



**DIRECTION DES ETUDES ET DES
SERVICES ACADEMIQUES.**

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE D'INGENIEUR DE L'EQUIPEMENT RURAL

Présenté par :

SARR Awa

Thème

**Mécanismes d'élimination de l'azote et du
phosphore dans les eaux usées domestiques
traitées par lagunage sous climat sahélien -
Possibilités et limites de leur réutilisation comme
fertilisants en agriculture urbaine à Ouagadougou.**

Professeurs responsables: A. H. MAÏGA
H.YACOUBA

Organisme encadreur: EIER

Promotion 2005

DEDICACE

Je dédie ce mémoire de fin d'études à :

ALLAH, le tout puissant qui m'a donné la chance d'achever ce long parcours,

Ma combattante et affectueuse mère Thioro THIAO à qui je dois tout pour ses sacrifices dans le plaisir de ses enfants,

Mon aimable et gentil père Lamane SARR pour ses nombreuses bénédictions,

Ma tante Nogaye THIAO pour l'éducation reçue et le soutien tant moral que financier le long de mon cursus scolaire,

Mes oncles, particulièrement Arona THIAO pour ses conseils et sa contribution financière durant mon cursus scolaire,

Mes frères et sœurs qui m'ont toujours encouragé,

Mes amies, sœurs et conseillères (Zeynab, les deux Sali, Mme Sawadogo, Khady, Aïda).

REMERCIEMENTS



C'est avec un grand plaisir que j'exprime toute ma gratitude à ceux qui de près ou de loin ont contribué à l'aboutissement de ce mémoire de fin d'études.



Je tiens à remercier particulièrement :

- ◆ *Mes directeurs de mémoire messieurs A. H. MAÏGA, directeur général adjoint du groupe EIER-ETSHER, chargé de la coordination de la recherche scientifique et technologique et Hama YACOUBA, chef de l'Unité Gestion et Valorisation Eau-Assainissement, pour leurs explications et le temps consacré à ce travail, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude ;*
- ◆ *A mes encadreur messieurs WETHÉ Joseph, DENYIGBA Kokou, Michèle ROCHE, KONATE Yacouba pour leurs précieux conseils, leurs explications, leurs soutiens, leurs encouragements et leur entière disponibilité tout au long de travail ;*
- ◆ *A toute l'équipe du laboratoire Génie Sanitaire et Environnement à savoir : Mrs Byll CATARIA, Dieudonné AFANGNON et Omar SAWADOGO, pour leur encouragement , leur aide précieuse et constante qu'ils m'ont apporté lors des analyses au laboratoire ;*
- ◆ *A tout le corps enseignant de l'EIER pour la qualité de la formation reçue au cours de ces trois années,*
- ◆ *Sans oublier nos collègues et collaborateurs de la 34^{ème}, 35^{ème} promotion de l'EIER pour les bons moments passés ensemble.*



SIGLES ET ABREVIATION

BA : Bassin anaérobie

BF : Bassin facultatif

BM : Bassin de maturation

BUNASOL : Bureau National des Sols

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CREPA : Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

EB : Eau brute

EH : Equivalent Habitant

EIER : Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Equipement rural

FAO : Organisation des nations unies pour l'Agriculture et l'Alimentation

GEDU: Equipement et Gestion de l'Eau et des Déchets en milieu urbain

IRD : Institut de Recherche pour le Développement (ex ORSTOM)

IWMI : International Water Management Institute

MES : Matières en suspension

NH₃: Ammoniac

N-NH₄⁺: Azote ammoniacal

N-NO₃⁻ : Azote nitriques

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ORSTOM : Office de la Recherche des Sciences et Techniques Outre Mer

pH : Potentiel Hydrogène

P-PO₄³⁻ : Phosphore des orthophosphates

PSAO : Plan Stratégique d'Assainissement de Ouagadougou

PT: Phosphore total

STEP: Station d'Epuration

Table des matières

DEDICACE	2
REMERCIEMENTS	3
SIGLES ET ABREVIATION	4
LISTE DES TABLEAUX	8
LISTE DES PHOTOS	8
LISTE DES FIGURES	8
INTRODUCTION GENERALE	11
Première partie : GENERALITES SUR L'EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX USEES DOMESTIQUES ET LEUR REUTILISATION EN AFRIQUE	13
Chapitre I : LES SYSTEMES D'EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX USEES DOMESTIQUES ET LEURS PRINCIPES DE FONCTIONNEMENT	14
I. 1 Les types de traitement	14
I. 2 Les étapes du traitement	15
I. 3 Les systèmes intensifs	17
I. 3.1 Les boues activées	17
I.3.2 Les lits bactériens	18
I. 3.3 Les disques biologiques.....	19
I.3.4 Les biofiltres	20
I. 4 Les systèmes extensifs.....	20
I. 4.1 Les cultures fixées	21
I. 4.1.1 L'infiltration-percolation sur sable.....	21
I.4.1.2 Les filtres plantés à écoulement vertical.....	22
I. 4.1.3 Les filtres plantés à écoulement horizontal.....	22
I. 4. 2 Les cultures libres.....	23
I. 4.2.1 Le lagunage aéré	23
I. 4.2.2 Le lagunage à macrophytes.....	24
I. 4.2.3 Le lagunage naturel ou lagunage à microphytes	25
I. 5 Analyse comparative des différents systèmes d'épuration des eaux usées domestiques	27
Chapitre II : MECANISMES D'ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LES SYSTEMES D'EPURATION PAR LAGUNAGE NATUREL	34
II. 1 Les mécanismes d'élimination de l'azote	35
II. 2 Les mécanismes d'élimination du phosphore.....	41
Chapitre III : REUTILISATION DES EAUX USEES DOMESTIQUES TRAITEES EN AGRICULTURE URBAINE AU BURKINA FASO : CAS DE OUAGADOUGOU.....	45

III. 1 Synthèse des résultats sur la réutilisation des eaux usées traitées à l'EIER.....	46
III. 2 Valeur fertilisante de l'azote et du phosphore.....	46
III. 3 Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées.....	47
III. 4 Impacts environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées.....	48
III. 5 Recommandations et qualité des eaux usées traitées utilisées en agriculture.....	49
Deuxième partie : METHODOLOGIE GENERALE DE L'ETUDE.....	52
Chapitre IV : METHODOLOGIE GENERALE DE L'ETUDE.....	53
IV. 1 Objectifs de l'étude.....	53
IV. 2 Méthodologie générale et actions menées.....	53
IV. 2.1 Phase préliminaire.....	55
IV. 2.1.1 Recherche documentaire.....	55
IV. 2.1.2 Contact avec les personnes ressources.....	55
IV. 2.2 Travaux de terrain.....	55
IV. 2.3 Phase de traitement et d'analyse des données.....	55
Chapitre V : MATERIEL ET METHODES.....	57
V. 1 Dispositif expérimental.....	57
V.1.1 Présentation de la station pilote de l'EIER.....	57
V.1.2 Description de la filière I.....	59
V.1.3 Les sols expérimentaux.....	62
V. 2 Stratégie d'échantillonnage.....	62
V. 3 Méthodes d'analyse des eaux et des sols.....	63
V. 4 Limites de l'étude.....	68
Troisième partie : RESULTATS ET DISCUSSION.....	69
Chapitre VI : ANALYSE DES RESULTATS D'ESSAI SUR LES MECANISMES D'ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE.....	70
VI. 1 Estimation de la charge organique en équivalent – habitant (EH).....	70
VI. 2 Essai de décantation.....	71
VI. 3 Essai de nitrification - dénitrification.....	72
VI. 4 Essai de déphosphatation chimique.....	75
Chapitre VII : ANALYSE DES RENDEMENTS EPURATOIRES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE.....	77
VII. 1 Analyse des paramètres physico - chimiques.....	77
VII.1.1 La température.....	77
VII.1.2 Le pH.....	78
VII.1.3 L'oxygène dissous.....	79
VII.1.4 Conductivité électrique.....	79
VII. 2 Rendement épuratoire de l'azote.....	80
VII. 3 Discussion.....	83
VII. 4 Rendement épuratoire du phosphore.....	85

VII. 5 Discussion	88
Chapitre VIII : POSSIBILITES DE LA REUTILISATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE RESIDUELS EN AGRICULTURE URBAINE	90
VIII. 1 Résultats.....	91
VIII.1.1 Détermination des superficies irrigables avec les eaux usées traitées	91
VIII.1. 2 Estimation de la valeur fertilisante des eaux usées traitées	92
VIII. 1. 3 Estimation de la quantité d'azote et du phosphore des sols	94
VIII. 2 Discussion.....	96
VIII. 3 Critères de choix d'un système d'irrigation.....	97
VIII. 4 Limites de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture urbaine	100
CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS	101
BIBLIOGRAPHIE	103
ANNEXES.....	105

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1 : Etapes de traitement des eaux usées et pollution éliminée	16
Tableau I. 2 : dysfonctionnements pouvant survenir dans une station de lagunage naturel. .	27
Tableau I. 3 : Analyse comparative des différents systèmes de traitement	28
Tableau III. 1 : classes déterminant les risques salins	49
Tableau V. 1 : caractéristiques des différents bassins de la filière I	61
Tableau V. 2: Récapitulatif des méthodes d'analyse des eaux utilisées	63
Tableau V. 3: Récapitulatif des méthodes d'analyse des sols utilisées	65
Tableau VI. 1 : Nombre équivalent-habitant de la station.....	71
Tableau VII. 1 : Rendement d'élimination de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique	82
Tableau VII. 2 : Rendement d'élimination des orthophosphates et du phosphore total	87
Tableau VIII. 1 : besoins en eau des cultures	91
Tableau VIII. 2 : besoins en éléments fertilisants des cultures (kg/ha).....	92
Tableau VIII. 3 : Composition de l'eau traitée et normes FAO	94
Tableau VIII. 4 : quantités d'éléments fertilisants contenus dans les sols	95
Tableau VIII. 5 : Avantages et inconvénients des systèmes d'irrigation	99

LISTE DES PHOTOS

Photo V.1 : Vue d'ensemble de la filière I	61
Photo V. 2 : espace de prélèvement n°2	62
Photo V. 3 : espace de prélèvement n°4	62
Photo V. 4: Essai de Nitrification/dénitrification.....	67
Photo V. 5: Essai de décantation par cône d'Imhoff	67

LISTE DES FIGURES

Figure I. 1 : Schéma de fonctionnement d'une station de traitement par boue activée	18
Figure I. 2. Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à Lit Bactérien	19
Figure I. 3 Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à disque biologique	19
figurel.4 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à biofiltres.....	20
Figure I.5: Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à lits d'infiltration-percolation sur sable.	21
Figure I. 7 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à filtre horizontal.....	23
Figure I. 8 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à lagunage aéré	24
Figurel.9 : mécanismes en jeu dans les bassins facultatifs du lagunage naturel.....	25
FigureII.1 : Cycle de l'azote simplifié	36
Figure II. 2 : Filière de déphosphatation biologique	42

Figure II. 3 : Fonctionnement d'une bactérie déphosphatante en conditions aérobies et anaérobies.	42
Figure IV. 1 : Les différentes phases de l'étude	54
Figure V. 1. Filières de la STEP de l'EIER.....	59
Figure V. 2 : disposition en série des bassins de la filière I.....	61
Figure VI. 1 : Rendement d'élimination de l'azote ammoniacal et du phosphore total par le test de décantation	71
Figure VI. 2 : Evolution de l'azote ammoniacal selon les types d'eau et les conditions appliquées.....	72
Figure VI. 3 : Evolution de l'azote nitrique selon les Types d'eau et les conditions appliquées	73
Figure VI. 4 : Evolution des orthophosphates selon les conditions du milieu	74
Figure VI. 5 : Evolution du phosphore total selon les conditions du milieu	74
Figure VI. 6 : Rendement d'élimination du phosphore total par le chlorure ferrique ($FeCl_3$)...75	
Figure VI. 7 : Rendement d'élimination du phosphore total par le lait de chaux ($Ca(OH)_2$) .75	
Figure VII. 1: Evolution de la température au cours de la journée du 11 avril	77
Figure VII. 2 : Evolution du pH au cours de la journée du 11 avril.....	78
Figure VII. 3 : Evolution de l'oxygène dissous au cours de la journée du 11 avril	79
Figure VII. 4 : Evolution de la conductivité au cours de la journée du 11 avril.....	80
Figure VII. 5 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours de la matinée (7h30) et le soir (16h00).....	81
Figure VII. 6 : Evolution de l'azote nitrique au cours de la matinée (7h30) et le soir (16h00) 81	
Figure VII. 7 : valeurs moyennes de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique dans les différents bassins	82
Figure VII. 8 : Evolution des orthophosphates au cours de la matinée (7h30) et le soir à (16h00).....	86
Figure VII. 9 : Evolution du Phosphore total au cours de la matinée (7h30) et le soir (16h00)	86
Figure VII. 10 : valeurs moyennes des orthophosphates et du phosphore total dans les différents bassins	87
Figure VIII. 1 : Comparaison de la quantité d'azote apportée aux besoins des cultures	93
Figure VIII. 2 : Comparaison de la quantité de phosphore apportée aux besoins des cultures	93

AUTEUR : SARR Awa

Professeurs responsables: A. H. MAÏGA
H.YACOUBA

Organisme encadreur: EIER

THEME

Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques traitées par lagunage sous climat sahélien - Possibilités et limites de leur réutilisation comme fertilisants en agriculture urbaine à Ouagadougou

RESUME

L'épuration des eaux constitue une question cruciale dans les pays en développement, caractérisés par une forte urbanisation. La plupart des systèmes de traitement des eaux usées installés dans les grands centres urbains des pays africains se sont soldés par un échec du fait de la non adaptation au contexte socio-économique et climatique de ces pays.

Le lagunage naturel, technique rustique d'épuration des eaux usées reste une alternative convenable en Afrique d'une part, par la souplesse qu'offre son exploitation nécessitant peu de technicité et d'autre part, par les avantages socio économiques et environnementaux associés. Cependant la qualité de l'effluent traité dépend de la maîtrise des processus biologiques responsables de l'épuration de la pollution des eaux dont les plus connus, facteurs limitants de l'eutrophisation des milieux aquatiques sont l'azote et le phosphore. Par ailleurs, ces processus dépendent à leur tour des paramètres physico chimiques du milieu (Température, pH, potentiel redox, oxygène dissous) et de la qualité de l'effluent brut (charge organique et hydraulique).

C'est dans ce cadre que s'inscrit la présente étude dont l'objectif est d'analyser les principaux mécanismes intervenant dans l'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques en vue d'optimiser leur réutilisation en agriculture urbaine.

Les résultats des tests de laboratoire ont montré pour la décantation un rendement moyen d'élimination de 15% pour l'azote ammoniacal et 12,7% pour le phosphore total, l'effet de la nitrification-dénitrification est plus significatif dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie que dans l'eau brute, alors que la déphosphatation chimique réalisée parallèlement avec 120mg de fer et 200mg de chaux toutes conditions étant égales montre une plus grande efficacité de la précipitation du phosphore avec le fer par rapport à la chaux. Les rendements moyens obtenus sont : 90 et 96% contre 41,4 et 54,3% pour l'effluent traité et l'eau brute respectivement.

Pour une charge organique estimée à 129 gDBO₅/m³/j au mois d'avril et 90 gDBO₅/m³/j au mois de mai soit 207EH, les résultats de l'étude ont montré que le rendement global du système est de 39,83% et 33,03% pour l'azote ammoniacal pour le mois d'avril et de mai respectivement contre -18,1% et -61,54 pour l'azote nitrique, Le rendement des orthophosphates est de 23,25% et 10,43% pour le mois d'avril et mai respectivement contre 12,56% et 24,66% pour le phosphore total.

L'étude sur les possibilités de la réutilisation de l'effluent traité en agriculture a montré son intérêt pour les éléments fertilisants (azote et phosphore) apportés aux plantes. En effet les valeurs trouvées ici allant au-delà des besoins des cultures considérées pourront toute fois être confirmées par une étude prenant en compte la charge nominale de la filière dont dépendent les concentrations d'azote et de phosphore dans l'eau traitée.

Mots clés : Phosphore/azote/eaux usées domestiques/lagunage/agriculture urbaine/climat sahélien

INTRODUCTION GENERALE

Dans la plupart des pays africains, le problème de l'assainissement en général et des eaux usées en particulier se pose avec acuité. Les caractéristiques de ces pays à l'origine de ce problème sont essentiellement l'urbanisation accélérée et le taux élevé de la croissance démographique.

La gestion des équipements des systèmes collectifs d'épuration des eaux usées constitue le nœud du problème auquel doivent faire face les autorités politiques chargées de la gestion de l'assainissement et les organismes publics ou privés associés.

Compte tenu du contexte socioéconomique et urbanistique des villes africaines, le rôle principal de ces acteurs se situe à deux niveaux : d'une part, vulgariser les ouvrages d'assainissement individuel adaptés aux villes, d'autre part développer les systèmes collectifs d'épuration des eaux usées répondant aux normes techniques d'hygiène de ce contexte.

Au Burkina Faso, la satisfaction des besoins en eau des populations pose problème avec l'irrégularité des pluies combinée à l'insuffisance des ressources d'eau naturelles. Face à ces conditions, les maraîchers s'orientent vers les eaux usées plus ou moins traitées pour l'irrigation des cultures malgré les risques sanitaires encourus.

La complexité du problème s'explique par le fait que les effluents issus des systèmes de traitement doivent respecter les normes établies pour leur réutilisation en agriculture ou leur rejet dans la nature. Cependant, l'élimination de l'azote et du phosphore s'avère complexe dû à leur forme variable selon les conditions du milieu.

C'est dans ce cadre que ce mémoire de fin d'études portant sur l'étude des : « *Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques traitées par lagunage sous climat sahéliens – Possibilités et limites de leur réutilisation en agriculture urbaine à Ouagadougou* » a été proposé. Il a pour but d'apporter une contribution sur l'approche d'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques traitées par lagunage d'une part, et d'évaluer leur valeur fertilisante en agriculture urbaine d'autre part.

Les résultats attendus faisant l'objet principal de cette étude s'articulent autour des points suivants :

- ↳ Généralités de l'épuration collective des eaux usées. Sur la base d'études antérieures, il s'agit d'effectuer une synthèse des caractéristiques générales des systèmes d'épuration des eaux usées utilisés en Afrique et dans le monde. Il présente les processus biologiques qui interviennent dans l'élimination de l'azote et du phosphore dans les stations d'épuration

des eaux usées, analyse les aspects environnementaux, sanitaires, ainsi que les possibilités et limites de leur réutilisation en agriculture urbaine.

↳ Synthèse et interprétation des résultats obtenus et qui portent essentiellement sur l'étude des procédés d'élimination, d'évolution des différentes formes de l'azote et du phosphore dans les différents bassins, leur relation avec les conditions du milieu et l'évaluation des potentialités de leur réutilisation comme fertilisants en agriculture urbaine.

La conclusion et les recommandations constituent l'étape finale de ce travail.

Première partie :
**GENERALITES SUR L'EPURATION BIOLOGIQUE DES
EAUX USEES DOMESTIQUES ET LEUR
REUTILISATION EN AFRIQUE**

Chapitre I : LES SYSTEMES D'EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX USEES DOMESTIQUES ET LEURS PRINCIPES DE FONCTIONNEMENT

L'épuration biologique d'une eau usée consiste à faire développer de façon naturelle (lagunage) ou artificielle (lits bactériens, biofiltration), au détriment de la matière organique contenue dans les eaux usées, des organismes vivants du règne animal ou végétal en présence d'oxygène ou non.

En Afrique subsaharienne, l'intérêt principal du traitement des eaux usées réside dans la réutilisation des sous produits comme les effluents traités, ou par contre de leur rejet sans conséquences néfastes dans la nature. Plusieurs systèmes d'épuration des eaux usées ont été testés en Afrique. Les performances épuratoires de ces systèmes varient selon les paramètres pris en compte. L'élimination de l'azote et du phosphore s'avère très complexe dans les systèmes de traitement biologique des eaux usées, et constitue un élément primordial qui conditionne, dans une large mesure, les choix technologiques. La difficulté d'appréhender les processus biologiques réels qui se déroulent au niveau des systèmes rend parfois difficile l'exploitation de ces derniers.

Ce chapitre traite particulièrement les caractéristiques des composantes des différents systèmes (intensifs et extensifs) ainsi que leurs principes de fonctionnement.

I. 1 Les types de traitement

Dans les stations d'épuration des eaux usées, les types de traitements rencontrés (Wéthé, 2005, Satin et al, 1999) sont:

- Le traitement physique qui permet de clarifier l'effluent à traiter en le faisant passer sur des filtres à granulats. Ce procédé permet d'éliminer 60 à 80% des MES et 30 à 50% de la DBO₅ ;
- Le traitement physico-chimique qui utilise des agents de coagulation ou des réactifs chimiques spécifiques à certains polluants comme les phosphates. Ce traitement très coûteux, donne néanmoins de bons rendements d'élimination de 80 à 95% des MES, 65 à 75% de la matière organique et 90% des phosphates ;
- Le traitement biologique qui s'appuie sur l'aptitude de la faune et de la flore naturelle à éliminer certains micro-polluants. Il existe trois formes de traitement biologique des eaux usées (Wéthé, 2005) :
 - le traitement indifférencié concerne essentiellement la DBO₅ ;
 - le traitement spécifique destiné à l'élimination de l'azote et du phosphore ;

- le procédé par lagunage qui donne de bons rendements pour l'abattement de la DBO₅, l'élimination du phosphore, de l'azote et des germes pathogènes.

I. 2 Les étapes du traitement

Quelque soit le système d'épuration utilisé le traitement inclut les étapes suivantes (Wéthé, 2005) :

- a) Le traitement primaire qui consiste à séparer l'eau des éléments grossiers en la faisant passer par un dégrilleur, suivi d'un dessablage pour décanter les grains grossiers ;
- b) Le traitement secondaire qui consiste à éliminer la DBO et la DCO par apport d'oxygène en quantité suffisante pour les microorganismes responsables de l'épuration ;
- c) Le traitement tertiaire permet l'élimination de la pollution minérale (azote, phosphore) par voie physique, physico-chimique et biologique ;
- d) Le traitement quaternaire qui permet d'éliminer les micro-polluants, n'est effectué qu'en vue d'obtenir des effluents de qualité maximale.

La pollution éliminée varie à chaque étape du traitement. Le tableau I.1 récapitule les différentes étapes de traitement des eaux usées et les pollutions correspondantes éliminées.

Tableau I.1 : Etapes de traitement des eaux usées et pollution éliminée

(Source : www.carteleau.org)

Etapes du traitement	Elimination
<p style="text-align: center;">Prétraitement</p> <ul style="list-style-type: none"> • dégrillage • dessablage • dégraissage • tamisage 	<p style="text-align: center;">Déchets indésirables</p> <ul style="list-style-type: none"> • déchets de taille > 1 cm • sables • graisses • déchets de taille < 1 cm
<p style="text-align: center;">Traitement primaire</p> <p>Décanteur primaire (avec ou sans lamelle)</p> <ul style="list-style-type: none"> • sans ajout de réactifs • avec ajout de réactifs (traitement physico-chimique) 	<p style="text-align: center;">Pollution particulaire</p> <ul style="list-style-type: none"> • 60% des MES ; 30% de la DBO5 et de la DCO • 90% des MES ; 60-70% de la DBO5 et de la DCO
<p style="text-align: center;">Traitement secondaire biologique</p> <p>Par cultures fixées</p> <ul style="list-style-type: none"> • lit bactérien • disques biologiques • lits d'infiltration - percolation <p>Par cultures libres</p> <ul style="list-style-type: none"> • lagunage naturel • Lagunage aéré • boue activée faible charge 	<p style="text-align: center;">Pollution dissoute (DBO5, DCO, N, P)</p>
<p style="text-align: center;">Traitement tertiaire</p> <p>Affinage de la teneur en MES</p> <ul style="list-style-type: none"> • lagunage tertiaire • filtration sur sable <p>Elimination de la pollution minérale</p>	<ul style="list-style-type: none"> • MES, N, P
<p style="text-align: center;">Traitement quaternaire</p> <p>Elimination des germes de contamination fécale</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Coliformes thermotolérants et totaux présumés • Entérocoques fécaux • Virus • Polluants chimiques (métaux,...)

I. 3 Les systèmes intensifs

Les stations intensives d'épuration des eaux usées sont qualifiées de systèmes classiques d'épuration biologique plus ou moins mécanisés.

Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (Déronzier et al, 1991).

Les plus répandus en Afrique et abordés dans cette étude sont :

- **Les systèmes à cultures libres :**

- ✓ Les boues activées

- **Les systèmes à cultures fixés :**

- ✓ Les lits bactériens ;

- ✓ Les disques biologiques ;

- ✓ Les biofiltres

I. 3.1 Les boues activées

Le principe des boues activées autant que le lagunage aéré réside dans une intensification des processus d'autoépuration que l'on rencontre dans les milieux naturels (Satin et al, 1999). Le procédé consiste à mélanger et à agiter des eaux usées brutes avec des boues activées liquides, bactériologiquement très actives. La dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des microorganismes épurateurs et de l'effluent à traiter.

