assurant l'oxydation des nitrites en nitrates. Les observations ci-dessus permettent de déduire que les mécanismes intervenant dans l'élimination de la pollution ont lieu essentiellement dans la partie supérieure du massif et une percolation rapide aura pour conséquence une baisse des capacités de nitrification du substrat. Cependant ces explications ne peuvent faire oublier les abattements de l'ammonium et de NK qui montrent bien qu'un processus épuratoire bien établi a lieu au sein du substrat de coco en dépit de l'hydraulique rapide au sein de ce support de culture. Toutefois, on ne peut penser à un début de nitrification par la formation d'ions nitrites qui serait contrariée par le temps de séjour trop court, puisque les nitrites sont restés quasi absents des filtrats de tous les pilotes aux 3 charges expérimentées. Par ailleurs, la structure poreuse du substrat de coco favorise une bonne oxygénation du milieu excluant l'hypothèse d'une dénitrification par l'installation de conditions d'anoxiques.

En conclusion, la nature végétale du substrat de coco comme support de culture lui conférerait une capacité plus importante d'élimination de la pollution azotée par adsorption sur le milieu granulaire. Ces ions pourraient simplement occuper les sites laissés vacants lors du lessivage de ce matériau qui comme nous l'avons montré plus haut s'appauvrit en sels minéraux par lessivage à l'eau, un phénomène traduit par la baisse progressive de la conductivité électrique du substrat brut (figure 24).

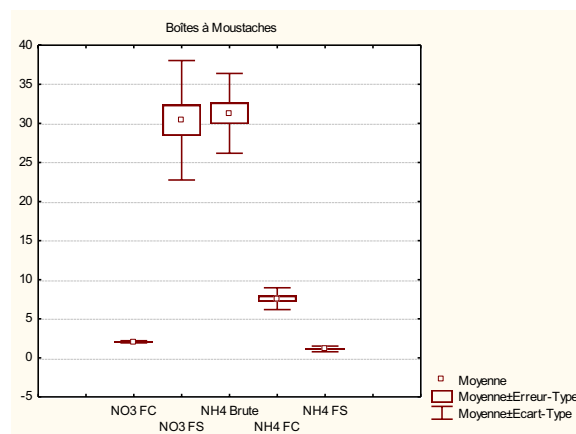


Figure 32 : Moyennes et écart-types des teneurs des nitrates et ammonium en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

3.3.12.4 Élimination des ions PO_4^{3-} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

La figure 33 indique des valeurs moyennes en orthophosphates de 6,17 et 6,56 mg P- PO_4/L correspondant à des rendements d'élimination peu élevés de 23,72 et 18,65% respectivement au sein des pilotes FC et FCA avec cependant des écarts-types très marqués pour ces pilotes dénotant ainsi une absence de stabilité des réacteurs vis-à-vis de ce paramètre. Toutefois il est important de noter que le substrat de coco contient à l'état brut des teneurs non négligeables d'ions orthophosphates et sulfates (tableau 12). A l'image de la DCO, il pourrait s'agir d'une extraction des orthophosphates du substrat qui occulterait l'importance réelle de l'abattement de ces ions à l'issue du traitement.

A l'inverse, les pilotes de sable présentent des abattements très importants des orthophosphates dès cette première phase de leur fonctionnement, avec des rendements de 93,69 et 94,27% respectivement pour FS et FSA.

Ce niveau de performance des réacteurs FS et FSA est attribuable à la grande adsorption des ions PO_4^{3-} sur ce support granulaire. Cette capacité du sable s'amenuise au fil du temps avec une saturation progressive des sites d'adsorption selon la littérature.

Si on peut remarquer une grande différence dans le comportement des filtres à sable comparativement aux filtres à substrat de coco, il n'en va pas de même lorsqu'on considère les filtres faits de même matériau mais qui diffèrent par le mode d'aération.

En effet, le test de Wilcoxon pour échantillons appariés indique un niveau p significatif au seuil de 0,01 s'agissant de FS et FC d'une part et de FSA et FCA de l'autre, confirmant ainsi des niveaux de performances fort différents pour ces couples de pilotes, et partant une différence des deux supports de culture pour ce qui est de l'élimination du phosphore.

Par contre, l'analyse statistique des variables relatives aux couples FS/FSA et FC/FCA, indique un niveau p supérieur au seuil de 0,05, signe de l'absence d'une différence significative du point de vue de leurs performances comparées. Une fois de plus le système d'aération n'a pas permis d'améliorer les conditions de fonctionnement des filtres aérés.

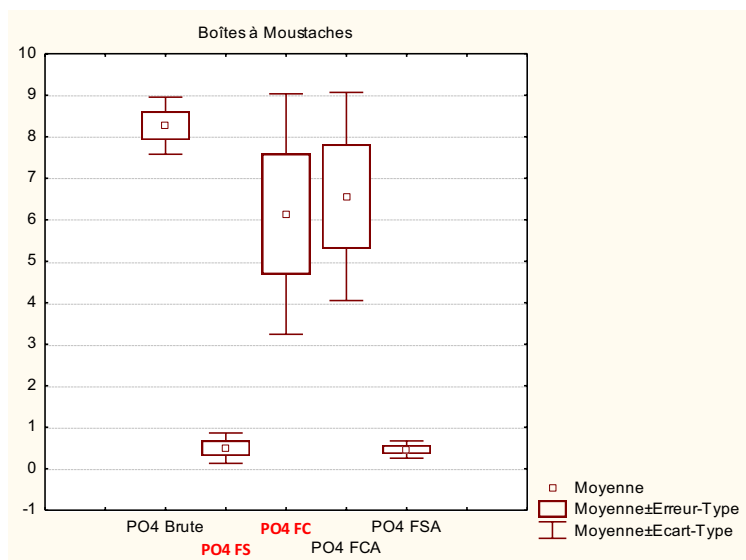


Figure 33 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

3.3.12.5 Elimination des ions PO_4^{3-} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

La figure 34 représentant les teneurs moyennes relevées à la charge hydraulique de $40 \text{ L /m}^2.\text{j}^{-1}$ montre une petite amélioration de l'élimination des orthophosphates avec FC comparativement à FCA pour des rendements moyens respectifs de 33,01 et 16,15%. Le filtre non aéré présente un avantage sur le filtre aéré et cela est confirmé par le niveau p du test de Wilcoxon, au seuil de 0,01, permettant de conclure à une différence de performance des deux filtres contrairement à la situation générale comparée des filtres aérés et non aérés. Cette différence de performance pourrait laisser penser à l'existence d'un processus réactionnel d'élimination des orthophosphates en plus de l'adsorption classique, un processus qui serait influencé par une meilleure aération. Le substrat de coco étant naturellement riche en PO_4^{3-} (Morel et al., 2000 ; Falienor, 2003), l'aération pourrait favoriser l'extraction de ce composé à partir du substrat de coco avec pour conséquence de masquer la mesure réelle de l'adsorption de cet ion malgré le lessivage préalable du substrat avant l'alimentation des filtres par les eaux usées. FS et FSA sont restés constants avec des rendements d'élimination de 95,94 et 95,24% respectivement à cette deuxième phase de fonctionnement des pilotes en dépit du doublement de la charge hydraulique. Cette stabilité des pilotes de sable à éliminer les orthophosphates est due à la disponibilité de sites au sein du massif, sur lesquels ces ions sont adsorbés. Quant à la différence de performance entre ces deux filtres, elle n'apparaît pas à travers les rendements moyens si dessus, et cela est confirmé par le niveau p de significativité du test statistique qui est supérieur à 0,05.

En conséquence, on peut conclure que le substrat de coco assure un moindre abattement sur les orthophosphates par rapport au sable, mais l'aération a fait la différence entre les filtres de coco

par une moindre performance du filtre aéré. S'agissant des filtres à sable, l'aération n'a induit aucune différence en termes de performance.

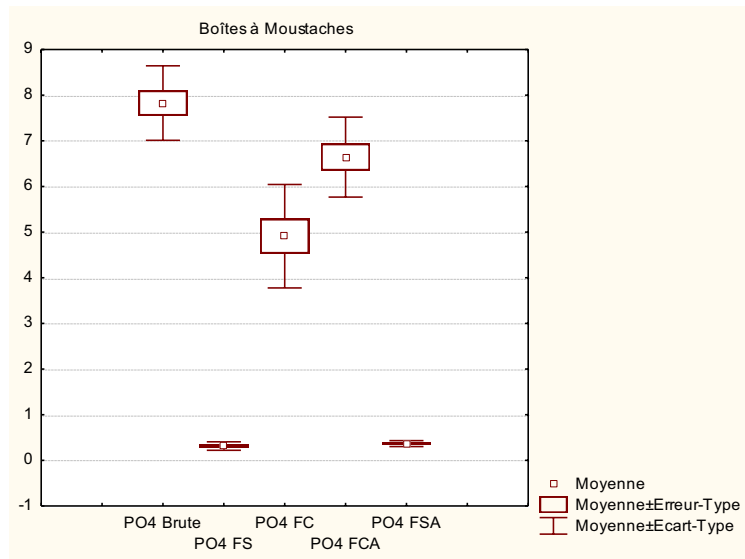


Figure 34 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹.

3.3.12.6 Elimination des ions PO₄³⁻ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

Les teneurs moyennes en orthophosphates et la dispersion des valeurs relevées avec les pilotes FS et FC en rapport avec celles de l'effluent brut sont traduites à travers la figure 35. On note une régression de la performance de FS dont les teneurs en PO₄³⁻ varient entre 3,8 et 6 mg/L pour un rendement moyen de 42,17%. Les résultats des travaux de Abissy et Mandi (1999) sont en accord avec les nôtres, puisqu'ils ont eux aussi relevé une régression de l'élimination des ions orthophosphates sur un système similaire fonctionnant sous climat aride, avec un abattement moyen négatif de - 38%.

Le réacteur FC montre également une baisse de ses capacités d'élimination des orthophosphates avec des teneurs en hausse comparativement à celles des débits précédents, puisque l'abattement moyen passe de 33,01 à 18,35%.

Globalement, on constate une baisse des capacités d'élimination des orthophosphates par ces deux matériaux. Cependant FS reste plus performant, malgré une plus grande dispersion des valeurs par rapport à FC.

Cela pourrait s'expliquer par la saturation progressive des sites d'adsorption au sein des deux massifs, ce d'autant plus les eaux usées sont chargées d'autres ions éliminés par le même processus. En effet, comme la typologie des eaux usées l'a indiquée, l'effluent d'alimentation est très riche en carbonates de calcium et magnésium en particulier, des ions qui ont une affinité

avec les supports de cultures sur lesquels ils sont adsorbés et qui, avec la saturation du milieu de filtration peuvent être relargués dans le filtrat (Abissy et Mandi, 1999 ; Morani et al., 2009).

La variation de la conductivité des filtrats avec le temps pourrait nous renseigner sur l'évolution du processus d'adsorption des sels minéraux par les deux supports de cultures.

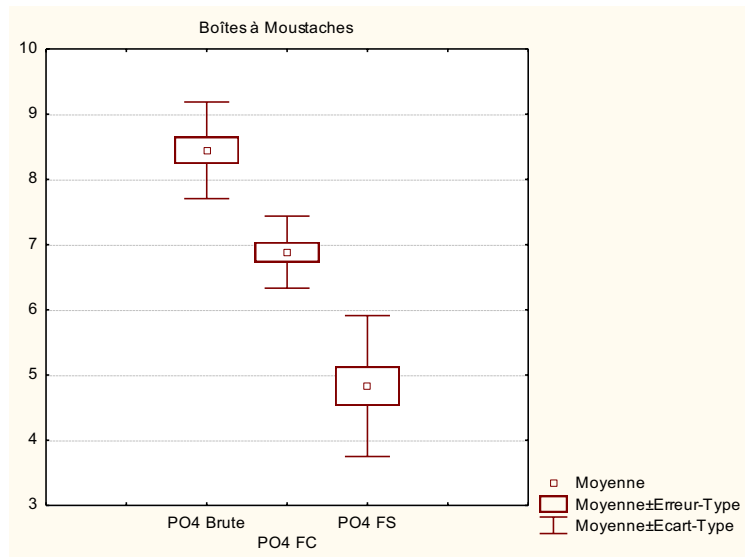


Figure 35 : Moyennes et écart-types des teneurs des orthophosphates en mg.L⁻¹ à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

3.3.13 L'évolution des paramètres physico-chimiques des filtrats

3.3.13.1 Variation de la conductivité électrique à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

La figure 36 rend compte de l'évolution temporelle de la conductivité électrique des filtrats des quatre pilotes dès leur mise en fonctionnement. Nous avons constaté un abattement très important de la conductivité électrique dès les premières semaines de mise en fonctionnement des pilotes, particulièrement avec les filtres à sable dont les abattements les plus élevés ont été de 80,45 et 86,14% respectivement pour FS et FSA la première semaine de fonctionnement. Cette tendance s'est ralentie pour donner par la suite des rendements moyens de 31,93 et 35,37% respectivement. Les filtres à substrat de coco FC et FCA sont restés constants en termes d'élimination des sels minéraux avec des courbes à peine ascendantes et confondues comme l'indique la figure 37, alors que les rendements moyens sont de 72,94 et 72,45% respectivement. Nous avons évalué le niveau p de significativité de la différence pouvant exister entre FS et FSA

d'une part et FC et FCA d'autre part. Du point de vue statistique et comme le laisse présager l'allure des courbes de la figure 37, les filtres aérés n'ont pas montré une différence significative de comportement comparativement aux filtres non aérés de même support de culture.

En d'autres termes, l'aération n'a pas affecté le processus d'élimination des sels minéraux au sein des massifs.

Les filtres à substrat de coco ont assuré de meilleurs abattements de la conductivité électrique.

Il importe de relever la plus grande capacité du substrat de coco à éliminer les sels minéraux comparativement au sable d'une part, mais également la plus grande stabilité des réacteurs à substrat de coco à travers la moindre dispersion des valeurs contrairement au support minéral.

Sans nul doute, cette propriété est inhérente à la spécificité du substrat de coco qui est composé de matière organique, initialement très riche en sels minéraux. Ces sels minéraux ont été lessivés par la macération et le lavage subi par ce matériau. Ainsi les sites laissés vacants par le lessivage sont progressivement occupés par les ions issus des eaux usées.

En outre, le substrat de coco offre une plus grande surface spécifique du fait de sa structure très poreuse, ce qui à l'avantage d'offrir plus de surface d'adsorption aux ions comparativement au sable. Les travaux de Osnick (2009) ont montré qu'il est possible d'améliorer la surface spécifique d'un matériau végétal par carbonisation, processus qui crée des micropores avec pour conséquence une augmentation notable de la capacité d'adsorption.

Selon des résultats d'études menées sur les biosorbants tels que la fibre de coco, ou la pulpe de betterave, la capacité d'adsorption des ions métalliques sur ces supports est liée à leurs teneurs en protéines, en polysaccharides et en composés phénoliques. Les groupements fonctionnels présents sur ces molécules seraient à l'origine de l'élimination de ces ions par adsorption à la surface mais également par complexation et par échange d'ions d'autant plus que ces substrats présentent une grande capacité d'échange cationique (Osnick, 2009 ; Njoroge et Mwamachi, 2004). Les mécanismes mis en jeu dépendent des groupements fonctionnels et de la nature des ions (Gérente et al., 2000). Les travaux de Cottin et Merlin (2007) relatifs à la biodégradation de la pyrène sur un média organique (des MES issues de la surface d'un filtre à écoulement vertical) et du sable confirment la plus grande capacité d'adsorption du matériau carboné comparativement au support minéral, puisqu'ils ont relevé des coefficients d'adsorption respectifs de 28,8 et 2,1 pour ces deux médias de filtration.

Les débits suivants confirmeront-ils la saturation progressive du matériau végétal de culture, conformément à la logique d'occupation progressive des sites laissés vacants par le lessivage ?

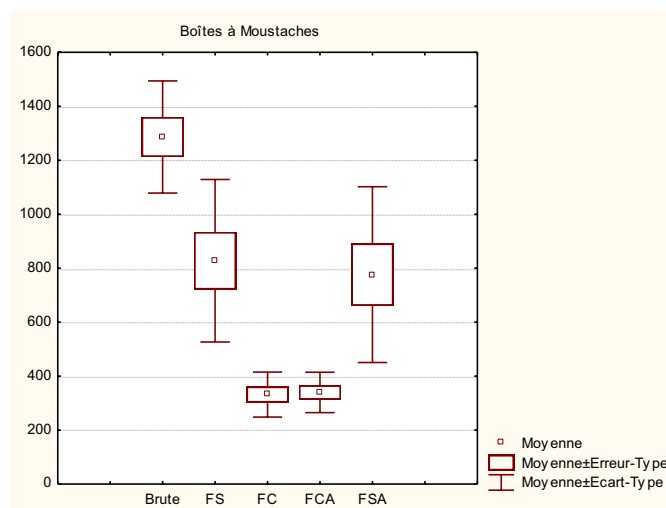


Figure 36: Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $20 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$

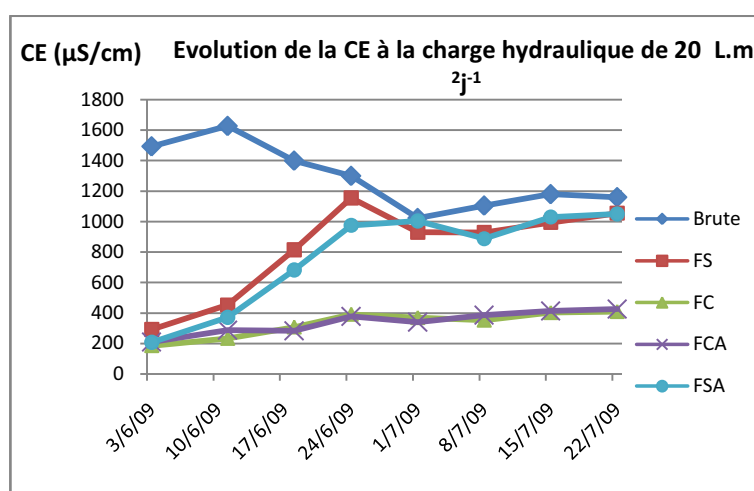


Figure 37 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $20 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$

3.3.13.2 Variation de la conductivité électrique à la charge hydraulique de $40 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$

La figure 38 indique une quasi absence d'élimination des sels minéraux par les filtres FS et FSA avec des teneurs moyennes respectives de 1165,11 et 1165,77 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour une teneur moyenne en entrée de 1231,55 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, ce qui correspond aux rendements moyens respectifs de 4,65 et 4,76% et ce avec néanmoins une moindre dispersion des valeurs que lors de la précédente phase de fonctionnement.

Les filtres à substrat de coco FC et FCA, ont assuré une meilleure élimination des sels minéraux avec cependant des rendements de 39,89 et 38,68%, des rendements en baisse par rapport aux abattements précédents.

Cette évolution de la conductivité électrique conforte l'hypothèse d'une occupation progressive

des sites initialement occupés par les sels contenus dans le substrat de coco, ce d'autant plus que sa capacité à retenir ces composés diminue au fil du temps. A l'image du sable, au sein du substrat de coco les sels minéraux sont éliminés essentiellement par un processus d'adsorption, lors du traitement des eaux usées par infiltration-percolation.

Les faibles rendements relevés avec FS et FSA laissent entrevoir la saturation prochaine de ce support minéral et une possibilité de relargage des ions adsorbés.

Dans le même ordre d'idées une baisse des rendements est envisageable avec le substrat de coco. Il est indéniable que le matériau végétal présente des capacités plus importantes d'adsorption des sels minéraux (Stephen, 2005). Qu'en est-il à présent des performances comparées des filtres de même support de culture mais qui diffèrent par leur système d'aération ?

L'analyse statistique par l'évaluation du niveau p indique des différences non significatives quant au fonctionnement comparé des réacteurs biologiques FS et FSA. Il en est de même de FC et FCA. Ce qui aboutit à la conclusion que ces couples de filtres faits de supports identiques ont fonctionné de façon similaire en dépit de la présence d'un système d'aération sur l'un des pilotes. On le constate avec le graphique de la figure 38 et les courbes de la figure 39.

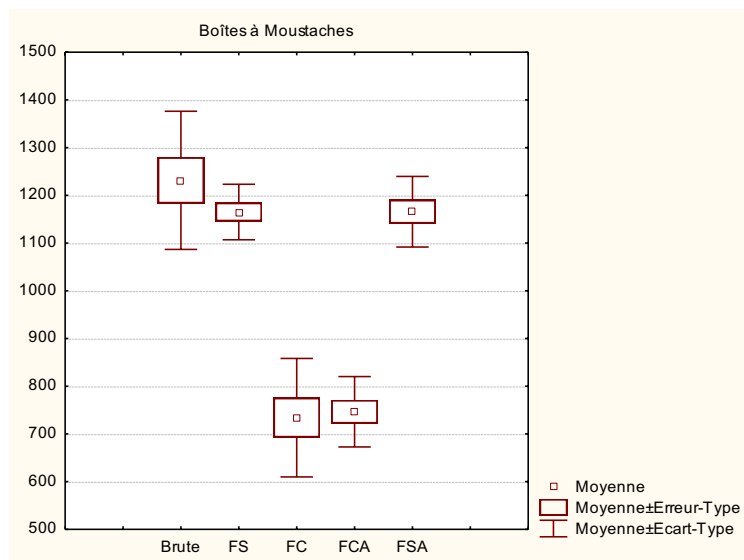


Figure 38 : Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $40 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$.

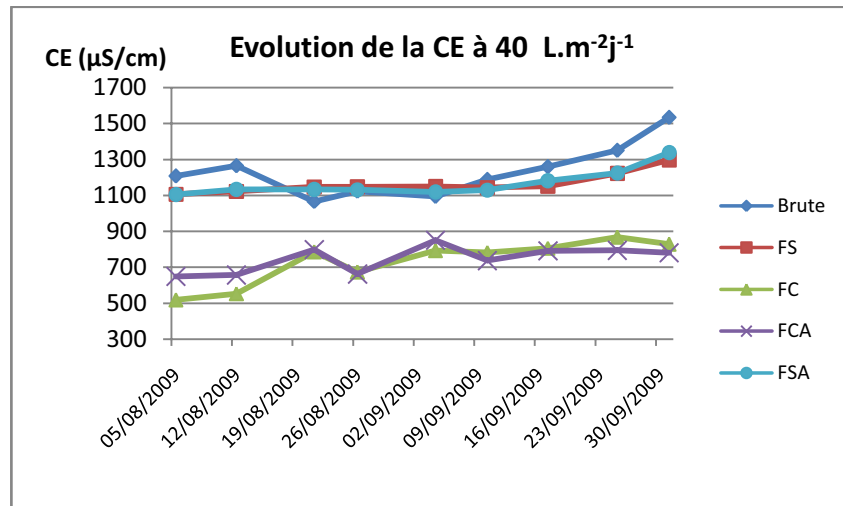


Figure 39 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

3.3.13.3 Variation de la conductivité électrique à la charge hydraulique de $60 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

Comme l'indiquent les figures 40 et 41, les deux supports de culture ont montré des performances de moins en moins bonnes au fil du temps, voire une contre performance à cette dernière charge pour ce qui concerne le filtre à sable FS avec des valeurs de conductivité électrique supérieures à celles de l'effluent d'alimentation, la majeure partie du temps.

FC continue d'assurer une élimination des sels minéraux. Les abattements relevés à ce stade de fonctionnement des filtres sont de -3,33% et 20,91% pour FS et FC respectivement. Les valeurs de conductivité électrique de FS sont en hausse et montre une moyenne supérieure à celle de l'effluent d'alimentation, conduisant ainsi à un abattement négatif de -3,33% au cours de cette période de fonctionnement.

Le filtre à substrat de coco FC connaît une baisse de ses capacités d'élimination des sels minéraux, mais demeure performant puisque le rendement moyen relevé est de 20,91% avec cependant une plus grande dispersion des valeurs qui restent bien en deçà des valeurs de conductivité électrique des eaux brutes d'alimentation.

Ces résultats montrent bien un avantage certain du média végétal comparativement au support minéral dans l'abattement des sels minéraux lors du processus d'infiltration-percolation. Une propriété liée à la présence de groupements fonctionnels particuliers (phosphate, amine, carboxylique ou hydroxyle) qui joueraient des rôles spécifiques vis-à-vis des différents ions, notamment métalliques, présents dans les eaux usées à travers des processus d'adsorption, de complexation ou d'échange d'ions. C'est ainsi que les travaux de Reddad (2002) ont permis de mettre en exergue la neutralisation des fonctions carboxyliques de la pulpe de betterave par des

ions Ca^{2+} tandis que ceux de Osnick (2009) ont mis en évidence la libération très importante de cations tels que Na^+ , K^+ , Mg^{2+} de matériaux végétaux en milieu aqueux, ce qui laisse envisager leur capacité d'échange d'ions lors de l'épuration des eaux.

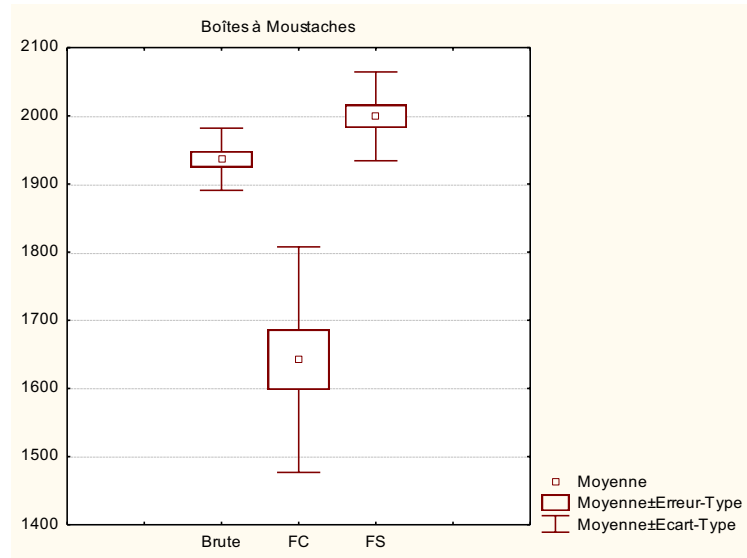


Figure 40 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de conductivité électrique en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à la charge hydraulique de $60 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$

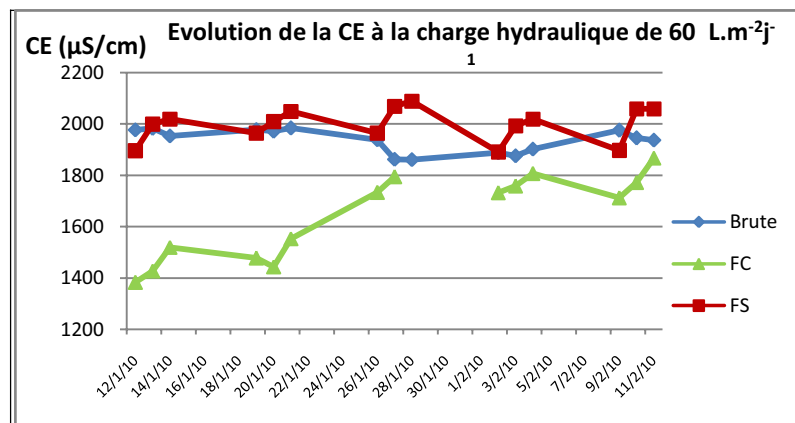


Figure 41 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de conductivité électrique à la charge hydraulique de $60 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$

La régression rapide des potentialités d'adsorption des supports de culture est due à la spécificité des eaux usées très riches en carbonates (calcium et magnésium) et hydrogénocarbonates qui tendent à se fixer sur le milieu granulaire. Avec des eaux résiduaires classiques à typologie domestique on pourrait attendre une évolution moins rapide vers la saturation du matériau de filtration.

Par ailleurs, on pourrait évoquer l'influence de l'évaporation, qui pourrait avoir impacté les concentrations en ions des filtrats, et ce en particulier pour FS dont les filtrats sont plus riches en sels minéraux que l'effluent d'alimentation. Cela nous a amenés à nous intéresser aux débits

restitués par les différents pilotes à l'issue de 24 heures de fonctionnement (tableau 11). On constate une différence peu importante entre les débits restitués. En effet, l'impact de l'évaporation est réduit du fait de la trop grande salinité des filtrats en dépit de la température et de l'effet du vent. Les volumes écoulés étant peu différents surtout aux deux dernières charges hydrauliques, l'évaporation associée à la rétention d'eau par les massifs par imbibition n'ont pu induire une telle disparité de rendement entre les filtres FS et FC.

En effet, l'analyse statistique des variables confirme une différence significative entre les deux réacteurs avec un niveau p au seuil très significatif de 0,001. De toute évidence il se produit un relargage des ions adsorbés après saturation du massif de sable (CEMAGREF, 2008), à l'inverse du substrat de coco qui n'a pas encore atteint un état de saturation des sites rendus disponibles par le lessivage, même si on note une évolution progressive vers cet état.

Pour corroborer les résultats de nos travaux, une étude similaire menée par Martin et Anderson (2007) sur différents matériaux dont le sable et la tourbe (qui joue le même rôle que le substrat de coco) a mis en évidence une saturation progressive du sable alors que la tourbe n'a présenté aucune tendance à la saturation après 17 mois de fonctionnement.

3.3.13.4 Variation du potentiel hydrogène (pH) des filtrats

3.3.13.4.1 Evolution du pH pour la charge hydraulique de $20 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

La figure 42 indique les valeurs moyennes et les étendues des valeurs de pH relevées les deux premiers mois de fonctionnement des pilotes, tandis que la figure 43 permet de constater l'évolution temporelle de ce paramètre. On note une augmentation progressive du pH au sein des massifs de sable FS et FSA dès la première semaine de la mise en œuvre des pilotes, des pH qui dépassent très vite ceux de l'effluent brut avec des moyennes respectives de 8,68 et 8,84. Cependant, la dispersion des valeurs est plus marquée pour le filtre non aéré FS comparativement au filtre aéré FSA.

En revanche, les filtres à substrat de coco, ont donné des pH inférieurs à ceux de l'effluent en entrée de pilotes avec des valeurs moyennes de 8,20 et 8,13 pour les deux filtres FC et FCA. Toutefois, à l'instar du filtre à sable aéré, FCA a montré une moindre dispersion des valeurs par rapport au filtre non aéré FC comme l'indique la figure 42.

L'analyse statistique des variables par le test de Wilcoxon révèle une absence de différence significative entre FS et FSA d'une part, et FC et FCA d'autre part, avec un niveau p supérieur au seuil de 0,05. A la lumière de ce résultat on peut conclure qu'en termes de performance

moyenne le système d'aération n'a pas assuré de meilleurs rendements aux pilotes qui en sont dotés. Cependant, on peut relever une relative stabilité des filtres aérés quant aux écarts-types signes de la dispersion des valeurs.

S'agissant des pilotes fonctionnant dans les mêmes conditions et faits de supports différents à savoir les couples FS/FC et FSA/FCA, le test statistique indique un niveau de significativité au seuil de 0,01 nous permettant de déduire que les pilotes de supports différents soumis aux mêmes conditions de fonctionnement ont montré des performances différentes. En effet le substrat de coco a donné des filtrats de pH moyens inférieurs à ceux de l'effluent d'alimentation contrairement au sable.

Globalement, les valeurs de pH suggèrent une alcalinisation au sein des massifs aussi bien avec le support minéral qu'avec celui organique avec cependant des évolutions différentes.

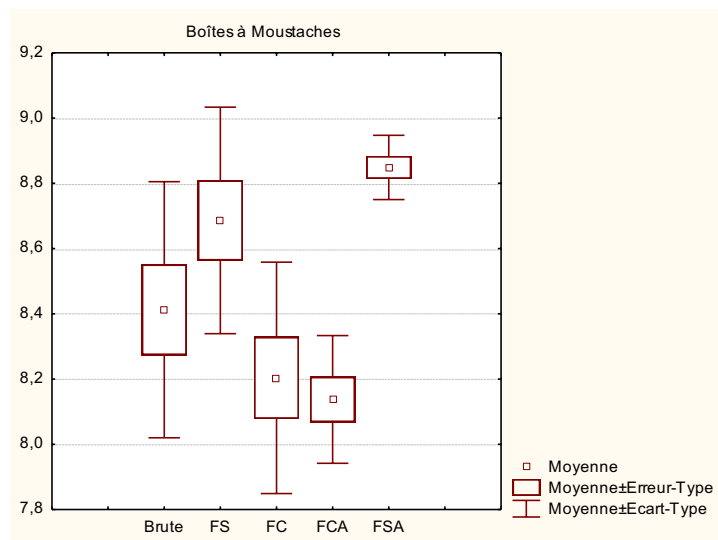


Figure 42 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

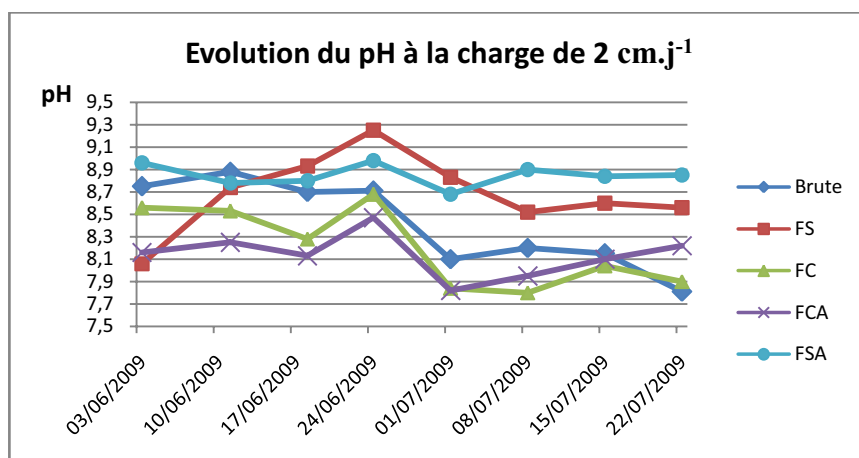


Figure 43 : Courbes d'évolution temporelle des valeurs de pH à la charge hydraulique de 20 L.m⁻².j⁻¹

3.3.13.4.2 Evolution du pH pour la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

La figure 44, indique qu'à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹ il y a un renforcement de l'alcalinisation des eaux traitées comme le laissait présager la première phase de l'expérimentation.

Les filtres à sable tout comme ceux à substrat de coco ont donné des pH supérieurs à ceux de l'effluent brut. En effet FS et FSA ont donné des pH moyens plus élevés de 8,58 et 8,84 respectivement pour un pH moyen à l'entrée de 7,58 soit une unité de pH supplémentaire au moins.

Les filtres à substrat de coco, suivent la même tendance avec des pH moyens de 8,31 et 8,42 pour FC et FCA. Comme nous l'avons signalé plus haut, cette alcalinisation des filtrats est inhérente à la qualité des eaux d'alimentation, qui sont particulièrement riches en carbonates.

L'analyse statistique des résultats révèle une différence non significative ($p > 0,05$) entre les performances des filtres de même support, dénotant ainsi un comportement similaire des filtres aérés et non aérés.

S'agissant des filtres faits de matériaux différents, on note une différence significative au seuil de 0,02, ce qui nous permet de conclure que les filtres de supports différents ont fait preuve de performances différentes, les filtres à substrat de coco ayant effectivement présenté un léger avantage par rapport aux filtres à sable. Néanmoins, la tendance générale est à l'alcalinisation au sein de tous les filtres. Coulibaly et al. (2008) ont fait le même constat.

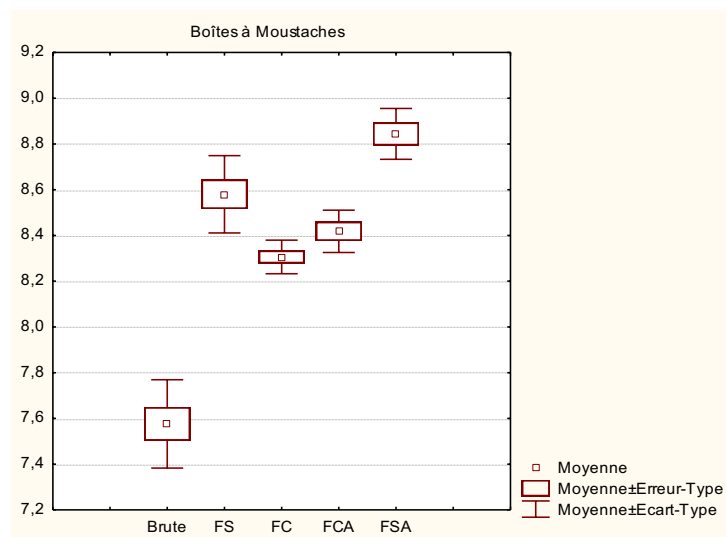


Figure 44 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

3.3.13.4.3 Evolution du pH pour la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

La figure 45 indique des performances quasi-équivalentes des filtres FS et FC avec des pH moyens respectifs de 8,94 et 8,90 pour des valeurs de pH en entrée qui ont varié entre 6,82 et 7,5. L'alcalisation systématique est bien marquée à cette phase de fonctionnement des pilotes. Le test de Wilcoxon pour échantillons appariés met en évidence une absence de différence significative entre les deux filtres avec un niveau p supérieur au seuil de 0,05 fixé.

Autrement dit, les deux supports de culture se comportent de façon identique en rapport avec l'évolution du pH des filtrats. Cet état de fait conforte l'hypothèse de l'impact du caractère alcalin des eaux sur la tendance d'alcalinisation systématique, par la présence des ions carbonates et hydrogénocarbonates de calcium et magnésium comme indiqué dans le développement précédent.

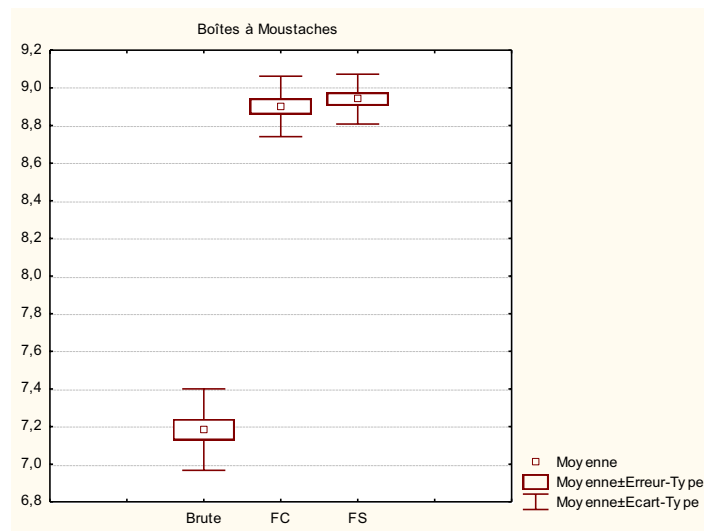


Figure 45 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs de pH à la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹

Par ailleurs, les analyses en laboratoire de la dureté de l'effluent en entrée de station et celui sortant du bassin anaérobie 2 (brute) ont donné les valeurs consignées dans le tableau 8. Il ressort de cette analyse que les caractéristiques des eaux en entrée de station et à la sortie du bassin anaérobie 2 indique des titres hydrotimétriques de 20 et 12 °F respectivement, signe d'une eau à caractère dure pour le premier et moyennement dure pour le second. En conséquence, en dépit du séjour en anaérobiose, l'effluent d'entrée des pilotes présente un caractère moyennement dur par la présence de sels de calcium et de magnésium avec en sus des pH alcalins pour une valeur moyenne de 8,41 qui affectent l'équilibre calco-carbonique du milieu.

A contrario, les résultats de travaux de Kouamé et al. (2008) relatifs au traitement de matières de vidange sur des filtres à sable à écoulement non saturé font état d'une baisse des pH (tendance à

l'acidification) du filtrat avec le temps. Rappelons cependant que les matières de vidange sont de typologie purement domestique et très biodégradables. Leurs résultats confortent nos conclusions qui attribuent l'alcalisation systématique des filtrats à la spécificité d'eaux mixtes (domestiques et industrielles) de l'effluent d'alimentation de nos pilotes.

3.3.14 Abattements des matières en suspension à l'issue du traitement

3.3.14.1 Elimination des MES à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

Les MES n'ont pas constitué une préoccupation majeure dans le cadre de ce travail compte tenu des teneurs qui sont restées dans une limite acceptable pour des eaux usées à dominance agroalimentaire. En effet, pendant la période de nos travaux, les teneurs en MES de l'effluent d'alimentation ont fluctué entre 137 et 226 mg.L^{-1} , compte tenu du séjour en bassin anaérobie. Cette étape assure un abattement sur ce paramètre de plus de 50% par rapport aux teneurs en entrée de station, ce d'autant plus que le temps de séjour en anaérobiose tend à être long lié au fonctionnement en sous charge hydraulique de la station.

La figure 46 indique les teneurs moyennes en MES relevées avec les 4 filtres et le niveau de dispersion des valeurs de cette variable. Sur la base du diagramme représentant les teneurs moyennes, on constate que FS a donné un meilleur abattement avec une moindre dispersion des valeurs comparativement à FSA, les abattements respectifs étant de 91,48 et 82,58% pour des teneurs moyennes de 15,9 et 32,55 mg.L^{-1} .

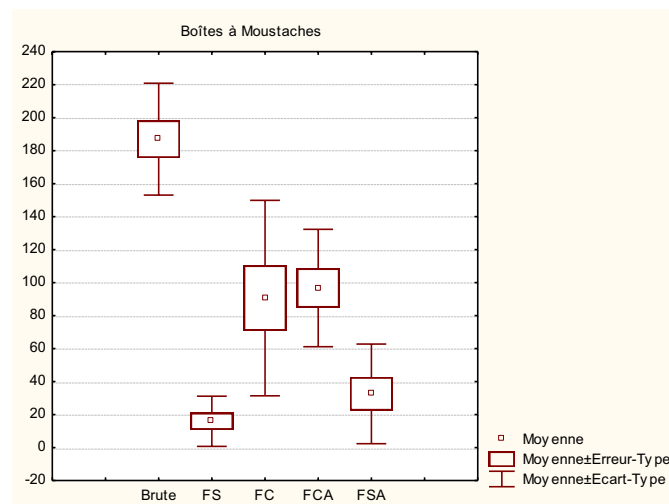


Figure 46 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs des MES en mg.L^{-1} à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$

FC et FCA, pour des teneurs moyennes de 90,64 et 96 mg.L⁻¹ ont donné les teneurs en MES les plus élevées avec une plus grande dispersion des valeurs pour le filtre non aéré FC. Les rendements moyens d'élimination des MES sont de 51,51 et 48,27% respectivement pour les deux réacteurs biologiques.

L'analyse statistique indique une différence significative entre FS et FSA avec un niveau de significativité au seuil de 0,01. Cependant, l'avantage comparatif est en faveur du filtre non aéré comme indiqué plus haut. Par conséquent, on peut en déduire que l'aération n'a pas induit une amélioration des performances du filtre aéré en termes d'abattement des MES et de stabilité de ce pilote. Pour ce qui est des filtres FC et FCA le niveau de significativité est supérieur à 0,05, ce qui nous permet d'affirmer que du point de vue statistique ces deux pilotes ont montré globalement les mêmes capacités quant à l'élimination de MES, même si la figure 46 indique une plus grande étendue des valeurs au niveau de FC.

A présent, lorsqu'on s'intéresse aux performances des filtres faits de médias différents et fonctionnant sous les mêmes conditions, le test de Wilcoxon pour échantillons appariés confirme la différence de performance entre FS et FC d'une part et FSA et FCA d'autre part. Les teneurs en MES plus importantes des filtres à substrat de coco sont favorisées par la grande porosité de ce support de culture et le faible niveau de compactage de ce matériau à l'inverse du sable qui se tasse mieux en présence d'eau et offre des espaces inter- granulaires plus réduits (Morel et al., 2000 ; Faliénor, 2003).

En outre, il convient de ne pas occulter l'extraction de la matière (sels minéraux, et composés phénoliques) du substrat de coco, extraction qui s'est poursuivie pendant toute la durée de ces travaux avec toutefois une atténuation de l'importance à travers le filtrat qui devenait de plus en plus clair au fil du temps.

Pour vérifier l'évolution des performances des filtres après la troisième phase de fonctionnement et ce, après six mois d'inactivité des pilotes, nous avons repris l'alimentation des pilotes FS et FC pendant 2 mois. Les résultats obtenus montrent une amélioration des performances des deux filtres avec des rendements épuratoires respectifs de 97 et 91%. Cette amélioration des performances de FC en particulier s'explique par l'épuisement des réserves des substances extraites mais également par la quasi-absence de fines susceptibles de s'échapper du massif lors de la percolation des eaux à travers les interstices du matériau granulaire.

L'importance du séjour en bassin anaérobie s'est traduite par de faibles teneurs en MES à l'entrée des pilotes, avec pour avantage un moindre risque de colmatage physique lié aux MES.

En effet, nous n'avons observé aucun colmatage ni organique ni biologique en dépit d'excellents rendements en termes d'abattement de la DBO₅, preuve d'importantes activités bactériennes au sein des massifs de sable et substrat de coco. Ce constat met en évidence la régulation de la biomasse microbienne par l'alternance des phases mais également l'intérêt de l'alimentation en deux bûchées plutôt qu'une seule en termes de meilleures conditions d'aération (Molle et al., 2004).

En soutien à ces interprétations, Renman et al., (2008) qui ont testé les capacités de traitement de 6 matériaux granulaires, dont le sable, ont noté des rendements d'au moins 97% sur l'élimination de la pollution biodégradable avec l'ensemble de ces matériaux. Ils rapportent que ces performances relèvent en partie de l'efficacité du prétraitement qui a permis d'éviter le colmatage.

3.3.15 Abattements des Coliformes fécaux à l'issue du traitement

3.3.15.1 Elimination des Coliformes fécaux à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹

La figure 47 présente les teneurs moyennes en CF relevées à l'issue du traitement par les quatre filtres à la charge hydraulique de 40 L.m⁻².j⁻¹.

FS et FSA montrent une plus grande capacité à éliminer les CF, avec des rendements de 98,98 et 100% respectivement.

S'agissant de FC et FCA, le filtre aéré montre une plus grande capacité à éliminer les coliformes fécaux à travers un rendement de 97,34% contre 90,51% pour le filtre non aéré, mais également avec des écarts-types moins étendus.

L'analyse statistique indique une différence significative entre les filtres de supports différents pour les couples FS/FC et FSA/FCA avec un niveau p de significativité au seuil de 0,03.

Quand aux filtres de même composition mais différents par le système d'aération, on note également une différence significative, confirmant le constat qui s'est dégagé des rendements ci-dessus indiqués.

A la lumière de ces résultats on peut affirmer que pour une fois le système d'aération a permis de faire la différence entre les filtres aérés et les filtres non aérés par un avantage comparatif en faveur des filtres aérés des deux supports de culture.

L'abattement des CF est lié à la rétention physique par les massifs filtrants, à leur adsorption sur

le support et à l'élimination par la compétition entre espèces vivant dans le milieu.

D'autres travaux similaires réalisés avec du sable comme support de culture font état de rendements comparables sur l'élimination de *Escherichia coli* (Harrisson et al., 2000 ; Ouattara et al., 2008) tandis que sur *Clostridium perfringens*, ils ont obtenu des rendements d'élimination plus faibles de 86,2 et 87,7% avec les mêmes milieux de filtration (Ouattara et al., 2008). Gnagne et Brissaud (2003), rapportés par Yéo et al., (2008) assimile le lit de séchage à écoulement non saturé (LSENS) à un lit d'infiltration percolation sur sable destiné à des effluents très chargés en matières oxydables. Selon cet auteur, le risque de colmatage lié à l'accumulation de MES au sein du massif rend le système vulnérable.

L'infiltration-percolation d'eaux usées issues de fosses septiques, sur sol en place et sur sable a permis à Harrison et ses collaborateurs de dégager des abattements de 91 et 99,8% sur l'élimination des CF (Harrisson et al., 2000). Quant à Gnagne et Brissaud, (2002), ils ont montré l'impact du temps de repos sur la qualité du traitement relativement aux conditions climatiques. C'est ainsi qu'ils ont rapporté des abattements sur les CF de 94% pour un temps de repos d'un jour par semaine contre 89% pour 5 jours de repos par semaine, en traitement d'eaux usées d'abattoir très chargées, dans les mêmes conditions climatiques que nos travaux. Ces résultats laissent entrevoir que contrairement au climat tempéré, celui soudano-sahélien exige un temps d'alimentation supérieur au temps de repos comme phases d'alternance pour une efficacité de traitement.

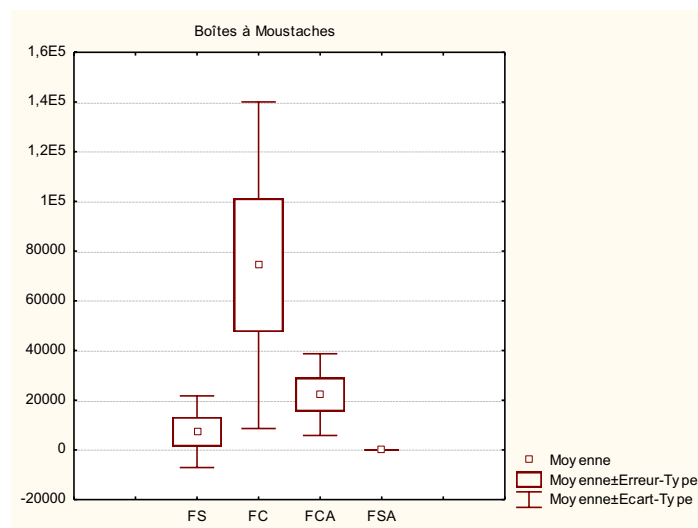


Figure 47 : Evolution des moyennes et écart-type des valeurs des CF en UFC/100 ml à la charge hydraulique de $40 \text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$

3.4 Conclusion

Au terme de ce chapitre nous pouvons tirer les conclusions principales qui suivent.

Le substrat de coco à l'image du sable peut être utilisé avantageusement dans le traitement d'eaux résiduaires urbaines avec des rendements tout aussi importants sur l'élimination de la pollution biodégradable (DBO_5). Cependant, pour éviter une augmentation de la DCO par l'extraction de composés phénoliques issus du substrat de coco, il importe de mettre en œuvre un moyen de lessivage poussé de ces substances avec pour avantage l'amélioration concomitante des performances de ce support de filtration en termes d'abattement sur les sels minéraux, par la libération grâce au lessivage des sites d'adsorption des ions. Par ailleurs pour pallier cet inconvénient, l'utilisation de coques mures d'une part et la séparation de la bourre de l'enveloppe dure externe d'autre part, pourrait aider à un lessivage rapide quand on sait par expérience qu'après 9 mois de fonctionnement, l'extraction de ces substances s'est poursuivie tout en s'amenuisant néanmoins.

De façon générale, les pH ont connu une hausse du même ordre de grandeur au sein des supports de culture, eu égard à la spécificité des eaux usées qui sont riches en carbonates. Aussi pensons-nous qu'avec des eaux usées purement domestiques, sans apport industriel, le milieu ayant montré des propriétés oxydantes avec l'élimination par oxydation de la pollution carbonée, la tendance sera à l'acidification avec les deux matériaux de filtration.

Les conclusions de travaux antérieurs, réalisés sur de la tourbe de propriétés similaires au substrat de coco, en traitement d'eaux usées issues de fosses septiques, corroborent nos résultats quand aux qualités indéniables de ces supports végétaux de filtrations à éliminer la pollution.

Avec le support végétal, la nitrification semble être inhibée par les composés phénoliques qui formeraient des complexes solides avec les composés azotés contenus dans les eaux usées. Si les performances du substrat de coco s'améliorent avec l'épuisement progressif par extraction des composés phénoliques, l'augmentation des charges hydrauliques, a pour conséquence une percolation plus rapide de l'effluent à travers le substrat de coco, donc un temps de contact moins long avec les micro-organismes. Un compactage mécanique poussé pourrait améliorer l'hydraulique de ce média de culture. Toutefois, en l'absence d'une bonne nitrification, nous avons constaté une élimination de l'azote sans nul doute sous forme d'ammonium à la faveur des caractéristiques de la matière végétale, mais également de l'alcalinité des eaux.

Pour tous les pilotes constitués, un débit de $60 \text{ L/m}^2 \text{ j}^{-1}$ semble être la limite acceptable pour des rendements d'élimination biologiques de la pollution supérieurs à 90 % lorsque les eaux usées

sont aussi chargées que celles issues des bassins anaérobies de la station d'épuration de Ouagadougou. Une alimentation à faibles charges hydrauliques pour des effluents de fortes charges organiques, constituerait un gage de meilleurs rendements épuratoires par une optimisation des conditions d'oxygénation des massifs.

Aux différentes charges hydrauliques que nous avons expérimentées et qui restent faibles, le système d'aération n'a pas eu d'impact majeur sur le comportement des filtres qui en ont été dotés comparativement à ceux ayant fonctionné sans un renforcement de l'aération. Toutefois à des charges hydrauliques plus importantes un système d'aération assurant un apport supplémentaire d'oxygène impacterait avantageusement les performances des filtres aérés.

4 Filtres plantés de *Chrysopogon nigritana* et *Andropogon gayanus* en traitement d'eaux résiduaires urbaines

4.1 Matériel et Méthodes

4.1.1 Le matériel végétal

4.1.1.1 La multiplication des plants

A. gayanus a été prélevé au sein de l'institut de recherche en sciences appliquées et technologies à Ouagadougou où il évolue depuis plusieurs années, dans les conditions naturelles sans apport d'eau, autre que les eaux de pluies et sans apport d'engrais chimique ou de fumure organique. *C. nigriflora* a été prélevé dans l'enceinte du centre national des semences forestières sis à Kossodo (Ouagadougou), où il évolue également dans les conditions naturelles.

Le matériel végétal a donc été prélevé sur ces deux sites et repiqué dans des pilotes. En effet, nous avons extrait les plants avec les racines puis séparé les talles par paire. Les paires de talles ont été repiquées à raison d'une paire par trou et 9 plants/ m² dans des pilotes au lieu et ce à partir de juillet 2009. Les plants ainsi repiqués ont été alimentés à l'eau claire chaque jour pendant 23 semaines sans apport d'engrais chimique ou organique, afin d'évaluer leur résistances à des conditions prolongées d'absence de nutriments (l'apport de nutriments est assuré ultérieurement par les eaux usées). Cela répond au besoin de s'assurer que les plants en situation réelle pourront survivre pendant la phase d'installation des filtres sans que l'on soit obligé d'apporter un amendement en engrais, qui augmenterait les coûts de mise en œuvre du système. L'engrais couramment apporté aux plantes est le NPK (azote phosphore potassium) ou le DAP (di-ammonium phosphate). La figure 48 montre l'état des plants trois semaines après le repiquage.