Après prétraitement, les eaux usées sont dirigées vers un bassin d'aération où elles sont mises en contact avec une biomasse responsable de l'épuration. Dans ce réacteur, la pollution dissoute est transformée en flocon de boues par assimilation bactérienne. Les flocons peuvent alors être séparés de l'eau traitée par décantation. La boue décantée est recirculée afin de permettre le réensemencement du bassin d'aération. Périodiquement, les boues en excès sont extraites pour rejoindre le système de traitement des boues. Dans le bassin d'aération, la fourniture en oxygène est assurée par des organes électromécaniques : aérateurs de surface (turbine ou brosse), ou insufflation d'air (surpresseur + diffuseurs immergés). Le fonctionnement syncope (marche/arrêt) des aérateurs assure les réactions d'élimination de l'azote par nitrification (marche de l'aération - transformation de l'azote ammoniacal en nitrates), puis par dénitrification (arrêt de l'aérateur - transformation des nitrates en azote gazeux). L'installation d'un brasseur dans le bassin d'aération autorise en permanence un bon contact entre les bactéries et la pollution à éliminer. L'azote et le phosphore jouent un rôle important pour le bon fonctionnement de ce système, car leur

déficit peut provoquer le foisonnement des boues activées caractérisé par un gonflement de ces dernières.

Le schéma de fonctionnement d'une station à boues activées est représenté sur la figure n°1.1:

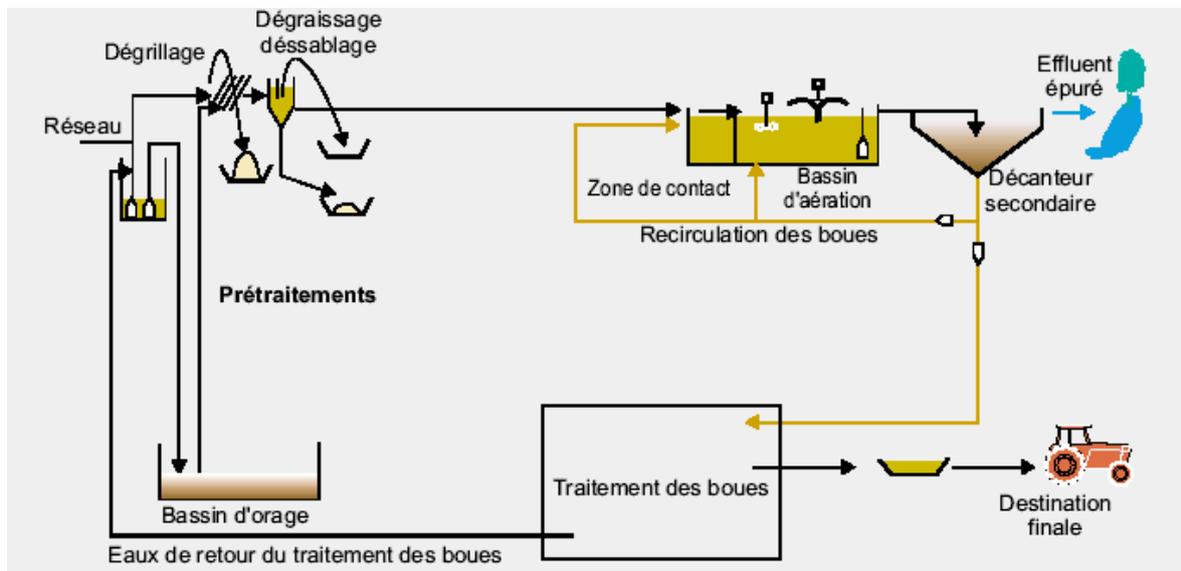


Figure 1. 1 : Schéma de fonctionnement d'une station de traitement par boue activée
(Source : Cemagref, 2001)

I.3.2 Les lits bactériens

Le principe de fonctionnement des lits bactériens consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées, sur une masse de matériaux poreux ou caverneux (plastique ou pouzzolane) qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Ces micro-organismes épurateurs y forment un film biologique responsable de l'assimilation de la pollution. L'aération naturelle se fait grâce à des ouïes d'aération. Le film biologique se décroche au fur et à mesure que l'eau percole. En sortie du lit bactérien se trouve un mélange d'eau traitée et de biofilm. Ce dernier sera piégé dans le décanteur sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel ou le bassin de stockage. La recirculation des boues vers le décanteur digesteur est essentielle. L'apport d'oxygène par ventilation naturelle ou forcée est nécessaire pour le bon fonctionnement des bactéries aérobies. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Ce biofilm se détache au fur et à mesure que l'eau percole et se reconstitue au bout d'une semaine à la température de 25°C (Satin et al, 1999).

La masse de matériaux poreux d'épaisseur comprise entre 1 et 4m repose sur un double radier. Le radier supérieur généralement en béton est perforé et le radier inférieur recueille l'eau traitée avant de l'évacuer.

La figure n°1.2 illustre le principe de fonctionnement :

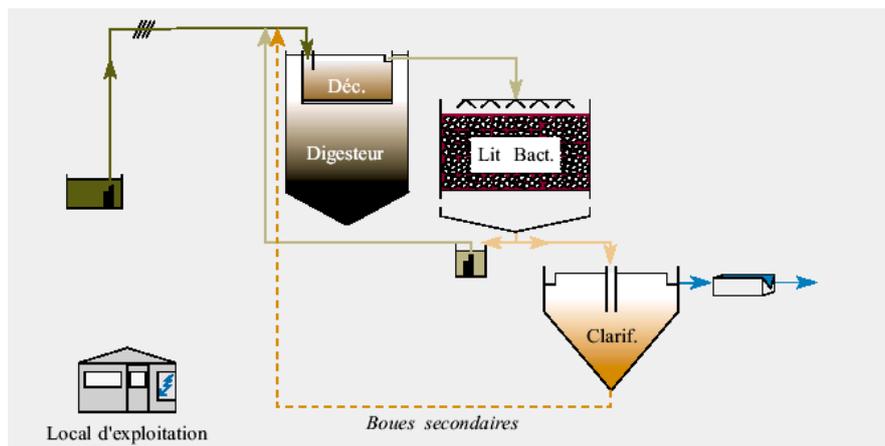


Figure I. 2. Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à Lit Bactérien
(Source : Cemagref, 2001)

I. 3.3 Les disques biologiques

L'eau usée, préalablement décantée, alimente un ouvrage dans lequel des disques fixés sur un axe sont mis en rotation à vitesse lente. Sur ces disques biologiques en plastique se développe alors un film bactérien. Lors de leur émergence, ces bactéries prélèvent l'oxygène nécessaire à leur respiration et lors de l'immersion, elles absorbent la pollution dissoute dont elles se nourrissent. Dès que le film biologique dépasse une épaisseur de quelques millimètres, il se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée. Les boues ainsi piégées sont renvoyées par pompage périodique vers l'ouvrage de tête pour y être stockées et digérées.

Pour ce système, il faut s'assurer de la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe) et du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes).

La figure I.3 donne le principe de fonctionnement:

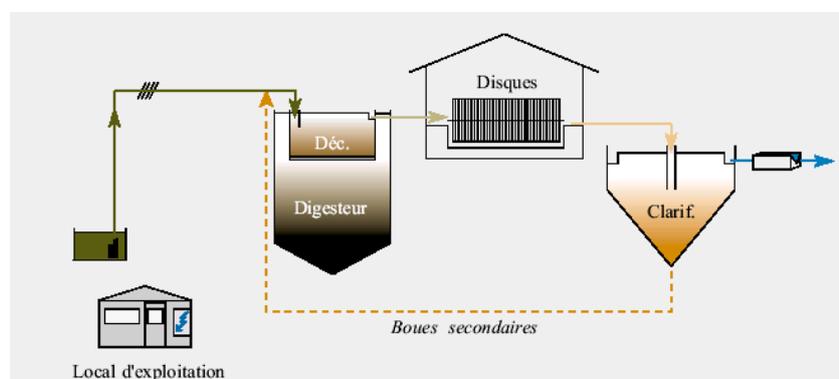


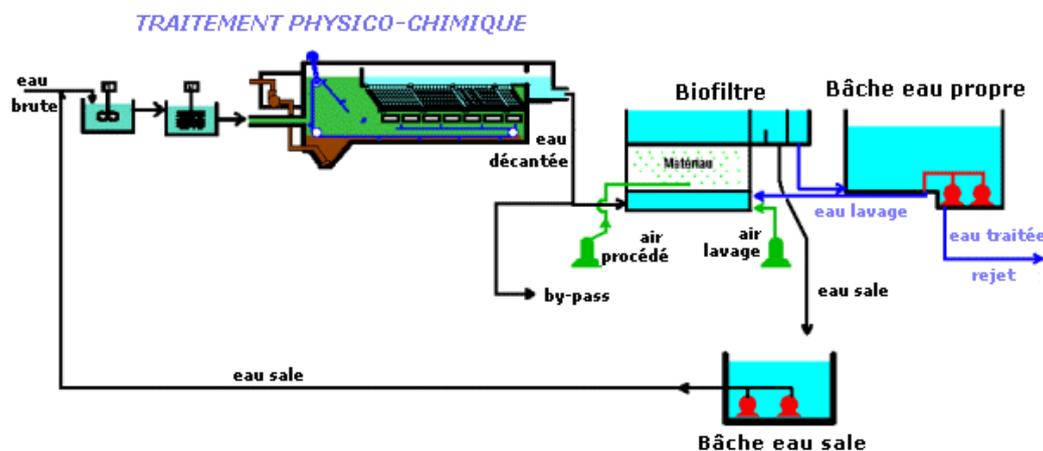
Figure I. 3 Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à disque biologique
(Source : Cemagref, 2001)

I.3.4 Les biofiltres

Après le pré-traitement et généralement une étape de traitement physico-chimique, les eaux usées sont traitées sur un étage de biofiltres.

Ce traitement consiste à faire transiter les eaux usées dans une cuve contenant un matériau (plastique par exemple) filtrant immergé, support du développement d'un film biologique. Le film biologique permet donc l'assimilation de la pollution et la filtration de la boue produite d'où le terme "biofiltre". Les besoins en oxygène sont assurés par insufflation d'air (air procédé). Plusieurs fois par jour, un lavage à l'eau traitée (eau de lavage) et à l'air (air de lavage) est nécessaire. Les eaux sales (eaux de nettoyage) retournent en tête de traitement afin que les boues biologiques soient piégées dans le décanteur primaire (ou bien subissent un traitement primaire physico-chimique).

Le principe de fonctionnement de l'installation se présente comme suit :



figurel.4 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à biofiltres.
(Source : www.carteleau.org)

I. 4 Les systèmes extensifs

Les stations extensives (ou rustiques) d'épuration des eaux usées utilisent les procédés biologiques consistant à faire proliférer des organismes vivants du règne animal ou végétal au détriment de la matière (matières organiques, sels minéraux,...) contenue dans les eaux usées en présence ou non d'oxygène. Dans ces systèmes, l'épuration de l'eau se fait par voie naturelle. La charge surfacique admise pour ces systèmes reste faible comparée à celle admise pour les systèmes intensifs.

Le choix de ce type de système réside essentiellement sur les avantages socio-économiques, techniques et environnementaux qui s'y présentent. Les techniques associées à ces systèmes sont à cultures fixées ou à cultures libres.

I. 4.1 Les cultures fixées

Les procédés d'épuration à cultures fixées consistent à faire ruisseler l'eau à traiter sur des massifs filtrants indépendants. Les principaux mécanismes qui interviennent dans ces systèmes sont (Cemagref, 2001) :

- **Filtration superficielle** : les matières en suspension (MES) sont arrêtées à la surface du massif filtrant et, avec elles une partie de la pollution organique (DCO particulaire) ;
- **Oxydation** : le milieu granulaire constitue un réacteur biologique, un support de grande surface spécifique, sur lequel se fixent et se développent les bactéries aérobies responsables de l'oxydation de la pollution dissoute (DCO dissoute, azote organique et ammoniacal).

I. 4.1.1 L'infiltration-percolation sur sable

L'infiltration sur sable est un traitement biologique par cultures bactériennes fixées sur supports fins. Les eaux usées prétraitées ayant préalablement subi une décantation primaire sont déversées et réparties sur un massif de sable, à l'air libre. En percolant au travers de ce massif, elles sont d'abord débarrassées des matières en suspension par filtration superficielle, puis la matière organique est dégradée et les composés azotés sont oxydés sous forme de nitrates par les bactéries fixées qui se développent au sein du massif. Pour une répartition uniforme des eaux usées sur toute la surface de chacun des lits, une alimentation syncopée (dite aussi " par bâchées ") est indispensable. Les eaux traitées sont récupérées en partie basse par drainage.

Le principe de fonctionnement est représenté par la figure n°1.5 ci-dessous :

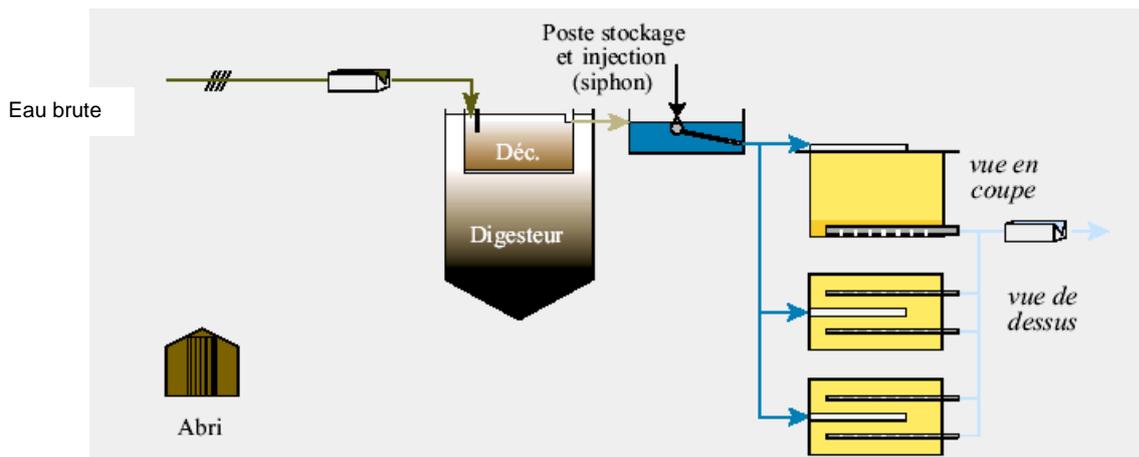


Figure 1.5 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à lits d'infiltration- percolation sur sable.
(Source : Cemagref document technique FNDAE n°25)

I.4.1.2 Les filtres plantés à écoulement vertical

Les filtres sont des excavations étanchées du sol remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter.

Contrairement à l'infiltration-percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique (adsorption, complexation,...) et biologique (biomasse fixée sur support fin). Les eaux épurées sont drainées. Les filtres sont alimentés en eaux usées brutes par bâteaux. Pour un même étage, la surface de filtration est séparée en plusieurs unités permettant d'instaurer des périodes d'alimentation.

Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué. L'oxygène est apporté par convection et diffusion. L'apport d'oxygène par les racelles des plantes est, ici négligeable par rapport aux besoins (Armstrong, 1979 in Déronzier et al, 2001).

Le schéma de fonctionnement est donné ci-dessous :

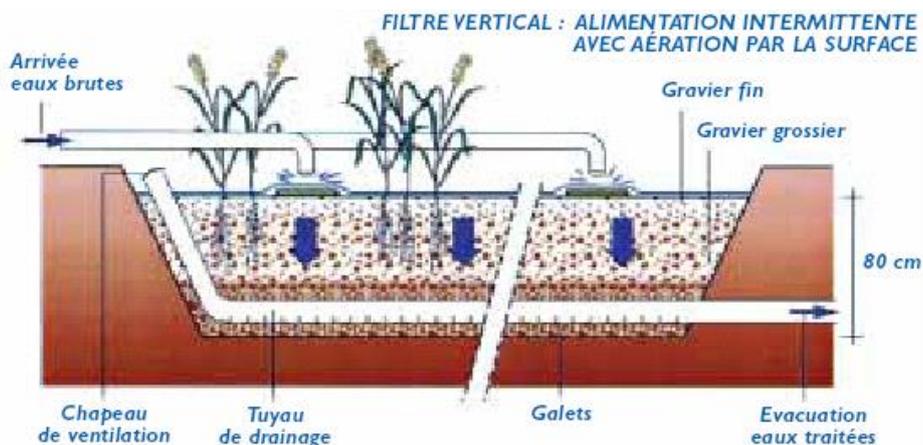


Figure I. 6 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à filtre vertical
(Source : Cemagref document technique FNDAE n° 25)

I.4.1.3 Les filtres plantés à écoulement horizontal

Dans les filtres à écoulement horizontal, le massif filtrant est quasi-totalement saturé en eau. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation s'effectue en continu car la charge organique apportée est faible.

L'évacuation se fait par un drain placé à l'extrémité opposée du lit, au fond et enterré dans une tranchée de pierres drainantes. Ce tuyau est relié à un siphon permettant de régler la hauteur de surverse, et donc celle de l'eau dans le lit, de façon à ce qu'il soit saturé pendant la période d'alimentation. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface

du matériau. En effet, l'eau ne doit pas circuler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la chaîne de traitement.

Le schéma est représenté comme suit :

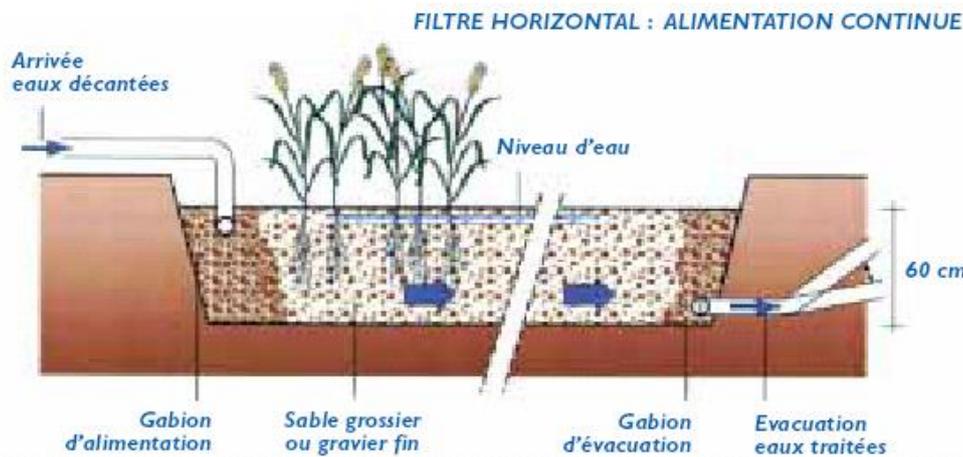


Figure I. 7 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à filtre horizontal
(Source : Cemagref, 2001)

I. 4. 2 Les cultures libres

Le processus d'épuration par cultures libres repose sur le développement d'une culture bactérienne, de type aérobie principalement. L'oxygène provient de diverses sources selon les filières. Les principaux systèmes qu'on y retrouve sont : le lagunage aéré, le lagunage à macrophytes et le lagunage à microphytes.

I. 4.2.1 Le lagunage aéré

Dans ce système l'oxygène est apporté mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues. En situation de sous charge importante, la nitrification peut être complète avec une dénitrification partielle.

Dans la partie d'aération, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer. Ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparables à ceux présents dans les stations à boues activées).

Dans la partie de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues.

Dans ce système composé principalement de deux bassins (figure n°1.8), la population bactérienne conduit à (Cemagref, 2001) :

- une densité de bactéries faible et à un temps de traitement important pour obtenir le niveau de qualité requis ;
- une floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

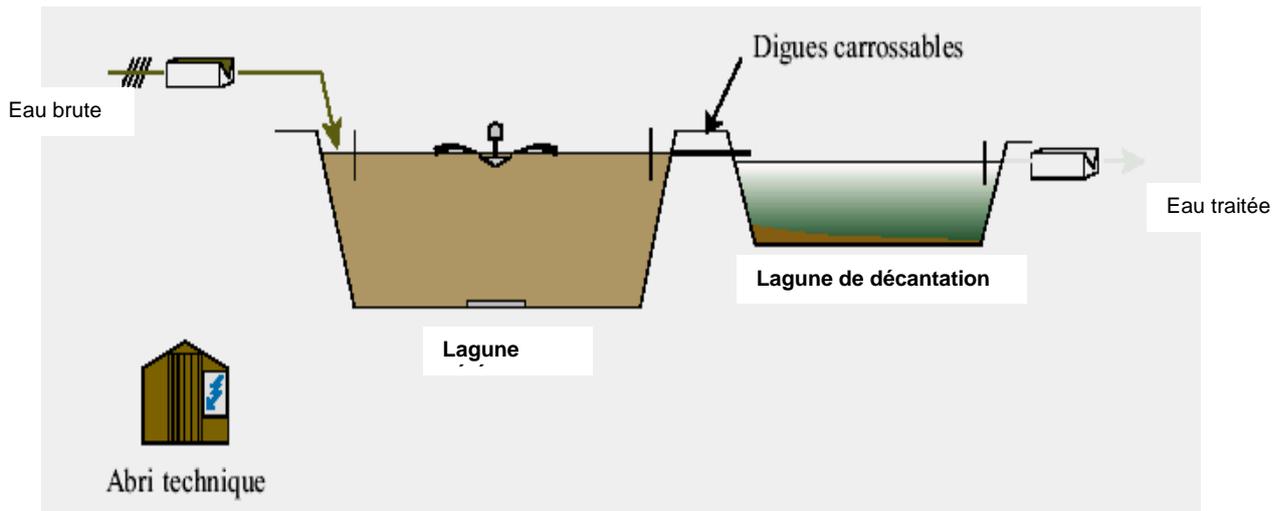


Figure 1. 8 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à lagunage aéré
(Source : Cemagref document technique FNDAE n° 25)

Le lagunage aéré est très sensible aux variations climatiques et le taux d'élimination de l'azote et du phosphore reste limitée à l'assimilation bactérienne de l'ordre de 25 à 30% (Satin et al, 1999). Le niveau de qualité de l'effluent est bon pour la matière organique avec plus de 80 % d'abattement, la filière se prête aisément à l'apport complémentaire d'adjuvants physico-chimiques en vue d'éliminer les orthophosphates.

1. 4.2.2 Le lagunage à macrophytes

Le procédé utilise des végétaux supérieurs, flottants ou fixés. Ces végétaux encore appelés macrophytes servent de supports à d'autres microorganismes intervenant dans l'épuration.

Les performances intrinsèques des bassins à macrophytes en Afrique sont très peu étudiées jusqu'à ce jour, et la laitue d'eau demeure la plante la plus utilisée dans les bassins d'épuration (Charbonnel et al, 1986, in KONE, 2002).

Le lagunage à macrophytes est effectué dans des bassins en séries où les plantes cultivées couvrent les bassins et maintiennent des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique. Les racines des plantes fournissent de l'oxygène au milieu et servent de pièges aux boues qui remontent en surface.

Le lagunage à macrophytes est généralement utilisé en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO_5 ou MES) ou de l'affiner (nutriments, métaux,..) (Déronzier et al, 2001).

1. 4.2.3 Le lagunage naturel ou lagunage à microphytes

Le lagunage naturel, encore appelé bassin de stabilisation, est une dépression ou excavation naturelle ou artificielle dans laquelle s'écoulent naturellement les eaux brutes ou décantées, pour ressortir, sans intervention extérieure d'aucune sorte. Il s'agit d'un ou de plusieurs bassins en série, dans lesquels les effluents bruts sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'autoépuration.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet le développement d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique.

Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". Ce cycle s'auto entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique (Satin et al, 1999).

Au fond du bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

Les mécanismes généraux qui se passent dans un bassin de lagunage naturel se résument comme suit :

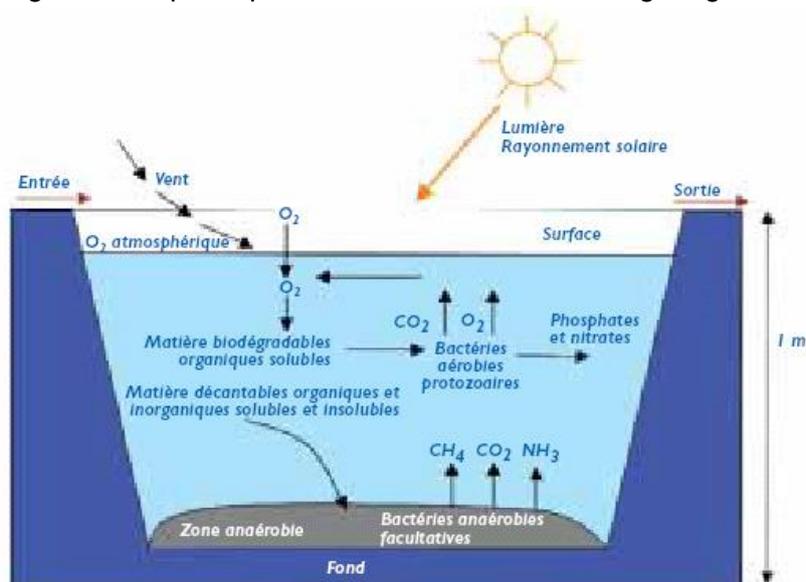
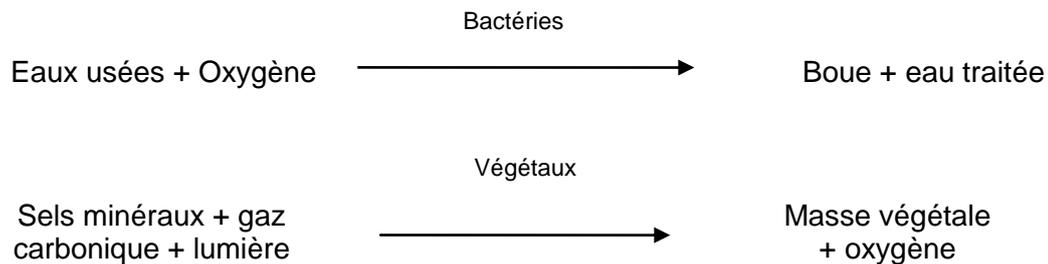


Figure 1.9 : mécanismes en jeu dans les bassins facultatifs du lagunage naturel (Source : Cemagref, 2001)

Le processus de traitement par lagunage naturel se résume comme suit :



Dans le lagunage naturel, trois types de bassins sont généralement utilisés (Satin et al, 1999) :

- les lagunes profondes ou bassins anaérobies (2 à 5 m) fonctionnant en anaérobiose avec un temps de séjour de 1 à 2 jours. Elles sont utilisées pour dégrader la matière organique et assurer une bonne décantation. La dégradation anaérobie se fait successivement par une fermentation acide et une fermentation méthanique ;
- les lagunes de faible profondeur (profondeur comprise entre 1 et 3 m) appelées bassins facultatifs (BF), de grande surface, dans lesquelles la flore bactérienne, aérobie en grande partie, hydrolyse la matière organique et la dégrade grâce à l'oxygène qui lui est fourni par l'activité photosynthétique des algues de surface et par les échanges gazeux air – eau à la surface du liquide. Le temps de séjour y est de 5 à 30 jours ;
- les lagunes de finition ou de maturation améliorent le traitement des effluents issus des bassins facultatifs ou d'un autre bassin de maturation. Elles sont aérobies avec une profondeur plus faible que les bassins précédents ne dépassant pas souvent 1m. Les temps de séjours sont de 5 à 7 jours.