Figure 48: Aspect des plants trois semaines après repiquage. (a) *C. nigriflora*, (b) *A. gayanus*

4.1.1.2 La croissance des plants alimentés à l'eau claire

Au bout de 18 semaines après le repiquage, *A. gayanus* était arrivée au terme de son cycle de croissance ; Nous avons alors faucardé la biomasse végétale des deux pilotes, et nous avons continué à les alimenter à l'eau claire pendant encore 5 semaines. La figure 49 permet d'apprécier l'évolution des plants avant le premier faucardage.

A l'issue de cette phase d'alimentation à l'eau claire, le 15 décembre 2009 nous avons commencé à alimenter les pilotes avec les eaux usées issues du bassin anaérobie 2 de la station de lagunage, qui fait office d'un traitement primaire assurant un premier abattement sur les MES, DCO et DBO₅. La figure 50 permet de voir l'évolution des deux poaceae alimentées à l'eau usée.



Figure 49 : Aspect des plants 14 semaines après repiquage, (a) *C. nigritana*, (b) *A. gayanus*



Figure 50 : Aspect des plants à 27 semaines (à gauche) et 29 semaines (à droite)

4.1.2 Le matériau granulaire de filtration

Le sable utilisé est le même que celui utilisé pour l'infiltration-percolation (chapitre 3). Pour rappel, il s'agit d'un sable de rivière de granulométrie moyenne avec un $D_{10} = 0,30$ mm, un $D_{60} = 0,80$ mm, $CU = 2,66$ et 0,6% de fines.

4.1.3 Les dispositifs expérimentaux

Les pilotes sont constitués de fûts cubiques d'une capacité d'un mètre cube chacun avec une surface d'un m² (figure 50). Ils sont inclinés de 10° vers l'avant afin de faciliter la sortie des eaux traitées et éviter une accumulation d'eau à l'issue du drainage. Les massifs ont la même composition pour les trois pilotes dont l'un non planté sert de témoin. Les appellations des filtres sont les suivantes : FPA pour le filtre planté d'*A. gayanus*, FPV pour le filtre planté de *C. nigriflora* et T pour le témoin.

De bas en haut, nous avons 15 cm de couche de drainage constitué de granite de diamètre variant entre 20 et 40 mm, suivi d'une couche de transition de 10 cm faite de granite (10/25 mm) et 10 cm de gravier (3/8 mm), cette couche a pour rôle d'éviter la migration du sable au sein des couches inférieures constituées de matériaux grossiers. Pour terminer, une couche de filtration d'une épaisseur après tassement de 50 cm faite de sable assure le traitement.

4.1.4 Le protocole expérimental

4.1.4.1 Régime d'alimentation des pilotes

Le système fonctionne comme un deuxième étage des filières classiques qu'on rencontre en France. Ces filières sont composées de trois lits en parallèle au premier étage comblés de matériaux grossiers et recevant des eaux usées brutes, cet étage est suivi d'un second fait de deux lits en parallèle avec comme matériau de filtration du sable de D₁₀ compris entre 0,25 et 0,40 mm (Molle et al., 2004).

Les eaux usées issues du bassin anaérobie 2 de la station de lagunage ont été prélevées quotidiennement pour l'alimentation des pilotes. C'est ainsi que la charge hydraulique de 60 L.m⁻².j⁻¹ est répartie en deux bâchées à 8 heures et 14 heures 30 minutes pour simuler les pics de consommation d'eau et de production d'eaux usées au Burkina Faso, dans un contexte où les besoins en eau sont plus importants le matin et l'après midi à la reprise des activités. Nous avons observé un rythme d'alimentation hebdomadaire de trois jours successifs suivis de quatre jours de repos pour simuler un fonctionnement en alternance de 2 lits en conditions réelles et permettre une recharge en oxygène par diffusion à partir de la surface, mais également pour permettre une autorégulation de la biomasse organique avec pour avantage une réduction des risques de colmatage. Globalement, nous avons un dimensionnement de 65 g.m⁻².j⁻¹ à 95 g.m⁻².j⁻¹ de DCO du 15 décembre 2009 au 22 février 2010, puis du 02 décembre 2010 au 22 février 2011. S'agissant de la DBO₅, nous avons des charges surfaciques de 45 à 60 g.m⁻².j⁻¹ soit 0,8 à 1 EH.m⁻².

4.1.4.2 Echantillonnage

Un échantillon d'un litre est prélevé sur l'effluent brut d'alimentation des pilotes et des échantillons moyens sur 24 heures de traitement sont prélevés sur l'ensemble des pilotes à 8 heures aux fins d'analyses. Ces échantillons, conservés à une température maximale de 4°C sont analysés le jour même ou le lendemain afin d'éviter une évolution de certains paramètres.

4.1.4.3 Le comportement hydraulique des filtre

Les débits restitués au bout de 24 heures sont relevés, afin d'apprécier l'impact de l'évapotranspiration sur les deux poaceae en fonctions du régime hydraulique. En outre, le taux de percolation des premières heures de fonctionnement est déterminé en relevant les débits successifs restitués à intervalles de temps réguliers.

4.1.5 Evolution des plants

4.1.5.1 Le développement de la biomasse végétale

La première année, nous avons effectué deux faucardages. Le premier, 18 semaines après le repiquage et le deuxième au bout de la 34^{ème} semaine. L'intérêt du faucardage est de permettre la repousse des touffes avec une augmentation du nombre d'éclats de souche, mais c'est aussi un moyen d'éliminer les nutriments avec la biomasse (Vymazal, 2004) et d'accélérer la croissance et la multiplication racinaire.

Après le repiquage et à l'issue de chaque faucardage, nous avons mesuré une fois par mois la taille des plantes, afin d'apprécier l'évolution de la biomasse aérienne dans le temps. Quant au système racinaire, la taille est appréciée après avoir arraché des plants occupant la même position dans les pilotes à l'issue des deux phases successives c'est-à-dire en février 2010 et en février 2011.

4.1.5.2 La teneur en eau des plantes

L'eau est indispensable aux plantes comme à tous les êtres vivants. Elle participe au métabolisme cellulaire et assure le port des végétaux par l'absence de flétrissement. C'est elle qui transporte des nutriments et autres substances à travers les organes de la plante. Son insuffisance associée à une forte évapotranspiration se traduit par un flétrissement (Heller et al., 2007).

Nous avons déterminé la teneur en eau, en comparant la masse d'une quantité de la matière fraîche de la tige portant les feuilles avec celle de cette même quantité après dessiccation à l'étuve à 70 °C, pendant 24 heures (Heller et al., 2007). Cependant, il faut noter que la teneur en eau est variable en fonction de la période et de l'organe considéré, aussi avons-nous considéré la biomasse aérienne dans son ensemble (tiges, feuilles, inflorescences). La teneur en eau correspond au rapport de la différence de masse avant et après dessiccation (ΔM) par la masse de matière fraîche (MF).

4.1.6 Contexte physique et climatique de l'étude

L'évapotranspiration

La notion d'évapotranspiration renvoie à deux processus que sont d'une part l'évaporation directe du sol et des plans d'eau libre et d'autre part la transpiration subie par les végétaux. L'évapotranspiration potentielle (évapotranspiration de référence) est la quantité d'eau évaporée sous un climat donné dans une zone disposant d'un couvert végétal bien alimenté en eau. Elle représente la somme de l'évaporation et de la transpiration.

La transpiration transfère l'eau des végétaux vers l'atmosphère sous forme de vapeur.

La transpiration joue de multiples fonctions : elle assure le transport des nutriments à travers les organes de la plante, participe à la régulation thermique de la plante et intervient dans le cycle hydrologique.

La transpiration tout comme l'évaporation, dépend des conditions météorologiques (rayonnement solaire, température, vitesse du vent, taux d'humidité de l'air), de l'humidité du sol dans la zone rhizosphère, de l'âge et l'espèce de la plante, du développement de la biomasse aérienne et de l'enracinement.

Les données météorologiques utilisées dans cette étude (figures 51 et 52) ont été relevées à la station météorologique de l'aéroport de Ouagadougou.

Nous avons évalué les performances épuratoires des deux plantes à Ouagadougou, sous climat soudano sahélien, une zone où les températures moyennes mensuelles ont varié au cours de la première année d'expérimentation entre 17,2°C et 39,9°C tandis que l'évapotranspiration potentielle (ETP) Penman mensuelle a oscillé entre 145,5 mm et 207,8 mm. Au cours de la deuxième année les températures ont varié entre 15,3°C et 40,1°C alors que l'évapotranspiration potentielle Penman mensuelle s'est située entre 142,4 mm et 206,2 mm. La figure 51 rend compte de la variation de l'ETP au cours de 2009 et 2010.

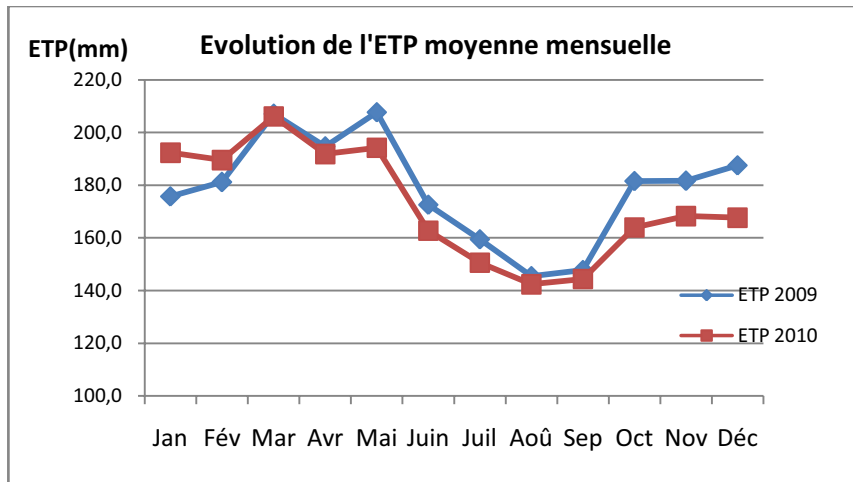


Figure 51 : Courbes d'évolution de l'évapotranspiration potentielle au Burkina Faso en 2009 et 2010 (source météo Burkina Faso)

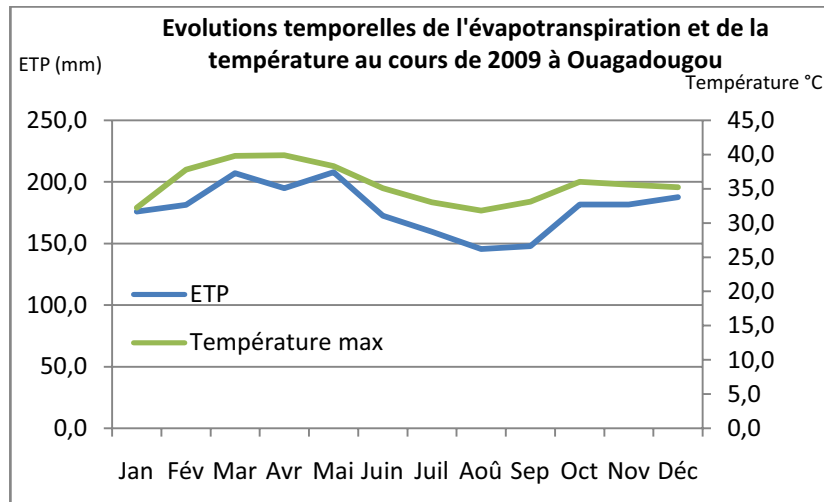


Figure 52: Evolution de l'évapotranspiration potentielle moyenne mensuelle et de la température maximale mensuelle en 2009 (source météo Burkina Faso)

4.2 Résultats et discussions

4.2.1 Comportement général des plants

4.2.1.1 L'évolution de la biomasse avec le faucardage

A. gayanus a atteint une taille de 250 cm au moment de la fin de son cycle de croissance avant le premier faucardage, c'est-à-dire à l'issue du repiquage. Quant à *C. nigritana*, il continuait de croître et avait une taille moyenne de 150 cm lorsque nous avons procédé au faucardage tenant compte du fait que *A. gayanus* n'évoluait plus et que les feuilles jaunissaient et mouraient. Les plants des deux pilotes ont été fauchés à la taille de 20 cm le 10 novembre 2009, pour permettre de comparer leur évolution sur la même base. A l'issue du faucardage, ils ont été alimentés en eau claire pendant cinq semaines puis avec les eaux usées. Les figures 53 et 54 indiquent l'évolution de la taille des deux poaceae avant et après le faucardage et sous alimentation à l'eau claire. La figure 54 révèle qu'à partir d'une taille de 85 cm, *C. nigritana* n'a plus évolué, tandis que *A. gayanus* a pu atteindre 124 cm et était au stade d'épiaison. La fauche associée à l'alimentation par les eaux usées a eu pour conséquence de retarder l'évolution des plants et même de bloquer la croissance chez *C. nigritana*. Les deux graminées ont donc eu des comportements différents vis-à-vis des conditions du milieu, caractérisées par une forte salinité liée à la présence de carbonates de sodium, de magnésium et de calcium essentiellement.

Cependant, le faucardage a permis un développement de la biomasse aérienne en volume avec une pousse plus importante de tiges secondaires à partir de la touffe accompagné certainement d'un développement concomitant du système racinaire. Suzuki et al. (1989) cités par Vymajal (2001) ont noté que deux faucardages plutôt qu'un seul ont l'avantage d'accroître la biomasse aérienne de 14 % et le prélèvement de phosphore de 10 %. Le faucardage est donc un moyen d'éliminer la pollution dans certaines circonstances. A l'inverse, Vymajal (2001) relève que le faucardage ne favorise pas une augmentation de la quantité de phosphore extrait sous climat tempéré. Par ailleurs, selon cet auteur le faucardage sous climat tempéré est déconseillé pendant la période de repousse pour éviter le transfert tardif des réserves vers la biomasse souterraine. Il est à éviter en hiver également car la biomasse sert d'isolant thermique face au froid.

Sous climat tropical la situation est différente. En effet, Okurut (2001) note des prélèvements plus importants avec des faucardages répétitifs (4 fois par an) afin de maintenir les plantes dans une phase de développement exponentiel. Avec *Phragmites*, les prélèvements de nutriments pouvaient atteindre 61 %, alors qu'ils ne sont que de 3,2 % en phase de croissance normale.

Le faucardage permet d'éliminer les nutriments stockés dans la biomasse, cependant la quantité stockée dépend de la période de faucardage. La teneur optimale en nutriments ne correspond pas à la période de croissance optimale de la biomasse selon Vymazal. (1999). Cependant, Traoré (1996) rapporte que la production de la biomasse aérienne est plus importante au niveau de plantes âgées comparativement aux populations jeunes. Il explique cela par le fait que les premières libèrent progressivement les nutriments stockés dans la biomasse souterraine, les rendant ainsi disponibles pour la croissance au fil du temps. En outre, il a relevé que la fauche répétée de *A. gayanus* a pour conséquence, l'épuisement des réserves de la plante et une baisse de la production de biomasse aérienne dans un ordre de grandeur de 0,5 à 2 tonnes de MS/ha, même si par ailleurs cela permet d'améliorer la qualité du fourrage. La fauche intervenue après les premières pluies permettra une meilleure utilisation des réserves pour la repousse, contrairement à une coupe en fin de cycle qui aura pour conséquence, l'étalement de la durée de repousse sur une longue période. Pendant la saison sèche la plante peut accumuler d'importantes réserves d'éléments nutritifs dans l'ensemble de la biomasse. Sans apport d'engrais, cela peut atteindre une moyenne de 45 kg de N.ha⁻¹ et 3 kg de P.ha⁻¹. Ces réserves sont utilisées pour la repousse en début de saison hivernale jusqu'à ce que les stocks soient épuisés (Traoré, 1996). Il importe de noter que pendant cette phase où les plants n'étaient alimentés qu'à l'eau claire sans apport d'engrais, ces derniers puisaient dans les réserves constituées dans les racines, des réserves qui n'ont pu véritablement se renouveler au sein du massif fait de sable, avec le lessivage subi par ce support de culture. Cependant, certains éléments comme N, P et K doivent être disponibles en quantité suffisante pour un développement optimal de la plante. Le retard de croissance, voire la stagnation de la croissance des plants pourraient s'expliquer par l'impact des eaux usées dont les caractéristiques sont liées à la spécificité de l'activité de la brasserie. En effet, ces eaux, particulièrement riches en sels minéraux n'apporteraient pas les éléments NPK dans les proportions adéquates pour assurer une croissance harmonieuse des deux poaceae.

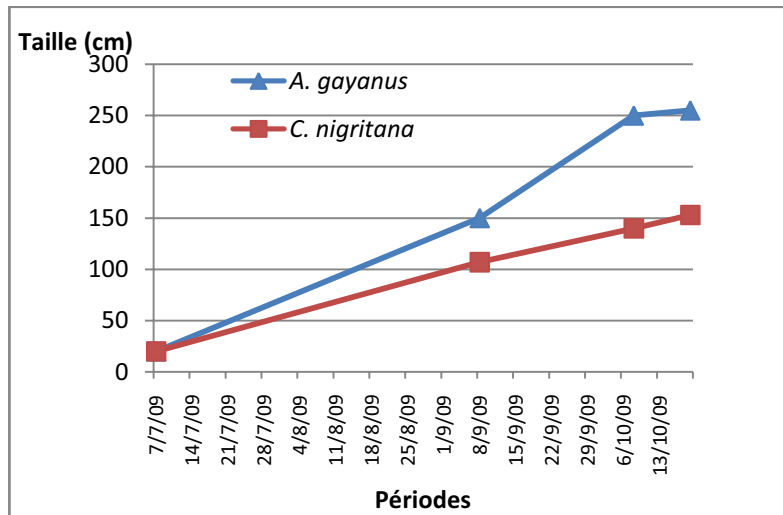


Figure 53 : Evolution de la taille des plants après repiquage et alimentation à l'eau claire

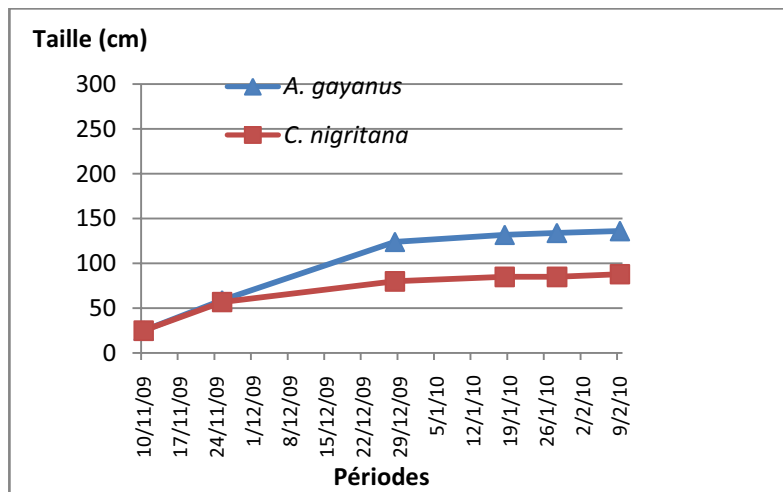


Figure 54: Evolution de la taille des plants après le 1^{er} faucardage et alimentation à l'eau usée

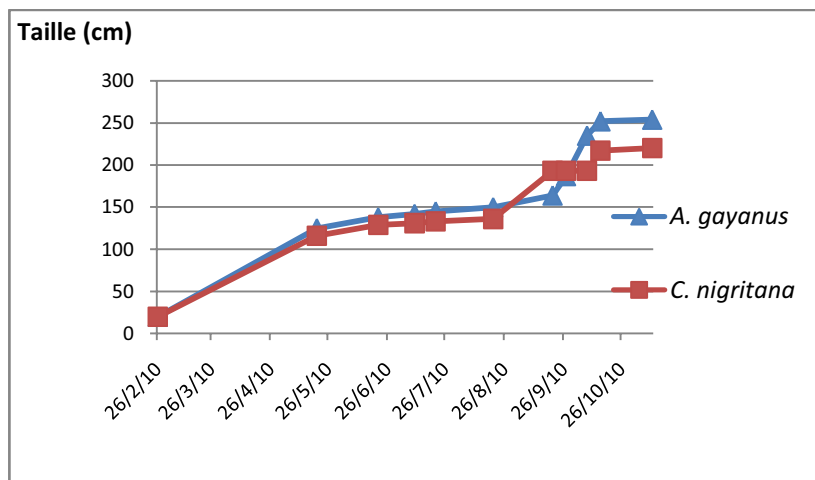


Figure 55: Evolution de la taille des plants après le 2^{ème} faucardage et alimentation à l'eau claire

4.2.1.2 Impact des eaux usées sur l'évolution des plants

Les figures 53, 54 et 55 rendent compte de l'évolution des plants dans différentes conditions. En effet, la première figure nous donne l'évolution de la taille des plants en fonction du temps pendant une période où ceux-ci sont alimentés à l'eau claire. La deuxième indique une croissance progressive des plants jusqu'à l'alimentation à l'eau usée en mi décembre 2009 accompagnée d'une stagnation précoce pour *C. nigrimana* qui était au stade de montaison. La figure 55 relative à l'évolution des plants après le second faucardage intervenu en fin février 2010, suivi de l'alimentation exclusive à l'eau claire montre une croissance plus importante des deux poaceae qui ont pu atteindre les tailles de 220 et 250 cm respectivement pour *C. nigrimana* et *A. gayanus*.

Si la première année nous avons noté un ralentissement plus marquée de la croissance de *C. nigrimana* (figure 54) particulièrement à partir de l'alimentation par les eaux usées, on peut remarquer d'une part que cette poaceae n'a pas connu de stagnation la deuxième année. La croissance a en effet atteint un niveau similaire à celui atteint la première année lorsqu'il était alimenté par les eaux usées. La plante a aussi atteint une taille beaucoup plus importante (220 cm) que celle acquise (134 cm) après le premier faucardage. Cet état de fait traduit l'influence des eaux usées sur l'évolution des plants, une influence plus prononcée sur *C. nigrimana* qui a stagné dans sa croissance sans pour autant avoir atteint la fin de son cycle puisqu'elle était au stade de montaison. En effet, faut-il le rappeler, les eaux usées de typologie domestique mais de caractère salin et riches en carbonates semblent avoir pour effet un arrêt de la croissance de *C. nigrimana*. De façon paradoxale *A. gayanus* qui a montré une moindre sensibilité à la salinité du milieu, a présenté une moindre résistance aux rudes conditions climatiques du moment (décembre, janvier et février), par un flétrissement régulier au quatrième jour de repos. Ce phénomène qui est lié à l'évapotranspiration a atteint son summum par un flétrissement de non retour le 25 février 2010, après un temps de repos exceptionnel de cinq jours, alors que *C. nigrimana* présentait des feuilles toujours vertes sans une amorce de flétrissement (figure 56).

En outre, les courbes de la figure 55 montrent deux stades de croissance de *A. gayanus* traduisant les deux cycles distincts de croissance. Une première phase de croissance correspondant à la montaison-floraison suivie par un premier palier à partir de juin à la maturation des graines.

Comme nous l'avons remarqué sur le terrain, de nouvelles tiges ont émergé à partir des nœuds de *A. gayanus* pendant que les tiges ayant porté les précédentes panicules mouraient. Ces nouvelles tiges ont connu un cycle entier se traduisant par une montaison, une floraison (deuxième portion ascendante) et une maturation des graines correspondant au deuxième palier. S'agissant de *C.*

nigritana, nous avons la même phase de croissance qu'avec *A. gayanus*, correspondant à la montaison, suivie de la floraison et de la maturation. Cependant, contrairement à *A. gayanus* nous avons noté un étalement de la durée de la floraison de *C. nigritana* dans le temps avec des tiges latérales portant des panicules, sans observer la mort des premières tiges, ce qui explique l'allure de la courbe relative à l'évolution de la taille de *C. nigritana*. En somme, il s'agit d'un cycle dont la durée est plus longue.

Globalement avec l'alimentation alternée des plants en eaux usées et en eau claire, nous avons pu constater quatre cycles de croissance avec *A. gayanus* pour deux cycles pour *C. nigritana* au cours des deux années d'expérimentation. En d'autres termes nous avons obtenu deux cycles de croissance avec *A. gayanus* par an, dont un cycle en déphasage d'une semaine comparativement à l'espèce évoluant dans les conditions naturelles au sein de l'institut, qui n'a connu qu'un cycle de croissance allant de juin avec la repousse des touffes à la faveur des premières pluies jusqu'en janvier-février. En convergence avec ces observations, Breman et de Ridder (2011) rapportent qu'en zone sahélienne, en dépit d'une grande variabilité de la pluviosité, une croissance végétative très brève lors d'une germination précoce ou tardive, est un facteur qui favorise plus d'un cycle de croissance par an.

C. nigritana au sein du pilote et ceux du site de prélèvement ont évolué au même rythme avec cependant un léger retard comparativement à *A. gayanus*. C'est ainsi que sa floraison intervient après celle de *A. gayanus*. Avec *C. nigritana* lorsque les nouvelles tiges latérales ont apparues, les anciennes ayant porté des panicules précédemment, restent toujours dressées alors que celles-ci évoluent vers la maturité.



Figure 56: Etat de flétrissement de non retour de *A. Gayanus* (à droite) après un temps de repos exceptionnel de cinq jours

4.2.1.3 L'impact du stress hydrique sur le développement des plants

L'évapotranspiration potentielle dépend de différents facteurs météorologiques, physiologiques (plantes) et physiques (sol). On peut remarquer que l'ETP augmente avec la température et qu'elle présente les plus fortes valeurs à partir d'octobre jusqu'en mai où elle commence à baisser avec le début des pluies (figure 52).

Sur la figure 51 qui représente les courbes de variation de l'ETP des deux années d'expérimentation la tendance énoncée plus haut se confirme. Les expériences ont été menées pendant les périodes de fortes ETP (entre novembre et février) toutes les deux années, ce qui justifie l'importance de ce facteur sur le comportement des plants.

En effet, si la croissance de *A. gayanus* est supérieure à celle de *C. nigritana*, le premier a présenté une moindre résistance à l'assèchement et à l'évapotranspiration. C'est ainsi qu'après un temps de repos plus long de cinq jours après une période normale d'alimentation de trois jours *A. gayanus* qui évoluait vers la fin de son deuxième cycle de croissance, a atteint un stade de flétrissement extrême, alors que *C. nigritana* présentait des feuilles encore vertes et gorgées d'eau. Cela nous a obligé à procéder à un second faucardage le 26 février 2010.

De façon générale, le temps de repos de quatre jours s'est avéré trop long pour les deux plants et ce particulièrement pour *A. gayanus* dont les besoins en eau et l'évapotranspiration plus importants se sont traduits par des débits restitués plus faibles comme nous le verrons dans le paragraphe suivant. Cela pourrait s'expliquer par le fait que cette herbacée a présenté un cycle de croissance plus court que celui de *C. nigritana* avec 4 cycles contre 2 pour *C. nigritana* de juillet 2009 à avril 2011, donc deux montaisons de plus qui supposent plus de biomasse. Cela pourrait s'expliquer également par le fait que les feuilles plus larges d'*A. gayanus* offrent une surface de contact avec l'air plus importante particulièrement pendant la montaison comparativement à celles de *C. nigritana* plus groupées et moins larges.

Le 15 octobre 2010 alors que les deux plantes étaient au stade de floraison pour *A. gayanus* après la fin d'un cycle précédent, et que *C. nigritana* connaissait un étalement de son cycle dans le temps avec des floraisons pendant que de précédentes panicules évoluaient vers la maturité, nous avons mesuré la quantité de biomasse par pilote et obtenue respectivement 27,37 t MS.ha⁻¹ avec *A. gayanus* et 28,93 t MS.ha⁻¹ avec *C. nigritana*.

Les teneurs en eau indiquent 60,5% pour *C. nigritana* et 55,61% pour *A. gayanus* quand on considère la teneur en eau par rapport à la masse de matière fraîche, alors même que le premier est en fin de cycle et le second en pleine croissance et tous les deux réalimentés par les eaux usées. Par rapport à la masse de matière sèche, on atteint des teneurs en eau de 126% avec *A.*

gayanus et 153% avec *C. nigrimana*. Ces valeurs rendent compte de l'état de stress hydrique plus important de *A. gayanus* comparativement à *C. nigrimana*.

Par ailleurs, nous avons constaté que *A. gayanus* et *C. nigrimana* sur les sites de prélèvement présentaient des teneurs en eau respectives de 70,44% et 64,18%, des valeurs supérieures à celles observées au niveau des pilotes. Cependant il faut noter que « *A. gayanus* site » à une teneur en eau plus élevée que celle de « *C. nigrimana* site », alors qu'au niveau des pilotes nous avons observé le phénomène inverse, bien que *A. gayanus* soit en phase de croissance et *C. nigrimana* en fin de cycle. Les feuilles de *A. gayanus* et de *C. nigrimana* au sein des pilotes étaient moins vertes, comparativement à celles des sites, traduisant ainsi un déséquilibre nutritionnel des plantes délocalisées qui ne peuvent prélever leurs substances nutritives que dans les eaux usées.

4.2.2 Fonctionnement des pilotes

4.2.2.1 Les volumes d'eau restituée par les pilotes les deux années successives

Les figures 57 et 58 indiquent les volumes moyens restitués au bout de 24 heures de traitement, la première et la deuxième année de fonctionnement des pilotes et ce dans la même période de l'année c'est-à-dire entre décembre et février. Nous constatons, pour une année donnée, et pour tous les pilotes, que les volumes restitués sont les plus faibles le premier jour à la reprise de l'alimentation après quatre jours de repos, comparativement aux deux jours suivants où il y'a une nette amélioration des débits restitués, avec une différence peu importante des volumes recueillis pour un même pilote.

Quand on considère les deux années successives, on relève une amélioration des débits restitués la deuxième année, comparativement à la première et ce avec tous les deux pilotes. Un témoin est intervenu la deuxième année pour rendre compte de la part de la charge hydraulique perdue par évaporation simple et par réhumectation des massifs. Cela a permis de mettre en évidence la quantité d'eau perdue effectivement par évapotranspiration et absorption par les poaceae.

C'est ainsi que la première année FPA et FPV ont restitué respectivement 14,11% et 37,73% de la charge hydraulique apportée le premier jour, tandis que les deux jours suivants, FPA a restitué en moyenne 60,55 et 63,28% de la charge surfacique apportée, alors que dans le même temps FPV a restitué 75,9% et 77% de la charge hydraulique d'alimentation.

Au cours de la deuxième année les pilotes ont restitué le premier jour 20%, 60% et 79% de la charge hydraulique respectivement pour FPA, FPV et le témoin. Les 2 jours suivants les volumes restitués ont été de : 70 et 78% pour FPA, 80 et 81% pour FPV, et 83 et 84% pour le témoin.

La quantité d'eau restituée par le filtre planté d'*A. gayanus* est la plus faible comparativement à celle restituée par le filtre planté de *C. nigriflora* comme le montrent les figures 57 et 58.

En outre, le volume moyen restitué a augmenté avec le temps du premier au troisième jour. En effet, sur une charge hydraulique d'alimentation de 60 litres, FPA a restitué seulement 8 litres le premier jour, 35 le second jour et 38 le troisième jour, tandis que FPV a restitué respectivement 23, 45 et 46 litres les trois jours successifs.

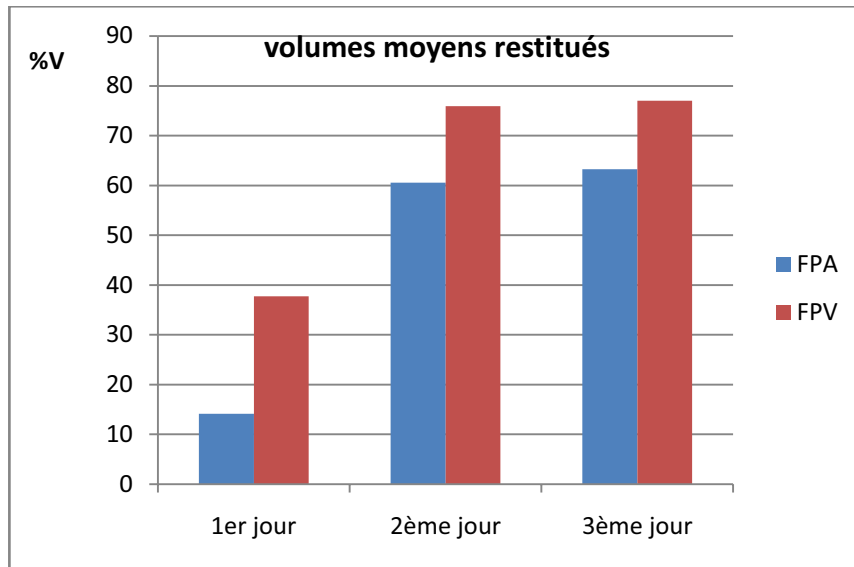


Figure 57: Evolution des volumes restitués les trois jours successifs au cours de la première année

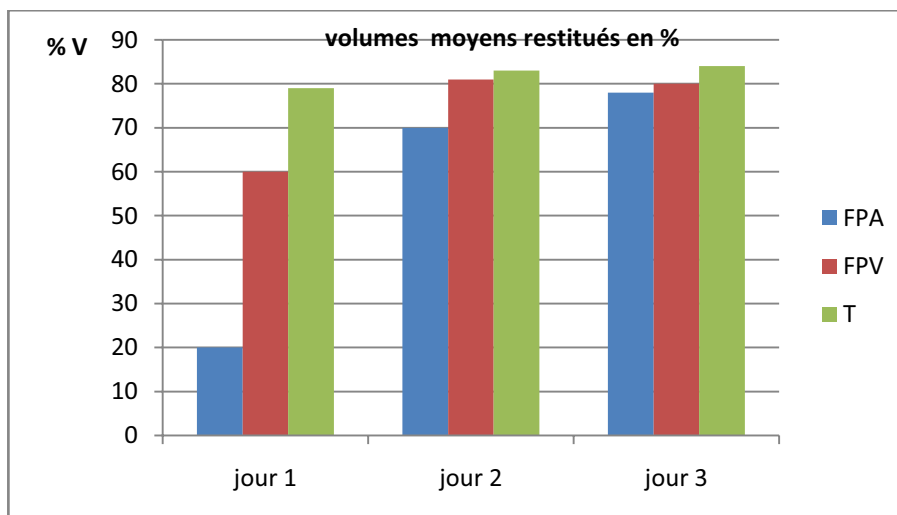


Figure 58 : Evolution des volumes moyens restitués les trois jours successifs au cours de la deuxième année

Ces observations dénotent une consommation d'eau plus importante par *A. gayanus*, comme il a été relevé plus haut, en rapport avec la moins grande résistance de cette poaceae au stress hydrique. Ce besoin en eau est d'autant plus important que le temps de repos est long. En effet, la

première année, les 06 et 19 janvier 2009, après des temps de repos de cinq jours au lieu de 4 habituels, les débits restitués par *A. gayanus* étaient de 3,25 et 0,5 litres/j respectivement, alors que le pilote planté de *C. nigriflora* restituait dans le même temps 33,5 et 38,5 litres. Le même phénomène a été observé la deuxième année de fonctionnement où les 02 et 23 novembre le pilote planté d'*A. gayanus* a restitué 0,5 et 00 litre respectivement, pendant que le pilote planté de *C. nigriflora* et le témoin restituait dans le même temps 11 et 15 litres pour le premier, 45 et 46 litres pour le second. Dans tous les cas, lorsque l'ETP journalière atteint 6mm/j, notamment de décembre à février, le débit restitué le premier jour de la reprise de l'alimentation avec le pilote planté d'*A. gayanus* est moins de 3 litres sur les 60 litres de charge hydraulique d'alimentation soit moins de 5% alors que pour la même période le pilote planté de *C. nigriflora* et le témoin restituent respectivement 17 et 75%.

Il est important de noter que les débits restitués ont connu une baisse progressive avec l'augmentation de l'évapotranspiration potentielle de novembre-décembre à février, dénotant ainsi une corrélation entre débits restitués et évapotranspiration. Les faibles débits restitués par les pilotes plantés s'expliquent par la forte évapotranspiration observée à Ouagadougou avec la hausse progressive des températures et le vent sec de l'harmattan qui souffle à cette période de l'année comme le montre les courbes d'évolution des températures maximales et de l'évapotranspiration au cours des deux années d'expérimentation (figures 51 et 52).

Par ailleurs, l'évolution des débits restitués les deux années successives (figures 57 et 58) sont en accord avec l'importance de l'évapotranspiration potentielle plus marquée en 2009 qu'en 2010. Néanmoins il convient de ne pas occulter le fait qu'en 2009, année de la mise en place des plants, ceux-ci étaient en croissance avec en sus un faucardage, et nécessitaient sans nul doute plus d'eau comparativement à la fin 2010, début 2011 où les plants n'ont pas subi de faucardage. Cependant, ces débits restitués traduisent une forte évapotranspiration subie par *A. gayanus* dont les feuilles offrent une surface plus large et plus exposée comparativement à *C. nigriflora* qui a des feuilles plus touffues présentant une surface moins large et par voie de conséquence moins impactées par les conditions climatiques ambiantes. Cette hypothèse est d'autant plus justifiée que la différence de charge hydraulique restituée par *A. gayanus* et *C. nigriflora* vaut 40% alors que celle relevée entre le témoin et *C. nigriflora* est moins de 20% et cela concerne le premier jour d'alimentation alors que les poaceae ont été soumises à 4 jours de stress hydrique.

La quantité moyenne d'eau perdue par réhumectation du massif et par évaporation simple peut être estimée à 21% après 4 jours de repos quand on sait que le témoin non planté a restitué 79% de la charge reçue à la reprise. Sur cette base, la quantité moyenne d'eau disparue au niveau du

pilote planté de *C. nigriflora* par absorption et par évapotranspiration de la plante peut être estimée à 19% puisque la quantité totale d'eau perdue s'élève à 40%. Quant à *A. gayanus* qui a restitué seulement 20% de la charge hydraulique reçue, la part perdue par absorption pour les besoins de la plante et par évapotranspiration vaut 59%.

En somme, lorsque *C. nigriflora* nécessite 19% de la charge hydraulique d'alimentation pour ses besoins, *A. gayanus* en nécessite trois fois plus.

4.2.3 Performances épuratoires des filtres plantés

4.2.3.1 Abattements de la pollution carbonée

4.2.3.1.1 Elimination de la Demande Chimique en Oxygène

Les tableaux 15 et 16 donnent respectivement les paramètres de l'effluent d'alimentation et des filtrats issus des pilotes FPA et FPV la première année de fonctionnement des pilotes. La figure 59 présente les valeurs moyennes de la DCO de l'effluent brut et des filtrats issus des deux pilotes en 2009. Les rendements épuratoires moyens sont respectivement de 90,60 et 93,23% pour FPA et FPV, avec des teneurs moyennes en DCO de 122 mg.L⁻¹ et 87 mg.L⁻¹ pour une DCO moyenne en entrée de 1298 mg.L⁻¹.

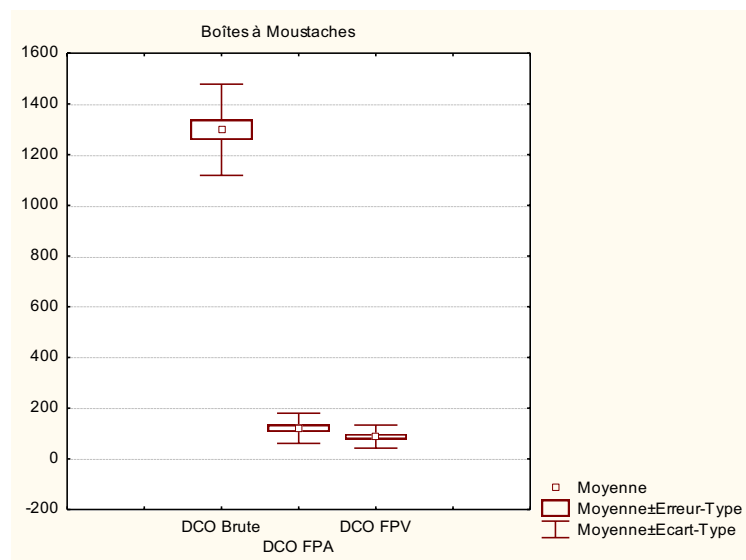


Figure 59 : Moyennes et écart-types de la DCO en mg.L⁻¹ des deux filtres plantés

Pour la deuxième année de fonctionnement, les pilotes FPA, FPV et le témoin non planté ont donné les rendements moyens de 93,68%, 96,66% et 96,47% à l'issue du traitement. Les teneurs

moyennes correspondantes relevées sont de 73 mg.L⁻¹, 36,5 mg.L⁻¹ et 41 mg.L⁻¹. Lorsque nous prenons en compte les rapports de débits restitués, ces teneurs s'améliorent avec les valeurs respectives de 55 mg.L⁻¹, 29 mg.L⁻¹ et 37,5 mg.L⁻¹. Les caractéristiques de l'effluent d'alimentation des pilotes sont restées identiques dans l'ensemble, compte tenu du fait qu'aucun changement notable n'est intervenu sur le réseau ou à la station. Celle-ci a continué à recevoir les eaux usées provenant majoritairement de la brasserie.

La première année, si les deux réacteurs ont évolué de façon identique les trois premières semaines, dès la quatrième semaine FPA a montré une plus grande tendance à l'augmentation de la DCO, particulièrement à la reprise de l'alimentation. Parallèlement à cette évolution de la DCO, les besoins en eau d'*A. gayanus* sont plus élevés comparativement à ceux de *C. nigriflora* surtout le premier jour d'alimentation des pilotes avec 14% de débit restituée par FPA contre 38% pour FPV soient respectivement 8 et 23 litres.j⁻¹ (figure 57)

Cet état de fait peut être attribué en partie à la réhumectation du massif asséché avec la phase de repos, les forces osmotiques et matricielles étant alors fortes, particulièrement celles liées à l'imbibition, d'autant plus que le massif est riche en sels minéraux adsorbés à partir des eaux usées. Plus les volumes restitués sont faibles plus les DCO du filtrat augmentent. Cependant, l'évapotranspiration très importante à cette période de l'année (Janvier-février) dans la zone d'étude (figure 51) pourrait expliquer les pertes en eau très importantes à la réalimentation des massifs. Les travaux de Morani et Giardini (2009), portant sur les performances épuratoires de *Typha latifolia* et *Phragmites australis*, indiquent des rendements supérieurs à 86% en DCO et DBO₅ confirmant par ailleurs l'impact majeur de l'évapotranspiration sur la qualité de l'effluent à l'issue du traitement. Quant à Ouattara et al. (2008), ils ont obtenu des rendements de 91% à partir de travaux similaires sur *Panicum maximum* sous climat tropical.

En effet, les plantes ayant connu un stress hydrique de 4 jours présentent un potentiel hydrique très faible qui se traduit par un flétrissement réversible des feuilles et un appel d'eau, d'autant plus important que les plants sont en croissance. Dans des conditions de forte évapotranspiration, sous climat aride Abissy et Mandi (1999) ont obtenu avec des filtres plantés de roseau (*Arundo donax*) des rendements de 72% sur la DCO et 91 % sur les MES avec des lits plantés, résultats comparables à ceux de lits non plantés.

Par ailleurs, le faible volume relevé au niveau de FPA justifie les concentrations plus élevées en DCO. Quand on compare les charges moyennes rejetées par chaque pilote, FPA présente des performances légèrement supérieures à celles de FPV avec des rendements respectifs de 96 et 95%. Avec la deuxième année de fonctionnement la tendance observée la première année s'est

maintenue avec des concentrations plus élevées au niveau du filtrat de FPA alors qu'en termes de charges ce pilote rejette le moins de pollutions, pour des effluents de plus faible quantité.

Tableau 15: Paramètres caractéristiques de l'effluent d'alimentation des pilotes

PARAMETRES	Nombre d'échantillons	Valeur minimale	Valeur maximale	Moyenne	Ecart type
DCO (mg.L ⁻¹)	37	1073	1580	1298	180
DBO5 (mg.L ⁻¹)	37	756	980	886	67,16
NK ((mg.L ⁻¹)	27	70,90	53,5	62,23	10,03
NO3 (mg.L ⁻¹)	27	0,30	4,6	1,82	0,71
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	26	6,40	9,5	8,20	0,78
pH	37	6,82	8,88	7,60	0,60
C E (μS.cm ⁻¹)	37	1023	1985	1580	363
TURBIDITE (NTU)	12	220	275	248	17
CF (UFC/ 100ml)	12	396000	2784000	1139333	908838

Tableau 16 : Valeurs moyennes et écart-types des paramètres caractéristiques des filtrats à la sortie des filtres plantés

PARAMETRES	Pilotes	Nombre d'échantillons	Valeurs minimales	Valeurs maximales	Moyenne	Ecart type
DCO (mg.L ⁻¹)	FPA	24	51	237	121,79	60,73
	FPV	24	30	163	87	37
DBO5 (mg.L ⁻¹)	FPA	24	8	45	26	10
	FPV	24	9	40	22	8
NK (mg.L ⁻¹)	FPA	18	12,3	40	20,39	7,52
	FPV	18	18,10	49,80	21,46	9,45
NO3 (mg.L ⁻¹)	FPA	18	4	78	35	18
	FPV	18	11	75	36	18
pH	FPA	18	7,90	9,09	8,45	0,37
	FPV	18	7,64	8,67	8,24	0,25
C (μS.cm ⁻¹)	FPA	18	2540	4140	3240	418
	FPV	18	2170	2750	2477	185
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	FPA	13	0,90	5	2,04	1,20
	FPV	13	2	4	2,76	0,67
TURBIDITE (NTU)	FPA	18	106	177	137	24
	FPV	18	27	53	39	8

Globalement, on peut noter une amélioration des performances des pilotes avec le temps, de la première à la deuxième année (Solano et al., 2004). L'amélioration des performances pourraient s'expliquer par l'effet rhizosphère autour des racines favorable à la croissance des bactéries mais également par le développement du système racinaire facteur de meilleures conditions d'aération du milieu (Alexandre et Kaïré, 2001 ; Liénard et al., 2005). En outre, la plus forte évapotranspiration observée en 2009, avec pour conséquence des débits restitués plus faibles et par voie de conséquence des filtrats plus concentrés (figure 59) a contribué à occulter les performances réelles des pilotes.

4.2.3.1.2 Elimination de la Demande Biochimique en Oxygène

Les valeurs moyennes de la DBO₅ de l'effluent brut et des filtrats issus des deux pilotes sont données par la figure 60. Les teneurs moyennes en DBO₅ sont respectivement de 26 et 22 mg.L⁻¹ (tableau 16). La DBO₅ moyenne de l'effluent brut était de 886 mg.L⁻¹ (Tableau 15). Les rendements épuratoires relatifs à la DBO₅, varient entre 95 et 98% avec une moyenne de 97,06% pour le filtre planté d'*A. gayanus*, tandis qu'ils sont compris entre 96 et 99% au niveau du filtre planté de *C. nigriflora* pour une moyenne de 97,52%. A l'inverse lorsque l'on considère les charges en n'occultant pas les besoins en eau plus importants d'*A. gayanus* par rapport à *C. nigriflora*, on constate que les charges rejetées par FPV sont plus importantes que celles rejetées par FPA avec des abattements sur les charges journalières moyennes respectifs de 98 % et 99%.

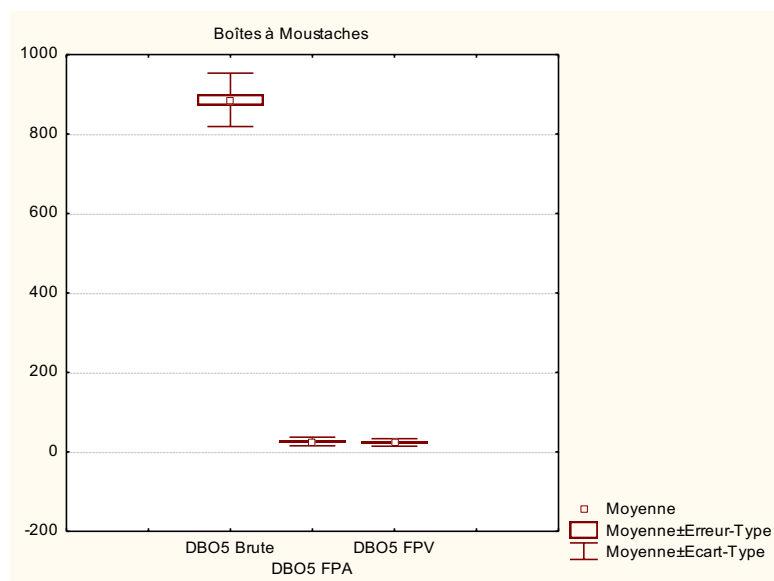


Figure 60 : Moyennes et écart-types des valeurs de la DBO₅ des deux filtres plantés

Par ailleurs l'analyse statistique des résultats indique un niveau p de significativité de 0,56 supérieure au seuil fixé à 0,05. Cela signifie que du point de vue de leurs performances les deux pilotes n'ont pas montré de différence significative comme l'attestent les rendements relevés.

Ils ont présenté de très bonnes performances liées à une bonne colonisation des massifs par les microorganismes épurateurs, notamment autour du système racinaire plus fin et deux fois plus développé en volume chez *A. gayanus* par rapport à *C. nigritana*, mais aussi grâce à une bonne oxygénation du massif avec les phases d'alimentation alternées de phases de repos (Liénard et al., 2005).

En effet, le système non saturé favorise l'aération, mais les phases de repos permettent une recharge plus importante du massif en oxygène utile au métabolisme des bactéries lors de la biodégradation de la matière organique. Des travaux similaires font état de rendements épuratoires sur la pollution organique de 90% et plus (Obarska-Pempkowiak et Gajewska, 2005 ; Ouattara et al., 2008). En outre, les échanges sol-plante-bactéries sont favorisés par l'effet rhizosphère autour des racines. Ces dernières constituent un support préférentiel pour les bactéries puisque la zone est mieux oxygénée et que les eaux percolent par des chemins créés le long de ces racines (Liénard et al., 2005). La matière minérale rendue disponible par l'action des bactéries est utilisée par les plantes pour leurs besoins nutritionnels.

A l'image de la DCO, nous avons observé une augmentation des concentrations en DBO₅ avec le temps, due sans doute au développement du système racinaire qui facilite la percolation des eaux, mais avec l'effet conjugué d'une diminution progressive des prélèvements de nutriments par les plantes qui, à cette phase ont cessé de croître pour ce qui est de *C. nigritana* ou ont atteint la fin de croissance pour *A. gayanus* qui portait à nouveau des panicules.

Cependant l'évapotranspiration demeure le facteur le plus important de la concentration des effluents en sortie de pilotes. La figure 61, permet de constater qu'avec l'alimentation en eaux usées, *A. gayanus* croît plus vite que *C. nigritana* qui très tôt a connu une stagnation de sa croissance. Cependant aucun des deux macrophytes n'a atteint la taille acquise avant le faucardage suivi de l'alimentation avec les eaux usées. Traoré (1996) a fait le même constat sur *A. gayanus*. L'avantage du faucardage avant le stockage des nutriments dans les racines est de donner à la plante une plus grande capacité d'élimination de la pollution avec la croissance de la biomasse végétale (Verhoven et Meuleman, 1999).

La forte salinité des eaux et le caractère alcalin du milieu ont eu probablement un impact négatif sur la croissance des plants, même si ces impacts diffèrent d'une poaceae à l'autre. Cette hypothèse est confirmée par la croissance normale des plants la deuxième année après

faucardage, *A. gayanus* atteignant alors la taille de 250 cm tandis que celle de *C. nigriflora* était de 220 cm sous alimentation à l'eau claire.

Néanmoins, il ne fait aucun doute que le faucardage a favorisé une augmentation des besoins en eau et en nutriments, prélevés à partir des eaux usées. Ceci a permis une meilleure croissance de *A. gayanus* qui a donné une biomasse végétale plus importante que celle de *C. nigriflora*, atteignant ainsi très tôt la fin de son cycle de croissance (Morani et Giardini, 2009).



Figure 61 : *A. gayanus* (à gauche) et *C. nigriflora* (à droite) 8 semaines après le premier faucardage et sous alimentation à l'eau usée

4.2.3.2 Evolution des teneurs en nutriments

4.2.3.2.1 Evolution des teneurs en azote

En entrée des pilotes la teneur moyenne en azote Kjeldahl NK (formes oxydables de l'azote) était de 62,23 mg/L pour une charge correspondante de 3733 mg/j. En sortie des pilotes FPA et FPV nous avons enregistré les teneurs moyennes respectives de 20,39 et 21,46 mg/L avec les abattements correspondants de 67,22 et 65,51%. En termes de charges en NK, FPA a rejeté en moyenne 562 mg /j de NK et FPV 818 mg/j, correspondant à des rendements d'élimination de NK de 84,9 et 78,08%.

Ces abattements sur NK laissent présager une bonne nitrification au sein des deux massifs.

La figure 62 donne la variation des teneurs en nitrates dans le temps. Les concentrations tout comme les charges en nitrates sont plus importantes au niveau du réacteur planté de *C. nigriflora* comparativement à celui planté d' *A. gayanus*. En effet, les flux moyens journaliers de nitrates en sortie de pilotes sont respectivement de 1388 mg N-NO₃ /j et 965 mg N-NO₃ /j alors que

l'effluent d'alimentation présentait en charges moyennes en nitrates et ammonium respectivement 120 mg N-NO₃ /j et 2040 mg N-NH₄/j.