La destruction de la matière organique dans les bassins de lagunage s'opère grâce à une association de bactéries anaérobies facultatives et aérobies. Le taux d'élimination de l'azote est de l'ordre de 25 à 30 % (Satin et al, 1999). C'est un procédé approprié aux pays en développement du fait de sa rusticité et de son caractère économique.

Le tableau n°1.2 résume les dysfonctionnements qu'on peut rencontrer dans une station de lagunage naturel.

Tableau I. 2 : dysfonctionnements pouvant survenir dans une station de lagunage naturel.

Dysfonctionnements possibles sur une station de lagunage		
Dysfonctionnements observés	Causes possibles et facteurs aggravants	Remèdes possibles
Apparition d'odeurs et virage temporaire des bassins au marron puis au rose en saison froide	<ul style="list-style-type: none"> - Surcharges organiques temporaires - Présence d'eaux usées non domestiques - Saisons intermédiaires sensibles - Période hivernale défavorable 	<ul style="list-style-type: none"> - Supprimer les eaux usées non domestiques - Installer une recirculation des eaux du troisième bassin vers le premier - Installer des aérateurs en tête
Odeurs localisées et remontée de boue en saison chaude	<ul style="list-style-type: none"> - Accumulation de boue en tête de la lagune primaire 	<ul style="list-style-type: none"> - Extraire plus fréquemment les boues du bac de décantation - Prévoir le curage de la lagune primaire
Apparition d'odeurs importantes et quasi permanentes, virage des bassins au marron, rose ou blanc	<ul style="list-style-type: none"> - Surcharge organique permanente (nouveaux raccordements ou effluents non domestiques) - Septicité de l'effluent brut 	<ul style="list-style-type: none"> - Supprimer les eaux usées non domestiques - Prévoir un aménagement ou un traitement sur le réseau - Prévoir l'agrandissement de la station
Prolifération de lentilles (grave à partir des 2/3 de couverture)	<ul style="list-style-type: none"> - Faible charge - Lagune protégée du vent 	<ul style="list-style-type: none"> - Enlèvement manuel - Débroussaillage en périphérie

(Source : www.Perso.wanadoo.fr)

I. 5 Analyse comparative des différents systèmes d'épuration des eaux usées domestiques

Les différents systèmes d'épuration des eaux usées abordés dans cette étude présentent des avantages et des inconvénients de nature différente (socio-économique, technique...).

Les analyses sont résumées dans le tableau I.3

Tableau I. 3 : Analyse comparative des différents systèmes de traitement

Systèmes	Avantages	Inconvénients
Boues activées	<ul style="list-style-type: none"> - adaptée pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) ; - bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO5, N par nitrification et dénitrification) ; - adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles ; boues légèrement stabilisées ; - facilité de mise en œuvre d'une déphosphatation simultanée. 	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts d'investissement assez importants ; - consommation énergétique importante ; - nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ; - sensibilité aux surcharges hydrauliques ; - décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser ; - forte production de boues qu'il faut concentrer.
Lits bactériens	<ul style="list-style-type: none"> - Faible consommation d'énergie ; - Fonctionnement simple demandant peu d'entretien et de contrôle ; - Relative insensibilité aux surcharges hydrauliques passagères - bonne décantation des boues ; - plus faible sensibilité aux variations. 	<ul style="list-style-type: none"> - Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées, qui tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception ; - Coûts d'investissement assez élevés ; - nécessité de prétraitements efficaces ; - Sensibilité au colmatage et au froid ; - source de développement d'insectes (en cas de conception et/ou d'exploitation défectueuse) ; - Ouvrages de taille importante si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés.

<p>Disques biologiques</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Généralement adaptés pour les petites collectivités ; - Bonne décantation des boues ; - Faible consommation d'énergie ; - Fonctionnement simple demandant peu d'entretien et de contrôle ; - Plus faible sensibilité aux variations de charge que la technique des boues activées. 	<ul style="list-style-type: none"> - Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées, qui tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception. - coûts d'investissement importants ; - Grande sensibilité aux variations de température ce qui crée une obligation de couverture ; - Boues putrescibles.
<p>Infiltration-percolation</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Adapté aux petites collectivités ; - Rusticité du procédé : pas d'obligation de fourniture d'énergie si la topographie des lieux le permet ; - Bonne qualité de l'eau traitée par rapport au lagunage ; - Elimination importante de l'azote par nitrification ; - Elimination possible de pathogène (désinfection) pour de grande hauteur de massif filtrant (sable) ; - Emprise au sol limitée par rapport au lagunage ; - Faibles contraintes et coûts d'exploitation : exploitation simple et de durée limitée ; - Bonne intégration dans l'environnement : possibilité de couvrir le lit avec de la terre végétale) ; - Rusticité du procédé : pas d'obligation de raccordement électrique. 	<ul style="list-style-type: none"> - Risque de colmatage ; - Risque de mauvaise intégration dans l'environnement si découvert : odeur, visuel ; - Faible élimination de l'azote par dénitrification ; - Peu adapté sur les réseaux unitaires (surcharges hydrauliques).

<p>Biofiltres</p>	<ul style="list-style-type: none"> - adapté pour les collectivités de taille moyenne à importante; - bonne élimination des MES; - bon traitement d'effluents dilués (unitaire, traitement tertiaire); - très peu de pertes pour les boues produites; - compacité de l'installation et faible emprise au sol. Cela offre une facilité de couverture et donc de désodorisation et par là une meilleure intégration dans l'environnement (adapté aux zones de montagne, au littoral, aux zones urbaines denses, etc.). - facilité d'automatisation. 	<ul style="list-style-type: none"> - peu adapté aux effluents concentrés : nécessité d'une pré épuration ou de prétraitements poussés (tamisage) ; - coûts d'exploitation élevés (énergie) ; - coûts d'investissement élevés ; - sensible aux brusques variations de charge hydraulique ; - sensible au colmatage ; - production de boues diluées ; - consommation importante d'eau traitée au lavage.
<p>Filtres plantés à écoulement vertical</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Facilité et faible coût d'exploitation. Aucune consommation énergétique si la topographie le permet ; - Possibilité de traiter des eaux usées domestiques brutes ; - Gestion réduite au minimum des boues ; - Bonne adaptation aux variations saisonnières de population. 	<ul style="list-style-type: none"> - Exploitation régulière, faucardage annuel de la partie aérienne des roseaux, désherbage manuel avant la prédominance des roseaux - Risque de présence d'insectes ou de rongeurs.
<p>Filtres plantés à écoulement horizontal</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Faible consommation énergétique : ne nécessite pas une pente importante pour l'écoulement par gravité ; Aucune nécessité d'une qualification poussée pour l'entretien - Bonne réaction aux variations de charge. 	<ul style="list-style-type: none"> - L'emprise au sol est importante ; - Une installation pour des tailles d'environ 4.000 EH ne peut s'envisager que sous réserve d'une réflexion poussée des conditions d'adaptation des bases de dimensionnement et de l'assurance de la maîtrise de l'hydraulique.

<p>Lagunage aéré</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Procédé simple ; - Très peu sensible aux variations des charges polluantes ; - Requiert un personnel moyennement qualifié. 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessité d'avoir plusieurs bassins de lagune et d'entretenir - quelques matériels électromécaniques ; - Risque élevé de relargage des algues ; - Rejet d'une qualité moyenne sur tous les paramètres.
<p>Lagunage à microphytes</p>	<ul style="list-style-type: none"> - généralement pour des petites stations de taille inférieure à 2000 EH ; - bien adapté au réseau unitaire (charge hydraulique - dilution) ; - coûts d'investissement limités (en absence de forte contrainte d'étanchéité) ; - faibles coûts d'exploitation ; - bonne intégration dans l'environnement ; - bonne élimination des pathogènes ; - boues peu fermentescibles ; - raccordement électrique inutile ; - bonne élimination de l'azote (70 %) et du phosphore (60 %) ; - Elimination de 60 à 30% de la DBO₅ et de la DCO respectivement au niveau du bassin facultatif pour des charges inférieures à 500 kg DBO₅/ha/j et une élimination de 30% de l'azote total (Koné, 2002). 	<ul style="list-style-type: none"> - emprise au sol importante ; - contraintes de nature de sol et d'étanchéité ; - variation saisonnière de la qualité de l'eau traitée ; - nuisances en cas de défaut de conception et/ou d'exploitation (rongeurs, odeurs, moustiques) ; - élimination de l'azote et du phosphore incomplète ; - difficultés d'extraction des boues ; - taille > 100 EH ; - pas de réglage possible en exploitation ; - sensibilité aux effluents septiques et concentrés.

<p>Lagunage à macrophytes (laitue d'eau)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - généralement pour des petites stations de taille inférieure à 2000 EH ; - bien adapté au réseau unitaire (charge hydraulique - dilution) ; - coûts d'investissement limités (en absence de forte contrainte d'étanchéité) ; - faibles coûts d'exploitation ; - bonne intégration dans l'environnement ; - bonne élimination des pathogènes ; - boues peu fermentescibles ; - raccordement électrique inutile ; - bonne élimination de l'azote phosphore - Favorise la décantation des MES (élimination de 67 à 96%) et assure l'élimination de la charge organique (80 à 95% de la DBO₅ et 63 à 90% de la DCO) par filtration au niveau des racines (Koné, 2002); - Les racines sert de support aux algues et microorganismes et favorise l'oxygénation du milieu (Koné, 2002) ; - Bonne élimination du phosphore par exportation des orthophosphates au niveau des racines et des parties immergées des plantes et élimination de 15% de l'azote total admis (Koné, 2002). (Voir annexe pour le tableau donnant les résultats de rendement d'élimination de l'azote). 	<ul style="list-style-type: none"> - variation saisonnière de la qualité de l'eau traitée ; - nuisances en cas de défaut de conception et/ou d'exploitation (rongeurs, odeurs, moustiques) ; - élimination de l'azote et du phosphore incomplète ; - taille > 100 EH ; - - sensibilité aux effluents septiques et concentrés ; - Relargage dans le milieu de l'azote et du phosphore absorbés si la période de récolte n'est pas respectée.
---	--	---

Conclusion

Les techniques d'épuration des eaux usées sont nombreux et ont des caractéristiques relativement différentes selon les conditions de fonctionnement et du milieu. Bien que nombreux, la plupart de ces systèmes, dimensionnés sur la base de paramètres différents, restent souvent inadaptés au contexte socio-économiques des pays en développement.

Le manque de volonté politique et de technicité pour l'exploitation de ces systèmes a conduit à l'échec de la plupart des stations d'épuration installées en Afrique. Par contre, la nécessité de l'optimisation des ressources en eau dans les pays sous climat sahélien explique l'intérêt que requiert la réutilisation des eaux usées traitées par ces systèmes.

Par ailleurs, la réutilisation des eaux usées doit respecter les normes de rejet pour préserver la santé des populations et l'environnement. Pourtant, il n'existe pas jusqu'ici des études spécifiques portant sur les mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore au niveau de la station d'épuration des eaux usées de l'EIER.

Chapitre II : MECANISMES D'ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LES SYSTEMES D'EPURATION PAR LAGUNAGE NATUREL

L'un des objectifs essentiels du traitement des eaux usées domestiques réside dans l'élimination de l'azote et du phosphore. L'azote et le phosphore contenus dans les eaux usées proviennent de plusieurs sources (Déronzier et al, 2001, Satin et al, 1999) :

L'azote provient essentiellement des déjections humaines comme (les urines sous forme d'urée, d'acides uriques et d'ammoniaque). Les eaux de cuisine contiennent des protéines comportant des acides aminés et certains agents de surface qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés.

L'azote des eaux usées domestiques brutes est essentiellement sous forme organique ammonifiable ou réfractaire et ammoniacale.

Le phosphore est issu des excréctions humaines et des détergents de lessive et de nettoyage.

Le phosphore sous forme particulaire ou soluble, est essentiellement constitué de phosphore inorganique (essentiellement des polyphosphates) et des orthophosphates, dont une part provient de phosphore organique : phospho-lipides, esters, polynucléotides, ATP, ADP, ...

Dans les systèmes d'épuration des eaux usées, interviennent des processus biologiques complexes pour l'élimination de l'azote et du phosphore.

L'élimination du phosphore par la voie biologique est souvent très difficile. On a donc recourt au traitement physico-chimique (précipitation par les sels ferreux par exemple, piégeage dans les sédiments.). Par contre le traitement de l'azote par les procédés biologiques reste la méthode efficace de son élimination si les conditions de charge et environnementales sont convenables (Déronzier et al, 2001).

II. 1 Les mécanismes d'élimination de l'azote

L'azote est l'un des facteurs de dégradation de l'environnement à plusieurs titres (Satin et al 1999) :

- l'azote réduit consomme de l'oxygène pour se transformer en azote oxydé ;
- l'ammoniac libre (NH_3) est l'un des principaux toxiques, inhibiteurs de la vie aquatique ;
- l'azote est un élément fertilisant : donc sa présence, en excès, conduit à une eutrophisation du milieu.

Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % (réseaux de conduite d'amenée courts) et 75 % (réseaux de conduite d'amenée très longs) (Déronzier et al, 2001).

Les mécanismes d'élimination de l'azote en lagunage naturel sont complexes (figure II.1). Les principales causes d'abattement sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- rétention de l'azote organique décantable dans les sédiments (relargage ultérieur possible sous forme d'azote ammoniacal par digestion anaérobie).
- *stripping* ou volatilisation de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère ;
- nitrification (couche superficielle) couplée à la dénitrification (proximité des dépôts) ;
- assimilation par les algues et les bactéries

Le cycle de transformation de l'azote dans un réacteur biologique est présenté sur la figure II.1.

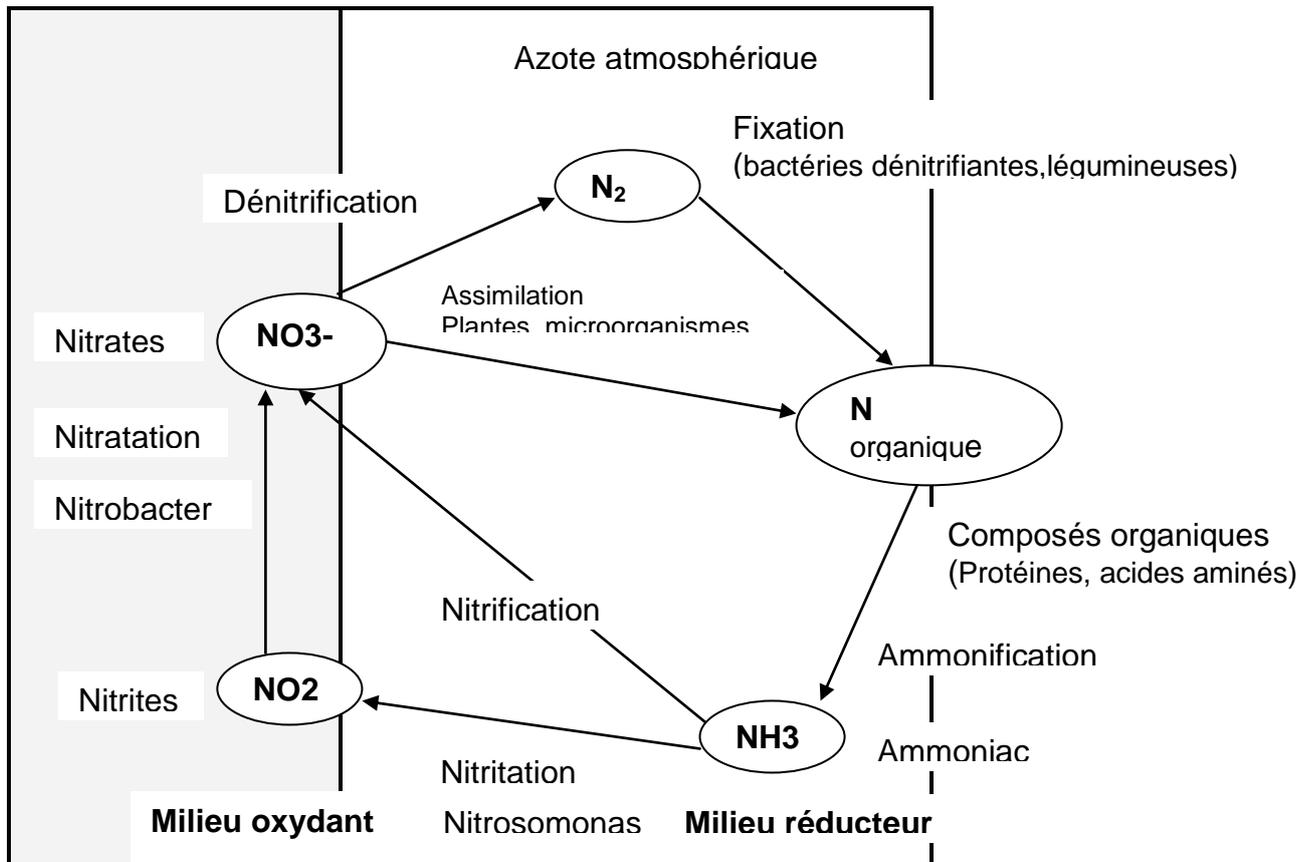


Figure 1.1 : Cycle de l'azote simplifié dans un réacteur biologique (d'après N. Randin, 1990)

➤ Décantation

De nombreuses filières d'épuration comportent une décantation primaire. L'extraction des boues qui s'accumulent dans les sédiments permet naturellement de séparer la fraction de l'azote liée aux matières en suspension des eaux brutes retenues par l'ouvrage.

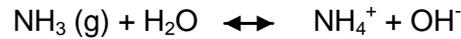
En fonction de la longueur et de la pente du réseau de conduite d'amenée, l'élimination d'azote par décantation primaire est comprise entre 5 et 10 % de l'azote total (Déronzier et al, 2001).

Dans le lagunage naturel, le temps de séjour des boues dans le bassin anaérobie réduit le rendement de la décantation par libération progressive d'azote ammoniacal produit par la lyse des bactéries.

➤ Volatilisation de l'ammoniac gazeux (NH₃) ou stripping

La volatilisation s'effectue essentiellement pendant la journée où les pH sont généralement plus élevés avec la consommation du CO₂ par les algues pour assurer l'activité de la photosynthèse.

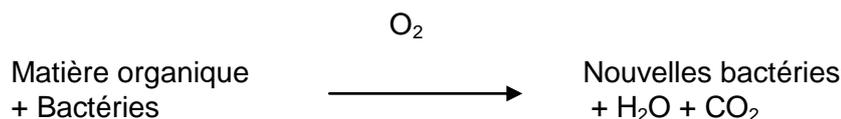
Dans les solutions aqueuses, l'azote ammoniacal existe sous forme ionisée (NH_4^+) et non ionisée (NH_3). Ces deux formes sont liées par l'équilibre suivant :



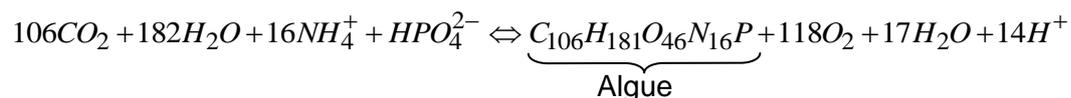
La volatilisation consiste en un transfert de NH_3 à partir de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ce phénomène est contrôlé par plusieurs facteurs physico-chimiques (pH, Température,...) et hydrodynamiques (Conditions d'écoulement) du milieu aqueux (EL Halouani.H et al, 1992 in EL Haddad et al, 2001). La forme ionisée (NH_4^+) domine pour des pH inférieurs à 9, alors que pour des pH supérieurs à 9 c'est la forme non ionisée (NH_3) qui prédomine (Minocha et al., 1988, in EL Haddad et al, 2001). Selon la même source, l'élévation du pH est due à une assimilation photosynthétique des bicarbonates. En effet, au cours d'une intense photosynthèse, la croissance des algues à partir du CO_2 dissous s'accompagne du changement dans l'équilibre de l'acide carbonique vers plus de HCO_3^- et moins de CO_2 . Dans ces conditions l'élévation du pH est due à une production des ions OH^- et la forme gazeuse de l'azote (NH_3) devient dominant dans le milieu pour ensuite s'échapper dans l'atmosphère.

➤ Assimilation

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :



L'assimilation consiste en une transformation de l'azote minéral en azote organique particulaire. Les algues, par leur activité photosynthétique, incorporent les nutriments des eaux usées dans leur biomasse (Nurdogan.Y, et al, 1988; EL Halouani.H, 1992, in EL Haddad et al, 2001) selon l'équation ci-dessous :

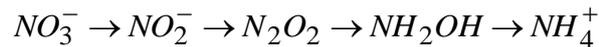


Cette assimilation dépend de l'activité biologique du système. Elle est affectée par la température, la charge organique et les caractéristiques des eaux brutes.

La majorité d'algues utilisent comme source d'azote l'ion ammonium (N-NH_4^+).

En présence de ce dernier, les nitrates ne sont pas utilisés. En effet, la présence de l'ion ammonium et de la lumière inhibent la formation des nitrates- réductases nécessaires à l'assimilation des nitrates (Flores.E et al, 1980, in EL Haddad et al, 2001).

L'ion ammonium étant le produit final de la réaction des nitrates, provoque une inhibition du type « feed back » et une répression du système responsable de l'assimilation et la réduction des nitrates (Kaplan.D et al, 1986, in EL Haddad et al, 2001) selon l'équation suivante :



En outre, dans les eaux usées domestiques les nitrates sont en faible quantité et les algues utilisent surtout la forme ammoniacale (EL Haddad et al, 2001). Mais si le stade d'épuration par les algues est précédé d'un traitement par boues activées ou filtre bactérien, les nitrates se trouvent en quantité importante.

La plus part des travaux effectués sur la nutrition algale ont montré que l'assimilation représente 7 à 10 % du poids sec des algues (EL Halouani.H, 1990 ; in EL Haddad, 2001).

Les algues préfèrent assimiler les ions ammoniums sur les autres formes d'azote inorganique. Ainsi toute autre forme inorganique est réduite en ion ammonium avant d'être incorporée dans la biomasse algale.

Par ailleurs, les bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique, ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. Parmi ces éléments l'azote occupe une part importante puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière sèche.

L'assimilation, au sens large (incluant notamment la séquestration de l'azote organique particulaire réfractaire), conduit à une élimination de l'ordre de 25 % de l'azote des eaux brutes urbaines (Déronzier et al, 2001).

➤ Nitrification – dénitrification

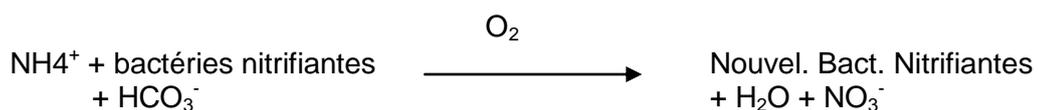
a) Nitrification

L'azote présent dans les eaux usées domestiques est principalement sous forme d'urée à l'entrée des stations d'épuration. Sous l'action de l'uréase, il se transforme rapidement en ammoniacale selon l'équation ci-dessous (Edeline, 1997) :



Cette réaction d'ammonification est la première transformation de l'azote organique en azote ammoniacal réalisée par des bactéries hétérotrophes autant en milieu anoxique qu'aérobie. L'ammonification dépend de la longueur du réseau et du temps de séjour dans les bassins (Satin et al, 1999). Après cette première phase d'ammonification indépendant de l'état oxydant du milieu, l'azote subit des transformations d'oxydo-réduction sous l'action des bactéries. La nitrification est l'oxydation par des bactéries autotrophes aérobies de l'azote ammoniacal en azote nitrique (nitrates). Ces bactéries tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammoniaque et utilisent les sources de carbone minéral (CO₂) pour synthétiser la matière vivante. Les bactéries responsables de la nitrification sont Nitrosomonas (nitritation) et les Nitrobacters (nitratation). Ces dernières interviennent à des étapes différentes dans la réaction.

La réaction globale se présente comme suit :



Ces bactéries nitrifiantes sont mésophiles (optimum vers 30°C) et donc très sensibles aux variations de températures, surtout en ce qui concerne leur vitesse de croissance (Satin et al, 1999). Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes, inférieur à celui des bactéries hétérotrophes dégradant la pollution carbonée est influencé par les facteurs suivants (Déronzier et al, 2001) :

- la température ;
- le pH (optimum se situe entre 7,2 et 8,5) ;
- la charge appliquée qui doit être faible pour un maintien du développement des bactéries autotrophes ;
- Les concentrations en substrats.