La figure 63 indique des teneurs moyennes peu différentes de nitrates de 35 et 36 mg/L respectivement pour FPA et FPV pour une concentration moyenne en sels ammoniacaux de 34 mg/L pour l'effluent brut. Les abattements des sels ammoniacaux en sortie de pilotes sont 96% et 97% pour FPA et FPV confirmant la bonne installation d'un processus d'oxydation des formes réduites de l'azote, même si par ailleurs l'ammonium a des capacités de s'adsorber sur le massif en partie ou d'être éliminé à l'état gazeux à la faveur de l'alcalinité du milieu (Wanko et al., 2005 ; Njoroge et Mwamachi, 2004). Les travaux de Molle et al. (2004) indiquent que la nature du matériau filtrant, la hauteur du massif impactent la nitrification tandis que la surface unitaire mise en œuvre influence l'abattement de NK.

La présence de faibles teneurs de nitrites dans les deux filtrats pour des valeurs moyennes de 1,62 mg/L à la sortie de FPA et 1,74 mg/L à l'issue du traitement par FPV laisse penser que des conditions anoxiques pourraient résider notamment au fond des massifs d'autant plus qu'il n'y a qu'une issue d'évacuation du filtrat de moins de 10 cm de diamètre vers l'avant, le fond restant étanche. Cet état de fait pourrait favoriser l'élimination d'une partie de l'azote sous forme moléculaire par dénitrification. Le carbone résiduel disponible à l'issue de l'abattement de la DCO pourrait servir à ce processus de dénitrification assuré par des bactéries hétérotrophes (Münch et al., 2004). Cette hypothèse est d'autant plus plausible que l'oxydation du carbone et la nitrification ont lieu dans les couches supérieures du massif mieux aérées et sièges des bactéries oxydantes (Kayser et Kunsh, 2004). Ces auteurs évaluent le transfert d'oxygène à 36 g de O₂.m⁻².j⁻¹ pour un apport journalier d'eaux usées de 60 L.m⁻² en 4 bâchées. Quant à Cooper et al. (1998), ils estiment que dans les filtres plantés à écoulements vertical le transfert d'oxygène varie entre 50 et 90 g de O₂.m⁻².j⁻¹.

La présence des racines assure une oxygénation de la zone rhizosphère par transfert de l'oxygène atmosphérique. Münch et al. (2004) rapportent une concentration en oxygène deux fois plus importantes dans cette zone comparativement à un témoin non planté. Ce phénomène favorise le développement des bactéries qui par ailleurs profitent de la rhizodéposition constituée d'exsudats autour des racines. Ces cellules mortes constituent une source de nutriments (sucres et acides aminés) pour les bactéries.

De façon générale les deux réacteurs ont montré des performances satisfaisantes. Avec un niveau de significativité p supérieur au seuil de 0,05, l'analyse statistique indique que FPA et FPV ne présentent pas de différence significative quand on considère les concentrations des différents

paramètres à l'issue du traitement. Cependant, il convient de rappeler que le filtre planté de *A. gayanus* restitue les charges hydrauliques les plus faibles. Aussi les flux de NK, rendent-ils mieux compte de l'abattement réel sur ce paramètre et par voie de conséquence des performances des pilotes. Du point de vue des charges en NK, FPA a présenté de meilleures performances par rapport à FPV.

A l'inverse si l'on considère la nitrification qui est intimement liée à l'abattement de NK, globalement FPV présente les charges journalières en nitrates les plus élevées. Ce phénomène indique un prélèvement plus important de matière minérale par *A. gayanus*, (Morani et Giardini, 2009), ce d'autant plus que les abattements des teneurs en l'ammonium et en NK sont pratiquement les mêmes au niveau des deux réacteurs biologiques. Pour corroborer cette hypothèse, les charges de nitrates sont les moins importantes le premier jour du fait de l'effet conjugué des prélèvements de nutriments et du stress hydrique subi par les plantes après une disette de 4 jours. En tout état de cause, la différence de comportement des deux réacteurs ne peut qu'être attribuable aux caractéristiques intrinsèques de chaque plante puisque les massifs ont la même composition et fonctionnent sous les mêmes conditions. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Morani et Giardini (2009) qui ont noté un prélèvement de N, P et K de plus de 65% par rapport aux teneurs en entrée avec des filtres plantés de *Typha latifolia* et *Phragmites australis*. Dans tous les cas, l'installation d'un processus aérobie au sein des réacteurs est avérée à travers les concentrations en nitrates à la sortie des deux pilotes. Ces conditions aérobies sont inhérentes à l'alternance des phases d'alimentation et de repos mais également aux bonnes conditions d'aération des massifs grâce au développement du système racinaire (Obarska-Pempkowiak et Gajewska, 2005). En effet, ce régime d'alimentation favorise l'autorégulation de la biomasse épuratrice par l'installation temporaire d'une disette qui augmente la respiration endogène, étant entendu que la présence des racines et de la biomasse aérienne créent les conditions idéales pour l'accroissement de la population bactérienne (Liénard *et al.*, 2005 ; Wanko *et al.*, 2005 ; Agence de l'eau, 2005).

Pour une réutilisation des eaux en agriculture, *C. nigriflora* constitue un meilleur choix en termes de charges hydrauliques restituées mais également de la disponibilité plus importante de nutriments. Cependant, le faucardage des plants a un impact important sur le comportement des deux poaceae qui grâce aux stocks de nutriments constitués résistent à des conditions difficiles de sécheresse et de rareté de nutriments.

Quant à *A. gayanus*, la plante présente de grandes potentialités en termes d'élimination de la pollution mais également de l'eau, compte tenu de son besoin plus important en eau à travers

l'absorption pour son métabolisme mais également à travers une plus grande évapotranspiration par la surface de la biomasse aérienne. A cet effet, le faucardage répété qui stimule la repousse de nouvelles tiges, assure un transfert des nutriments, tandis que l'évaporation superficielle et l'évapotranspiration de la plante amplifiées par le vent, la température et une faible humidité relative permet l'élimination de l'eau (Brix, 2003).

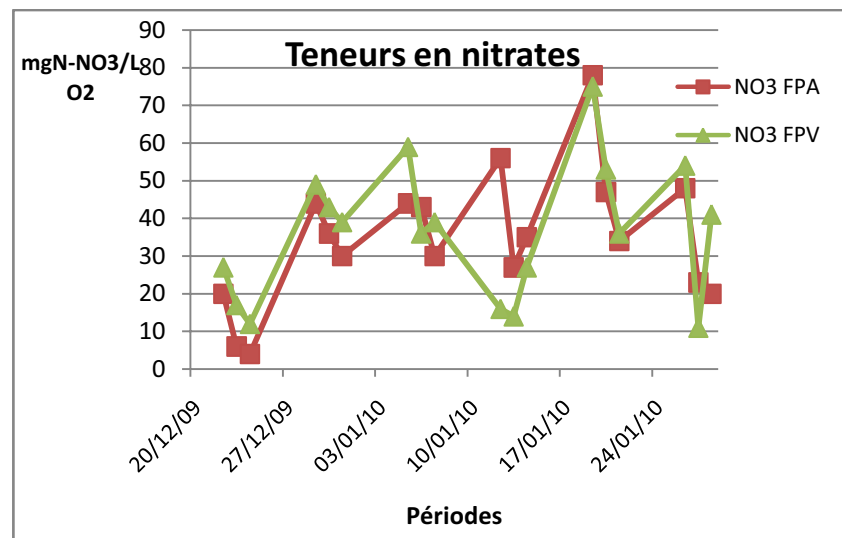


Figure 62 : Evolution temporelle des teneurs en nitrates au niveau des deux filtres plantés

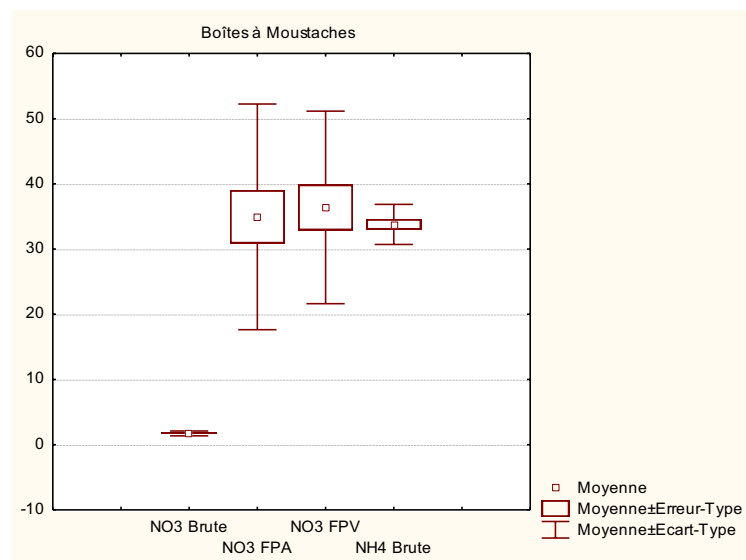


Figure 63 : Moyennes et écart-types des teneurs en nitrates et sels ammoniacaux en mg.L⁻¹ à la sortie des deux réacteurs biologiques

4.2.3.2.2 Abattements des orthophosphates des filtrats

Les figures 64 et 65 montrent les niveaux d'abattement des teneurs en orthophosphates à l'issue du traitement par FPA et FPV. Les rendements moyens relevés sont de 75% et 67%

respectivement. Quand aux charges moyennes journalières en orthophosphates rejetées, elles sont donc plus faibles pour FPA avec 61 mg P-PO₄ /j contre 109 mg P-PO₄ /j pour FPV. Si l'abattement est dû en partie à l'adsorption des ions orthophosphates sur le support granulaire (Molle, 2003), la différence constatée entre les charges moyennes journalières rejetées est due à la plus grande absorption par *A. gyanus* de ces ions qui sont prélevés au niveau des poils absorbants des racines et acheminés par la sève brute vers les différents organes de la plante. Cette hypothèse est confortée par la croissance plus rapide de *A. gyanus* et ses besoins en eau relativement plus importants.

La figure 57 se rapportant aux charges hydrauliques évacuées durant les trois jours successifs montre des valeurs plus faibles les premiers jours d'alimentation, avec un impact plus marqué pour le pilote planté d' *A. gyanus*. Les résultats des travaux de Ouattara et al. (2008) sont en accord avec les nôtres. En effet, ayant travaillé sur *Panicum maximum* sous climat tropical, ils ont obtenu un rendement moyen d'élimination des orthophosphates de 75 %, contre 49 % pour un témoin non planté. Ils attribuent cette performance à l'assimilation bactérienne et /ou végétale, mais également à l'adsorption dans le massif filtrant tout comme Molle (2003). Cependant il est important de relever que les rendements épuratoires sur PO₄³⁻ avec *Panicum maximum* sont supérieurs à ceux obtenus par Coulibaly *et al.* (2008) qui ont travaillé sur *Amaranthus hybridus* et *Corchorus oliterius*. Par ailleurs, si Abissy et Mandi (1999) ont constaté de bonnes performances sur l'élimination de l'azote avec *Phragmites australis*, celle du phosphore avec 10 % d'abattement sur PO₄ reste faible avec des périodes de relargage. La différence de performance pourrait être liée aux prélèvements de la plante.

Pour confirmer nos conclusions, les résultats de travaux menés par Traoré (1996) indiquent que *A. gyanus* absorbe de grandes quantités de nutriments N, P et K, absorption favorisée par la disponibilité de l'eau. La réserve de nutriments est constituée dans le système racinaire les premières années de son installation, tandis que la plante âgée présente des teneurs plus importantes en nutriments dans la biomasse aérienne. De façon générale, le stock d'azote et de phosphore augmente progressivement jusqu'à la floraison et ce parallèlement à la croissance de la biomasse. On observe ensuite une baisse progressive des réserves jusqu'à la fin du cycle, puisqu'à partir de la floraison les prélèvements de N et P sont quasi nuls (Traoré, 1996).

Ouattara et al. (2008) relèvent également une baisse des besoins de la plante en PO₄³⁻ lorsque celle-ci atteint sa croissance maximale, se traduisant par une diminution du rendement d'élimination au niveau du lit planté.

A l'inverse, les travaux menés sur *Phragmites australis* utilisé couramment dans les filtres

plantés en France, montrent des prélèvements très faibles de nutriments tant et si bien que l'intérêt majeur du faucardage revient à réduire l'accumulation de dépôts de MES à la surface des massifs (Liénard et al., 2005).

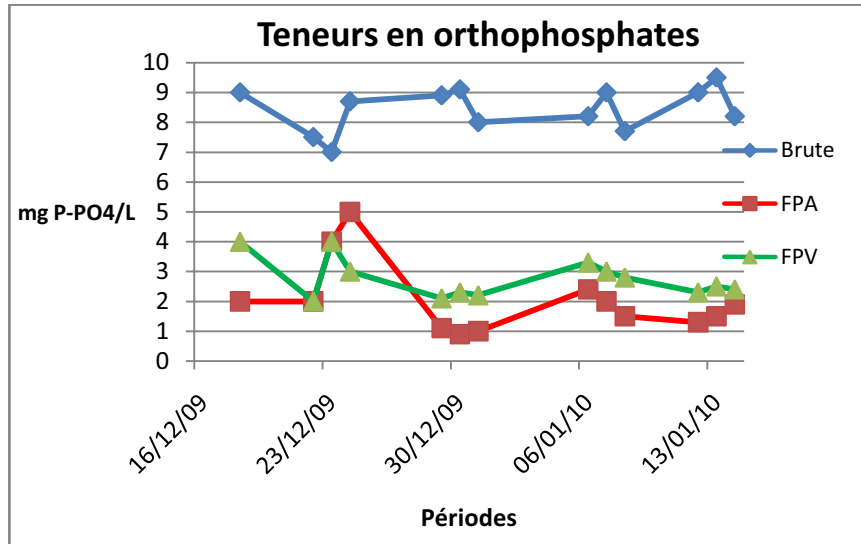


Figure 64 : Variation temporelle des teneurs en orthophosphates des filtrats issus des deux réacteurs biologiques

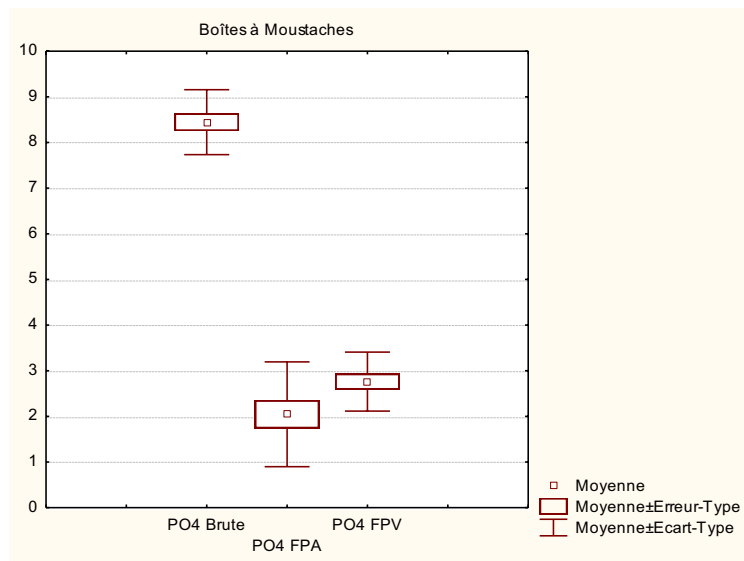


Figure 65 : Moyennes et écart-types des teneurs en orthophosphates exprimées en m.g.L⁻¹ à la sortie des deux réacteurs biologiques.

4.2.3.3 Abattements de la pollution microbiologique

4.2.3.3.1 Elimination des coliformes fécaux à l'issue du traitement par les filtres plantés

Les résultats d'analyse de la première année font état de rendement sur les CF de 99,80 et

99,21% respectivement pour FPA et FPV avec les abattements correspondant de 2,70 Ulog et 2,10 Ulog, tandis que pour la deuxième année nous avons noté des rendements légèrement moins importants de 97,91%, 97,41% et 97,50% respectivement avec FPA, FPV et le témoin pour des abattements de 1,68 Ulog, 1,58 Ulog et 1,60 Ulog.

Si la première année les rendements étaient supérieurs à 99%, la deuxième année ils ont connu une baisse qui pourrait s'expliquer par la fluctuation des teneurs en CF de l'effluent d'alimentation avec le temps, en fonction de l'importance des activités de l'abattoir, qui sont particulièrement intenses au moment des fêtes, générant ainsi des débits relativement plus élevés qu'en temps ordinaire. Les résultats de la deuxième année ayant porté sur des prélèvements de décembre et janvier, ce phénomène a pu réduire le niveau d'abattement, étant donné que l'élimination des CF se fait essentiellement par rétention physique par les massifs filtrants, par adsorption sur le support et dans une moindre mesure par la compétition entre espèces vivantes dans le milieu, ce alors même qu'avec le développement du système racinaire l'infiltration est censé être facilitée.

Néanmoins on peut remarquer que les deux années successives, FPA a assuré les meilleurs rendements d'élimination des coliformes fécaux comparativement à FPV et au témoin. Cette performance particulière de FPA en dépit des faibles débits restitués pouvant induire une concentration plus élevée, pourrait être attribuée à la présence de macrophytes dont le système racinaire fibreux plus développé et plus fin offre une surface spécifique plus importante servant de support aux bactéries qui y sont adsorbées. En effet, le rôle physique de rétention des bactéries par le massif varie peu quand on passe d'un pilote à l'autre, dans la mesure où ceux-ci ont la même composition. La seule variable, à même de justifier une différence de comportement entre les filtres est inhérente à la spécificité du macrophyte planté.

Les résultats des travaux de Ouattara et al (2008), portant sur un lit planté de *Panicum maximum* et un témoin non planté, font état de rendements d'élimination d'*Escherichia coli* de 98 et 90% respectivement. Harisson et al. (2000) rapportent des rendements d'élimination des CF de 91 et 99,8% par infiltration-percolation d'eaux usées issues de fosses septiques sur un sol en place et sur un lit de sable respectivement. Gnagne et Brissaud (2002) relèvent que, sous climat tropical, un temps de repos d'un jour permet une meilleure élimination des CF comparativement à un temps de repos plus long de cinq jours.

Ces résultats suggèrent une difficulté de remise en activité du système après un temps de repos trop long sous un climat chaud et moins arrosé que le climat tempéré où il faut un temps de repos deux fois plus long que le temps d'alimentation des pilotes.

4.2.3.4 Les paramètres physico-chimiques des filtrats

4.2.3.4.1 Evolution du pH des eaux traitées

La figure 66 montre une tendance générale des filtrats à l'alcalinisation. En effet, pour des pH de l'effluent d'alimentation variant entre 6,80 et 7,50 durant la période d'expérimentation, la première année nous avons relevé sur toute la durée des travaux des pH en hausse pour les deux pilotes FPA et FPV, avec des teneurs qui sont restées néanmoins dans des valeurs proches de 8. Le filtrat issu du pilote planté de *A. gayanus* a donné des pH compris entre 7,90 et 9,10 avec une moyenne 8,45 tandis que celui du second réacteur a varié entre 7,60 et 8,70 avec une moyenne de 8,24 (figure 67). Toutefois on note une baisse régulière des valeurs quand on passe du premier au troisième jour traduisant ainsi l'impact majeur des volumes restitués sur le pH du milieu.

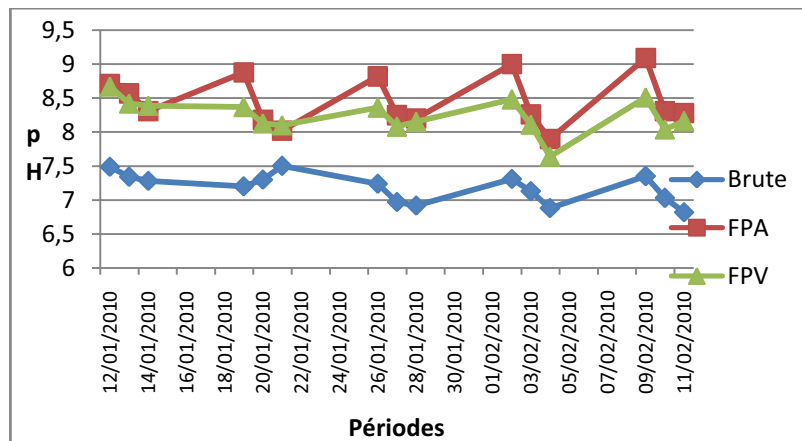


Figure 66 : Evolution temporelle du pH à l'issue du traitement par les filtres plantés.

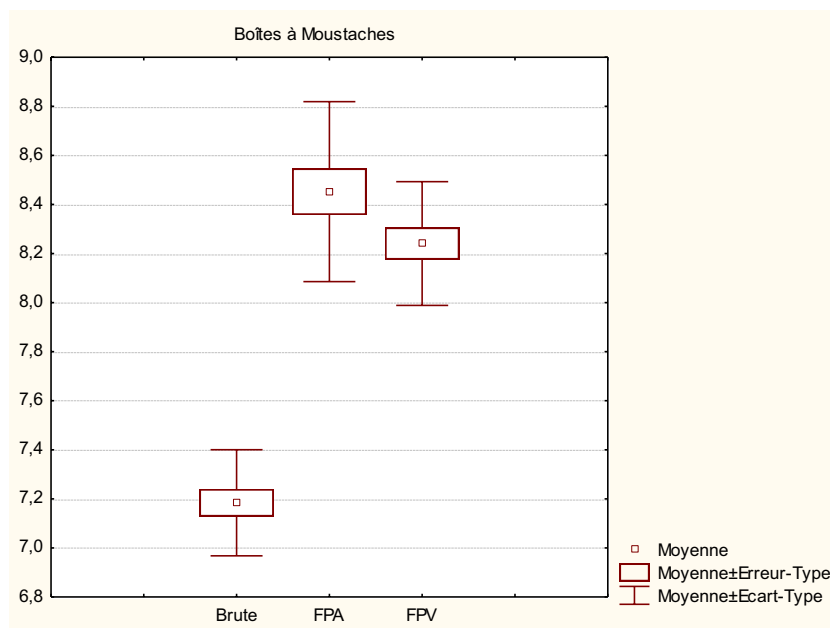


Figure 67: Moyennes et écart-types des valeurs de pH des filtrats issus des deux réacteurs biologiques

L'alcalisation du filtrat s'est confirmée la deuxième année de fonctionnement des pilotes avec des pH moyens respectifs de 8,13, 8,26 et 8,30 pour FPA, FPV et le témoin, alors que le pH de d'alimentation a varié entre 6,34 et 7,20. Ce phénomène pourrait relever de différents facteurs dont le caractère « dur » de l'effluent d'alimentation qui, faut-il le rappeler, est constitué en grande partie des rejets de la brasserie qui procède à une décarbonatation à la chaux de l'eau utilisée dans la fabrication de la bière et d'autres boissons. Un processus qui génère des précipités de carbonates de calcium et de magnésium, mais également de l'hydroxyde de magnésium, évacués avec les eaux usées. Ces composés adsorbés en partie sur le support granulaire sont source d'alcalinisation du milieu par les interactions réactionnelles à l'interface support- plante-micro-organismes. La présence de CO₂ issu de la biodégradation de la matière peut remettre en solution de l'hydrogénocarbonate de calcium et de magnésium qui sont des formes solubles.

Un autre facteur pouvant entraîner une augmentation des pH provient du métabolisme des plantes qui comme cela a été signalé précédemment, absorbent des nutriments à partir des eaux usées reçues. Globalement, lors du métabolisme des plantes un équilibre électrostatique doit demeurer au sein des cellules végétales, c'est-à-dire que la somme des charges négatives portées par les anions doit être égale à la somme des charges positives portées par les cations. Par conséquent un prélèvement d'anions par la plante entraîne un co-transport de cations à l'intérieur de celle-ci ou un contre transport d'un autre type d'anions vers l'extérieur. C'est ainsi que l'absorption d'ions nitrates à travers les racines, se fait à contre courant d'un transport d'ions

hydroxydes de la plante vers l'extérieur ou un co-transport d'ions hydroniums à l'intérieur de la cellule végétale. L'absorption d'ammonium qui est moins importante de façon générale chez les plantes par rapport au prélèvement des nitrates, est un processus qui favorise une baisse du pH par un contre transport de H^+ vers l'extérieur de la plante (Heller et al., 2007).

Par ailleurs, la nitrification qui est favorisée dans un milieu légèrement alcalin, engendre des ions H^+ dans le milieu, favorisant ainsi une diminution du pH (Ouattara et al., 2008).

Ces différents facteurs ci-dessus cités, conjugués déterminent le pH du milieu.

En dépit des volumes restitués plus importants le deuxième et le troisième jour, les pH restent élevés. En outre, les pH relevés au niveau du témoin la deuxième année sont restés légèrement plus élevés comparativement à ceux des filtrats de FPA et FPV. Cela laisse penser que le facteur le plus déterminant reste la spécificité des eaux d'alimentation, marquée par la présence des carbonates. A contrario, Ouattara et al. (2008) ont relevé une baisse du pH des filtrats lors du traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés sous climat tropical. De même, Kouamé et al. (2008) rapporte une acidification du filtrat avec le temps par traitement des matières de vidange issues de fosses septiques par infiltration-percolation sur un support fait de sable en régime non saturé.

Ces résultats confortent la logique de l'impact primordial de la spécificité des eaux d'alimentation de nos pilotes, des eaux mixtes (industrielles et domestiques). Par conséquent, globalement la présence des ions carbonates est le facteur le plus important pouvant expliquer l'alcalinisation systématique du milieu pendant toute la durée du fonctionnement des pilotes.

Quand on compare FPA et FPV, le phénomène est plus marqué avec le pilote planté *de A. gayanus* qui donne des pH légèrement plus élevés en comparaison des valeurs relevés au niveau du réacteur planté de *C. nigriflora*, particulièrement les premiers jours d'alimentation des réacteurs. Cet état de fait est confirmé par le test de Wilcoxon pour échantillons appariés qui indique un niveau p de significativité de 0,003, signe d'une différence de comportement des deux réacteurs. Cette différence de comportement pourrait être imputé aux faibles volumes de filtrat restitué par le pilote FPA à la réalimentation comme indiqué par la figure 57.

4.2.3.4.2 Evolution de la conductivité électrique (CE)

Les figures 68 et 69 présente une augmentation de la conductivité électrique au niveau des deux réacteurs biologiques passant d'une moyenne de $1936 \mu S.cm^{-1}$ de l'effluent d'alimentation à des moyennes respectives de $3240 \mu S.cm^{-1}$ et $2476 \mu S.cm^{-1}$ à la sortie des pilotes FPA et FPV. A l'image du pH, nous constatons une tendance générale à l'augmentation de la conductivité

électrique, donc de la minéralisation des filtrats. Une fois de plus le pilote planté de *A. gyanus* présente les valeurs les plus élevées pour des débits restitués plus réduits. En moyenne les valeurs de la conductivité électrique ont augmenté respectivement de 68 % et 28% pour FPA et FPV. On note néanmoins une baisse des teneurs les trois jours successifs comme le montre la figure 68.