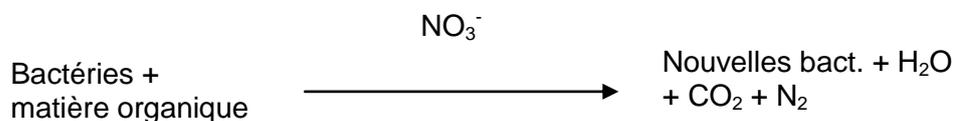
En effet, la température intervient de façon notable dans le processus biologique des microorganismes (animaux ou végétaux) vivants dans les bassins de lagunage. Elle agit directement ou indirectement sur le métabolisme de ces derniers. Ainsi pour la nitrification, la température optimale de croissance de Nitrosomonas se situe entre 30 et 36°C et celle de Nitrobacter entre 28 et 36°C (Knowles et al, 1999 in Bougard, 2004)..La réaction de nitrification se situe dans la plage de 5°C-35°C, l'optimum néanmoins se situe à 26°C-35°C (Satin et al, 1999). Par ailleurs, la température agit aussi sur l'équilibre NH₃/NH₄⁺ en favorisant la formation de NH₃ à des températures supérieures à environ 35°C

(Bougard, 2004). Cependant, des concentrations élevées en NH_4^+ peuvent inhiber la nitrification et plus particulièrement la nitratisation car les nitrobactères sont plus sensibles aux variations des conditions du milieu.

b) Dénitrification

La dénitrification est le processus par lequel, les bactéries hétérotrophes aérobies facultatives assimilent la matière organique en l'absence d'oxygène et en présence de nitrates. Les nitrates jouent le rôle de l'oxygène et sont réduits en azote gazeux qui est libéré dans l'atmosphère. La dénitrification nécessite la présence d'une pollution carbonée.

L'équation de la dénitrification se présente comme suit :



Les facteurs limitants de la dénitrification sont :

- l'oxygène dissous : la dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène dissous dans le milieu est nulle. Il constitue un facteur limitant pour la nitrification et inhibant pour la dénitrification. Une concentration de 0,5 mg/l d'oxygène suffit pour donner un taux de croissance maximale pour les bactéries nitrifiantes (Déronzier et al 2001) ;
- la charge appliquée : la dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable ;
- la température : la température influe peu sur la vitesse de dénitrification lorsque ses variations sont progressives. Une augmentation brusque de température augmente de façon notable la dénitrification avec dégagement de bulles d'azote en surface (Déronzier et al, 2001) ;
- le pH : les pH optimaux se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. C'est un paramètre qui influe de façon notable sur les processus biologiques au niveau des lagunes. Ainsi la vitesse de nitrification diminue avec la valeur du pH (Bougard, 2004). Le pH influe peu sur les processus de nitrification-dénitrification si les valeurs sont maintenues proches de la neutralité (pH = 7), les valeurs optimales se situent entre 7,2 et 8,5 pour la nitrification et entre 6,5 et 7,5 pour la dénitrification (Déronzier et al, 2001). Il faut noter par ailleurs que des valeurs de pH acides inférieures ou égales à 6,5 ou basiques supérieures à 9 ralentissent la nitrification (Bougard, 2004).

II. 2 Les mécanismes d'élimination du phosphore

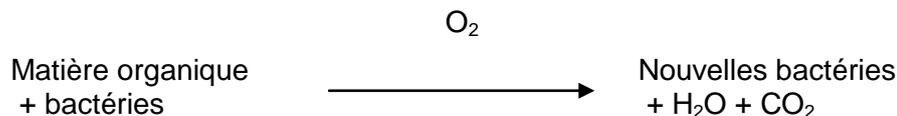
Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire).

La part de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader (Déronzier et al, 2001).

➤ Déphosphatation biologique

Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimaux, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques (Déronzier et al, 2001). Le phosphore est un composant essentiel à la biomasse épuratoire, bactéries et protozoaires ; ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimées en matière volatile en suspension (Comeau, 1986 in Déronzier et al, 2001).

Le phénomène est représenté comme suit :



Le phosphore joue un double rôle chez les microorganismes : il entre en jeu dans la constitution de la cellule (phase de croissance) et présente également un grand intérêt énergétique (phase nutritionnelle). Dans les conditions normales de fonctionnement, le phosphore est piégé à près de 1 voire 2% dans la boue, le mécanisme de suraccumulation nécessite un schéma de traitement particulier par une alternance de phases anaérobies et aérobies (Audic et al, 1994).

La déphosphatation biologique fait intervenir les étapes suivantes :

- En zone anaérobie : il y a synthèse de polyhydroxybutyrate (PHB) via l'acétate produit à partir du carbone de l'eau brute, le relargage par les micro-organismes déphosphatants du

phosphore inorganique et l'initiation du système enzymatique polyphosphate kinasique. Cette zone doit présenter des valeurs d'oxydo-réduction inférieures à celles témoins d'une dénitrification et supérieures à celles d'une réduction des sulfates.

- En zone aérobie : il y a consommation des réserves de polyhydroxybutyrate (PHB) et

suraccumulation du phosphore sous forme de granules par l'expression du système enzymatique préalablement initié.

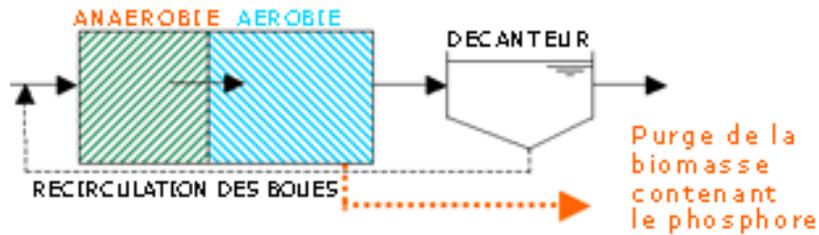


Figure II. 2 : Filière de déphosphatation biologique
(www.gls.fr/mémotech n°23)

Le rendement de la déphosphatation biologique est lié à la concentration de substrats simples facilement biodégradables contenus dans les eaux usées ou pouvant être éventuellement générés en anaérobiose, au rapport DBO/P (ou DCO/P) des eaux usées qui intervient au niveau du rendement d'assimilation, à l'existence de conditions anaérobies et aérobies réelles dans les réacteurs concernés, au respect de temps de séjour suffisants dans les réacteurs anaérobies et aérobies pour que les réactions de relargage puis de réabsorption soient complètes et à l'âge des boues.



Figure II. 3 : Fonctionnement d'une bactérie déphosphatante en conditions aérobie et anaérobies.
(www.gls.fr/mémotech n°23)

Les facteurs influençant la déphosphatation biologique sont (Cemagref, 2004) :

- ↳ la DCO facilement biodégradable : La composition de l'eau usée influence de manière prépondérante l'efficacité du processus de déphosphatation biologique.
- ↳ L'acétate et le propionate sont les substrats de choix pour les bactéries pour une élimination maximale du phosphore ;
- ↳ le pH : le pH est un facteur important régissant la déphosphatation biologique et intervient précisément au cours de la phase d'anaérobiose. Un pH bas entraîne une diminution du phosphore relargué, tandis qu'un pH élevé nécessite de l'énergie supplémentaire pour le transport de l'acétate ;
- ↳ la température : l'augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore par augmentation de la vitesse de relargage et d'absorption.

↳ la présence d'oxygène et de nitrates : En milieu anaérobie, la présence d'oxygène ou de nitrates inhibe le phénomène de relargage des bactéries déphosphatantes aérobies facultatives intervenant dans le processus de dénitrification. Ces dernières oxydent les acides gras à l'aide des nitrates au lieu de les transformer en poly-β-alcanoates.

La déphosphatation biologique est un procédé particulièrement délicat à mettre en œuvre. Son efficacité dépend d'un suivi régulier et rigoureux qui peut être assuré seulement dans de grandes installations, du fait de la présence permanente d'agents d'exploitation.

Les rendements d'élimination varient entre 60 et 70%.

Déphosphatation chimique

Elle consiste à piéger le phosphore dissous sous forme particulière par ajout de réactifs à base de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon le niveau d'application du réactif, on distingue la pré-precipitation, la co-precipitation et la post-precipitation (Satin et al, 1999).

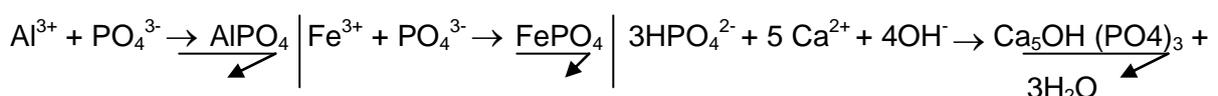
- la pré-precipitation s'opère en tête de station sur les effluents bruts et le réactif le plus souvent utilisé est la chaux du fait de son prix peu élevé. Le phénomène de coagulation de la pollution colloïdale se superpose ici à la précipitation ce qui induit des doses de réactif et une production de boue importantes. Dans ce cas ci, la précipitation des phosphates entraîne l'élimination de la pollution carbonée ;
- la co-precipitation s'opère dans le bassin d'aération avec comme réactif le sulfate de fer ou d'aluminium ;
- la post-precipitation est plus onéreuse car nécessitant une installation physico-chimique spécifique et une filtration des effluents traités. Elle s'effectue au bout du réseau.

L'essai que nous avons réalisé est assimilable à une pré-precipitation pour ce qui concerne l'eau brute et à une post-precipitation pour l'eau du bassin de maturation.

Les mécanismes intervenant simultanément dans la déphosphatation chimique sont :

- la précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- l'adsorption sélective d'espèces dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités ;
- la floculation et co-precipitation de matière colloïdale.

En fonction du réactif utilisé, nous avons les précipités insolubles de phosphates métalliques selon les équations ci-dessous (Déronzier et al, 2004) :



Ces réactions permettent de déterminer les quantités de réactifs nécessaires pour la précipitation chimique, mais, il faut tenir compte de "réactions parasites", car les réactifs utilisés réagissent aussi avec d'autres composés chimiques et matières colloïdales présents dans l'eau. Ainsi, au lieu de considérer des rapports molaires Al/P à précipiter ou Fe/P à précipiter de 1, comme décrit dans les équations ci-dessus, il est préférable de considérer au départ, un rapport de 1,5. Le dosage optimal est ensuite affiné en fonction des conditions d'exploitation de la station afin d'atteindre le rendement d'élimination visé. Si la précipitation chimique est réalisée au niveau du bassin biologique en pré ou co-précipitation, il est aisé d'atteindre une concentration finale en phosphore de 2 mg/l. Réalisée en post-précipitation, donc après le bassin biologique, ce procédé entre dans le cadre d'un traitement tertiaire de coagulation-floculation-décantation qui permet un abattement plus poussé. L'élimination des sels de phosphore se fait par simple séparation liquide-solide dans le clarificateur secondaire et la concentration finale en phosphore est alors faible.

Il est souvent nécessaire de coupler la déphosphatation biologique à une précipitation chimique permettant d'éliminer le phosphore restant.

La déphosphatation biologique est adaptée aux petites installations et le rendement d'élimination peut atteindre 80 à 90%.

Conclusion partielle

Les systèmes d'épuration des eaux usées sont mis en place pour qu'à la fin du traitement ces eaux puissent être déversées sans conséquences néfastes dans la nature, pour le cas le plus courant dans les pays africains au sud du sahel, ces eaux traitées doivent être utilisées à d'autres fins (agriculture, arrosage d'espaces verts, recharge de nappe,...).

Pour le traitement des eaux usées, l'élimination de l'azote et du phosphore pose un problème souvent difficile à résoudre, de par la complexité des mécanismes qu'il met en jeu. La nécessité d'avoir une eau traitée réutilisable sans risque majeure a donné naissance à divers procédés de traitement des ces éléments, principales causes de l'eutrophisation des eaux superficielles. Pour le lagunage naturel, les procédés biologiques de traitement de l'azote et du phosphore qui utilisent les microorganismes vivants (animaux et végétaux) s'avèrent efficace malgré les rendements d'épuration faibles obtenus parfois pour l'effluent.

Chapitre III : REUTILISATION DES EAUX USEES DOMESTIQUES TRAITEES EN AGRICULTURE URBAINE AU BURKINA FASO : CAS DE OUAGADOUGOU

Les pays africains sous climat sahélien sont des zones qui connaissent des déficits pluviométriques importants et où les conditions naturelles s'avèrent difficiles avec absence ou insuffisance des ressources en eau.

Ces pays se caractérisent par une saison humide unique (de mai à septembre), suivie d'une longue saison sèche (d'octobre à mai) (Cissé, 1997).

Les difficultés que posent l'accroissement des demandes en eau et la diminution des disponibilités en eau a conduit les maraîchers des zones arides et semi arides à l'utilisation des eaux usées en agriculture.

Le maraîchage relève du système d'agriculture urbaine, elle est considérée comme une activité à petite échelle, mais contribuant à l'autosuffisance alimentaire au niveau des centres urbains. C'est aussi une activité génératrice de revenus pour les franges de populations les plus démunies.

L'activité de maraîchage à Ouagadougou se rencontre autour d'eau brutes de barrage, mais aussi dans beaucoup de cas, autour de rejets d'eaux usées (abattoirs, brasserie, tannerie, canal central). Dans la ville de Ouagadougou, 48 endroits où des sites de maraîchage apparaissent de façon occasionnelle ou permanente ont été dénombrés (Cissé, 1997).

A Ouagadougou, les eaux usées domestiques sont mises à profit par les maraîchers et les horticulteurs. Ces eaux usées représentent une source d'eau pérenne quelle que soit la saison climatique.

La réutilisation des eaux usées constitue un secteur non planifiée encore moins contrôlée où l'initiative du PSAO intégrant l'assainissement collectif trouve bien sa raison d'être.

Par ailleurs, si la réutilisation des eaux usées constitue un problème de santé publique, elles peuvent par contre, si elles sont bien traitées, être source d'éléments fertilisants pouvant réduire l'utilisation d'engrais chimiques et par conséquents accroître les bénéfices générés.

III. 1 Synthèse des résultats sur la réutilisation des eaux usées traitées à l'EIER

Le site expérimental des parcelles pour les cultures maraîchères a été mis en place en 1991. Il est situé à l'aval de la station d'épuration facilitant ainsi l'utilisation directe des effluents traités sur les parcelles. La première expérimentation sur la réutilisation des sous produits de la station de lagunage à macrophytes a été suivie par T. Hounto (1998 – 2000). L'objectif de la recherche était basé essentiellement sur la valorisation agricole des sous-produits (fabrication de compost à partir de Pistia Stratiotes) et la réutilisation de l'effluent traité pour l'irrigation de la culture de tomate. Les résultats trouvés sur la valeur fertilisante des eaux usées épurées montrent qu'elles étaient capables de produire un excédent de rendement de 10 tonnes/ha par rapport à l'eau brute issue du barrage de Loumbila, alors que l'utilisation de l'engrais minéral permet d'obtenir supérieur de 5 tonne/ha par rapport aux eaux usées traitées soit plus de 15% pour les eaux témoins du barrage (Hounto, 2000).

Les études plus récentes réalisées en 2002 par Wima ont montré une augmentation de rendement de 80% pour les eaux usées traitées par rapport aux eaux témoins du barrage.

Du point de vue sanitaire, les études réalisées en 2002 et 2003 par Wima et Benoît respectivement sur la culture d'aubergine ont montré que la charge en coliformes fécaux était supérieure à celle recommandée par l'OMS.

En effet il convient de noter que si le traitement des eaux usées est bien mené en ce qui concerne l'aspect chimique et microbiologique, elles présentent beaucoup d'avantages en agriculture. Ces eaux peuvent fournir à la plante une grande partie des éléments nutritifs dont elle a besoin (azote, phosphore, potassium...), ce qui peut réduire les quantités et les coûts d'engrais chimiques à utiliser.

III. 2 Valeur fertilisante de l'azote et du phosphore

Par définition, la valeur fertilisante d'un élément exprime la biodisponibilité de cet élément par rapport à la biodisponibilité de ce même élément d'une source de référence.

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments (zinc, bore, soufre) indispensable à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non.

De manière générale, une lame d'eau usée traitée de 100 mm peut apporter à l'hectare 16 à 62 kg d'azote et 4 à 24 kg de phosphore (Cemagref, 1991). Les eaux usées riches en

nutriments sont parfois préférées aux eaux de puits lorsque les deux sources sont disponibles (Agunwamba, 2001 in Koné 2002).

Dans certaines circonstances, ces éléments peuvent être en excès par rapport aux besoins de la plante et provoquer des effets négatifs aussi bien au niveau de la culture que des sols, ce qui nécessite un contrôle rigoureux des doses apportées par les eaux traitées à chaque arrosage. L'excès d'azote apportés par les eaux usées se réfère d'une part aux tolérances de la végétation cultivée et, d'autre part, aux risques de pollution des nappes phréatiques sous-jacentes.

En effet, dans certains cas défavorables, un apport d'azote excédentaire par rapport aux besoins des cultures, peut provoquer dans un sol très perméable la contamination des eaux souterraines. De ce fait l'apport d'azote doit être proportionnel à l'assimilation par la culture.

Un excès d'azote peut avoir comme conséquence de retarder la maturation, de diminuer la teneur en sucre, d'accentuer leur sensibilité aux maladies, de limiter le développement des jeunes racines et de causer la verse pour les céréales (Cemagref, 1991). La teneur en phosphore des eaux usées est habituellement trop faible pour modifier les rendements, et s'il y'a un excès l'essentielle est retenu dans le sols par des réactions d'adsorption et de précipitation (FNDAE n°11). Généralement, un excès de phosphates ne pose pas de problèmes surtout quand le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou de calcium en quantités importantes.

Si un bon traitement est mené, les eaux usées peuvent tout au contraire avoir un grand intérêt pour les cultures. Des études menées sur le site expérimental de l'EIER sur la culture de tomate ont prouvées que les eaux usées épurées produisent un excédent de rendement de 10 tonnes/ha (Hounto, 1998) par rapport aux eaux brutes de barrage.

III. 3 Risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées

Les eaux usées domestiques contiennent tous les micro-organismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes dont les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

Les agents pathogènes contenus dans les excréta peuvent survivre dans l'eau, le sol, et sur les plantes mettant ainsi en danger la santé des agriculteurs qui réutilisent les eaux usées et des consommateurs des produits du maraîchage.

L'eau, au même titre que les aliments et le sol, s'ils sont contaminés peuvent transmettre ces agents pathogènes, principales causes de maladies d'origine hydrique comme le choléra, la

diarrhée, la typhoïde et les vers intestinaux. Ainsi, en 1996 l'OMS qualifiait les maladies d'origine hydrique comme étant les plus répandues dans le monde.

L'impact sanitaire étudié sur la réutilisation des eaux usées en maraîchage à Ouagadougou (Cissé, 1997) montre que le niveau de pollution des légumes déjà supérieur aux recommandations de l'OMS sur le site de maraîchage est encore plus élevé chez les revendeurs.

Les personnes les plus exposées à l'utilisation des eaux résiduaires sont :

- Les maraîchers, leurs membres de famille, ainsi que les ouvriers agricoles, travaillant dans les champs ;
- Les manutentionnaires et les manipulateurs des produits issus de la récolte ;
- Les consommateurs des cultures (homme et bétail) ;
- Les riverains des champs maraîchers.

Les paramètres biologiques des eaux usées doivent être pris en compte dans la réalisation des projets de réutilisation des eaux usées traitées. C'est l'objet des diverses directives et recommandations adoptées par l'OMS depuis les années 1973 (OMS, 1989).

III. 4 Impacts environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées

L'irrigation de cultures ou d'espaces verts constitue la plupart du temps le mode le plus répandu de la réutilisation des eaux usées urbaines (Cemagref, 1991).

Les impacts potentiels induits par l'utilisation des eaux usées domestiques concernent essentiellement les sols et les nappes. Ces impacts peuvent découler de la contamination par les bactéries pathogènes, des métaux lourds (zinc, mercure, cadmium...) et des paramètres physico-chimiques contenus dans ces eaux. Ces paramètres peuvent entraîner une modification du pH du sol avec comme conséquence la destruction de la structure du sol qui devient moins favorable à la plante. Un lessivage des nitrates en excès peut entraîner une contamination de la nappe sous-jacente.

L'étude menée par Wéthé et al (2001) a montré que sur tous les sites maraîchers rencontrés dans la ville de Ouagadougou les eaux usées utilisées pour l'arrosage des cultures dépassaient le seuil recommandé par l'OMS. Sur les quatre points de prélèvement choisis un seul respectait les normes biologiques recommandées par l'OMS ($<10^3$ U/100ml) et les concentrations en azote recommandées par la FAO (30 mg/l). La réutilisation des eaux usées traitées constitue une source d'appoint pour la satisfaction des besoins en eau

d'irrigation dans les zones arides ou semi-arides comme le Burkina Faso où les pénuries d'eau ne sont plus à démontrer.

III. 5 Recommandations et qualité des eaux usées traitées utilisées en agriculture

Les eaux usées traitées, destinées à l'irrigation des cultures doivent, respecter certains critères de qualité physico-chimiques (pH, matières en suspension, température conductivité), et microbiologiques (bactéries pathogènes). La composition en éléments chimiques, constitués essentiellement des ions dissous, détermine les paramètres de classification d'une eau d'irrigation.

Les paramètres de classification qualitatifs déterminés à partir de la composition chimique de l'eau sont les risques de salinisation et de sodisation ou d'alcalinisation. Ils sont déterminés à partir de la conductivité électrique (CE) de l'eau et du Sodium Adsorption Ratio (SAR).

La conductivité électrique d'une eau est définie comme étant la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. La résistance opposée au passage du courant entre les deux électrodes plongées dans le liquide donne la conductivité mesurée en micro Siemens par cm (Brémond et al, 1973). Elle est proportionnelle à la quantité de sel contenu dans une solution donnée et donc, donne les risques salins de la solution en question.

Le tableau III.1 donne les différentes classes de sols selon la valeur de la conductivité.

Classes	Risque	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)
C1	faible	< 250
C2	moyen	250 – 750
C3	élevé	750 – 2250
C4	très élevé	>2250

Tableau III. 1 : classes déterminant les risques salins

Le Sodium Adsorption Ratio est un indicateur de concentrations relatives des principaux cations. Le SAR donné par l'expression ci-dessous augmente avec la concentration des ions sodium et donc exprime le risque de sodisation ou d'alcalinité de l'eau.

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{(Ca^{2+} + Mg^{2+})}{2}}}$$

Le sodium est un cation très dispersant, surtout quand il s'agit d'un sol argileux. Il agit sur le complexe argilo-humique et rend le sol compact, réduit sa conductivité hydraulique et par conséquent dégrade sa structure.

Les critères de qualité biologiques constituent les paramètres fondamentaux à prendre en compte dans un projet de réutilisation des eaux usées traitées, d'autant plus que pour la plupart des systèmes d'épuration des eaux usées, l'abattement des germes pathogènes restent faibles.

Pour le lagunage naturel, l'abattement des germes pathogènes peut atteindre 4 unités logarithmiques pour un temps de séjours de 30 jours et des températures de l'eau inférieures à 10°C (Satin et al, 1999). Par ailleurs notons que l'abattement des germes pathogènes est plus important pour les filières extensives que les filières intensives du fait que les temps de séjour y sont plus importants.

L'essentiel de l'élimination des bactéries a lieu dans les bassins aérobie et dépend fortement de l'ensoleillement, de la température et du temps de séjour. Les temps de séjours prolongés associés à une bonne exposition de l'eau à la lumière solaire confèrent au lagunage de bonnes capacités de désinfection. En effet l'élimination des virus est un peu moins efficace que celle des bactéries (Shuval et al, 1986 in Cemagref, 1991).

Pour la réutilisation agricole des eaux usées traitées, les risques de contamination sont énormes, ce qui fait que des valeurs seuils ont été proposées d'une part par l'OMS concernant la qualité biologique et d'autre part par la FAO pour ce qui concerne la composition chimique et les risques associés. L'objectif de ces normes est de limiter voire d'éliminer le plus possible, les risques sanitaires liés aux eaux d'irrigation. Pour cela, l'OMS a défini trois (03) catégories d'eau selon des critères microbiologiques différentes (voir annexe n°IX). Les micro-organismes de références définis selon des considérations épidémiologiques distinctes sont les coliformes fécaux et les nématodes intestinaux.

Pour l'irrigation non restrictive c'est-à-dire autorisée à toutes les cultures, l'OMS recommande une moyenne pour les helminthes intestinaux <1oeuf par litre d'eau et une valeur moyenne des bactéries pathogènes <1000 CF/100ml. Pour l'irrigation restrictive, les directives insistent plutôt sur l'élimination des helminthes. Cette directive dépend essentiellement de la technique d'irrigation utilisé et des personnes exposées (OMS, 2000).

Les recommandations de la FAO (données en annexe n°IX) sont basées essentiellement sur les propriétés physico-chimiques des eaux d'irrigation. La convenance d'une eau pour l'irrigation dépend des paramètres climatiques, des propriétés physico-chimiques des eaux et des sols souvent difficiles à prévoir et pouvant agir aussi sur la structure du sol que sur les cultures.

Conclusion partielle

La réutilisation des eaux usées traitées en agriculture dépend de critères de bases qu'il faut prendre en compte dans tout projet intégrant celle-ci. Les paramètres de ces eaux variant selon la composition physico chimiques ou biologiques des eaux constituent un problème souvent difficile à résoudre. En effet dans les pays caractérisés par un déficit des ressources en eau comme le Burkina Faso, les projets de réutilisation des eaux usées épurées méritent d'être encouragés pour valoriser le secteur de l'agriculture urbaine et optimiser l'utilisation de l'eau.

Les recommandations et directives devenues moins restrictives peuvent servir de références pour juger de la qualité des eaux utilisées en irrigation, et ainsi réduire les risques sanitaires associés. Cette première étude intégrant le traitement des eaux usées par lagunage à microphytes et leur réutilisation en agriculture, menée au niveau de la station expérimentale de l'EIER nécessite une approche méthodologique bien structurée.

Deuxième partie :

METHODOLOGIE GENERALE DE L'ETUDE

Chapitre IV : METHODOLOGIE GENERALE DE L'ETUDE

La méthodologie constitue une étape fondamentale dans le cas de notre travail. Elle permet de planifier l'ensemble des actions à mener à chaque étape de l'étude. Aussi pour atteindre les objectifs fixés, une approche méthodologique rigoureuse nécessite d'être élaborée afin de prendre en compte tous les points essentiels.

IV. 1 Objectifs de l'étude

L'objectif global de ce travail est d'étudier les différents processus d'élimination de l'azote et du phosphore dans les bassins de lagunage traitant les eaux usées domestiques sous climat sahélien et d'évaluer les possibilités de leur réutilisation comme fertilisant en agriculture urbaine.

Les objectifs spécifiques assignés à cette étude sont :

- Suivre l'évolution au cours du temps des différentes formes d'azote et de phosphore dans les différents bassins de lagunage ;
- Etudier par tests de laboratoire les différents processus de traitement de l'azote et du phosphore en vue de déterminer les performances et les facteurs limitants de chaque mécanisme ;
- Evaluer des possibilités et limites de la réutilisation du phosphore et de l'azote résiduels dans l'effluent comme fertilisants en agriculture.

IV. 2 Méthodologie générale et actions menées

Les travaux à mener pour atteindre les objectifs fixés dans le cadre de cette étude nécessitent d'élaborer une méthodologie d'approche simple car le temps imparti est limité. Par contre les actions doivent être menées de façon rigoureuse vue l'importance que requiert l'étude.

La figure IV.I résume les différentes étapes de notre plan de travail :

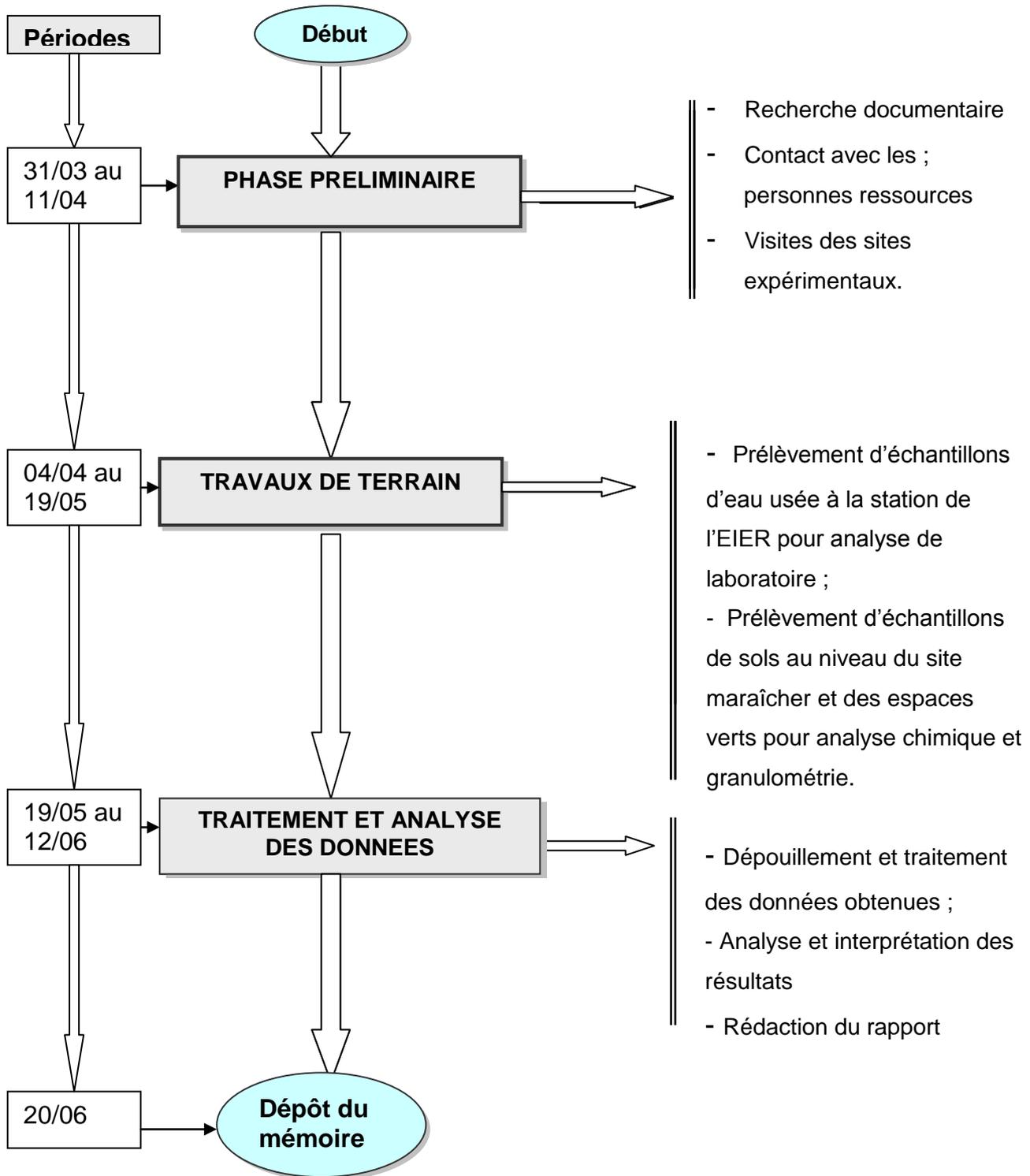


Figure IV. 1 : Les différentes phases de l'étude

IV. 2.1 Phase préliminaire

Elle s'est effectuée en trois phases :

- La recherche documentaire ;
- Le contact avec les compositeurs des Termes de référence ;
- La visite des sites expérimentaux.

IV. 2.1.1 Recherche documentaire

Cette recherche a été axée particulièrement sur des revues, des articles, thèses, mémoires d'étude, travaux de recherche portant sur le lagunage en général et naturel en particulier et sur la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture urbaine.

La recherche a été effectuée dans différentes structures comme le centre documentaire et d'information de l'EIER, la bibliothèque du CREPA, l'IRD, Internet, etc.

IV. 2.1.2 Contact avec les personnes ressources

L'analyse et la compréhension des TDR constituent une phase importante pour la suite du travail .Ils permettent de cerner les objectifs attendus, d'éclaircir les points qui ne sont pas bien compris.

IV. 2.2 Travaux de terrain

Cette étape consiste à :

- Effectuer des prélèvements d'échantillons d'eau usée à l'entrée et à la sortie de chaque bassin à la station pilote de l'EIER ;
- Effectuer des prélèvements d'échantillons de sol sur le site maraîcher et des espaces verts et à les analyser.

IV. 2.3 Phase de traitement et d'analyse des données

Elle nous permet après dépouillement des données d'analyser et d'interpréter les résultats obtenus. Globalement, cette étape constitue le but essentiel de notre étude à l'issue de laquelle, nous pouvons tirer les leçons portant sur :

- les différents mécanismes qui interviennent dans l'épuration biologique des eaux usées domestiques traitées par lagunage ;
- les différents procédés d'élimination de l'azote et du phosphore et les facteurs dont dépendent ces procédés ;
- les possibilités et limites de la réutilisation des eaux usées traitées pour l'agriculture urbaine et l'arrosage des espaces verts.

Conclusion partielle

Les projets d'assainissement collectif en général et d'épuration des eaux usées en particulier méritent d'être développés en Afrique où les demandes en eau ne font que croître. Une étude effectuée par IWMI en 1995 révèle que près de 1/3 de la population mondiale vivra en 2025 dans des régions qui vont faire face à de graves précarités d'eau (Cissé et al, 2002). Ce défi doit être relevé par une optimisation des ressources en eau disponibles. Les résultats de cette étude peuvent constituer une base de référence pour les acteurs impliqués dans le traitement des eaux usées et leur valorisation en agriculture urbaine.

Chapitre V : MATERIEL ET METHODES

Compte tenu des expériences et de l'évolution des paramètres à suivre dans le cadre de notre étude, plusieurs outils et méthodes ont été adoptés.

Les paramètres suivis et mesurés lors de notre étude sont :

- Pour les eaux usées : le pH, la température, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, les nitrates, l'ammonium, les orthophosphates et le phosphate total.
- Pour les sols : la granulométrie, l'azote total, les nitrates, l'ammonium, le phosphore total, le phosphore assimilable, la capacité d'échange cationique (CEC) et les bases échangeables.

Ces mesures ont eu lieu sur une période de 8 semaines allant du 31 mars au 19 mai.

V. 1 Dispositif expérimental

Les expérimentations ont lieu à la station expérimentale de l'EIER et au niveau du site maraîcher et des espaces situés au sein de l'école.

V.1.1 Présentation de la station pilote de l'EIER

La station d'épuration de l'EIER a été construite en 1989, à titre expérimental avec l'appui de la coopération Suisse. Cette station poursuit trois objectifs principaux que sont [GEDU, 2004] :

- Un objectif environnemental et sanitaire par le traitement des eaux usées produites dans le campus avant leur rejet dans le milieu récepteur ;
- Un objectif pédagogique en permettant aux étudiants de l'école de se familiariser aux différentes filières de traitement intensif et extensif des eaux usées ;
- Un objectif de recherche pour le calage du modèle de dimensionnement des stations à lagunage par microphytes et macrophytes en milieu sahélien, et la recherche de combinaisons possibles de filières offrant des meilleurs rendements épuratoires.

A ces objectifs, initiaux s'ajoute celui de pouvoir expérimenter l'utilisation des effluents traités pour la fertilisation des cultures maraîchères.

Plusieurs travaux ont été effectués sur la station, dont la plus récente est celle de sa réhabilitation en 2001, suite à des problèmes de dysfonctionnements consécutifs au mauvais rendement épuratoire qu'elle offrait. La STEP de l'EIER reçoit les eaux usées domestiques en provenance des locaux de l'EIER (dortoirs, bureaux, cuisine, toilettes).

Toutes les eaux qui arrivent dans la station, passent au préalable par une bêche de pompage de 3,5 m³ de volume, précédant un dégrillage manuel incliné d'un angle de 60°. Ce dégrilleur 40 X 40 cm, d'espacement entre barreaux 2 cm X 1 cm et d'épaisseur des barreaux 3 mm, constitue le premier niveau de traitement (prétraitement) où l'effluent brut est débarrassé de ses éléments grossiers.

La bêche de pompage est équipée de deux pompes centrifuges identiques immergées, fonctionnant alternativement avec un débit de 6,4 m³/h (GEDU, 2004) qui refoulent les eaux prétraitées vers la station, où elles sont réparties dans six filières distinctes (figure V.1) :

- la filière I est composée de trois bassins en série: un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation. Cette filière reçoit l'eau brute venant de la bêche de relevage;
- la filière II comprend successivement un bassin facultatif et un bassin de maturation. Cette filière reçoit les eaux du décanteur primaire ;
- la filière III est composée d'un lit bactérien rectangulaire suivi d'un décanteur secondaire et d'un bassin de maturation. Cette filière reçoit également les eaux du décanteur primaire ;
- la filière IV suit le même cheminement que la filière III, à la seule différence que le lit bactérien à une forme circulaire ;
- la filière V est une filière expérimentale de lagunage à macrophytes. L'élimination de la matière organique dans cette filière, est assurée par la laitue d'eau (*Pistia Stratiotes*). Elle se compose de trois bassins en série, suivis de deux autres en parallèle.
- La filière VI concerne l'épuration par voie photochimique des eaux polluées par des substances organiques non biodégradables ou biorécalcitrantes.

Les eaux traitées sont par la suite collectées dans une bêche de stockage en vue d'une utilisation pour l'arrosage des plantes de l'école.

Les boues soutirées du décanteur primaire par siphonage, sont acheminées dans un épaisseur digesteur.

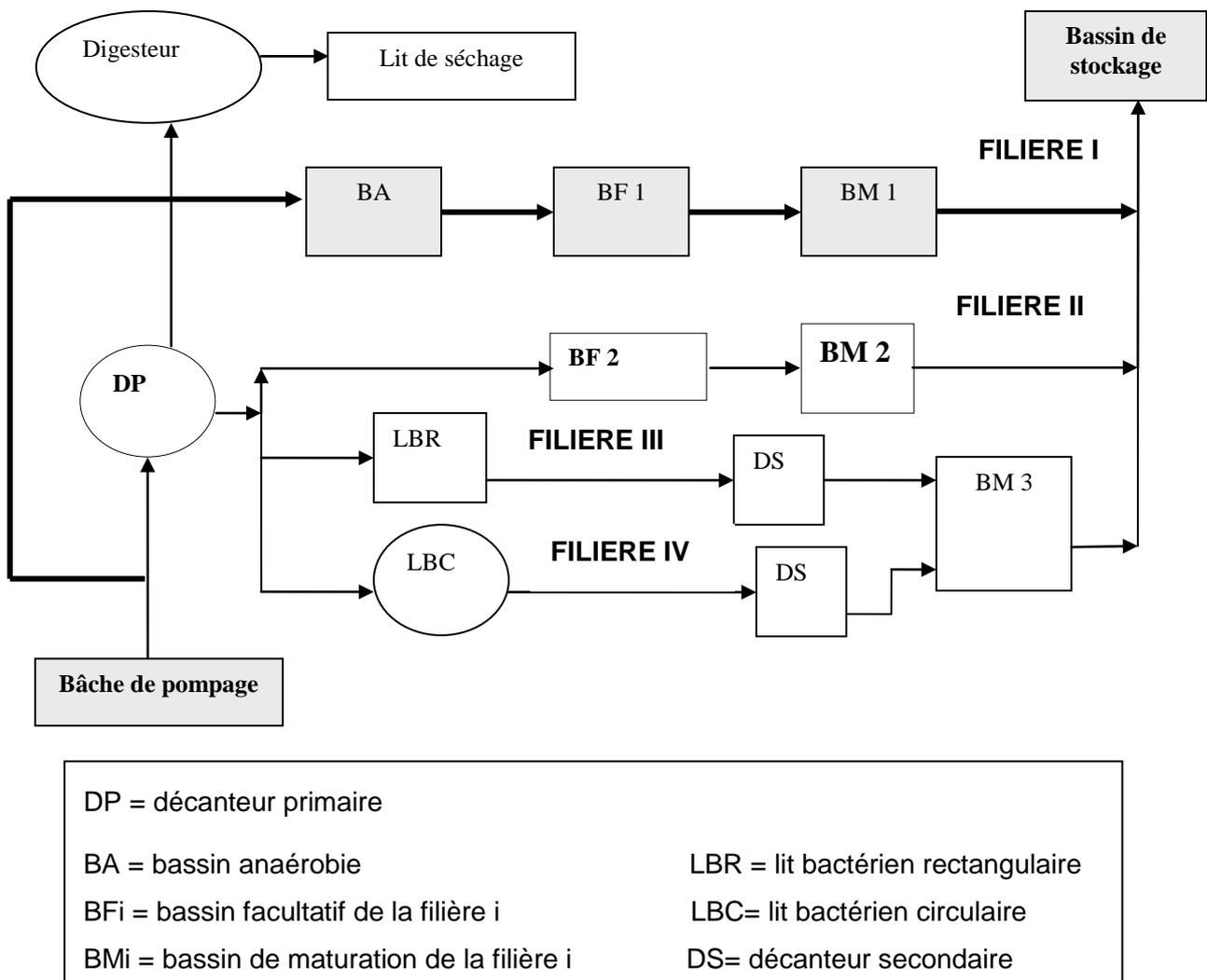


Figure V. 1. Filières de la STEP de l'EIER

V.1. 2 Description de la filière I

Le cadre de la présente étude porte sur la filière I.

C'est la seule filière recevant actuellement les eaux brutes de la bâche de relevage. Son fonctionnement est décrit ci après.

Le bassin anaérobie

D'une profondeur de 2,6 m, le bassin anaérobie joue un rôle essentiel dans le traitement de l'influent entrant au niveau de la station. Par sédimentation, il assure partiellement l'abattement de la DBO, des MES et par conséquent des proportions limitées d'azote et de phosphore séquestrés par les matières décantables.

Il contribue aussi à l'élimination des microorganismes pathogènes qui décantent avec les boues (Hamzeh et al, 2003). Ces microorganismes généralement anaérobies facultatifs ou anaérobies stricts (clostridium) sont responsables de la dégradation de la matière organique.

Le bassin facultatif

Dans ce bassin coexiste à la fois des bactéries de type aérobie et anaérobie selon les différentes zones dans le bassins.

Dans son principe, le bassin facultatif élimine la DBO et une grande partie de l'azote et du phosphore. Selon les zones, il s'y produit les phénomènes suivants (Satin et al, 1999) :

- dans la zone inférieure du plan d'eau, les bactéries anaérobies stabilisent la matière organique en deux phases ; une partie de cette matière sous l'influence des enzymes de certaines bactéries, est décomposée en nitrates et phosphates, puis rejoint la partie supérieure du plan d'eau ; l'autre partie est transformée par un autre groupe de bactéries, en méthane, gaz carbonique et ammoniac ;
- dans la zone supérieure, la matière organique est dégradée par les bactéries aérobies ; cette transformation produit du gaz carbonique, de l'eau, des phosphates et des nitrates ; et ces éléments servent par la suite d'aliments à la flore aquatique. Les bactéries aérobies très avides d'oxygène cherchent le supplément d'oxygène nécessaire à leur reproduction auprès des algues de surface qui produisent l'oxygène par photosynthèse.

Globalement dans le bassin facultatif, la destruction de la matière organique s'opère grâce à une association de bactéries aérobies et anaérobies.

La vue d'ensemble de la filière est donnée par la photo V.1

Le bassin de maturation

Il est encore appelé bassin de finition car c'est là que finit le traitement de l'effluent avant d'être acheminé vers le réservoir de stockage. Par l'effet de la température, de l'ensoleillement combiné à sa faible profondeur, il assure l'abattement plus poussé des germes pathogènes. Il intervient aussi dans l'élimination de l'azote et du phosphore consommés par les algues présents dans le bassin.

Le tableau V.1 donne les caractéristiques des différents bassins.

Bassin	Profondeur (m)	Surface moyenne (m ²)	Volume moyen (m ³)	Temps de rétention théorique (jours)
Bassin anaérobie	2.6	69.7	181.2	6.5
Bassin facultatif	1.4	415.3	581.4	21
Bassin de maturation	0.9	336.9	303.2	11

Tableau V. 1 : caractéristiques des différents bassins de la filière I
(Source : GEDU, 2004)



Photo V.1 : Vue d'ensemble de la filière I

La disposition en série des bassins est résumée sur la figure V.2 ci-dessous.

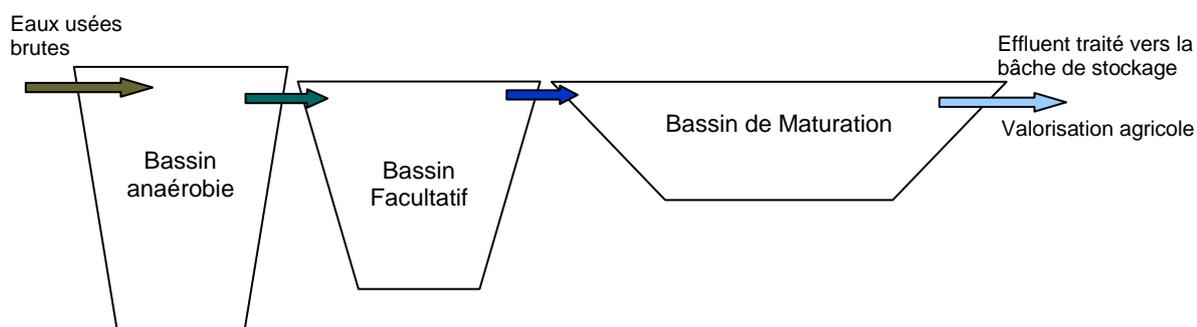


Figure V. 2 : disposition en série des bassins de la filière I

V.1. 3. Les sols expérimentaux

Les sols ayant fait l'objet de notre étude sont sélectionnés après visite de terrain sur la parcelle de maraîchage et au niveau des espaces verts. Vu les différences observées sur l'évolution du gazon au niveau des différentes aires, les prélèvements de sol remanié à la tarière sont effectués sur 6 points différents sur 30 cm de profondeur (figure V.2 et V.3). Au niveau du site maraîcher un prélèvement sera effectué au niveau de la partie témoin n'ayant reçu aucun amendement d'engrais chimique ou de fumure organique.

Les analyses chimiques sont effectuées au BUNASOL, alors que la granulométrie est faite au laboratoire génie civil de l'EIER.

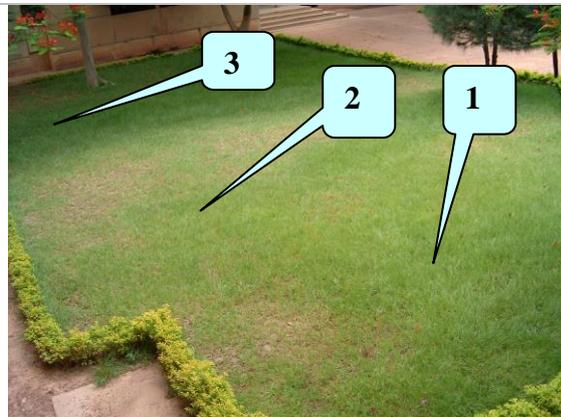


Photo V. 2 : espace de prélèvement n°2



Photo V. 3 : espace de prélèvement n°4

V. 2 Stratégie d'échantillonnage

Les prélèvements sont effectués tous les lundis et jeudi le matin à 7h00 et l'après midi à 16h30 à l'entrée et à la sortie de chaque bassin afin d'analyser les paramètres physico-chimiques. Pour les paramètres chimiques, les analyses sont effectuées aussitôt après prélèvement ou acidifiés avant conservation au frais pour être analysés plus tard. Pour le prélèvement des échantillons de sols, la méthode remaniée a été adoptée ; elle consiste à prélever le sol en faisant tourner la tarière sur son axe, de sorte que les échantillons pris sur les différents horizons de sol soient mélangés.

Plusieurs analyses ont été effectuées au laboratoire des eaux selon les essais mis en œuvre.

V. 3 Méthodes d'analyse des eaux et des sols

Les paramètres chimiques mesurés à la fois dans les eaux et les sols sont : l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), le phosphore total (PT) et les orthophosphates (PO_4^{3-}). Les méthodes d'analyse des eaux utilisées (tableau V.2) diffèrent selon les paramètres mesurés. Les méthodes d'analyse chimique des sols effectuées à BUNASOL sont données dans le tableau V.3.

PARAMETRES	TECHNIQUE D'ANALYSE	PRECISION (%)
pH, Température	Potentiomètre : pH mètre + électrodes combinées Sentix 97/T	0,1
Conductivité	Conductimètre TétraCon 325	/
Oxygène dissous	Oxymètre Cellox 325	0,5
Ammonium	Distillation et dosage à l'acide sulfurique 0,02N	/
Nitrates	Photocolorimétrie DR 2000, $\lambda = 500 \text{ nm}$ Méthode au nitra-ver 5	0,1
Orthophosphates	Photocolorimétrie DR 2000, $\lambda = 430 \text{ nm}$ Méthode au molybdovanadate	0,1
Phosphore total	Photocolorimétrie DR 2000, $\lambda = 430 \text{ nm}$ Méthode au molybdovanadate	0,1

Tableau V. 2: Récapitulatif des méthodes d'analyse des eaux utilisées

ELEMENTS	METHODES UTILISEES	DESCRIPTION SOMMAIRE DE LA METHODE
Carbone (matière organique)	Walkley Black	<ul style="list-style-type: none"> - Oxydation de l'échantillon par du bichromate de potassium en milieu sulfurique - L'excès du bichromate est mesuré au spectrophotomètre à 650 nm.
Azote total et phosphore total	Minéralisation avec une solution mixte d'acide sulfurique sélénium salicylique	<ul style="list-style-type: none"> - Minéralisation de l'échantillon (plantes ou sols) avec un mélange d'acide sulfurique - sélénium – salicylique en le chauffant progressivement (100 à 340°C) jusqu'à minéralisation totale. - Détermination de l'azote total dans le minéra à l'auto-analyseur en utilisant le Nessler comme indicateur et le phosphore total en utilisant le molybdate d'ammonium et l'acide ascorbique.
Phosphore assimilable	Bray n° 1	<ul style="list-style-type: none"> - Extraction avec une solution mixte de chlorure d'ammonium et d'acide chlorhydrique. - Passage de l'extrait au spectrophotomètre à 720 nm en utilisant le molybdate d'ammonium et l'acide ascorbique.
Bases échangeables et capacité d'échange cationique (CEC)	Argent thiourée à 0.01 M (mélange de AgNO ₃ et de Thiourée (H ₂ NCSNH ₂))	<ul style="list-style-type: none"> - Agitation de l'échantillon avec une solution d'argent thiourée (AgTU) pendant 2 heures - Filtration ou centrifugation de l'échantillon - Détermination du Ca²⁺ et du Mg²⁺ dans le filtrat ou le centrifugat à l'aide d'un Spectrophotomètre d'Absorption Atomique (ASS) - Détermination du potassium et du sodium dans le filtrat à l'aide d'un photomètre à flamme - Quant à la CEC c'est la quantité d'argent dosé dans le filtrat qui lui représente (voir document technique n° 3).