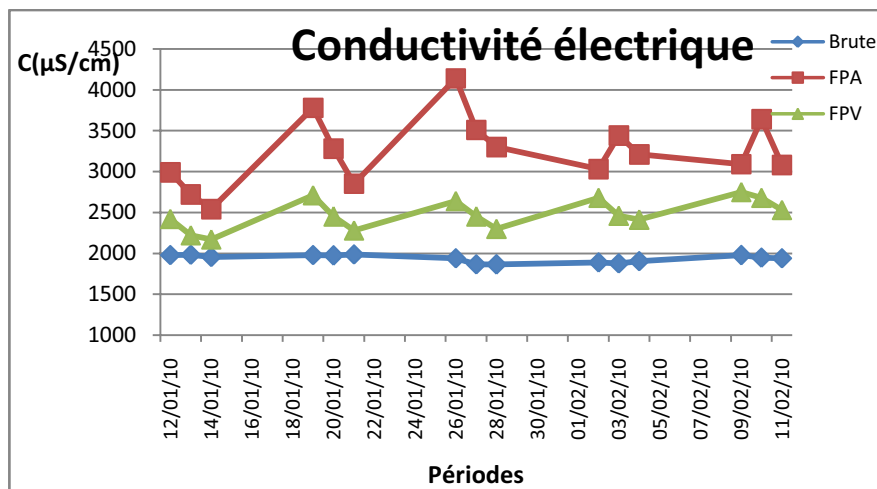


Figure 68 : Evolution temporelle de la conductivité électrique des filtrats issus des deux filtres plantés

En dépit de l'adsorption de certains ions sur le support granulaire et des prélèvements de nutriments par les plantes, les valeurs de conductivité électrique sont restées supérieures à celles de l'ERU et ce pour les deux filtres plantés FPA et FPV la première année. La deuxième année de fonctionnement a néanmoins connu une amélioration des volumes restitués les trois jours successifs avec 20, 70, 78% pour FPA, 60, 80 et 81% pour FPV alors que le témoin non planté a restitué les trois jours d'affilé 79, 83 et 84% de la charge hydraulique d'alimentation. En dépit de cette amélioration notable des rendements d'eau restituée, les valeurs de la conductivité électrique ont évolué en gardant la même tendance que la première année. Les valeurs moyennes relevées après traitement le 3^{ème} jour sont respectivement de 2214, 1904 et 1308 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour FPA, FPV et le témoin pour un effluent brut de conductivité électrique moyenne de 1318 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. En somme, globalement, seul le témoin a présenté des conductivités à peine inférieures à celles de l'effluent d'alimentation. Des deux filtres plantés, FPA a une tendance plus marquée à la minéralisation comparativement à FPV, ce d'autant plus que les débits restitués par les deux pilotes, peu différents le dernier jour (78 et 81%), n'ont pu induire une différence aussi grande des valeurs relevées par dilution pour FPV, à savoir 2214 et 1904 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivement pour FPA et FPV.

La conductivité électrique a connu une évolution ascendante avec les pilotes FPA et FPV dès

leur mise en fonctionnement. Cela laisse augurer une augmentation progressive ultérieure des valeurs de la conductivité électrique des filtrats issus du témoin, en dépit du fait que celle de l'effluent d'alimentation reste dans la même fourchette de valeurs eu égard aux activités de la brasserie. Cette évolution à la hausse des valeurs de la conductivité électrique de tous les pilotes est liée à la saturation progressive des sites d'adsorption au sein des massifs. En effet, il est reconnu que de par la typologie des eaux d'alimentation, l'effluent d'alimentation des pilotes est riche en sels minéraux. Ce phénomène associé à une forte évapotranspiration, plus importante le premier jour de réalimentation peut justifier une augmentation de la conductivité électrique. Néanmoins, il importe de ne pas occulter la minéralisation de la matière organique qui se traduit du reste par la faible DBO₅ notée plus haut, témoignage de l'activité de la flore microbienne au sein du massif et particulièrement dans la zone rhizosphère (Liénard et al., 2005).

Par contre, au cours de la première année de fonctionnement, si le premier jour d'alimentation le débit restitué par FPA est faible comparativement à celui de FPV (14% et 38%), les débits restitués les deux jours suivants sont respectivement de 61% et 63% pour FPA et 76% et 77% pour FPV. Cependant, les valeurs de conductivité électrique relevées avec FPA restent largement supérieures à celles de FPV tous les trois jours. Sachant que seules les plantes font la différences entre les deux massifs d'une part, et que, d'autre part, *A. gayanus* a donné un système racinaire trois fois plus long et deux fois plus volumineux que celui de FPV, on peut attribuer la plus forte minéralisation du filtrat issu de FPA à un effet rhizosphère plus important lié à une meilleure colonisation du support racinaire par les bactéries assurant l'épuration. Cela est d'autant plus justifié que les racines plus fines de *A. gayanus* offrent une plus grande surface spécifique pour la croissance des bactéries. Par ailleurs le volume plus important occupé par ce système racinaire assure une plus grande aération de la zone qui constitue également un passage préférentiel de l'eau chargée de nutriments pour les bactéries, qui par voie de conséquence feront preuve d'une activité enzymatique plus importante (Liénard et al., 2005).

Par ailleurs le test de Wilcoxon indique un niveau p de significativité de 0,003 très inférieur au seuil fixé, ce qui confirme une différence nette de performances entre les deux réacteurs.

Toutefois, au regard de la figure 69, le réacteur FPV a présenté une plus grande stabilité avec des valeurs moins étalées en comparaison de celles de FPA.

Indépendamment de l'impact de l'évapotranspiration sur les débit restitués, et par ricochet, sur la concentration en sels minéraux des filtrats, il importe de noter que les éléments alcalins et alcalino-terreux que sont Na, Ca et Mg sont très peu utilisés par la plante (Gu et al., 2006 ; Kohler et al., 2004), leurs teneurs étant essentiellement affectées par l'adsorption sur le support

granulaire qui peut se retrouver saturé avec le temps. Les travaux de Morani et Giardini (2009) faisant état d'une augmentation des concentrations de 89% en Na et 74% en Mg par rapport aux valeurs d'entrée, confirment nos résultats. Xu et Jaffé, (2006) ont eux aussi noté un impact très important de l'évapotranspiration sur la concentration de certains éléments par traitement par filtre planté à écoulement vertical.

A l'inverse, les travaux de Ouattara et al. (2008) sur *Panicum maximum* font état d'une baisse de la conductivité électrique par rapport aux valeurs de l'effluent d'entrée, qu'ils attribuent à une rétention des sels par le massif essentiellement. Résultat contraire à ceux obtenus par Coulibaly *et al.* (2008) qui ont relevé une augmentation de la conductivité électrique avec le même type de sable servant de milieu filtrant. Cette différence de comportement pourrait être attribuée au type de plante utilisé, mais également à la typologie des eaux d'alimentation.

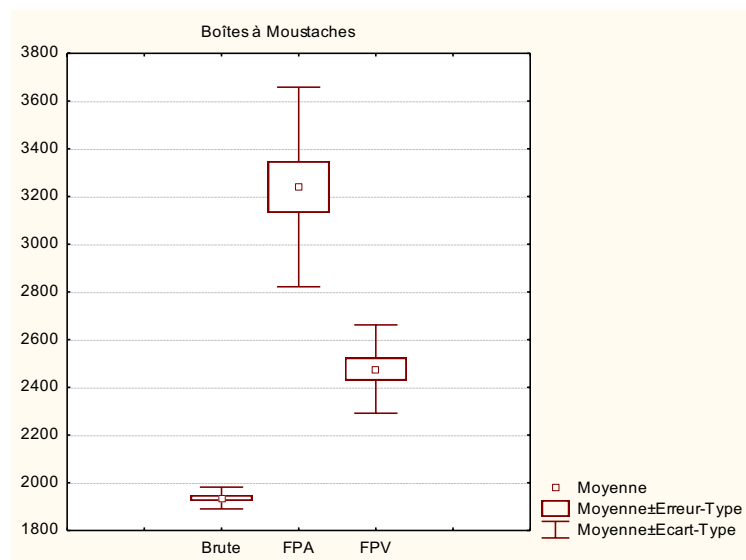


Figure 69 : Moyennes et écart-types des valeurs de conductivité des filtrats issus des deux filtres plantés

4.2.3.4.3 Evolution de la turbidité des eaux traitées

La figure 70 rend compte de la variation temporelle de la turbidité. La turbidité est élevée au niveau de l'effluent d'alimentation qui est chargée en MES et en matières colloïdales liées à sa typologie essentiellement agroalimentaire, mais également aux faibles débits hydrauliques entrant à la station eu égard à la capacité de la station. Les valeurs relevées fluctuent entre 220 et 275 NTU à l'entrée des pilotes, avec une moyenne de 248 NTU. A la sortie des pilotes les valeurs de turbidité relevées varient entre 106 et 177 NTU pour FPA tandis que FPV donne des valeurs plus faibles comprises entre 27 et 53 NTU avec une moyenne de 39 NTU (figure 71). Les abattements moyens respectifs correspondant sont de 45% 84% pour les deux réacteurs.

En dépit de la rétention des MES par l'action physique de filtration des massifs, les matières colloïdales présentes dans le filtrat affectent les valeurs de turbidité relevées. Celle-ci sont plus importantes avec FPA, dénotant ainsi une corrélation positive avec la conductivité électrique, en ce sens que plus il y'a de la matière colloïdale ou des MES plus la turbidité est importante. La conductivité électrique plus importante des filtrats issus de FPA, une traduction de la présence plus importante de sels minéraux (Morani et Giardini, 2009), explique les valeurs de turbidité plus élevées au niveau de ce pilote contrairement à FPV. Cela est d'autant plus avéré qu'avec un filtre non planté nous avons relevé dans les mêmes conditions une moyenne de 87 NTU.

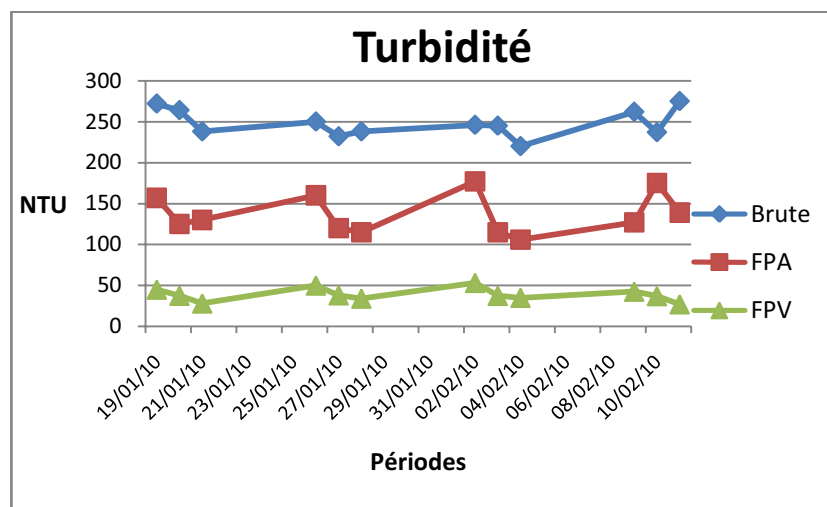


Figure 70 : Evolution temporelle de la turbidité de l'effluent issu des filtres plantés

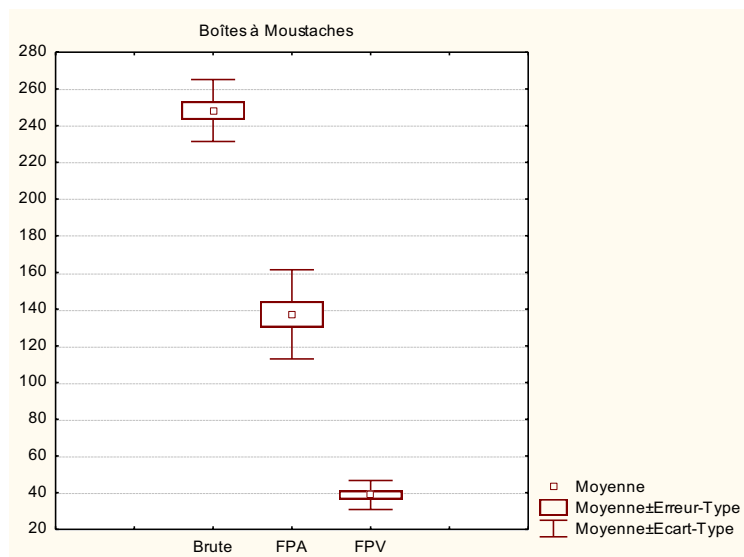


Figure 71: Evolution des moyennes et écart-types des valeurs de turbidité de l'effluent issu des filtres plantés

On pourrait penser à une percolation plus rapide des eaux à travers le massif planté de *Andropogon gayanus*, sauf que nous avons relevé un temps de séjour hydraulique plus important avec ce massif surtout le premier jour. Cette différence de comportement des deux pilotes est imputable à la différence de comportements des deux poaceae face aux conditions de fonctionnement auxquelles les réacteurs biologiques sont soumis.

Selon Ouattara et al. (2008) et Molle (2003) le trouble plus important du filtrat issu de lits plantés est lié à la présence des plantes. Cela s'explique par le fait que le développement des racines et de rhizomes crée des galeries dans le massif filtrant par lesquelles les particules fines et colloïdales passent et se retrouvent dans le filtrat.

Cette explication conforte nos résultats en ce sens que *A. gayanus* qui présente les valeurs de turbidité les plus élevées, a un système racinaire plus développé en volume et en taille comparativement à celui de *C. nigriflora* à ce stade de développement des plants (sept mois après leur repiquage). Toutefois, cela ne peut occulter le fait que la minéralisation plus importante au sein du massif planté de *A. gayanus* demeure le facteur important d'augmentation de la turbidité du filtrat issu de ce pilote comparativement à celle du filtrat issu de FPV, un phénomène exacerbé par des volumes restitués plus faibles au niveau de FPA.

L'analyse statistique révèle une différence significative quant aux performances des deux pilotes, puisque le niveau p du test de Wilcoxon donne une valeur de 0,002, inférieur au seuil de 0,05.

4.3 Conclusion

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude montrent que les abattements sur les paramètres de pollution organique sont satisfaisants grâce à l'action conjuguée des macrophytes, des bactéries et de la barrière physique que constitue le massif de sable. Cependant, nous pensons que travailler sur plusieurs années peut permettre de dégager le comportement dans la durée des plantes utilisées en termes de performances épuratoires et d'adaptabilité aux conditions climatiques mais également de charges organiques et hydrauliques croissantes. Néanmoins pour une première approche, *C. nigriflora* semble être plus résistante face au stress hydrique tandis que *A. gayanus* offre de meilleures capacités épuratoires par un prélèvement plus important de nutriments (N et P) et sur l'élimination de la pollution carbonée en termes de charges rejetées, tandis que lorsqu'on considère les teneurs en azote éliminé, les deux réacteurs ont des

performances très proches. De façon générale, les cultures fixées sur supports fins sont un meilleur moyen d'assurer de bons abattements sur la pollution organique en traitement secondaire ou tertiaire. Cependant la forte évapotranspiration sous climat soudano-sahélien entraîne une réduction non négligeable des débits avec pour conséquence une augmentation des concentrations en sels minéraux. L'expérience menée permet ainsi de dire que sous climat soudano-sahélien il n'est pas judicieux d'envisager un temps de repos double du temps d'alimentation comme cela est généralement préconisé en France, puisqu'à temps de repos à peine supérieur (4 jours), le stress hydrique a un impact important sur la résistance des plantes, les charges hydrauliques restituées et la qualité du filtrat. Aussi, une réduction plus importante du temps de repos pourrait-elle constituer une solution à même d'induire une baisse des teneurs en sels minéraux et permettre la restitution de débits hydrauliques plus importants susceptibles d'être réutilisés en agriculture, étant donné que le déficit hydrique est un problème récurrent dans les pays sahéliens.

Conclusion générale et perspectives

Les pays en développement connaissent d'énormes problèmes d'assainissement qui interpellent les décideurs, les chercheurs, les partenaires au développement et les citoyens pour apporter les réponses adaptées.

Dans le contexte de ressources limitées, le Burkina Faso, à l'image d'autres pays en développement cherche des solutions aux nombreux défis qui l'assaillent dont celui de l'approvisionnement en eau potable et de l'assainissement. Selon les derniers indicateurs, le taux de couverture en approvisionnement en eau potable est satisfaisant, ce qui a valu à notre pays une distinction à l'édition 2010 des Prix des OMD le 19 septembre 2010, au sommet des Nations Unies sur les OMD à New York. Le tableau est moins reluisant quant au taux d'accès à l'assainissement, puisque en 2007, seulement 11,4% des ménages burkinabè avait accès à un système d'assainissement, alors que 57,1% continuait à déféquer dans la nature.

Des technologies modernes existent dans le sens du traitement des eaux usées et excréta dans les conditions idéales. Cependant ces technologies intensives, dont les coûts de mise en œuvre et d'exploitation sont exorbitants, sont hors de portée des pays en développement, et ceux d'entre eux qui les ont expérimentées les ont rapidement abandonnées par insuffisance de ressources et/ou de personnel qualifié pour en assurer la pérennité.

A défaut d'une prise en charge globale et centralisée de l'assainissement, des alternatives en assainissement semi-collectif, existent pour ces pays, où la tendance est à la vulgarisation de l'utilisation d'ouvrages de collectes des excréta dont les latrines traditionnelles essentiellement. Des ouvrages qui présentent de hauts risques sanitaires par la pollution de la nappe par infiltration, et à plus grande échelle à travers l'absence de gestion adéquate des matières de vidange issues de ceux-ci.

Heureusement, la nature porte en elle des solutions novatrices à même de maîtriser la problématique de l'assainissement particulièrement dans les pays comme le Burkina Faso et comme en écho à Lavoisier : « rien ne se crée, rien ne se perd, tout se transforme ».

C'est dans cette vision que s'intègre se travail de thèse qui a eu pour ambition de proposer des solutions en assainissement des petites et moyennes collectivités par l'expérimentation de l'utilisation des fibres de coco dans le traitement des eaux résiduaires urbaines par infiltration-percolation d'une part, et par les filtres plantés de poaceae locales d'autre part.

Les fibres de coco comme support de culture, en traitement des eaux usées et excréta.

Des résultats obtenus, il s'avère que le substrat de coco est un excellent media de traitement de la pollution biodégradable, des eaux usées par infiltration-percolation au même titre que le sable. En effet, il a permis d'éliminer la pollution biodégradable (DBO_5) à hauteur de 98 % quand le sable assure un enlèvement de 99%. A l'inverse, l'oxydation des composés phénoliques extraits du substrat de coco lors de la percolation des eaux, a pour conséquence d'occulter l'abattement réel de la DCO des eaux usées par une DCO ajoutée, en comparaison des résultats avec le sable. Ces composés phénoliques non seulement s'amenuisent avec le temps, mais ne présentent pas de risques majeurs puisqu'il s'agit de substances naturelles qui dans tous les cas seraient retournées dans la nature.

Un autre résultat majeur est l'élimination de l'azote en dépit d'une quasi-absence de nitrification. L'abattement de l'azote ammoniacal atteignant 84%, relève de la nature végétale de ce substrat et de sa richesse en composés phénoliques qui pourraient favoriser l'élimination de l'azote par adsorption, complexation et échange d'ions à l'état d'ammonium selon des résultats d'études antérieures effectuées sur des matériaux similaires.

Un autre aspect non moins important qui mérite d'être retenu est la plus grande stabilité du substrat de coco quant à l'élimination des sels minéraux, comparativement au sable. En effet, en dépit de la spécificité des eaux brutes très salines et alcalines, dès la première phase de fonctionnement des pilotes le substrat de coco est resté constant dans l'élimination des sels avec des abattements au moins deux fois supérieurs à ceux du sable, pour des rendements respectifs de l'ordre de 72% et 35%. En outre, dans la durée, alors que le sable relarguait des ions après saturation, le substrat de coco en assurait toujours un abattement moyen de 20,91%. Cette propriété particulière du substrat de coco serait inhérente à sa structure à plusieurs dimensions et l'existence de micropores qui lui confèrent une surface spécifique plus grande et par voie de conséquence une plus grande capacité d'adsorption des ions.

Les filtres plantés de *Andropogon gayanus* et *Chrysopogon nigrifolius*

Au vu des résultats qui se sont dégagés de deux années d'expérimentation de l'utilisation de ces deux poaceae en traitement d'eaux résiduaires urbaines chargées, on peut retenir les points essentiels suivants :

- des deux poaceae, *Chrysopogon nigrifolius* s'est montré plus sensible aux conditions de salinité et d'alcalinité des eaux usées dont la spécificité est inhérente aux activités de la brasserie qui fournit plus de la moitié de l'effluent d'alimentation. Cette sensibilité s'est traduite par une stagnation de la croissance de cette plante quand *Andropogon gayanus* a continué à croître.
- les deux espèces ont montré une grande résistance à l'absence de nutriments pendant plus de cinq mois d'affilée, avant l'alimentation par les eaux usées censées leur fournir les éléments nutritifs. Cette résistance s'est manifestée par la survie de 100% des deux poaceae repiquées. Cette caractéristique des deux poaceae présente un intérêt lors de l'installation des plants pour une exploitation en situation réelle sans qu'un apport d'engrais soit nécessaire.
- S'agissant des conditions climatiques éprouvantes de température et d'évapotranspiration associées au stress hydrique de 4 jours par semaine imposé aux poaceae, *Chrysopogon nigrifolius* a fait preuve d'une plus grande résistance à travers une absence de flétrissement contrairement à *Andropogon gayanus* qui a atteint un point de flétrissement permanent la première année. Cependant la deuxième année, alors que les plants sont bien installés et les réserves constituées, aucun flétrissement n'a été constaté même après cinq jours de temps de repos.
- L'impact de la température et de la forte évapotranspiration s'est traduit par des volumes d'eau restituée plus faibles le premier jour de la reprise de l'alimentation particulièrement pour *Andropogon gayanus* dont le pilote a restitué un débit moyen de 20% contre 60% pour celui planté de *Chrysopogon nigrifolius* et 79% avec un témoin non planté. C'est le témoignage des besoins en eau plus importants de *Andropogon gayanus* et par voie de conséquence de sa plus grande sensibilité au stress hydrique.

- Au niveau de l'élimination de la pollution organique, les rendements ont augmenté de la première à la deuxième année pour les deux filtres avec une élimination de 98 et 99 % de la charge en DBO₅ respectivement avec les filtres plantés de *Chrysopogon nigriflora* et de *Andropogon gayanus*. En d'autres termes le second s'est montré légèrement plus performant que le premier quant à l'élimination de la pollution biodégradable.

Il ressort de ces résultats que le prélèvement des nutriments est relativement plus important avec *Andropogon gayanus* qu'avec *Chrysopogon nigriflora*, pour des rendements respectifs de 75% et 67% et des teneurs en nitrates plus faibles au niveau du pilote planté de *Andropogon gayanus* et ce en dépit des volumes restitués plus faibles.

En termes d'abattement des coliformes fécaux les deux pilotes s'équivalent, avec des rendements respectifs de 97,91%, 97,41% pour FPA et FPV, alors que le témoin non planté a donné des résultats similaires pour rendement de 97,50% dénotant ainsi le primat du rôle de barrière physique assuré par le massif filtrant.

Perspectives

A la lumière de ces résultats on peut dégager des perspectives en termes d'application de ces technologies et /ou d'amélioration de leurs performances.

Les fibres de coco

Les caractéristiques intrinsèques du substrat de coco, un matériau poreux à 95% (à l'eau et à l'air), riche en sels minéraux et très peu biodégradable par sa teneur en carbone et azote, font de lui un éponge à sels minéraux. Pour plus de performance le substrat de coco doit être lessivé par macération afin de libérer les sites d'adsorption des ions. Ce matériau pourrait être utilisé pour traiter les eaux usées d'unités de production à l'échelle industrielle ou artisanale, générant des effluents chargés en métaux lourds, ou d'autres polluants ioniques à l'image de la tannerie Tan Aliz qui rejette du Cr (VI) et du Cr (III).

Les filtres plantés

Andropogon gayanus qui a fait montre d'un besoin en eau très important à la reprise de l'alimentation après un temps de repos de 4 jours tout au long des deux phases

d'expérimentation, laisse entrevoir une possibilité d'utilisation de cette plante lorsque l'objectif est d'éliminer l'eau. Comme exemple d'application, cette plante serait bien indiquée pour des lits plantés destinés à la déshydratation des boues. Ainsi, ces lits pourraient recevoir les boues issues des fosses septiques de l'assainissement autonome pour un traitement adéquat, à l'issue duquel les boues minéralisées serviront de terreaux pour l'amendement des champs.

Par ailleurs, par association de deux étages de traitement plantés, le premier niveau fait de matériau grossier et planté de *Andropogon gayanus* peut recevoir les eaux usées brutes, tandis que le deuxième niveau assure le traitement secondaire par filtre planté, dispensant ainsi du souci de gestion ultérieure des matières de vidange.

Les sous-produits de l'assainissement par des filtres plantés de *A. gayanus* et de *C. nigriflora*, que sont les eaux usées traitées et la biomasse aérienne faucardée sont susceptibles d'être valorisés afin de générer des revenus aux utilisateurs. En effet, les eaux usées traitées peuvent être utilisées à l'aval du système de traitement dans le cadre du maraîchage avec moins de risques sanitaires en comparaison de ceux liés à l'utilisation des eaux usées brutes comme c'est le cas dans plusieurs sites maraîchers de Ouagadougou et Bobo Dioulasso. La biomasse aérienne, particulièrement de *Andropogon gayanus* très appréciée par les animaux pourrait servir pour l'alimentation du bétail, à condition que les eaux usées traitées ne présentent pas une pollution par des métaux lourds ou d'autres polluants présentant des risques de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire.

En somme, l'exploitation de la station de traitement par filtres plantés pourrait générer des ressources substantielles attractives pour les populations, et permettre ainsi d'assurer les besoins d'entretien et de pérennité de l'ouvrage tout en assainissant le milieu de vie.

Travaux ultérieurs

A l'issue de ce travail de thèse, plusieurs perspectives peuvent être dégagées.

1. Optimiser le procédé en variant les conditions de fonctionnement des filtres plantés à écoulement vertical (temps de repos, charges hydrauliques...) dans l'optique d'une analyse comparée des résultats avec ceux déjà obtenus en termes de performances épuratoires et de restitution de la charge hydraulique d'alimentation.
2. Etudier les capacités de prélèvement des métaux lourds de *Andropogon gayanus* dans l'optique d'une dépollution des sols.
3. Expérimenter les potentialités d'adaptation de *Andropogon gayanus* dans des filtres à

écoulement horizontal pour l'élimination de l'azote.

4. Améliorer la robustesse des protocoles expérimentaux en répliquant plusieurs fois chaque condition. Une telle réplication permettrait de s'assurer contre les aléas expérimentaux qui peuvent affecter l'un ou l'autre des pilotes. Certes, l'utilisation de répliquats a un coût assez élevé mais qui peut être compensé par la sécurité d'obtention de résultats en particulier dans les suivis à long terme. De plus, des résultats répliqués permettent d'appliquer des traitements statistiques de grande efficacité en décomposant la variance entre la variabilité interne à chaque condition et la variabilité qui caractérise la différence entre traitements.