Potassium total (K)	Même méthode que le N.P.	Même méthode que le NP sauf que le potassium est déterminé à l'aide d'un photomètre à flamme.
Azote nitrique (N-NO ₃ ⁻) et azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Extraction avec du chlorure de potassium 1N	- Extraction avec une solution de chlorure de potassium 1N. Le rapport sol/solution d'extraction est de 1/10. - les nitrates sont dosés par colorimétrie à partir du filtrat avec l'acide disulfophénique en milieu alcalin à 410 nm. - L'ammonium est dosé aussi au colorimètre avec le réactif de Nessler.
pH eau	Suspension à 1:5	- Suspension de l'échantillon avec de l'eau distillée dans un rapport 1:5 puis le mesurer sur un pH -mètre.

Tableau V. 3: Récapitulatif des méthodes d'analyse des sols utilisées

Les essais expérimentaux, réalisés au cours de notre étude, se sont déroulés tous les lundis matin. Il s'agit d'expériences permettant de suivre les mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore par les processus de nitrification/dénitrification, décantation par cône d'Imhoff et de précipitation et décantation après floculation-coagulation.

Les échantillons sont prélevés tous les lundis matins à 7h00 à la station de l'EIER à l'entrée et à la sortie du bassin anaérobie et à la sortie du bassin de maturation.

Nitrification/dénitrification

Le processus de nitrification-dénitrification contribue pour une grande partie à l'élimination de l'azote dans les stations d'épuration des eaux usées par lagunage naturel. C'est un procédé d'oxydation et de réduction de l'azote respectivement par des bactéries autotrophes et hétérotrophes selon les conditions d'aérobiose et d'anaérobiose du milieu. Ces deux étapes distinctes dépendent étroitement des conditions du milieu notamment de la température, le pH, surtout de la concentration en substrats (NH₄⁺, matières organiques) et en oxygène. Cependant les deux types de bactéries qui interviennent dans le processus dépendent de facteurs plus ou moins différents selon les réactions mises en jeu.

La croissance des bactéries nitrifiantes est ralentie par le métabolisme complexe de celles-ci consistant à synthétiser leur propre matière vivante à partir du carbone minéral présent dans le milieu (les carbonates généralement). Plus de 50% des bactéries présentes dans une station d'épuration sont susceptibles de réaliser la dénitrification si les conditions du milieu sont favorables.

Les paramètres physico-chimiques peuvent influencer fortement sur le processus de nitrification-dénitrification. Après oxydation de l'ammonium en nitrites puis nitrates par les bactéries nitrifiantes aérobies strictes (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter* respectivement), l'azote est réduit sous sa forme élémentaire gazeuse (N_2) par un autre type de bactéries dénitrifiantes anaérobies facultatives (*Pseudomonas*, alcaligènes) cette fois-ci (Bougard, 2004).

La volatilisation de cette forme gazeuse peut contribuer jusqu'à 5 à 70% à l'élimination de l'azote (Satin et al, 1999).

L'essai est réalisé avec les échantillons prélevés à l'entrée et à la sortie du bassin anaérobie. Il consiste avec 2 litres de chaque eau, de remplir deux flacons en verre transparent de volume 1 litre, puis les soumettre l'un à des conditions aérobies et l'autre à des conditions anaérobies. Ces conditions sont obtenues en remplissant un des flacons à plein et en la bouchant hermétiquement (conditions anaérobies), le second flacon rempli à moitié est maintenu ouvert et l'agitation est maintenue pendant 24 heures, au bout desquelles les paramètres physico-chimiques (pH, CE, O_2 , T° , NH_4^+ , NO_3^-) sont mesurés. La photo V.4 ci-dessous illustre les conditions de l'expérience.

Essai de décantation

Dans l'élimination de l'azote, la décantation des matières en suspension dans les sédiments joue un rôle non négligeable. L'azote des effluents bruts d'eau usée domestique arrivant au niveau des stations d'épuration est essentiellement sous forme organique et ammoniacal. Le pourcentage d'azote ammoniacal souvent dominant peut varier selon la longueur du réseau d'évacuation. Une part de l'azote liée aux matières en suspension présentes peut être éliminée par soutirage des boues après décantation. Ce rôle essentiel est joué dans la plupart des stations par le décanteur primaire ; dans le cas de notre étude l'essentiel de la décantation se fait au niveau du bassin anaérobie conçu à cet effet.

Pour le phosphore, la forme particulaire susceptible d'être éliminée par décantation est faible et varie entre 5 et 10% (satin et al, 1999). L'étude menée par Koné (2002) sur un bassin facultatif a montré que la décantation de l'azote organique élimine 25 à 48% de l'azote total. Les temps de séjour prolongés réduisent le rendement d'élimination de l'azote par la lyse des bactéries. Cette quantité d'azote éliminée par décantation est souvent négligeable devant les autres mécanismes.

La décantation réalisée dans le cadre de notre étude a consisté à prélever 2 litres d'eau brute à l'entrée du bassin anaérobie et à les faire décanter dans les cônes d'Imhoff

gradués de 1 litre pendant 6h. Au bout des 6 heures, le surnageant est prélevé pour les analyses des paramètres ammonium et phosphore total, afin d'évaluer la quantité d'azote et de phosphore éliminée avec la boue. La photo V.5 illustre le protocole de mise en œuvre.

Essai de déphosphatation chimique

Afin de rechercher la valeur résiduelle du phosphore dans l'eau après traitement, nous avons réalisé un essai de traitement complémentaire utilisant des réactifs chimiques qui permettent d'éliminer le phosphore par précipitation après complexation préalable des orthophosphates. Le principal réactif utilisé est le chlorure ferrique, néanmoins nous avons aussi étudié l'influence de la chaux qui peut convenir pour des raisons de coûts.

L'essai réalisé consiste à prélever un litre d'eau à l'entrée du bassin anaérobie et à la sortie du bassin de maturation et à y appliquer le principe de la coagulation-floculation après ajout de réactifs tels que le lait de chaux et le chlorure ferrique. Chaque échantillon est partagé en deux portions de 500 ml dans deux béciers différents ; l'ajout des coagulants utilisés (200mg de chaux à une concentration de 5 g/l et 120mg de fer à une de concentration de 10 g/l) s'effectue à une minute d'agitation, puis commence la phase de floculation avec une vitesse d'agitation plus ralentie pendant 20 minutes.

Après l'étape de coagulation/floculation, les échantillons sont laissés au repos pendant 2 heures et le surnageant est prélevé pour l'analyse de la quantité de phosphate total éliminé avec les boues par précipitation.



Photo V. 4: Essai de Nitrification/dénitrification



Photo V. 5: Essai de décantation par cône d'Imhoff

V. 4 Limites de l'étude

Au cours de cette étude, certaines insuffisances ont été notées parmi lesquelles :

- ↳ Le temps d'écoulement de l'eau brute parfois aléatoire, nécessitant dès fois à passer de longues heures d'attente à la station pour pouvoir effectuer les prélèvements ;
- ↳ Le dysfonctionnement circonstanciel de la sonde à oxygène rendant parfois difficile la détermination de l'oxygène dissous avec précision ;
- ↳ Le retard pour l'analyse de certains paramètres chimiques comme les nitrates par manque de produits réactifs souvent indisponibles sur le marché local, ce qui rend difficile la conservation au frais des échantillons car la capacité de stockage du réfrigérateur est très limitée.

Conclusion partielle

La réalisation de cette étude fournira un guide permettant de mieux comprendre l'épuration biologique de l'azote et du phosphore dans les bassins de lagunage à microphytes fonctionnant sous climat sahélien, et contribue ainsi à l'amélioration de leur mode de gestion. La réutilisation des eaux usées traitées en agriculture urbaine est l'un des plus gros avantages qu'offre le traitement. Elle contribue ainsi à la valorisation de l'agriculture en milieu urbain et à l'optimisation des ressources en eau qui sont souvent déficitaires dans les pays du sahel en général et au Burkina Faso en particulier.

Troisième partie :

RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre VI : ANALYSE DES RESULTATS D'ESSAI SUR LES MECANISMES D'ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

L'étude des processus biologiques d'épuration des eaux usées est souvent complexe, ce qui nécessite une bonne compréhension des phénomènes qui y interviennent. Le lagunage qui utilise les mécanismes biologiques naturels, dépend étroitement des conditions du milieu. Les éléments azote et phosphore, bien qu'étant présents dans les eaux usées domestiques à des proportions importantes, s'éliminent de manière différente.

En plus de ses formes organiques et minérales, l'azote peut se présenter sous forme gazeuse contrairement au phosphore, ce qui rend parfois plus aisé son élimination par volatilisation dans les eaux usées domestiques. La présence de nitrates également peut inhiber le processus d'élimination du phosphore par voie biologique ce qui peut rendre difficile voire impossible le traitement combiné de ces deux éléments.

Les résultats d'essai de laboratoire obtenus nous permettent de mieux appréhender les mécanismes intervenant dans l'élimination de l'azote et du phosphore par voie biologique.

VI. 1 Estimation de la charge organique en équivalent – habitant (EH)

L'intérêt principal de ce paramètre repose sur le fait qu'il tient compte de l'hétérogénéité d'une population donnée pour le calcul de la charge organique admise à la station de traitement. Dans le cas de notre étude, nous avons deux catégories d'usagers responsables des rejets d'eaux usées à la station à savoir les étudiants et le personnel. Pour la détermination de la charge, l'approche de Collignon (1999) a été utilisée. Elle considère que pour une école avec régime d'internat, un étudiant (personne permanente) correspond à un équivalent-habitant (1EH) et un personnel (personne temporaire) à un demi équivalent (1/2EH). En adoptant ce principe pour un effectif de 147 étudiants et 120 pour le personnel à la date de l'étude, nous avons obtenu les résultats du tableau VI.1 ci-dessous.

	Effectif	Coefficient	Nombre EH
Etudiants	147	1	147
Personnel	120	0,5	60
Total	267	-	207

Tableau VI. 1 : Nombre équivalent-habitant de la station

Au cours de notre étude, seule la filière I fonctionne au niveau de la station, donc nous pouvons dire que le nombre équivalent de la filière I est de 207 à la période de l'étude.

VI. 2 Essai de décantation

Les résultats obtenus sont une moyenne de six valeurs mesurées en six semaines.

Les rendements d'élimination trouvés lors de notre essai sont représentés sur la figure VI.1.

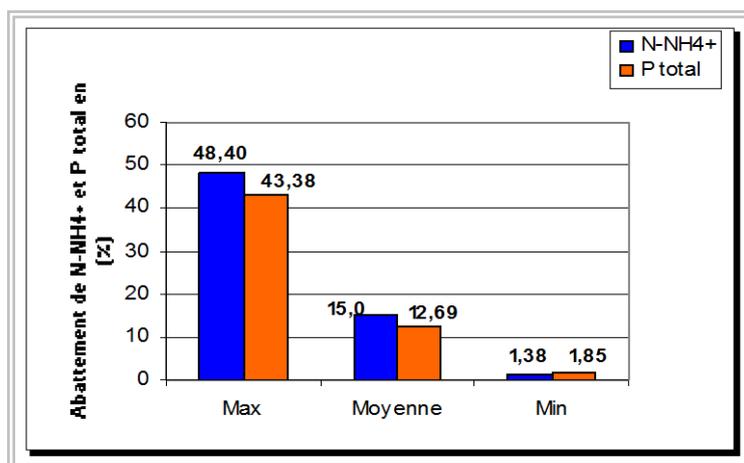


Figure VI. 1 : Rendement (%) d'élimination de l'azote ammoniacal et du phosphore total par le test de décantation

Les résultats trouvés comparés à ceux donnés par Déronzier et al (2001) montrent que les résultats du test sont très appréciables pour l'élimination de l'azote ammoniacal et du phosphore total. Les concentrations moyennes obtenues après les essais correspondent à une élimination de 15 et 12,69% de l'azote ammoniacal et du phosphore total respectivement.

Ces valeurs ne peuvent toutefois pas être assimilées à celles obtenues par le même mécanisme au niveau de la station car les conditions de l'essai ne reflètent pas intégralement celles soumises aux bassins (absence de vent, absence de soleil, absence de boue décantée au début de l'expérience).

VI. 3 Essai de nitrification - dénitrification

De même que l'essai de décantation, les valeurs trouvées ici sont les résultats obtenus durant six semaines de mesure. L'évolution des concentrations moyennes de chaque paramètre selon le type d'eau et les conditions appliquées est donnée sur les figures VI.2, VI.3, VI.4 et VI.5.

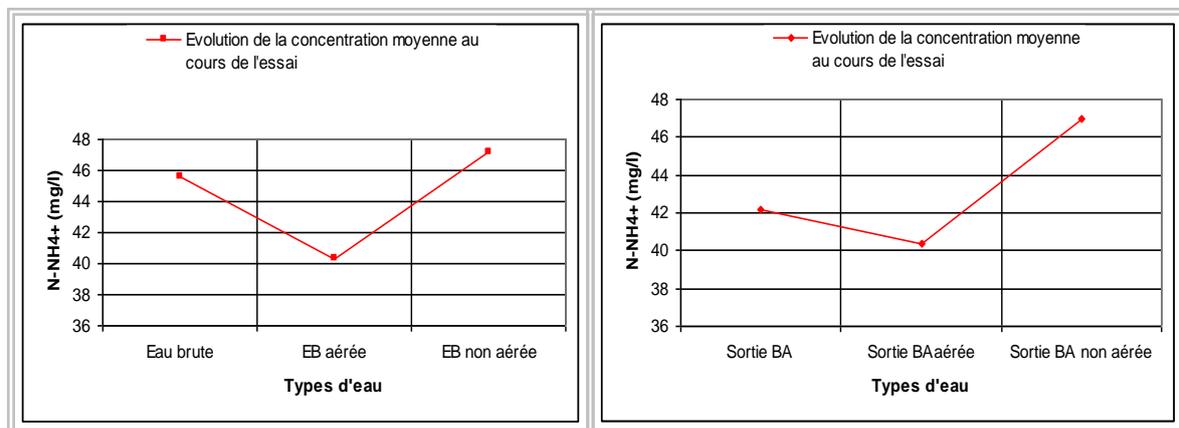


Figure VI. 2 : Evolution de l'azote ammoniacal selon les types d'eau et les conditions appliquées

Les paramètres mesurés à la fin de l'essai donnent, une température moyenne de 21,8°C dans l'eau brute aérée et non aérée, un pH de 7,42°C dans l'eau brute aérée et 7,79 dans l'eau brute non aérée, l'oxygène dissous a une valeur de 0,78mg/l dans l'échantillon aéré et 0,73mg/l dans l'échantillon non aéré. L'évolution de la concentration de part et d'autre dans l'eau à l'entrée et à la sortie du bassin anaérobie montre une baisse de concentration en milieu aéré et une augmentation en milieu non aéré. La concentration initiale diminue de 1,78 mg/l et 4,76 mg/l soit 4,2% et 11,4% respectivement dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie et dans l'eau brute en milieu aéré, elle augmente de 5,2 mg/l et 1,7 mg/l soit 11,3% et 3,7% respectivement, en milieu non aéré. Ce résultat semble donner une nitrification plus intense dans l'eau brute et une dénitrification par contre plus importante dans l'eau à la sortie du bassin. Les concentrations des nitrates peuvent permettre de mieux expliquer les résultats.

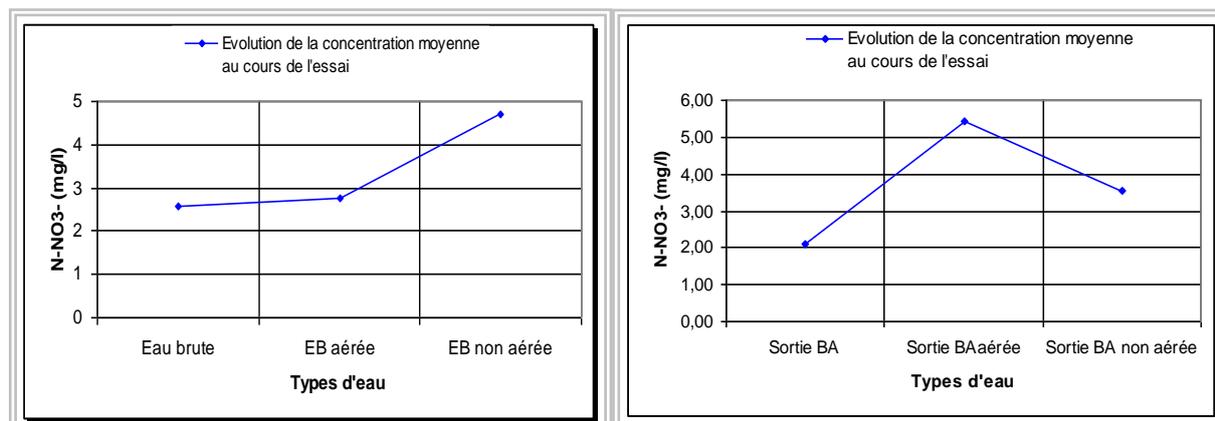


Figure VI. 3 : Evolution de l'azote nitrique selon les types d'eau et les conditions appliquées

La figure n°VI.3 montre que la concentration des nitrates augmente dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie en conditions aérées et reste presque sans variation dans l'eau brute soumise aux mêmes conditions. Les résultats ont donné une augmentation de la concentration moyenne initiale en nitrates de 3,36 mg/l et 0,25 mg/l soit 160,7% et 6,6% dans l'eau à la sortie du bassin et dans l'eau brute respectivement soumises aux conditions aérées, en milieu non aérée, l'augmentation vaut 1,44 mg/l dans l'eau à la sortie du bassin et 2,14 mg/l dans l'eau brute soit 69 et 83%. Ce résultat montre qu'il y'a formation de nitrates aussi bien dans l'échantillon soumis aux conditions aérées que non aérées, ce qui peut justifier le résultat de Déronzier et al (2001) qui ont montré qu'une concentration en oxygène dissous de 0,5mg/l suffit pour obtenir à moitié une croissance maximale des bactéries nitrifiantes.

Selon les buts visés, c'est-à-dire une bonne nitrification en conditions aérobies et une dénitrification en conditions anaérobies, nous pouvons dire que les meilleurs résultats sont ceux obtenus avec l'eau à la sortie du bassin. Les facteurs ayant dû influencer ces résultats sont la concentration d'oxygène dissous dans l'échantillon de départ qui est de 1,29 mg/l dans l'eau brute et 0,88 mg/l dans l'eau à la sortie du bassin, la concentration initiale en azote ammoniacal, et probablement par une présence plus importante des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes dans l'eau ayant déjà séjourné dans le bassin.

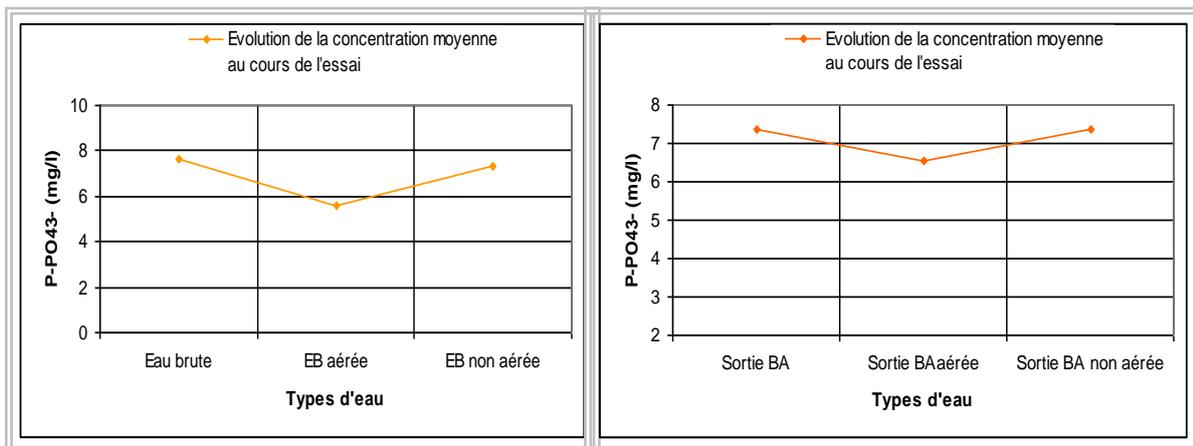


Figure VI. 4 : Evolution des orthophosphates selon les conditions du milieu

Les orthophosphates constituent la forme minérale préférentielle pour les algues et les bactéries dans leur métabolisme. Selon Gamrisni et al (1976), les algues ont besoin de 10 à 20 fois plus de phosphore que d'azote.

La figure VI.4 montre que la concentration moyenne des orthophosphates baisse légèrement en conditions aérées dans les deux types d'eau et augmente en conditions aérées dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie. L'abaissement de concentration dans les conditions aérées correspond à une élimination de 26,86 et 19,5% des orthophosphates dans l'eau brute et l'eau à la sortie du bassin respectivement. Ceci montre qu'il y'a eu assimilation des orthophosphates en milieu aéré quelque soit le type d'eau, mais le relargage se produit seulement dans l'eau à la sortie. Ce résultat peut être dû à une absence de bactéries déphosphatantes dans l'eau brute ou aux facteurs inhibiteurs (présence d'oxygène, présence d'ammonium, présence de nitrates).

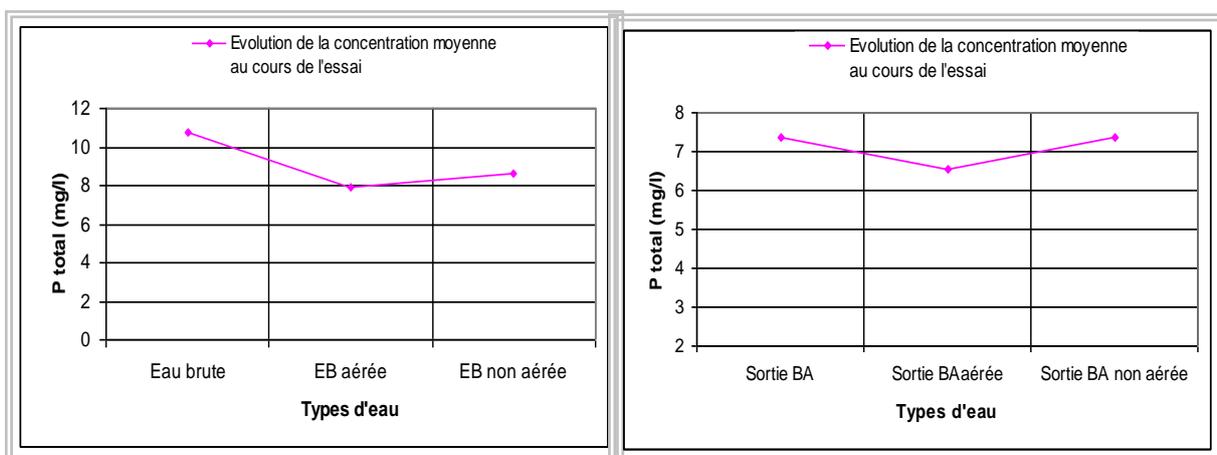


Figure VI. 5 : Evolution du phosphore total selon les conditions du milieu

Le phosphore total constitue l'ensemble des formes de phosphore présentes dans les eaux (organiques et inorganiques). La même allure des courbes que les orthophosphates est obtenue, mais nous remarquons une baisse de concentration plus importante dans l'eau brute en conditions aérées. Les rendements d'élimination obtenus en conditions aérées sont 26,25% dans l'eau brute et 11,4% dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie.

VI. 4 Essai de déphosphatation chimique

L'essai est réalisé dans le but de déterminer l'efficacité de certains réactifs pour un éventuel traitement complémentaire permettant d'affiner la qualité de l'effluent traité en vue d'une réutilisation en agriculture sans risque de pollution et de colmatage.

Les résultats donnés par l'essai sont donnés par les figures VI.6 et VI.7.

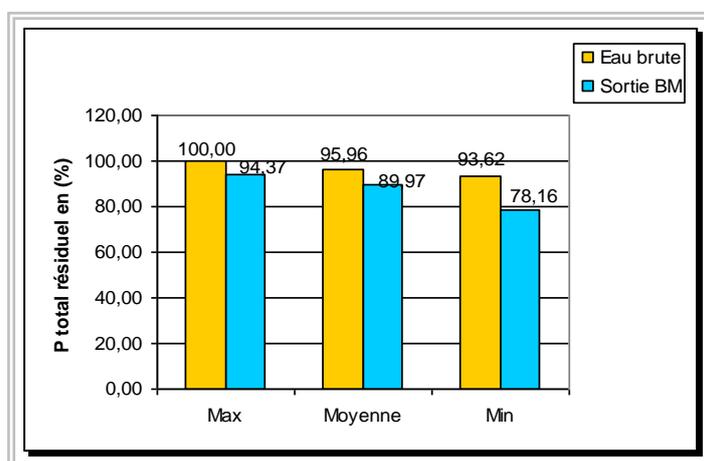


Figure VI. 6 : Rendement d'élimination du phosphore total par le chlorure ferrique ($FeCl_3$)

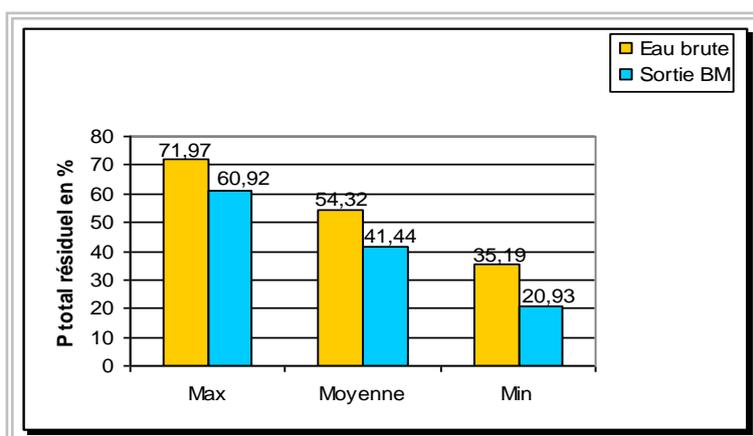


Figure VI. 7 : Rendement d'élimination du phosphore total par le lait de chaux ($Ca(OH)_2$)

Les figures VI.6 et VI.7 montrent que les rendements obtenus avec le chlorure ferrique sont nettement supérieurs. Quelque soit le type de réactif utilisé, les meilleurs rendements sont obtenus avec l'eau brute. Les rendements moyens d'abattement obtenus avec le fer correspondent à une élimination de 95,96 et 89,97% du phosphore total contenu dans l'eau brute et l'eau à la sortie du bassin de maturation respectivement ; avec le calcium les pourcentages d'élimination respectifs sont 54,32 et 41,44%. En effet, le phénomène de la coagulation-floculation fait intervenir la théorie de la stabilité dans l'élimination des colloïdes. Ceci peut expliquer les rendements obtenus, car les matières en suspension, contenues dans l'eau brute sont de taille plus grande que les algues qui constituent l'essentiel des matières en suspension contenues dans l'eau à la sortie du bassin de maturation. Ainsi, les colloïdes contenues dans l'eau brute sont plus facile à déstabiliser et donc à éliminer par précipitation ce qui justifie les rendements trouvés. Il faut noter aussi que la coagulation est d'autant plus efficace que la valence du cation est élevée ; un ion trivalent est dix fois plus efficace qu'un ion divalent (Schulze Hardy).