Références bibliographiques

- Abissy M., Mandi L. (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines: cas du Roseau. *Revue des Sciences de l'Eau*. 12 (2) : 285-315.
- Agence de l'eau, Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux. (2005). Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes : Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Version 1, 44 p.
- Alexandre D-Y, Kairé M. (2001). Les productions des jachères africaines à climat soudanien (Bois et produits divers) in *La jachère en Afrique tropicale* de Ch. Floret, R. Pontanier John LibbeyEurotext, Paris. 169-199.
- Alexandre O., Boutin C., Duchène P (1998). *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Document technique FNDAE n° 22. Cemagref-Editions. 96 p. [réf du 11septembre 2008]. Disponible sur Internet : < <http://www.fndae.fr>>.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., (1985). Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage paper 29 Rev. 1. <http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm>.
- Baba-moussa. (1994). Etude de la pollution bactériologique de la nappe phréatique à partir d'une latrine en Afrique Sub-tropicale. Thèse de Doctorat, EPFL Suisse. 252 p.
- Bahgat M., Dewedar A., Zayed. A. (1999). Sand-filters used for wastewater treatment: buildup and distribution of microorganisms. *Water Res.*, 33(8) : 1949–1955.
- Barbier B., Dembelé Y., Compaoré L. (2006). L'eau au Burkina Faso: usages actuels et perspectives. *Sud Sciences & Technologies*. 14 : 20-29.
- Benington R., Steel C., Growing W. (1994). Case studies of de successful use of peat-free products. *Royal society for nature conservation*.
- Bernier B. (2001). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Direction des politiques du secteur municipal. Service de l'expertise technique en eau. 20 p.
- Bilgo A., Masse D., Sall S., Serpantié G., Chotte J-L., Hien V. (2007). Chemical and microbial properties of semiarid tropical soils of short-term fallows in Burkina Faso, West Africa. *Biol Fertil Soils*, 43 : 313–320.
- Boutin C., Liénard A., Esser D. (1999). Les stations d'épuration par filtres plantés de roseaux, *L'eau, l'industrie, les nuisances*. 223 : 45-52.
- Boutin C., Liénard A., Billote N., Naberac J.P. (2003). Association de lagunes naturelles et d'infiltration-percolation : résultats des pilotes et perspectives. *Ingénierie*, 34 : 35-46.

- Breman H., N. de Ridder. Manuel sur les pâturages des pays sahéliens. Disponible en ligne sur :<http://library.wur.nl/wai/catalogue/documents/Sahel/MANUAL/MANUAL.HTM>. janvier 2011.
- Brix H. (1994). Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Historical Development, Present Status, and Future Perspectives, *Wat. Sci. Tech.* 30(8) : 209-223.
- Brix H., Arias C., Johansen N.H. (2003). Experiments in a two stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Vymazal J. (Ed), *Wetlands: Nutrients, metals and mass cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 237-258.
- CE. (2001). Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. Office des publications officielles des Communautés européennes 40 p. ISBN 92-894-1690-4.
- CEMAGREF. (2008). Evaluation du procédé Rhizostep® de SAUR. 55 p.
- Champagnat P., Figueredo G., Carnat A.P., Carnat A., Lamaison J.L. (2006). Acides gras et insaponifiables d'extraits obtenus à partir des sommités fleuries et des rhizomes de *Vetiveria nigriflora* (Benth.) Stapf, Poaceae. *OCL* 13(2-3) : 190-194.
- Champagnat P., Bessière J-M., Chezal J-M., Chalchat J-C., Carnat A-P. (2007). New compounds from the essential oil of *Vetiveria nigriflora* roots from Mali. *Flavour Fragr.* 22 : 488-493.
- Chazarenc F. Merlin G. (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology.* 51(9) : 91-97.
- Cissé, G. (1997). Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage à Ouagadougou (Burkina Faso). Thèse, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 446 p.
- Cooper D., Guffin P., Cooper P. (2004). Facteurs affectant la longévité des filtres à écoulement horizontal en traitement tertiaire d'effluents domestique. *Ingénierie.* n° spécial. 49-56.
- Cooper P.F. (2005). European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems. Prepared for the European Community/European Water Pollution Control Association Emergent Hydrophyte Treatment System Expert Contact Group. WRc Report UI 17, Swindon, UK. (Ed.), 1990 in J. Vymazal / *Ecological Engineering* (25) : 478-490.
- Cottin N. Chevron, Merlin G. (2007). Study of pyrene biodegradation capacity in two types of solid media. *Science of the Total Environment.* 380 : 116-123.

Coulibaly L., Assamoi B. A., Savane I., Bado Y. (2008). Un filtre à sable perforé à alimentation intermittent pour l'épuration des effluents d'huilerie de palme : Cas de l'unité industrielle de Toumanguié, Côte d'Ivoire. *European journal of Scientific Research*, 20(2) : 226-238.

Coulibaly L., Diomandé D., Coulibaly A., Gourène G. (2004). Utilisation des ressources en eaux, assainissement et risques sanitaires dans les quartiers précaires de la commune de Port-bouët (Abidjan; Cote d'ivoire). *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*. 5(3) : 1-11.

Dakouré D. (2003). Etude hydrogéologique et géochimique de la bordure Sud-Est du bassin sédimentaire de Taoudéni (Burkina Faso - Mali) - Essai de modélisation. Thèse de Doctorat, Université Paris VI – Pierre et Marie Curie.

DCE. (2006). Profil Environnemental du Burkina Faso” Rapport Final, septembre 64 p.

Degrémont. (2005). Memento Technique de l'eau. Dixième édition Tome.1. 785 p.

Desconnets S. (1997). Epuration des eaux usées domestiques par fosses septiques et lits bactériens en conditions tropicales sahéliennes. *Info CREPA*. 18 : 169- 176.

Desconnets S. (1998). Rejets industriels et environnement. Qualité des eaux usées d'une tannerie et d'une industrie textile au Burkina Faso. *Info CREPA*. 19 : 185-189.

Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Canler J-P., Liénard A., Héduit A., Duchène P. (2001). *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*. Document technique FNDAE n° 25, 79 p. Cemagref Éditions – ISBN 2-85362-555-9 [réf du 11 septembre 2008]. Disponible sur Internet : < <http://www.fndae.fr>>.

Diallo M. (2006). Rapport sur la situation générale d'information et de connaissance sur l'eau au Burkina Faso.

Dianou D., Poda J. N., Thioblano L., Sorgho H. (2002). Qualité des eaux de boisson de forages et de ménages en milieu rural : Cas de Thion, Blédougou et Kangoura au Burkina Faso. *Sud Sciences & Technologies* 9 : 25-33.

DGDI. (2008). Rapport sur l'industrie (Burkina Faso), 2003 – 2007. 87p.

Dodane P-H., Makboon J., Torrens A. (2006), Assistance à la mise en place de l'exploitation du lagunage de la ville de Ouagadougou. Rapport. 87 p.

Drechsel P., Keraita B., Amoah P., Abaidoo R. C., Raschid-Sally L. and Bahri A. (2008). Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban sub-Saharan Africa: applying the 2006 WHO guidelines. *Water Science & Technology*. 57(9) : 1461-1466.

El Guamri Y., Belghyti D. (2007). Charge parasitaire des eaux usées brutes de la ville de Kénitra (Maroc). *Afrique SCIENCE*. 03(1) 123-145.

Falienor. (2006). Substrats. *La lettre d'information Falienor-Terreux de France*. 17, 2-4.

- Falienor. (2003). Nouvelle normalisation européenne des supports de culture et amendements. *La lettre d'information Falienor-Terreux de France*. 11.
- FAO. (2004). Consultation sur les fibres naturelles : L'impact environnemental des fibres dures et du jute dans les applications industrielles non textiles. Rapport. Rome.
- Faria P. C. C., Orfao J. J. M., Pareira M. F. R. (2004). Adsorption of anionic and cationic dyes on active carbons with different surface chemistries. *Water Research*. 38: 2043-2052.
- Geller G. (1997). Horizontal Subsurface Flow Systems in the German Speaking Countries: Summary of Long-term Scientific and Practical Experiences; Recommendations. *Wat. Sci. Tech.* 35(5):157-166.
- Gérente C., Couespel Du Mesnil P., André Y., Thibault J.-F., Le Cloirec P. (2000). Removal of metal ions from aqueous solution on low cost natural polysaccharides-sorption mechanism approach. *Reactive & Functional Polymers*. 46 : 135-144.
- Gnagne T., Brissaud F. (2002). Etude des limites de l'épuration par infiltration sur sable des eaux usées fortement chargées en matières oxydables de l'abattoir de Ouagadougou au Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*. 9 : 34-41.
- Gnagne T., Brissaud F. (2003). Etude des potentialités d'épuration d'effluents d'abattoir par infiltration sur sable en milieu tropical. *Sud Sciences & Technologies*. 11 : 4-11.
- Gonzalez M. H., Araújo G. C.L., Pelizaro C. B., Menezes E. A., Lemos S. G., Batista de Sousa, G., Nogueira, A. R. A. (2008), Coconut coir as biosorbent for Cr(VI) removal from laboratory wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 159 (2-3) : 252-256.
- GRAIE. (2007). Les filtres plantés de roseaux : une solution pour de petites unités d'assainissement. Les journées de l'eau de l'assemblée des pays de Savoie. Chambéry.
- Grela R., Xanthoulis D., Marcoen J.M. , Lemineur M., Wauthélet M. (2004). *L'infiltration des eaux usées épurées. Guide pratique*. Convention d'étude entre la FUSAG, l'INASEP et la DGRNE «Etude de méthodes et d'outils d'aide à la décision pour la planification et la mise en œuvre de systèmes d'épuration individuelle ou groupée ». 29 p.
- Gu B. H., Chimney M. J., Newman J., Nungesser M.K. (2006). Limnological characteristics of a subtropical constructed Wetland in south Floride (USA); *Ecological Engineering*, 27:345-360.
- Harmand J-M., Donfack P., Forkong Njiti C. (2003). Tree-root systems and herbaceous species-characteristics under tree species introduced into grazing lands in subhumid Cameroon: *Agroforestry Systems*. 59 :131–140.

- Harrison, R. B., Turner, N. S. Hoyle, J. A. (2000). Treatment of septic effluent for fecal coliform and nitrogen in Coarse-textured soils: use of soil-only and sand filter systems, *Water, Air, and Soil pollution*. 124: 205-215.
- Heller R., Esnault R., Lance C. (2007). *Physiologie Végétale*. Tome 1. Nutrition (6^e édition), DUNOD, collection Sciences Sup. 323 p.
- INSD. (2005). Analyse des résultats de l'enquête annuelle Sur les conditions de vie des ménages et du suivi De la pauvreté en 2005. 199 p.
- INSD. (2007), Analyse des résultats de l'enquête annuelle sur les conditions de vie des ménages en 2007. EA/QUIBB 128p.
- INSD. (2009). Recensement général de la population et de l'habitation de 2006. Mesure et cartographie de la pauvreté. 130 p.
- Jie-Chung L., Yung-Chang L. (2008). Assessing the feasibility of wastewater recycling and treatment efficiency of wastewater treatment units. *Environ Monit Assess*, 13: 471-479.
- Kadlec R.H., Knight R.L (1996). *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers.
- Kang K. C., Kim S.S., Choi J. W., Kwon S. H. (2007). Sorption of Cu²⁺ and Cd²⁺ onto acid and base pretreated granular activated carbon and activated carbon fiber samples. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 14: 131-135.
- Kaseva, M.E. (2004). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study. *Wat. Res.* 38: 681–687.
- Kayser K. et Kunst S. (2004). Processus en jeu dans les filtres planté de roseaux à écoulement vertical : nitrification, transfert d'oxygène et colmatage. *Ingénierie*. N° spécial. 33-39.
- Kengné I.M., Dodane P.-H., Amougou A., Koné D. (2009). Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. *Desalination*. 248: 291-297.
- Kengné IM, Akoa A, Soha EK, Tsama V, Ngoutane MM, Dodane P-H, Koné D. (2008). Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and *Cyperus papyrus* L. *Ecol. Eng.* (34): 233-242.
- Kennedy, P., Van Geel, P. J. (2000). Hydraulics of peat filters treating septic tank effluent. *Transport in Porous Media*. 41: 47–60.
- Knight R.L. (1997). Wildlife Habitat and Public Use Benefits of Treatment Wetlands, *Wat. Sci. Tech.* 35(5) : 35-43.

- Koanda H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. Thèse Sci : Ecole polytechnique fédérale de Lausanne. 311 p.
- Kohler E. A., Poole V. I., Reicher, Z. J. (2004). Nutrient, metal and pesticides removal during storm and nonstorm events by constructed wetland on an urban golf course. *Ecological Engineering*, 23 : 285-288.
- Koné D. (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre: état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse Sci. : Ecole polytechnique fédérale de Lausanne. 170p.
- Koné D., Strauss M. (2004). Performances et Challenges des Techniques de traitement à faible coût (rustiques) des Boues de Vidange. *Forum de recherche en eau et assainissement*, CREPA, Ouagadougou, Burkina Faso. EAWAG / SANDEC.
- Koné M., Bouvet Y., Bonou L., Kouliadiati J., Joly P. (2009). Etude de la pollution des eaux par les intrants agricoles : Cas de cinq zones d'agriculture intensive du Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*. 17 : 6-15.
- Koné M., Zongo I., Bonou L., Kouliadiati J., Joly P., Bouvet Y., Sodre S. (2011). Traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés à flux vertical sous climat Soudano-Sahélien. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(1) : 217-231.
- Kouamé, Y. F., Gnagne, T., Konan, K. F., Yéo, T. M., Houenou P. V., Brissaud F. (2008). Choix du matériau poreux pour l'épuration des boues de vidange des fosses septiques par lit de séchage à écoulement non saturé (LSENS). *Tribune de l'eau*. 642 : 15-24.
- Lee, S., Lee, H., Lee, S., Chitapornpan, S., Chiemchaisri, C., Polprasert, C., Ahn, K. (2007). Media configuration and recirculation of upflow anaerobic floating filter for piggery wastewater treatment, *Korean Journal Of Chemical Engineering*. 24 (6): 980-988.
- Liénard A. (2004). *Traitement des matières de vidange en milieu rural*. Document technique FNDAE n° 30. Cemagref Éditions, 91p. [réf du 28 janvier 2009]. Disponible sur Internet : < <http://www.fndae.fr>>.
- Liénard A., Molle P., Boutin C., Dodane P. H. (2005). Traitement des eaux usées par marais artificiels : action des plantes et développement de la technique en France. *TSM*. 1 100^{ème} année.
- Liu J., Zhang X., Wang Z. (2008). Nitrification and denitrification in biological activated carbon filter for treating high ammonia source water. *Front. Environ. Sci. Engin. China*. 2(1) : 94-98.

- Lorenzini G. (2007). Etude du bassin d'alimentation des sources de Nasso (Bobo-Dioulasso, Burkina Faso) « Etat des lieux des ressources en eaux souterraines du bassin du Kou ». Mémoire Ingénieur Civil Géologue. 125 p.
- Macheix J. J., Fleuriet, A., Allemand C. J. (2005). Les composés phénoliques des végétaux : Un exemple de métabolites secondaires d'importance économique. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. 190 p.
- Maïga A. H., Kokou D., Allorement J. (2001). Eutrophisation des petites retenues d'eau en Afrique de l'Ouest: Causes et conséquences : Cas de la retenue d'eau sur la Lobo à Daloa en Côte d'Ivoire. *Sud Sciences & Technologies*. 7 : 16-29.
- Maïga A. H., Wéthé J., Dembélé A., Kokou D., Klutsé A., Seidi M., Mouchel J-M. (2008). Performance des stations d'épuration des eaux usées par lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre : Analyse à partir d'études de cas au Burkina Faso, Cameroun, Côte d'Ivoire, Ghana, Niger et Sénégal. *Sud Sciences & Technologies*. 16 : 44-50.
- Makoutode M., Assani A.K., Ouendo E-M., Agueh V. D., Diallo P. (1999). Qualité et mode de gestion de l'eau de puits en milieu rural au Benin : cas de la sous-préfecture de Grand-Popo *Médecine d'Afrique Noire*. 46 (11): 528-534.
- Mara D. (1997). Design manuel for Waste Stabilization Ponds in India. Lagoon Technology. International Ltd. 293 p.
- Mara D., Howard P. (1998). Design manual for Waste stabilization ponds in Mediterranean countries. Lagoon Technology. International Ltd. 1998. Newton House, Newton Road, Leeds LS7 4DN, England. 127 p.
- Mara D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries, London, arthscan, 293 p.
- Martin, D. G., Anderson, B. C. (2007). Performance evaluation, comparison and modeling of passive wastewater treatment systems. *Journal. Environmental. Engineering. Science*. 6, 691-7002.
- MEF. (2009). Recensement général de la population et de l'habitation de 2006. Monographie de la commune urbaine de Ouagadougou. 130 p.
- MEE. (2001). État des lieux des ressources en eau du Burkina Faso et de leur cadre de gestion. 252 p.
- MEE. (2002). Rapport sur l'Etat de l'Environnement au Burkina au Faso.
- Menoret C. (2001). Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse de Doctorat, Univ. Montpellier II, France. 130 p.

- Merlin G., Pajean J-L., Lissolo T. (2002). Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*. 469 : 87–98.
- Molle P. (2003). Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore. PhD thèse, université de Montpellier II. 217 p.
- Molle P., Lienard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A. (2004). Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l’art et performances des filtres plantés de roseaux en France. *Ingénierie*. n° spécial, 23–32.
- Morani F., Giardini L. (2009). Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation, *Ecological Engineering*. 35 : 643-653.
- Morel, Ph., Poncet, L., Rivière, L.M. (2000). Les supports de culture horticoles. INRA Editions 87p.
- Münch C., Kusch P., Röske I. (2004). La stimulation racinaire de l’élimination de l’azote concerne-t-elle des zones limitées ou l’ensemble des marais artificiel ? *Ingénierie*. n° spécial, 5-11.
- Naasz R. (2005). Flux couplés d’eau et d’oxygène dans les supports de culture organiques : Analyse et modélisation. Thèse de Doctorat, Institut National d’Horticulture d’Angers, France. 367 p.
- Njoroge B.N.K., Slade G. M. (2004). Ammonia removal from an aqueous solution by the use of a natural zeolite. *J. Environ. Eng. Sci.* 3: 147–154.
- Nyenje P.M., Foppen J.W., Uhlenbrook S., Kulabako R., Muwanga A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa. *Science of the Total Environment*. 408 : 447–455.
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. (2005). Recent developments in wastewater treatment in constructed wetlands in Poland. *Modern Tools and Methods of Water Treatment for Improving Living Standards*. 279–293.
- Okurut, T. O. (2001). Plant growth and nutrient uptake in a tropical constructed Wetland. In: *Transformation of nutrients in natural and Constructed Wetlands* J. Vymazal (ed) Backhuys publishers, Leiden, Pays bas. 451-462.
- OMS.(2010). Progress on sanitation and drinking-water. 2010 update. WHO Press. France. ISBN 978 92 4 156395 6. 60 p.
- Osnick J. (2009). Etude du potentiel d’utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par Biosorption d’effluents pollués. Thèse de doctorat spécialité Sciences de l’Environnement Industriels et Urbains. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 206 p.

- Ouattara J-MP., Coulibaly, L., Manizan, P. N., Gourene, G. (2008). Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec *Panicum Maximum* sous Climat Tropical, *European Journal of Scientific Research*. 23(1) : 25-40.
- Parent G., Poda J-N, Zagré N., Kambiré R., Ouédraogo A. (1999). Les hydro-aménagements risquent-ils d'être néfastes pour la santé et l'état nutritionnel des populations en Afrique ? *Sud Sciences et Technologies*. 3 : 14-19.
- Parent G., Poda, J.-N., Zagré, N.-M., R. de Plaen, Courade G. (2002). Irrigation, santé et sécurité alimentaire en Afrique. Quels liens ? *Cahiers Agricultures*. 11 : 9- 15.
- Truong P., Van T. T., Pinnars E. (2009). *Application du système Vétiver* : Manuel technique. Publié par le Vetiver Network International. 93 p.
- Phan N. H., Rio S., Faur C., Le Coq L., Le Cloirec P., Nguyen T. H. (2006). Production of fibrous activated carbons from natural cellulose (jute, cocnut) fibers for water treatment applications. *Carbon*. 44(12): 2569-2577.
- Philip A.M., Bachand A., Horne J. (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering*. 14 : 9-15.
- Poda, J. N., Les maladies liées à l'eau dans le bassin de la Volta : état des lieux et perspectives. Volta Basin Focal Project Report No 4. IRD, Montpellier, France, and CPWF, Colombo, Sri Lanka, (2007). 87 p.
- Prochaska C. A., Zouboulis A. I. (2003). Performance of intermittently operated sand filters: a comparable study, treating wastewaters of different origins. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147: 367–388.
- Reddad, Z. (2002). Procédé d'élimination des ions métalliques par adsorption sur un polysaccharide naturel. Etude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, spécialité Sciences pour l'ingénieur : Ecole Nationale Supérieure des Techniques Industrielles et des Mines de Nantes, 287 p.
- Renman A., Hylander L. D., Renman G. (2008). Transformation and removal of nitrogen in reactive bed filter materials designed for on-site wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 34: 207-214.
- SCADD, Burkina Faso. (2011). Stratégie de croissance accélérée pour développement durable. 2011-2015. Rapport. 116 p.

- Sawadogo W. P., Traore O., Topan M., Tapsoba K. H., Sedogo P. M., Bonzi-Coulibaly L. Y. (2006). Variation de la teneur en résidus de pesticides dans les sols de la zone cotonnière du Burkina Faso. *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*. 1 : 29-39.
- Scholte P., Kirda Ph., Saleh Adam., Kadiri B. (2000). Floodplain rehabilitation in North Cameroon: Impact on vegetation dynamics. *Applied Vegetation Science*. 3: 33-42.
- Sengupta S., Sarina J. Lopez-Luna E. E., Asish K. Sahu, K. P. (2006). Autotrophic biological denitrification for complete removal of nitrogen from septic system wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 6 : 111-126.
- SIE. (2004). Burkina Faso : Etat des lieux et perspectives pour l'eau et l'assainissement. Rapport pays version finale. 41 p.
- Solano M. L., Soriano P., Ciria M. P. (2004). Constructed Wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*. 87(1) : 109-118.
- Somé K., Dembélé Y., Somé L., Millogo -Rasolodimby J. (2008). Pollution agricole des eaux dans le bassin du Nakanbé : cas des réservoirs de Loumbila et de Mogtédou au Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*. 16 : 14-22.
- Sou Y.M. (2009). *Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols*. Ph.D thèse, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 178 p.
- Stephen E. M. (2005). Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water Research*. 39(2-3): 271-280.
- Strang T.J., Wareham D.G. (2005). Nitrogen removal in a small waste stabilization pond containing rock filters. *J. Environ. Eng. Sci.* 4 : 451-460.
- Strauss M., Koné D., Koanda H., Steiner M. (2006). Gestion des matières fécales urbaines – Situations, défis et solutions prometteuses. 1^{er} Symposium / Atelier international sur la politique de gestion des boues de vidange (GBV). Dakar.
- Takacs I., Murthy S., Smith S., McGrath M. (2006). Chemical phosphorus removal to extremely low levels: experience of two plants in the Washington, DC area. *Water Science & Technology*. IWA Publishing 53(12): 21–28.
- Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C., Schertenleib R. (2008). *Compendium of sanitation Systems and Technologies*. Swiss Federal Institute of aquatic science and Technology (Eawag). Dübendorf Switzerland 157 p.
- Traoré M. (1996). Utilisation des éléments nutritifs par une graminée pérenne : *A. gayanus*. Thèse de doctorat, ISFRA Mali.

- Trémolet S., Kolsky P., Perez E. (2010). Financing On-Site Sanitation for the Poor. A Six Country Comparative Review and Analysis. *Water and Sanitation Program: Technical paper*. 172 p.
- UNESCO. (2002). La lutte contre la désertification : Ressources en eau douce et réhabilitation des terres dégradées dans les zones arides. Acte de séminaire international. 135p.
- Verhoven J. T.A., Meuleman A. F. M. (1999). Wetlands for wastewater treatment opportunities and limitations. *Ecological Engineering*. 12: 5-12.
- Vymazal J. (1999). Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic, *in nutrient Cycling and retention in naturel and constructed wetlands*. J Vymazal (ed) Backhuys publishers, Leiden, Pays bas. 73-83.
- Vymazal J. (2004). Elimination du phosphore par faucardage de la fraction aérienne de la végétation dans les marais artificiels pour le traitement des eaux usées. *Ingénierie*. n° spécial. 13-21.
- Vymazal J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 25: 478-490.
- Vymazal J., Greenway M., Tonderski K., Brix H., Mander Ü. (2006). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Ecological Studies*. 190: 69-96.
- Vymazal J., Lenka K.(2008).. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer-Verlag New York Inc. Collection : *Environmental Pollution*. 566 pages. ISBN-10: 1402085796 ISBN-13: 978-1402085796.
- Wanko A., R. Rose, Lienard A. (2005). Capacities of infiltration-percolation processes for the treatment of a synthetic effluent. *Rev. Sci. Eau*. 18 (2): 165-175.
- Wanko, A., Mose, R., Sadowski, A. (2006). Simulation des transferts réactifs multiconstituants au sein des lits d'infiltration percolation – évaluation des capacités d'oxygénation. *Revue des Sciences de l'Eau*. 19 (3) : 199-212.
- Wéthé J., Radoux M., Tanawa E. (2003). Assainissement des eaux usées et risques socio – sanitaires et environnementaux en zones d'habitat planifié de Yaoundé (Cameroun). *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*. 4(1) : 1-12.
- Wiesmann U., Choi I. S., Dombrowskin E-M. (2007). *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*. WILEY-VCH. SBN 978-3-527-31219-1.
- Xu S, Jaffè P-R. (2006). Effects of plants on the removal of hexavalent chromium on wetland sediments. *Environ. Qual*. 35: 334-341.

Yang B., Shu W. S., Ye Z. H., Lan C., Y., Wong M. H. (2003). Growth and metal accumulation in vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere*. 52: 1593-1600.

Yéo T. M., Gnagne T., Konan K. F., Kouame Y. F., Houenou P. V. (2008). Etude de la vulnérabilité d'un lit de séchage d'effluents de fosses septiques à écoulement non saturé. *European Journal of Scientific Research*. 24(2) : 187-196.

Zongo I. (2009). Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : Application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de Doctorat : spécialité : génie des procédés et des produits. Ecole Supérieure des industries chimiques. Université de Nancy. 222p.

Zoumana C., Assénian A., Bodji N., Cesar J., Kouao B., Touré M. (2000). Accroissement de la production fourragère au niveau du terroir (Côte d'Ivoire). In Floret Ch. Pontanier B. La jachère en Afrique tropicale : Rôles aménagements alternatives. Actes de séminaire. John LibbeyEurotxt, Paris. 521-523.

Annexes

ANNEXE1

Le contexte législatif et réglementaire

Le code de l'environnement.

Il s'agit de la loi n°005/97/ADP du 30 janvier 1997 qui définit les déchets urbains en son article 5, alinéa 7 comme étant l'ensemble des détritiques solides, liquides ou gazeux.

L'alinéa 8 spécifie que le déchet industriel ou assimilé est tout résidu liquide, solide ou gazeux issu d'un processus de fabrication, de transformation ou d'utilisation d'une matière ou d'un produit. Cette dernière définition prend en compte les boues issues des stations d'épuration des eaux usées, les eaux usées industrielles et artisanales, les déchets toxiques et pathogènes des établissements hospitaliers.

L'alinéa 13 de ce code définit la pollution et l'acte de pollution des eaux et des sols, et distingue les différents types de pollutions que sont la pollution physico-chimique, la pollution biologique et la pollution radioactive.