Les rendements moyens d'élimination obtenus justifient l'efficacité du chlorure ferrique malgré son coût élevé, alors que le principal avantage de la chaux est son coût faible car le choix d'un réactif doit aussi tenir compte de son coût.

Conclusion partielle

L'ensemble des essais effectués au cours de cette étude nous ont permis de mieux appréhender les mécanismes biologiques (nitrification-dénitrification) et physiques (décantation, coagulation-floculation) intervenant dans le traitement de l'azote et du phosphore. Les résultats obtenus peuvent être rapportés à l'échelle de la station d'épuration afin de trouver des solutions aux dysfonctionnements qui surviennent au niveau des bassins de lagunage. Ainsi la qualité de l'effluent traité peut être améliorée pour élargir les possibilités de sa réutilisation dans plusieurs domaines (agriculture, arrosage de gazon, alimentation de cours d'eau, recharge de nappe,...).

Chapitre VII : ANALYSE DES RENDEMENTS EPURATOIRES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

Les essais interprétés dans le chapitre précédent ont été effectués en même temps que le suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques, de l'azote et du phosphore au niveau des différents bassins de la station d'épuration.

Les résultats qui seront analysés ici peuvent nous permettre de trouver une corrélation avec les résultats de l'essai afin de pouvoir situer les mécanismes biologiques qui interviennent dans les différents bassins.

VII. 1 Analyse des paramètres physico - chimiques

Ce sont l'ensemble des facteurs pouvant avoir des influences notables sur les processus biologiques intervenant dans le traitement de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux usées domestiques. Ces paramètres sont variables dans le temps selon les conditions du milieu.

VII.1.1 La température

Les mesures sont effectuées au cours de la période de l'étude pour évaluer son effet sur les processus biologiques responsables de l'élimination de l'azote et du phosphore.

L'évolution de la température au cours de la journée selon le type de bassin est représentée sur la figure VII.1 ci-dessous.

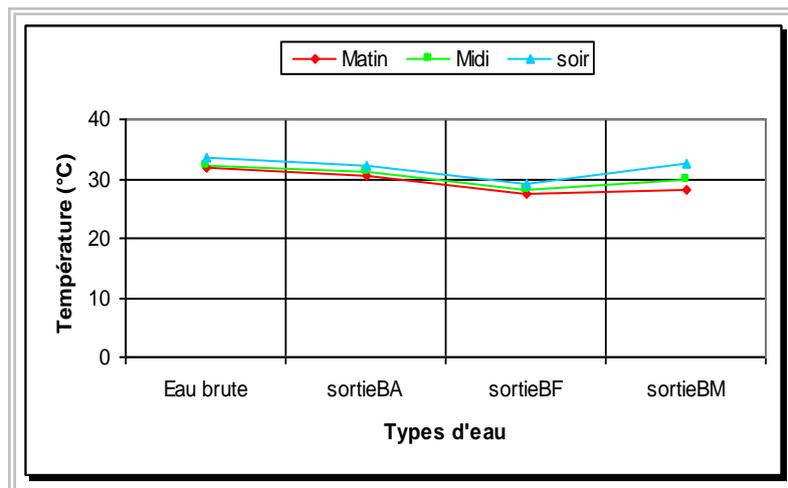


Figure VII. 1: Evolution de la température au cours de la journée du 11 avril

La figure VII.1 montre que la température varie très peu au cours de la journée bien que le mois d'avril est l'une des périodes les plus chaudes de l'année à Ouagadougou.

Les amplitudes mesurées dans l'eau à la sortie du bassin de maturation sont 2,6°C entre l'après midi et le soir et 1,9°C entre le matin et l'après midi. Ces températures varient entre 27,6°C le matin et 33,4°C le soir, ce qui constituent des valeurs favorables aux mécanismes biologiques intervenant dans l'élimination de l'azote et du phosphore. L'allure des courbes montre une pente négative au cours de la journée entre l'eau brute (33,4°C le soir) et le bassin facultatif (29,3°C le soir) et augmente légèrement dans le bassin de maturation (32,5°C le soir). Cette évolution peut s'expliquer par la faible profondeur du bassin de maturation par rapport aux autres bassins favorisant ainsi la pénétration du rayonnement solaire.

VII.1.2 Le pH

Les mesures sont effectuées dans les mêmes conditions que la température. C'est un paramètre dont dépend également le processus de nitrification-dénitrification.

Les valeurs mesurées dans la journée du 11 avril sont représentées sur la figure VII.2.

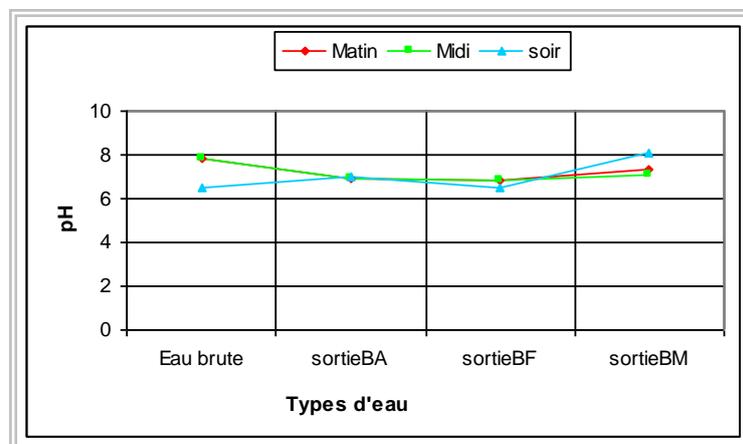


Figure VII. 2 : Evolution du pH au cours de la journée du 11 avril

Les résultats ci-dessus montrent que la valeur du pH varie peu dans le bassin anaérobie et le bassin de facultatif. Les amplitudes obtenues pour l'eau brute et l'eau du bassin de maturation entre l'après midi et le soir sont respectivement -1,27 et 0,95. L'ensemble des valeurs de pH mesurées au cours de l'étude sont données en annexe. Les valeurs obtenues varient entre 6,18 et 8,13. Les variations sont négligeables pour le bassin anaérobie et le bassin facultatif avec des valeurs de 6,92 le matin, 6,97 le soir et 6,80 le matin, 6,50 le soir respectivement. De faibles variations sont notées au niveau de l'eau brute (7,80 le matin et 6,53 le soir) et à la sortie du bassin de maturation (7,37 le matin et 8,07 le soir).

La diminution du pH dans l'eau brute peut s'expliquer par l'activité des usagers, alors que dans le bassin de maturation, la hausse de la valeur du pH est due à la consommation du CO₂ par les algues au cours de la journée pour assurer leur activité photosynthétique (El Haddad, 2001).

VII.1.3 L'oxygène dissous

Il intervient de façon notable dans les mécanismes d'épuration biologiques des eaux usées. Les valeurs de la campagne de suivi sont données en annexe n°II. L'évolution journalière selon les bassins est représentée sur la figure VII.3

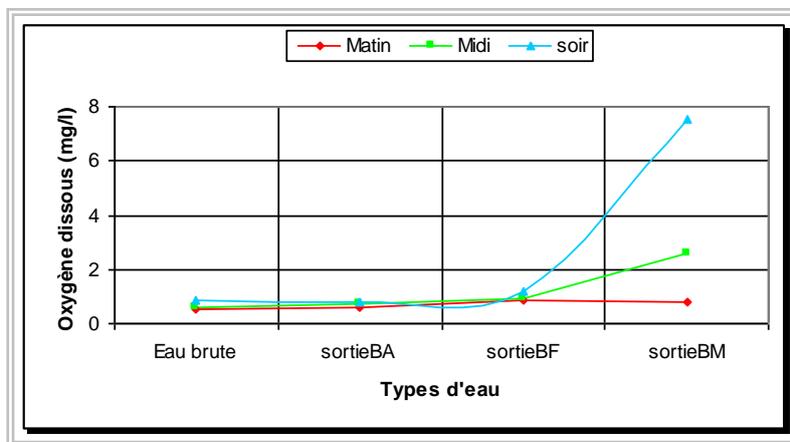


Figure VII. 3 : Evolution de l'oxygène dissous au cours de la journée du 11 avril

Les valeurs extrêmes mesurées lors du suivi sont 0,46 mg/l mesurée dans l'eau brute et 6,21mg/l mesurée à la sortie du bassin de maturation le soir.

La variation de l'oxygène dissous est significative seulement dans le bassin de maturation avec des amplitudes de 4,95mg/l entre le soir et l'après midi et 1,76mg/l entre le matin et l'après midi. Les écarts de température observés dans le bassin de maturation peuvent être le résultat d'une intense activité photosynthétique des algues qui fournissent de l'oxygène le jour et en consomme la nuit. Le phénomène de transfert d'oxygène à l'interface air-eau peut également contribuer à ce résultat.

VII.1.4 Conductivité électrique

C'est un paramètre important surtout, si les eaux sont destinées à la réutilisation en agriculture. L'évolution au cours de la période d'étude est donnée en annexe n°II.

L'évolution pendant la journée du 11 avril est donnée par la figure VII.4

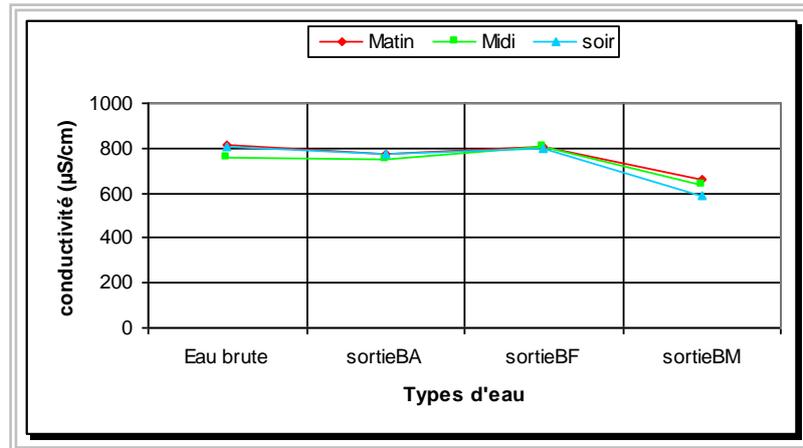


Figure VII. 4 : Evolution de la conductivité au cours de la journée du 11 avril

Elle mesure la salinité d'une eau en fonction des ions dissous. Les valeurs obtenues lors du suivi sont de 622 $\mu\text{S/cm}$ mesuré dans le bassin de maturation et 826 $\mu\text{S/cm}$ mesurée dans le bassin facultatif. La courbe d'évolution montre que la conductivité ne varie que très peu dans la journée et un abattement notable est obtenu entre le bassin facultatif et le bassin de maturation ; on passe pour le soir de 803 $\mu\text{S/cm}$ pour le bassin facultatif à 585 $\mu\text{S/cm}$ pour le bassin de maturation soit une variation de 218 $\mu\text{S/cm}$ entre les deux bassins.

VII. 2 Rendement épuratoire de l'azote

Les résultats de suivi obtenus renseignent sur les rendements d'élimination de l'azote intervenant au niveau des différents bassins de la filière I. Les phénomènes qui participent à l'élimination de l'azote sont la décantation, la nitrification-dénitrification, l'assimilation par les algues et les bactéries ; la volatilisation étant négligée ici du fait des valeurs de pH obtenus lors du suivi qui sont proches de la neutralité. La plus forte valeur de pH obtenue est de 8,13 dans l'eau brute. Les figures représentées ci-dessous donnent l'évolution de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique pendant toute la période de suivi.

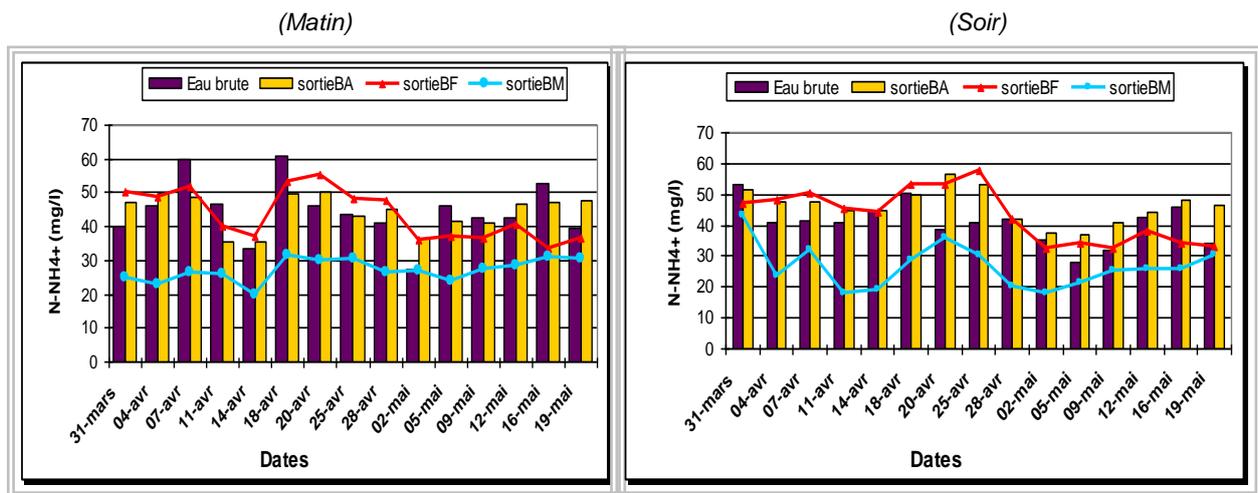


Figure VII. 5 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours de la matinée et le soir

L'évolution journalière des paramètres au niveau de chaque bassin est illustrée par la figure VII.5 ci-dessus.

Cette figure nous montre que sur les 8 semaines de suivi, la variation des concentrations de l'azote ammoniacal au cours de la journée diffère d'un bassin à l'autre. On remarque une importante baisse de la concentration dans l'eau à la sortie du bassin de maturation entre le matin et le soir.

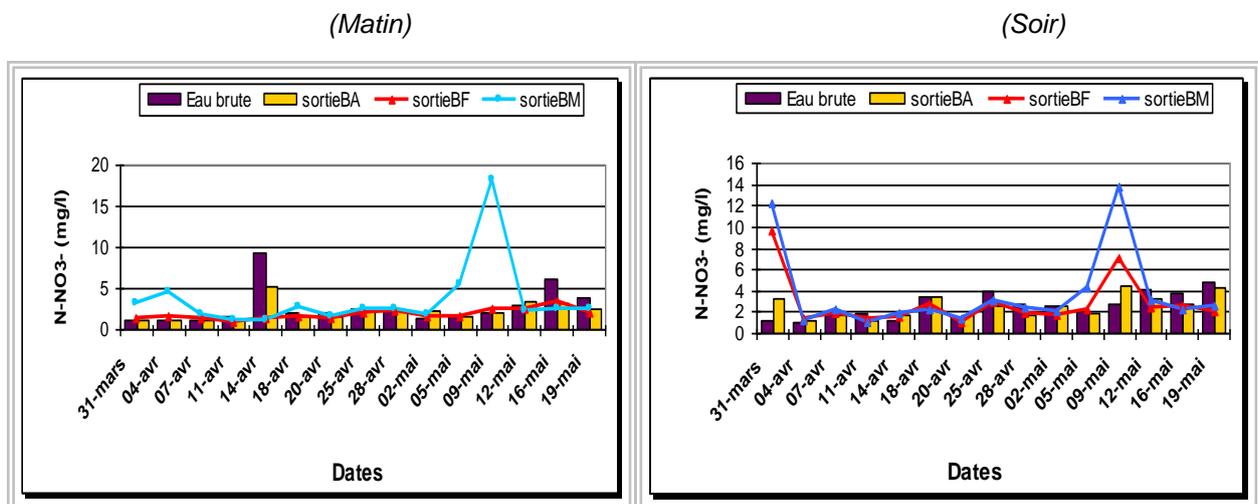


Figure VII. 6 : Evolution de l'azote nitrique au cours de la matinée et le soir

L'évolution de la courbe montre de faibles teneurs en nitrates dans l'effluent brut arrivant à la station. Elle montre également une concentration en nitrates plus élevée dans l'eau à la sortie du bassin de maturation. La même évolution est observée le soir avec des valeurs légèrement supérieures par rapport au matin.

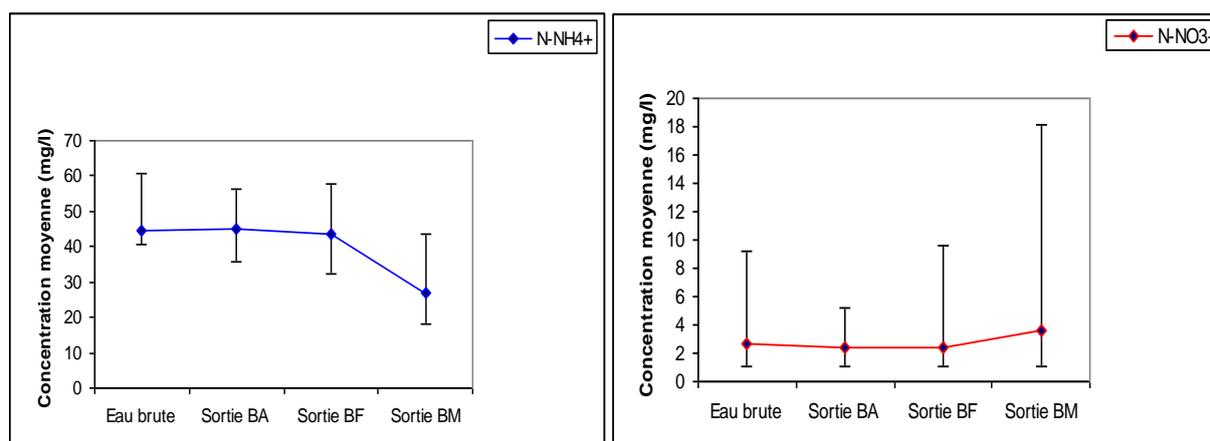


Figure VII. 7 : valeurs moyennes de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique dans les différents bassins
Les traits verticaux représentent les écarts entre la moyenne avec les valeurs extrêmes (maximum et minimum) mesurées sur la période.

Les courbes de la figure VII.7 montrent que la concentration moyenne de l'azote ammoniacal varie très peu de l'eau brute jusqu'au bassin facultatif et baisse de façon considérable dans le bassin de maturation. Par contre la concentration moyenne des nitrates est légèrement plus élevée dans le bassin de maturation avec un maximum de 18 mg/l. Les plages de variation données par les valeurs extrêmes sur la période d'étude montrent que la concentration de l'azote nitrique fluctue de façon plus notable que celle de l'azote ammoniacal.

Les rendements moyens d'élimination de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique sont présentés dans le tableau VII.1.

Rendement moyen d'élimination (%)				
	Avril		Mai	
Bassins	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
Sortie BA	-5,60	-1,52	-12,75	0,02
Sortie BF	-4,04	-8,56	16,85	4,96
Sortie BM	44,27	-33,03	25,94	-88,31
Rendement global (%)				
	Avril		Mai	
Filière I	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
	39,83	-18,1	33,03	-61,54

Tableau VII. 1 : Rendement d'élimination de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique.

Les résultats du tableau VII.1 montre que l'élimination de l'azote ammoniacal s'effectue essentiellement dans le bassin de maturation pour les deux mois de l'étude. Le bassin facultatif n'a participé à l'épuration que pendant le mois de mai avec un rendement d'élimination de 16,85 et 4,96% pour l'azote ammoniacal et l'azote nitrique respectivement. Les rendements d'élimination partiels de l'azote au niveau des trois bassins montrent qu'il y'a eu nitrification progressive au cours du mois d'avril, alors que pour le mois de mai, la nitrification s'effectue seulement dans le bassin de maturation. Les rendements globaux montrent une nitrification importante au courant du mois de mai où la charge organique est de 90 gDBO₅/m³/j et un rendement d'élimination de l'azote ammoniacal légèrement supérieur au mois d'avril où la charge organique est de 129 gDBO₅/m³/j. Les rendements élevés obtenus au niveau du bassin de maturation peuvent s'expliquer par l'incorporation de l'ammonium par les algues dans leur biomasse lorsque s'effectue l'activité photosynthétique.

VII. 3 Discussion

Le bassin anaérobie reçoit les effluents bruts arrivant au niveau de la station, et reçoit par conséquent, toute la charge organique admise dans le système. Sous l'action des microorganismes et notamment les bactéries hétérotrophes, la matière organique est décomposée en azote et phosphore minéral avec dégagement de gaz (CH₄, CO₂, NH₃). La minéralisation de l'azote et du phosphore organique est la cause des quantités importantes d'azote ammoniacal et de phosphates présentes dans le bassin anaérobie, selon Hamzeh et al (2003) les concentrations d'ammonium à la sortie du bassin anaérobie sont généralement supérieures à celles de l'eau brute ; la volatilisation, par dégagement de gaz NH₃ à des pH élevés (> 9), semble être le seul mécanisme d'élimination de l'azote dans un bassin anaérobie. Ceci peut expliquer les rendements négatifs obtenus pour l'élimination de l'ammonium dans ce bassin d'autant plus que les pH trouvés varient entre 6,18+/-0,06 et 7,1+/-0,07. Pour les nitrates, il est logique que le rendement soit négatif, car en présence d'oxygène dissous, la dénitrification est inhibée. En effet les bactéries responsables de la dégradation de la matière organique se développent plus rapidement que les bactéries nitrifiantes si la charge organique est élevée (Déronzier et al, 2003).

Les concentrations en ammonium les plus élevées correspondent au mois d'avril où la charge organique admise est la plus importante (129 gDBO₅/m³/j contre 90 gDBO₅/m³/j au mois de mai).

Ces valeurs comparées aux valeurs données dans la littérature (42 – 283 gDBO₅/m³/j, Fisher et al, 1968), (40 – 250 gDBO₅/m³/j, Bradley et al, 1976), (50 – 134 gDBO₅/m³/j, Arceivala, 1981) montrent que le bassin a travaillé dans des conditions optimales durant la période de l'étude. Les mauvais rendements obtenus peuvent s'expliquer par la charge hydraulique qui est 47,3m³/j au mois d'avril et 44m³/j au mois de mai contre 27,56m³/j à la première année de fonctionnement. Ceci peut réduire les temps de séjour et par conséquent le niveau d'épuration de l'azote. Les concentrations en ammonium trouvées le soir sont nettement supérieures à celles du matin car la dégradation de la matière organique s'intensifie le soir avec l'élévation de la température et de l'oxygène dissous (Hamzeh et al, 2003). Le phénomène de remontée de boues décelé au cours du suivi au niveau du bassin peut contribuer aux mauvais rendements obtenus dans le bassin anaérobie car, il peut favoriser la remontée de l'azote contenu dans les sédiments.

Le bassin facultatif est caractérisé par trois zones distinctes où évoluent trois types de microorganismes différents :

- Dans la zone supérieure, évoluent les bactéries aérobies strictes et les algues. Ces microorganismes vivent en parfaite symbiose car la dégradation de la matière organique par les bactéries fournit les éléments minéraux nécessaires au développement des algues, qui à leur tour fournissent de l'oxygène dans le milieu par l'action de la photosynthèse ;
- Dans la zone intermédiaire, vivent des bactéries facultatives pouvant supporter aussi bien les conditions aérobies qu'anaérobies ;
- Dans la zone inférieure, vivent les bactéries anaérobies strictes responsables de la dégradation de la matière organique contenu dans l'effluent du bassin anaérobie.

Le rendement d'élimination de l'ammonium obtenu dans ce bassin est faible le matin (1,72%) et atteint 6,91% le soir, ce qui peut s'expliquer par l'incorporation de l'ammonium dans la biomasse algale pendant l'activité photosynthétique qui est plus intense le soir avec le rayonnement solaire.