L'alinéa 14 définit l'acte d'assainissement comme étant la gestion des déchets solides, liquides ou gazeux en provenance des ménages, des établissements publics ou privés, des industries, de l'artisanat et des exploitations agricoles d'une part, et d'autre part celle des eaux pluviales ou de ruissellement, des végétaux et animaux envahissants.

L'article 11 institue un fond d'intervention pour l'environnement (FIE) dédié aux opérations de lutte contre la pollution mais également aux actions de restauration et de préservation de l'environnement.

Pour baliser le terrain et prévenir les risques potentiels liés à certaines activités, l'article 17 institue une étude d'impact sur l'environnement ou une notice d'impact sur l'environnement comme préalable à l'installation de tout projet susceptible d'avoir des répercussions sur l'environnement.

Un fond d'intervention pour l'environnement (FIE), exclusivement destiné aux opérations de restauration de l'environnement et aux actions de lutte contre la pollution a mis en place un fond de dépollution industrielle (FODEPI) créé par décret 2002-168/PRES/PM/MEE du 17 mai 2002, pour venir en appui aux unités industrielles dans la mise en œuvre d'un procédé de prétraitement de leurs eaux usées avant déversement dans le réseau public d'assainissement collectif.

Les articles 49 et 50 ont trait aux normes de rejets. Ils précisent les conditions de rejets et déversements susceptibles d'affecter la qualité des sols et des eaux, et spécifient que le respect des normes conditionne la délivrance des autorisations de rejet et de déversement le cas échéant.

Selon l'article 56 du code de l'environnement, les autorisations délivrées peuvent connaître une suspension ou un retrait par décision motivée de l'autorité compétente.

Le code général des collectivités territoriales

La loi N° 055-2004/AN du 21 décembre 2004, consacre la communalisation intégrale du Burkina Faso. A cet effet, les communes en dépit de leurs ressources limitées pour la plupart, ont désormais la charge de la maîtrise d'ouvrage de leur assainissement.

Dans la mise en œuvre des activités des collectivités territoriales, les articles 36, 37 et 38 du code général des collectivités territoriales précisent que le transfert des compétences à ces collectivités doit être accompagné du transfert des moyens et ressources, lesquelles ressources se composent de fiscalités, et/ou de dotations de l'état, mais également de contributions diverses.

Par ailleurs, l'article 130 dispose que les communes peuvent s'associer en communautés de communes pour la gestion d'affaires d'intérêt intercommunal.

L'article 148 du code général des collectivités crée un fonds permanent pour le développement des collectivités territoriales destiné à l'appui technique et financier de ces collectivités.

Loi d'orientation relative à la gestion de l'eau.

C'est la loi n°02/2001/AN du 06 février 2001. En son article 12 elle institue un Conseil National de l'Eau (CNEau), un organe consultatif rattaché au ministère chargé de l'eau. Le décret n° 2002-539/PRES/PM/MAHRH du 27 novembre 2002 décline son organisation, son fonctionnement et son rôle dans la définition des objectifs et orientations de la politique nationale en matière de gestion durable des ressources en eau.

L'article 13 précise que la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) relève du ministère en charge de l'hydraulique, garant au plan institutionnel de cette structure. Cependant l'article 14 responsabilise les collectivités territoriales relativement à la mise en œuvre de la GIRE au niveau décentralisé. Cette loi pose donc les principes d'une gestion intégrée des ressources en eau au Burkina Faso.

En son article 24 elle soumet à autorisation ou à déclaration les aménagements hydrauliques, ouvrages, travaux et activités pouvant avoir un impact sur la quantité ou la qualité des ressources en eau.

Les articles 26 et 27 précisent les critères qui déterminent la soumission à autorisation ou à déclaration. A titre d'exemple les ouvrages d'assainissement collectif sont soumis à autorisation tout comme les rejets d'effluents polluants domestiques ou industriels.

Selon les termes de l'article 39, une étude d'impact sur l'environnement peut être un préalable à

la réalisation des installations, ouvrages, travaux et activités soumis à autorisation, afin d'avoir une mesure de leurs incidences sur l'eau et les écosystèmes aquatiques.

En son article 41, le texte précise que pour préserver les écosystèmes aquatiques et la biodiversité, certaines actions dont le déversement de produits toxiques, les rejets d'eaux usées, sont règlementés ou interdits.

L'article 43 dispose que l'état peut déléguer à une collectivité territoriale la gestion de l'assainissement en termes de traitement et d'évacuation des eaux usées et pluviales.

L'article 48 pose le principe du pollueur-payeur, tandis que les articles 54, 57, 59, 62 à 67 précisent les peines encourues par les contrevenants.

Le code de l'hygiène au Burkina Faso

Il est défini par la loi N° 022-2005/AN du 24 mai 2005 qui renforce certaines dispositions du code général des collectivités, par le transfert aux communes et autres structures décentralisées de la gestion des ordures ménagères, des déchets, des eaux usées et excréta dans les conditions hygiéniques sur l'étendue de leur territoire, en mettant à la disposition des agglomérations des ouvrages d'assainissement adéquats. Elle interdit le rejet des eaux usées de toute origine dans la nature et définit les caractéristiques des ouvrages à mettre en œuvre en fonction du type d'habitats (habitat domestique, bâtiments publics, industries).

L'article 109 fait obligation aux établissements industriels et hospitaliers de traiter leurs eaux usées avant rejet dans la nature.

Selon l'article 111 les déversements ne sont admis que si les effluents sont conformes aux normes de rejets.

Le code précise que l'épandage des boues de vidange est interdit sur des terrains de cultures de fruits et légumes poussant à ras de terre et destinés à être consommés crus. Il interdit également l'arrosage des fruits et légumes avec des eaux usées ou polluées non traitées.

L'article 132 de la loi institue une police de l'hygiène publique et le décret n° 2006-325/PRES/PM/MS/MFB/ MATD/SECU/MRA/MJ du 6 juillet 2006 définit les attributions, l'organisation et le fonctionnement de cette police de l'hygiène publique.

L'article 8 du décret ci-dessus place la police de l'hygiène publique sous la tutelle technique du ministère chargé de la Santé.

Le code de la santé publique.

Il concerne la loi n° 23/94/ADP du 19 mai 1994, qui, en son chapitre 2, section 1 relatif à la protection sanitaire de l'environnement, définit les mesures à appliquer pour éviter toute forme

de pollution des ressources en eau.

L'article 50 dispose que dans les villes, toute nouvelle construction à proximité d'un réseau d'égout collectif, doit être raccordée à celui-ci.

Pour les agglomérations ne disposant pas de système d'assainissement collectif, l'article 53 dispose que les eaux usées (eaux vannes et eaux ménagères) transitant par une fosse septique doivent être traitées par tranchées filtrantes ou éliminées sans traitement par un puits d'infiltration.

Le même article prévoit un assainissement autonome (individuel) par l'utilisation de latrines à fosses alternées et ventilées pour le traitement et l'évacuation des eaux vannes en milieu urbain en l'absence d'eau courante, tandis qu'en milieu rural l'ouvrage indiqué est la fosse unique ventilée.

Code de l'urbanisme et de la construction.

Il est défini par la loi n° 017-2006 du 18 mai 2006.

En son article 33, elle stipule que les ouvrages d'assainissement construits doivent être agréés par les services techniques compétents.

ANNEXE 2

DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO).

OBJET ET DOMAINE D'APPLICATION

La présente méthode est une méthode pour la détermination de la demande chimique en oxygène (DCO). Elle est applicable à la plupart des eaux dont la DCO est supérieure à 5 mg/l et dont la concentration en chlorures exprimée en ions chlorure, est inférieure, après dilution éventuelle, à 2000 mg/l. La valeur maximale de la DCO pouvant être déterminée, dans les conditions opératoires définies, sur un échantillon non dilué, est de 1000 mg/l.

PRINCIPE

Une prise d'essai est portée à ébullition en milieu acide, en présence d'une quantité connue de dichromate de potassium, de sulfate d'argent jouant le rôle d'un catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure(II) permettant de complexer les ions chlorures.

Détermination de l'excès de dichromate avec une méthode spectrophométrique.

Réaction d'oxydation: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + 8\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Cr}^{+++} + 4\text{H}_2\text{O} + 3\text{O}$

Réaction interférence du chlorure: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + 6\text{Cl}^- + 14\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Cr}^{+++} + 3\text{Cl}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$

Réactions pour supprimer interférence du chlorure: $\text{Hg}^{++} + 4\text{Cl}^- \rightarrow \text{HgCl}_4^{2-}$

Calcul de la DCO à partir d'une courbe d'étalonnage établie par spectrophotométrie.

Le principe est mentionné dans "Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater, 20th edition, methode 5220D".

ÉCHANTILLONAGE ET MESURE

Les échantillons doivent être prélevés dans des flacons en verre ou en plastique. Si l'échantillon doit être conservé avant l'analyse, ajouter 10 ml d'acide sulfurique (4 mol/l) par litre d'échantillon et stocker entre 0 et 5°C.

Agiter les flacons et s'assurer que leur contenu soit bien homogénéisé avant de prélever une prise d'essai pour analyse ou d'effectuer des dilutions éventuelles.

MODE OPERATOIRE

Avant le prélèvement de la prise d'essai, l'échantillon doit être soigneusement homogénéisé.

Courbe d'étalonnage :

Les étalons de concentrations connues sont traités de la même manière que les échantillons.

Essai à blanc

Effectuer un essai blanc parallèlement à la détermination, en suivant le même mode opératoire que pour les échantillons, mais en remplaçant la prise d'essai par 2,50 ml d'eau distillée.

Faire 1 essai blanc pour chaque série d'analyse.

La consommation de la solution de dichromate de potassium lors de l'essai blanc ne doit pas excéder 0,1 ml. Dans le cas contraire, il convient de rechercher l'origine de cette valeur élevée et d'y remédier, notamment en utilisant d'autres réactifs et en vérifiant la propreté de la verrerie.

DETERMINATION (100 -1000 mg/l DCO)

Placer le minéralisateur est préchauffé à 150°C, au moins une heure avant la minéralisation.

Introduire dans les tubes de minéralisation à l'aide d'une micro pipette et en respectant l'ordre suivant :

2,50 ml de la prise d'essai (étalon, blanc, contrôle, échantillon)

1,50 ml de solution de minéralisation (grande gamme)

3,50 ml de solution d'acide sulfurique (laisser couler lentement sur la paroi du tube)

Préparer un blanc sans minéraliser (eau distillée + les réactifs)

Les tubes de minéralisation doivent être bien fermés et agiter pour bien mélanger.

Placer les tubes dans le minéralisateur pendant deux (2) heures de minéralisation.

Laisser refroidir à la température ambiante après les deux heures de minéralisation.

Agiter les tubes à plusieurs reprises pour bien mélanger et laisser les particules se décantés avant d'analyser.

Régler la longueur d'onde à 600 nm.

Faire le zéro avec le blanc minéralisé.

Analyser le blanc, les étalons, le contrôle et les échantillons.

Vérifier le zéro avec le blanc minéralisé.

DETERMINATION (<100 mg/l DCO)

Procéder comme précédemment en utilisant la solution de minéralisation petite gamme et en choisissant comme longueur d'onde 420 nm.

ANNEXE 3

DETERMINATION DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (DBO).

OBJET

La présente méthode est une pour la détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO) des eaux. Ce mode opératoire décrit la détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO) par mesures manométriques.

PRINCIPE

La mesure de la DBO avec système Oxitop est basée sur le principe de la pression (mesure par différence). La mesure est faite à l'aide d'une sonde de pression électronique piézorésistante.

Incubation pendant cinq jours à l'obscurité dans une enceinte à $20 \pm 1^\circ\text{C}$.

Mesure de la quantité d'oxygène consommé (détermination du dosage de l'oxygène dissous).

Interférences

Le chlore libre Cl_2 peut interférer. On pallie l'interférence en ajoutant du sulfite et en vérifiant le pH.

REACTIFS

Pastilles de soude pour analyse (p.a)

N-Allyl Thiourée (ATU) p.a., $\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$ (réf. Merck 808158, PM = 116,19). L'ATU est vendu sous forme de poudre et doit être conservé au frigo. Préparer une solution 0,5%.

Solution ATU 2 g/l (Dissoudre 0,2 g d'ATU dans de l'eau distillée et remplir à 100 ml (dans une fiole jaugée) avec de l'eau distillé).

ECHANTILLON

Les échantillons sont prélevés dans des flacons en plastique de minimum 1l et amenés au laboratoire le plus rapidement possible.

Il n'y a pas de prétraitement à réaliser ; il faut néanmoins si possible le conserver à $\pm 4^\circ\text{C}$ durant le transport. Une incubation est souhaitée dès que possible.

L'échantillon peut être conservé au frigo à $\pm 4^\circ\text{C}$ pendant 24 heures maximum.

MODE OPERATOIRE

Normalement, les eaux usées urbaines ne contiennent pas de substances toxiques ou d'inhibiteurs.

Il y a suffisamment de sels nutritifs et de micro-organismes pour la détermination de la DBO₅.

Dans les autres cas, il faut vérifier le pH et si nécessaire l'amener à +/- 7.

Ensuite, on ensemence l'échantillon avec quelques ml d'effluent de station d'épuration urbaine.

La détermination de la DCO facilite grandement l'estimation du volume d'échantillon à incuber.

On estime la valeur de la DBO₅ à +/- 70% de la DCO.

Volume de l'échantillon (ml)	Plage de mesure (mg O ₂ /l)	Facteur de multiplication de la valeur affichée
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43,5	0-2000	50
22,7	0-4000	100

Pour mesurer le volume d'échantillon, on utilise des fioles jaugées ou des éprouvettes graduées.

Déterminer le volume selon la valeur de mesure souhaitée, des plages de mesures trop larges entraînent des résultats inexploitable.

La température de l'échantillon sera comprise entre 19 et 20°C.

Mesurer exactement la quantité souhaitée d'échantillon.

Remplir le flacon avec précaution.

Mettre le barreau magnétique dans le flacon.

Ajouter 1 ml de solution ATU

Mettre 2 pastilles de soude dans le godet en caoutchouc et le placer dans le goulot du flacon.

Visser l'Oxitorp directement sur le flacon de manière étanche.

Pour lancer la mesure appuyer simultanément pendant +/- 2 secondes sur les touches S et M jusqu'à ce que l'affichage indique 00.

Placer le flacon sur l'agitateur dans l'armoire thermostatique à 20°C pendant 5 jours.

Dès que la température de mesure est atteinte (20°C) au minimum après 1 h ou au maximum après 3 h, l'Oxipol lance automatiquement la mesure de la consommation en oxygène.

L'Oxipol mémorise une valeur toutes les 24 h pendant 5 jours.

Pour connaître la valeur courante, appuyer sur la touche M, pour rappeler les valeurs mémorisées presser la touche S jusqu'à ce que celles-ci s'affichent. Procéder ainsi pour tous les jours (de 1 à 5 jours).

ANNEXE 4

DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION

PRINCIPE

Séparation des matières en suspension par filtration sur disques en fibres de verre. Séchage à $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ et pesée.

Le principe est mentionné dans la norme française NF 90-105, et la présente méthode est conforme à la norme française NF 90-105.

MODE D'OPERATOIRE

Essai blanc

1. Peser un disque filtrant sec à 0,1 mg près.
2. Placer un filtre sec dans l'équipement de filtration et mettre en marche le dispositif d'aspirateur.
3. Rincer le récipient avec de l'eau distillée et faire passer les eaux de lavage sur le filtre.
4. Laisser essorer, plier le filtre une fois et placer le disque filtrant dans une pièce de papier à peser plié.
5. Sécher le filtre dans l'étuve à $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.
6. Laisser refroidir en dessiccateur et peser à 0,1 mg près.
7. Faire 2 déterminations d'essai blanc en plus.
8. Pour faire les autres essais blanc reprendre opération suivant 1 à 7.

Prise d'essai

1. Peser un disque filtrant sec à 0,1 mg près.
2. Placer un filtre sec dans l'équipement de filtration et mettre en marche le dispositif d'aspirateur.
3. Verser progressivement l'échantillon sur le filtre jusqu'à ce que le récipient soit vide.
4. Rincer le récipient ayant contenu l'échantillon avec de l'eau distillée et faire passer les eaux de lavage sur le filtre.
5. Laisser essorer, plier le filtre une fois et placer le disque filtrant dans une pièce de papier à peser plié.
6. Sécher le filtre dans l'étuve à $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.
7. Placer le filtre dans une pièce de papier d'aluminium.
8. Laisser refroidir en dessiccateur et peser à 0,1 mg près.

ANNEXE 5

DOSAGE DE L'AZOTE KJELDAHL

DOMAINE D'APPLICATION

La présente méthode précise les modes opératoires pour le dosage de l'azote Kjeldahl dans les eaux. Elle est applicable pour la détermination de teneurs en azote Kjeldahl, exprimées en N comprises entre 2 et 35 mg/l N pour une prise d'essai de 100 ml. Pour des concentrations plus élevées, il est nécessaire de procéder à une dilution de l'échantillon ou de prélever une prise d'essai plus petite.

La méthode de dosage Kjeldahl ne permet pas de doser l'azote total mais seulement les composés non oxydés de l'azote. Par conséquent, ne sont pas ou ne sont que partiellement dosés: Les composés nitrés, nitrosés et azoïques, les oximes, l'hydrazine et ses dérivés et les hétérocycles azotés.

PRINCIPE

Minéralisation des matières organiques en milieu acide et en présence de catalyseur.

Entraînement à la vapeur en milieu alcalin de l'azote ammoniacal obtenu.

Dosage par titrimétrie directe.

Le principe est mentionné dans la norme française NF 90-110, et la présente méthode est conforme à la norme française NF 90-110.

ÉCHANTILLONNAGE

Les échantillons sont pris dans des bouteilles en polyéthylène ou en verre et doivent, aussitôt que possible après leur prélèvement, être refroidis à une température voisine de 5°C.

L'analyse doit être effectuée aussitôt que possible après le prélèvement, et au plus tard 72 heures après le prélèvement.

MINÉRALISATION

REACTIFS ET SOLUTIONS

Pour toutes solutions et dilutions il faut utiliser de l'eau récemment déionisée.

Acide sulfurique concentré (H_2SO_4 , $\rho = 1,84$ g/ml)

Catalyseur de minéralisation

Préparer un mélange homogène de 497,5 g de sulfate de potassium (K_2SO_4) et 2,5 g de sélénium en poudre.

MINERALISATION

Introduire une prise d'essai de 100 ml dans un tube de Kjeldahl. Ajouter quelques grains de ponce et 1 g de catalyseur et mélanger. Ajouter 10 ml d'acide sulfurique concentré.

Commencer la destruction à 180°C. Quand il reste à peu près 50 ml dans le tube une boule de Kjeldahl est placée sur le tube.

Continuer la destruction deux heures à 250°C et puis deux heures à 340°C.

Laisser refroidir à une température ambiante jusqu'au lendemain.

DISTILLATION

REACTIFS ET SOLUTIONS

Pour toutes solutions et dilutions il faut utiliser de l'eau récemment déionisée.

Hydroxyde de sodium, 32,5%

Solution prête à utiliser de Bie & Berntsen ou une solution de 325 g/l de NaOH en pastilles.

Acide borique, 20 g/l

Dissoudre 10 g d'acide borique (H_3BO_3) dans l'eau et compléter à 500 ml avec de l'eau.

DISTILLATION

Avant de commencer la distillation des échantillons, il est indispensable d'effectuer une ou deux distillations à blanc pour nettoyer l'appareil.

Ajouter avec précaution 50 ml d'eau à la prise d'essai minéralisée et monter le tube de Kjeldahl dans le distillateur.

Introduire 20 ml solution d'acide borique et 10 gouttes d'indicateur dans un bécher de 250 ml, et le monter à la place de récipient dans le distillateur.

Introduire 50 ml d'hydroxyde de sodium dans le tube de Kjeldahl, et commencer la distillation.

Recueillir 150 ml environ du distillat dans le bécher.

DOSAGE

Doser immédiatement après la distillation jusqu'à un point final de pH 4,5 avec la solution d'acide chlorhydrique 0,04 mol/l bien connue. Noter le volume V_1 utilisé pour le dosage.

REACTIFS ET SOLUTIONS

Pour toutes solutions et dilutions il faut utiliser de l'eau récemment déionisée.

Acide chlorhydrique: solution mère environ 1 M HCl

Acide chlorhydrique: solution titrée environ 0,04 M HCl

L'eau sans CO₂

Faire une décoction de l'eau comme suivant:

Mettre environ 1500 ml de l'eau distillée dans un Erlenmeyer de 2000 ml, ajouter quelques grains de ponce (3 à 5) et placer l'Erlenmeyer sur une plaque chauffante. Porter à ébullition durant 15 minutes et refroidir.

DETERMINATION DU TITRE (ENVIRON 0,04 M HCL)

1. Transférer 10,00 ml d'étalon dans un bécher et démarrer l'agitation en vitesse 4.
2. Placer les électrodes et la burette pointe d'addition dans le bécher.
3. Vérifier que le No de méthode est correct (=8)
4. Appuyer RUN.
5. Au bout du titrage appuyer RESULT pour voir le résultat.
La consommation de HCl en ml est écrite sur l'écran.
6. Noter le résultat.
7. Faites au minimum 2 déterminations du titre en plus.
8. Calculer le titre de la solution en mol/litre.

$$\begin{aligned} M_{\text{HCl}} &= \frac{\text{mL Na}_2\text{CO}_3 \times M_{\text{Na}_2\text{CO}_3} \times 2 \times 1000}{1000 \times \text{mL HCl}} \\ &= \frac{\text{mL Na}_2\text{CO}_3 \times 0,02}{\text{mL HCl}} \end{aligned}$$

9. Les résultats ne doivent pas dévier plus de $\pm 0,0005$ mol/litre.
10. Pour faire les autres déterminations reprendre opération suivant numéro 1 à 6.

TITRAGE DE L'AZOTE KJELDAHL

CALCUL DES RESULTATS

La teneur en azote Kjeldahl, exprimé en milligrammes de N par litre est donnée par l'expression :

$$NK = \frac{(V1 - V0) * c * 1000 * 14,01}{V}$$

V_1 est le volume, en millilitres, d'acide chlorhydrique utilisé pour le dosage

V_0 est le volume, en millilitres, d'acide chlorhydrique utilisé pour l'essai à blanc (moyenne de deux déterminations)

c est la concentration, en mol/l, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le dosage

V est le volume, en millilitres, de la prise d'essai.

Calculer les résultats en manuelle ou en utilisant le fichier d'Excel KjN-CG24

ANNEXE 6

RECHERCHE ET DENOMBREMENT DES BACTERIES COLIFORMES ET ESCHERICHIA COLI

Principe

La présente méthode spécifie une méthode pour la recherche et le dénombrement des bactéries coliformes et *E. coli* par la technique de filtration sur membrane.

Le principe est mentionné dans la norme française NF EN ISO 9308-1 (Septembre 2000) et la présente méthode est conforme à la norme française NF EN ISO 9308-1 (Septembre 2000). L'essai consiste en une filtration sur membrane, suivie d'une mise en culture dans une gélose de différenciation et d'un calcul du nombre des organismes cibles présents dans l'échantillon.

Mode opératoire

Stériliser l'entonnoir avec une flamme après l'avoir désinfecté avec de l'alcool. Placer aseptiquement le filtre (0.45 µm) entre l'entonnoir et sa base. Rincer avec environ 25 ml d'une solution de Ringer et filtrer.

Arrêter la pompe, très bien homogénéiser l'échantillon (5 fois) et le verser dans l'entonnoir :

Le volume d'échantillon analysé est de 100ml pour les eaux traitées (ou les eaux contenant moins de matières en suspension) 250ml pour les eaux embouteillées et 10 ml pour les eaux brutes (ou très troubles).

Remettre la pompe en marche. Quand l'échantillon est filtré rincer le filtre encore avec environ 50 ml de solution "RINGER". Bien sécher la membrane avec le vide, arrêter la pompe, lever l'entonnoir, retirer la membrane et la poser sur le milieu de culture. Veiller à ce qu'aucune bulle d'air ne s'interpose entre la membrane et la gélose.

Le milieu pour les coliformes totaux et *Escherichia coli* est le "Chromocult Agar ES". Le milieu ainsi ensemencé est incubé à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant $22 \pm 2\text{h}$. Les colonies typiques de *E. coli* sont « bleues foncées à violettes ». Enumérer toutes les colonies « saumon à rouge » et « bleues foncées à violettes » comme *coliformes totaux présumés*. La densité des *coliformes totaux* et *E. coli* présumés s'exprime en nombre de colonies par 100 ml (ou 250ml) de l'échantillon de départ. Si on trouve un nombre > 5 colonies de *coliformes totaux* présumés dans 100 ml d'eau potable chlorée, il faut au minimum procéder immédiatement à un nouveau prélèvement. Si on trouve encore des colonies de *coliformes totaux* dans le deuxième échantillon, on devra examiner le

traitement des eaux à l'usine et sur le réseau de distribution pour comprendre et corriger la défaillance. S'il s'agit d'un laboratoire régional, il faudra contacter le Laboratoire Central pour confirmer la présence de *coliformes*.

Pour confirmer les *coliformes totaux* on doit repiquer les colonies dans un tube de bouillon "LAURYL TRYPTOSE BROTH" contenant une cloche de Durham où les coliformes produisent du gaz après incubation à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant $22 \pm 2\text{h}$. La production du gaz est indiquée par l'apparition de vide dans au moins 1/3 du volume de la cloche de Durham.

On doit repiquer toutes ou au minimum 5 colonies pour confirmation. Calculer le nombre des *coliformes totaux*. La densité des *coliformes totaux* s'exprime en nombre de colonies par 100 ml de l'échantillon de départ.

Pour confirmer les *E. coli* on doit aussi repiquer les colonies dans un tube de "LAURYL TRYPTOSE BROTH" où *E. coli* produit du gaz après incubation pendant $22 \pm 2\text{h}$, à 44°C et aussi dans un bouillon d'"EAU DE TRYPTONE" où *E. coli* produit de l'indole après incubation $22 \pm 2\text{h}$, à 44°C . Ajouter le réactif de "KOVACS" sous la hotte (le réactif de KOVACS est nocif, il faut éviter de le respirer). L'apparition d'un anneau rouge à la surface du bouillon confirme la production d'indole.

On doit repiquer toutes ou au minimum 5 colonies pour confirmation. Calculer le nombre de *E. coli*. La densité des *E. coli* s'exprime en nombre de colonies par 100 ml de l'échantillon de départ.

Il est souvent nécessaire de faire une identification des souches avec la Galerie API 20E pour une meilleure interprétation des résultats.

On peut vérifier l'oxydase. Les *coliformes totaux* et *E. coli* sont oxydase négatif.

NOTE :

L'examen d'échantillons d'eau pour y rechercher des *Escherichia coli*, normalement présents dans les intestins de l'homme et des animaux homéothermes, fournit une indication sur la pollution fécale (présence et étendue), qui est un facteur important dans l'évaluation de la qualité d'une masse d'eau ainsi que du risque infectieux représenté pour la santé humaine (ISO 9308-1:2000(F)).

La présence de bactéries coliformes peut donc, bien que ce ne soit pas la preuve d'une contamination d'origine fécale, indiquer une défaillance du traitement ou de la distribution de l'eau.