La charge organique au niveau du bassin est de 346 kg DBO₅/ha/j pendant le mois d'avril et 250 kg DBO₅/ha/j pendant le mois de mai, si nous comparons ces valeurs à celle donnée par Mara et Pearson (1998) soit 280 Kg DBO /ha/j, nous pouvons dire que le bassin facultatif a fonctionné en conditions de surcharge pendant le mois d'avril, période de chaleur et de forts rejets au niveau du campus de l'EIER. Ceci explique les fortes concentrations en ammonium obtenues allant jusqu'à 55,4 mg/l le matin et 57,9mg/l le soir à la sortie du bassin facultatif au cours de ce mois. Il faut noter aussi qu'au cours de notre étude, le bassin facultatif avait été colonisé par les lemna en quantité importante pour la période allant du 11 avril au 28 avril

soit 3 semaines. La décomposition de ces lemna en surface formant une couche épaisse a dû modifier le fonctionnement du bassin qui devient presque un milieu anoxique avec la réduction des échanges air-eau en surface, pouvant inhiber ainsi l'action des algues et des bactéries aérobies strictes. Les rendements obtenus montrent que la nitrification a eu lieu dans le bassin pendant le mois d'avril, alors qu'au mois de mai le rendement positif explique l'élimination de l'azote ammoniacal et des nitrates au niveau du bassin facultatif. L'activité des bactéries nitrifiantes est moins favorable dans ce bassin où leur développement peut être inhibé par la présence des algues (Hamzeh et Ponce, 2003).

Le bassin de maturation constitue le bassin de finition pour le traitement permettant un abattement plus poussé des germes pathogènes présents dans l'eau. Ce bassin moins profond que les précédents permet une bonne pénétration de l'oxygène et de la lumière solaire, ce qui entraîne une présence en quantité importante d'algues. Ces algues consomment en grande quantité l'ammonium. Selon Gamrisni et al (1976), les algues utilisent de façon préférentielle l'azote ammoniacal car les nitrates sont présents en faible quantité. Le rendement négatif d'élimination des nitrates au cours des mois de suivi est dû à la nitrification qui a eu lieu dans le bassin ce qui augmente les quantités des nitrates à la sortie par rapport à l'entrée. La courbe d'évolution des nitrates illustre bien cette différence avec une concentration moyenne de 3,59 mg/l $N-NO_3^-$ pour le bassin de maturation contre 1,86 mg/l pour le bassin facultatif. Cependant, les résultats du rendement partiel dans les bassins montre qu'il y'a eu élimination de l'azote pour les deux périodes considérées. L'épisode pluvieux du 05 mai est le résultat du pic observé sur la courbe des nitrates pour la journée du 09 mai (figure VII.6).

VII. 4 Rendement épuratoire du phosphore

Deux processus interviennent dans l'élimination du phosphore au niveau des bassins de lagunage ; la précipitation des orthophosphates par les cations (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) et la suraccumulation par la biomasse (algues + bactéries déphosphatantes).

Selon Gamrisni et al (1976), toutes les formes solubles du phosphore sont assimilables par les algues (orthophosphates et polyphosphates minéraux).

Les résultats obtenus sont donnés par les figures VII.8 et VII.9.

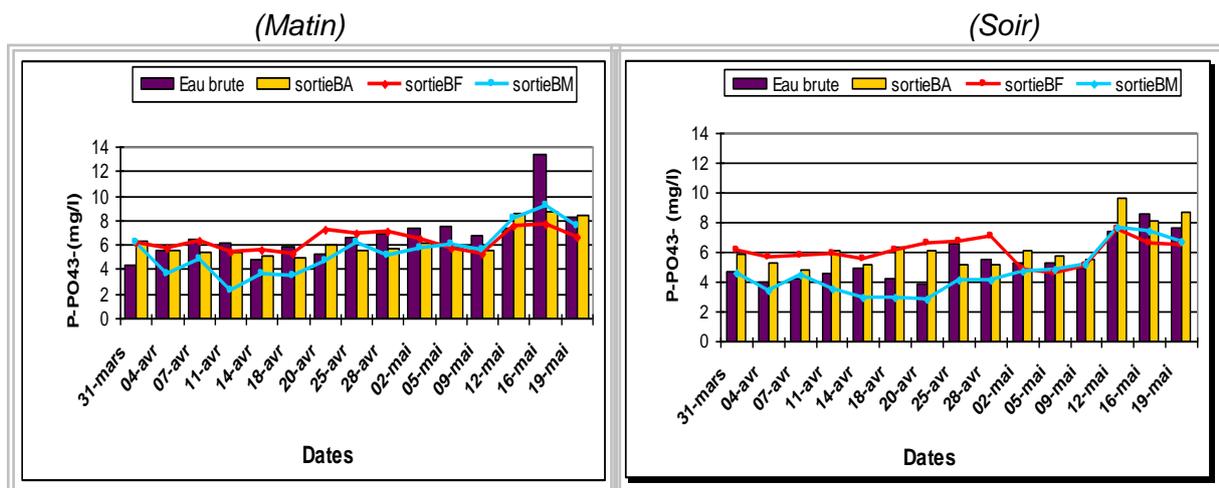


Figure VII. 8 : Evolution des orthophosphates au cours de la matinée et le soir

La figure VII. 8 montre que la concentration des orthophosphates varie très peu au cours de la journée. La courbe des concentrations à la sortie du bassin de maturation présente une légère baisse, alors que celle à la sortie du bassin anaérobie croit entre le matin et le soir. Les rendements moyens d'élimination des orthophosphates et du phosphore total sont résumés dans le tableau VII.2.

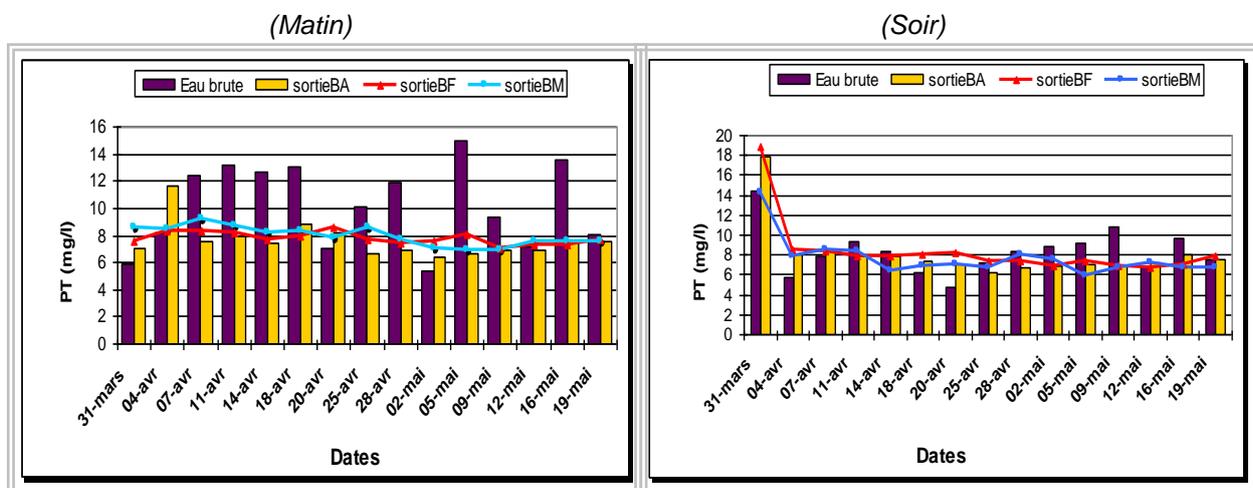


Figure VII. 9 : Evolution du Phosphore total au cours de la matinée et le soir

Contrairement à la faible variation des concentrations des orthophosphates, les courbes présentant la concentration du phosphore total montre une nette différence au cours de la journée. On remarque une baisse notable de la concentration dans l'eau brute et dans l'eau à la sortie du bassin anaérobie entre le matin et le soir.

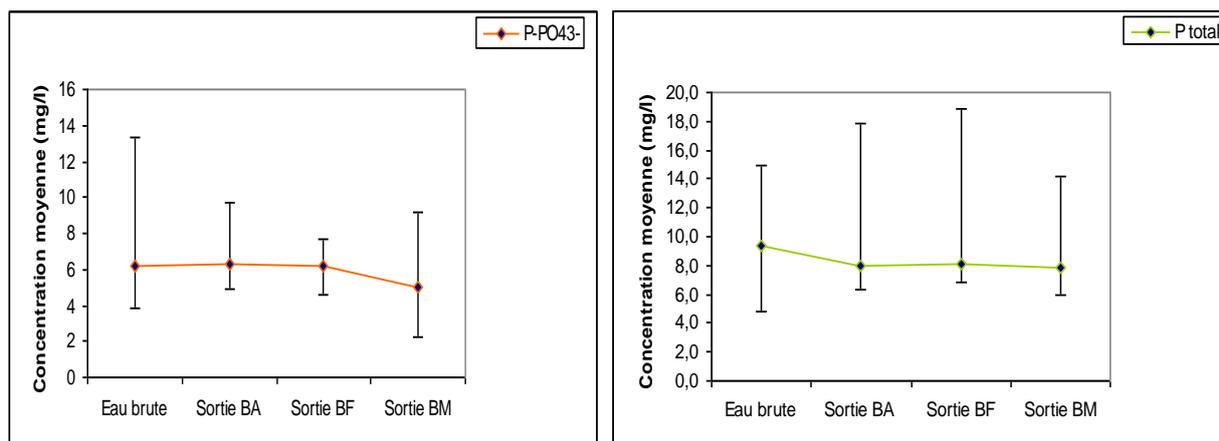


Figure VII. 10 : valeurs moyennes des orthophosphates et du phosphore total dans les différents bassins
Les traits verticaux représentent les écarts de la moyenne avec les valeurs extrêmes (maximum et minimum) mesurées sur la période.

La figure VII.10 montre l'élimination lente et progressive du phosphore au cours du traitement avec des écarts importants notés dans l'eau brute pour les orthophosphates. Pour le phosphore total les écarts supérieurs sont importants pour l'ensemble des bassins. L'allure des courbes montre une meilleure élimination des orthophosphates dans le bassin de maturation, alors que le phosphore total est éliminé en majorité dans le bassin anaérobie.

Rendement moyen d'élimination (%)				
	Avril		Mai	
Bassins	P-PO ₄ ³⁻	P total	P-PO ₄ ³⁻	P total
Sortie BA	-10,0	3,71	-0,09	17,85
Sortie BF	-11,22	-3,95	13,60	-3,13
Sortie BM	34,86	1,20	-5,11	3,81
Rendement global (%)				
	Avril		Mai	
Filière I	P-PO ₄ ³⁻	P total	P-PO ₄ ³⁻	P total
	23,25	10,43	12,56	24,66

Tableau VII. 2 : Rendement d'élimination des orthophosphates et du phosphore total

Les rendements d'élimination partiels au niveau des bassins donnés dans le tableau VII.2 montre que l'élimination des orthophosphates s'effectue dans le bassin facultatif et le bassin de maturation, alors que l'essentiel du phosphore total est éliminé dans le bassin anaérobie et le bassin de maturation. L'élimination dans les deux derniers bassins des orthophosphates qui constituent la forme minérale assimilable peut être assignée à l'assimilation par les

algues au cours de la photosynthèse, ainsi qu'à l'assimilation par les bactéries en milieu aérobie. Les rendements globaux montrent une meilleure élimination des orthophosphates et du phosphore total au mois d'avril et de mai respectivement.

VII. 5 Discussion

Dans le bassin anaérobie le phosphore contenu dans l'influent des eaux usées domestiques se trouve à l'état organique ou minéral et se présente sous forme soluble ou insoluble (Gamrisni et al, 1999). L'élimination du phosphore au niveau du bassin anaérobie est probablement due à celle de particules organo-phosphorés séquestrées dans les matières décantables. Comme pour les ions ammonium, la dégradation de la matière organique entraîne la formation des orthophosphates assimilables, ce qui justifie le rendement négatif obtenu. Le mécanisme de relargage des polyphosphates par les bactéries déphosphatantes en conditions anaérobies peut aussi expliquer le résultat. Le rendement d'élimination moyen montre bien que la concentration des orthophosphates augmente avec la charge organique dans le bassin.

Pour le phosphore total, le bassin anaérobie donne des rendements positifs avec une valeur supérieure au mois de mai où la charge organique est plus faible. Le résultat peut s'expliquer aussi par la charge hydraulique plus élevée au mois d'avril pouvant réduire le temps de séjour, et par conséquent entraîner une quantité de matières non décantées plus importante à la sortie du bassin.

Le bassin facultatif présente un rendement négatif pour l'élimination du phosphore au mois d'avril. Ceci peut être dû à une dominance des bactéries anaérobies dans la zone inférieure libérant le phosphore vers la zone supérieure ; ou par ailleurs aux perturbations notées lors de notre étude par la présence en quantité importante de lemna sur toute la surface du bassin durant trois semaines. Cette perturbation peut également inhiber l'activité des algues et des bactéries aérobies strictes qui restituent le phosphore absorbé dans le milieu par insuffisance de lumière et d'oxygène. Si les algues meurent, ils se retrouvent dans les sédiments et le phosphore contenu dans les cellules est restitué au milieu (Ponce, 2003).

Le bassin de maturation présente des performances notables aussi bien dans l'élimination des orthophosphates que du phosphore total. Les meilleurs rendements sont obtenus au mois d'avril pour les orthophosphates et au mois de mai pour le phosphore total. La baisse des concentrations dans le bassin entre le matin et le soir notée sur la figur VII.8 explique la consommation des orthophosphates par les algues présentes en quantité importante dans le bassin. En aérobiose, les bactéries utilisent le phosphore pour former des acides nucléiques nécessaires à leur croissance (El Haddad et al, 2001). Pendant la journée, l'absorption du CO₂ contenu dans le milieu peu entraîner une diminution du pH et favoriser ainsi la précipitation des phosphates par les cations métalliques contenus dans l'eau. En effet, pour chaque cation il y a un pH optimum de précipitation, ainsi, dans les domaines de $5 < \text{pH} < 6$, $6 < \text{pH} < 7$ et $\text{pH} > 8$ les phosphates précipitent avec le fer, l'aluminium et le calcium respectivement (Bechack et al, 1983 in El Haddad et al). Cependant, pour cette étude, nous n'avons pas évalué les concentrations de ces éléments dans les eaux traitées. Pour l'élimination du phosphore total, Gamrisni et al (1999) montrent que les algues sont capables de synthétiser les composés organo-phosphorés ; selon Satin et al (1999) les fortes concentrations en orthophosphates de l'effluent traité sont dues au fait que l'hydrolyse du phosphore organique et des polyphosphates compense l'élimination du phosphore total.

Conclusion partielle

A l'issue des résultats de cette étude, les mécanismes probables d'élimination de l'azote et du phosphore intervenant au niveau des bassins dans le lagunage à microphytes ont pu être testés. Ainsi, les résultats obtenus révèlent que les processus biologiques responsables de l'élimination de l'azote et du phosphore varient d'un bassin à l'autre et que l'essentiel de l'élimination se fait au niveau du bassin de maturation.

Chapitre VIII : POSSIBILITES DE LA REUTILISATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE RESIDUELS EN AGRICULTURE URBAINE

La réutilisation des eaux usées traitées en agriculture revêt une grande importance dans la gestion globale des ressources en eau en Afrique subsaharienne. En plus de son intérêt dans la satisfaction des besoins en eau des plantes, l'eau usée traitée peut avoir des résultats agronomiques positifs par l'apport de substances nutritives aux plantes. Les éléments essentiels apportés par les eaux usées traitées sont l'azote, le phosphore et le potassium. L'apport des éléments minéraux nécessaires pour le développement de la plante peut avoir un impact environnemental et sanitaire positif à côté des rendements agricoles accrus si les systèmes d'utilisation des eaux usées traitées sont correctement planifiés et contrôlés (FAO, 2003).

La valeur fertilisante d'un élément exprime la valeur nutritive de cet élément face aux besoins de la plante. C'est ainsi que la valeur fertilisante d'un engrais s'exprime par la teneur en éléments fertilisants qu'il est chargé d'apporter.

En agronomie, l'azote s'exprime en élément pur N et le phosphore en anhydride phosphorique P_2O_5 bien qu'en réalité les ions phosphoriques absorbés par la plante sont $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} (Soltner, 1992).

Les éléments colloïdaux solides et dissous présents dans l'eau usée traitée contiennent des macro-nutriments (azote, phosphate, potassium) et des micronutriments (fer, bore, cuivre, zinc, molybdène, manganèse) qui sont plus ou moins essentiels à la nutrition des plantes. Cependant, la teneur nutritive de l'eau usée traitée peut excéder les besoins de la plante et constitue ainsi une source potentielle de pollution des eaux de nappe. Elle peut également poser des problèmes liés à un développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. Il est donc nécessaire de considérer les nutriments présents dans l'effluent traité dans le bilan global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, les nutriments se trouvant en grandes quantités dans l'eau usée traitée, et qui sont importants en agriculture et en gestion des paysages sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium. En outre, la présence de matière organique dans l'effluent traité peut contribuer également à la stabilité structurale du sol par son effet à long terme sur la fertilité du sol (FAO, 2003).

VIII. 1 Résultats

VIII.1.1 Détermination des superficies irrigables avec les eaux usées traitées

A l'EIER, l'eau issue du traitement de la station d'épuration par lagunage est utilisée pour l'arrosage de cultures maraîchères sur une superficie d'environ 1 ha située à l'aval de la station de traitement. L'arrosage des espaces verts situés au sein de l'école est l'une des perspectives envisagées pour la réutilisation des eaux traitées. Les superficies irrigables sont déterminées en tenant compte des besoins en eau des cultures et des disponibilités hydriques. Les besoins en eau des cultures sont évalués avec la valeur de l'évapotranspiration donnée par le service de la météorologie pour le mois de mai 2002 ; cette valeur est de 2001mm soit 6,5 mm/j ou encore 65m³/ha.

La formule utilisée pour l'évaluation des besoins en eau est la suivante :

$$B_n = K_c \cdot ETP - P_e - R$$

B_n = besoins nets en mm/j

K_c = coefficients culturaux des cultures (0,72 pour l'aubergine et la tomate, 0,73 pour la laitue) (FAO, 2003) ($K_c = 1$ pour le gazon, Yacouba, 2004).

ETP : évapotranspiration en mm/j

P_e : pluie efficace

R : réserve disponible au début des semis en mm/j

Nous avons supposé que le maraîchage se déroule pendant la saison sèche de l'année donc $P_e = R = 0$. Ainsi pour un cycle complet (150 jours pour l'aubergine, 135 jours pour la tomate, 75 jours pour laitue) sur une superficie d'un hectare, les besoins en eau calculés sont résumés dans le tableau VIII.1 ci-dessous. (Pour le gazon, nous avons fait l'hypothèse qu'il n'est pas arrosé en saison des pluies, donc nous avons pris une période d'arrosage de 245 jours soit 8 mois allant de novembre à juin).

Culture	Besoins en eau (m ³ /ha)	Besoins en eau en (mm)
Laitue	3560	356
Tomate	6320	632
Aubergine	7000	700
Gazon	16000	1600

Tableau VIII. 1 : besoins en eau des cultures

La surface moyenne totale du bassin facultatif et du bassin de maturation est de $752,2\text{m}^2$, et compte tenu de la valeur de l'évaporation mesurée pendant la période de l'étude au niveau des bassins ($0,9\text{ mm/j}$), les pertes totales sont estimées sur ces deux bassins à $0,68\text{m}^3/\text{j}$ soit 680l/j . Il faut noter que les pertes par infiltration et celles du bassin anaérobie sont négligées. Pour un débit moyen entrant de $45,65\text{ m}^3/\text{j}$ pendant la période de l'étude, nous avons un volume traité par la filière I de $45\text{ m}^3/\text{j}$. Ce volume ne satisfait les besoins d'aucun cycle parmi les trois cultures considérées.

En rapportant le volume traité pour chaque cycle considéré, aux besoins en eau des cultures, nous pouvons évaluer les superficies irrigables. Ainsi, l'apport en eau pour les périodes considérées serait de 6750m^3 , 6075 m^3 , 3375 m^3 , 11025 m^3 pour l'aubergine, la tomate, la laitue et le gazon respectivement. Si on se décide d'irriguer une seule des cultures ou d'arroser uniquement les espaces verts, les superficies respectives irrigables sont $0,96$, $0,96$, $0,95$ et $0,69\text{ ha}$.

VIII.1. 2 Estimation de la valeur fertilisante des eaux usées traitées

Dans le cadre de cette étude, l'apport en éléments nutritifs (NH_4^+ , NO_3^- , P_2O_5) des eaux usées épurées par lagunage à microphytes sont comparées avec les besoins de la culture de carotte, aubergine et laitue. Ces cultures sont supposées fréquentes en maraîchage au Burkina Faso.

Les besoins en azote et phosphore pour ces trois cultures sont résumés dans le tableau VIII.2.

Culture	N	P_2O_5
Laitue	115	32
Tomate	127,4	33,8
Aubergine	158,9	41

Tableau VIII. 2 : besoins en éléments fertilisants des cultures (kg/ha)

Les éléments fertilisants apportés par les eaux usées aux plantes sont : NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} . Pour comparer les apports par rapport aux besoins des plantes pour un cycle complet, nous avons estimé pour ces ions les quantités équivalentes en éléments fertilisants azote et phosphore contenus dans les engrais.

Les figures VIII.1 et VIII.2 donnent les quantités de matières fertilisantes apportées par les eaux traitées au cours du cycle de chaque culture comparées aux besoins.

Le tableau donnant les détails des éléments fertilisants apportés est donné en annexe n°VI. Le cycle moyen est de 75 jours pour la laitue, 135 jours pour la tomate et 150 jours pour l'aubergine (Mémento de l'agronome, 1993). Ce tableau montre que les quantités apportées par les eaux traitées couvre 94%, 149,1% et 134,05% des besoin en azote pour respectivement la laitue, la tomate et l'aubergine, les besoins respectifs en phosphore sont satisfaits à 128,13%, 215,98% et 197,6%.

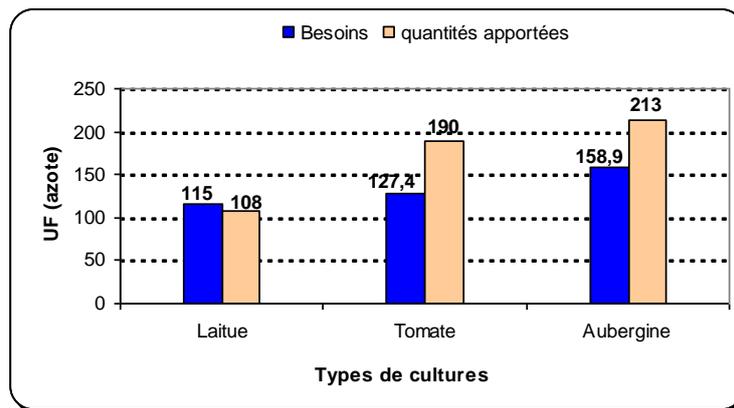


Figure VIII. 1 : Comparaison de la quantité d'azote apportée aux besoins des cultures

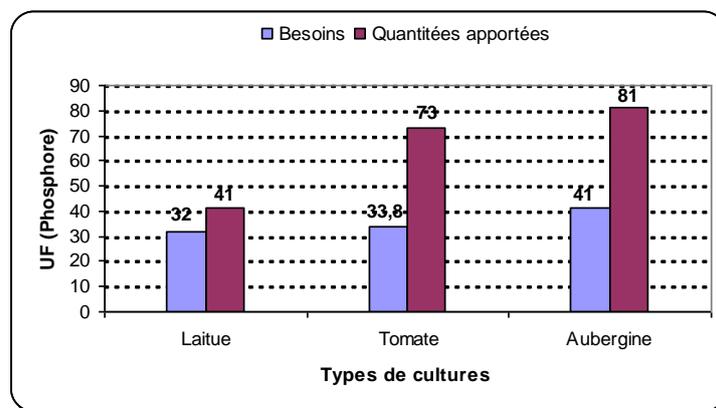


Figure VIII. 2 : Comparaison de la quantité de phosphore apportée aux besoins des cultures

Il faut noter que les quantités fertilisantes trouvées lors de cette étude ne peuvent en aucun cas être considérées comme des valeurs de référence car seule la filière I a fonctionné durant toute la période d'étude, donc recevant la charge hydraulique totale admise à la station soit $47,3 \text{ m}^3/\text{j}$ au mois d'avril et $44 \text{ m}^3/\text{j}$ au mois de mai. Ces charges hydrauliques sont considérées comme étant élevées comparées au débit admissible au niveau la filière en fonctionnement normal. Ce débit est estimé à 50% du débit total transitant vers la station en fonctionnement normal soit $27.56 \text{ m}^3/\text{j}$. Cette charge peut entraîner l'augmentation de la charge organique, et par conséquent les concentrations en azote et phosphore dans

l'effluent traité. Le tableau VIII.3 ci-dessous donne la composition de l'effluent traité comparée aux normes de la FAO pour une eau d'irrigation.

Eléments	Composition (mg/l)	Normes FAO (mg/l)
DBO ₅	116,5	25
NH ₄ ⁺	34,37	0,2 – 10
NO ₃ ⁻	16,2	1 – 5
PO ₄ ³⁻	15,46	6,14

Tableau VIII. 3 : Composition de l'eau traitée et normes FAO

VIII. 1. 3 Estimation de la quantité d'azote et du phosphore des sols

Par définition, la fertilité d'un sol correspond à la facilité avec laquelle, pendant toute la durée de la culture, la racine peut, en quantité suffisantes et pour ceux qui la concerne bénéficier dans ce sol des différents facteurs de la croissance végétale (chaleur, éléments chimiques, composés organiques...) (Morel, 1996)

.Ainsi dans le bilan global des apports en éléments fertilisants aux cultures, il faut tenir compte aussi bien des quantités apportées par les eaux d'irrigation que des quantités présentent initialement dans le sol. C'est dans cet objectif que les analyses chimiques de sols ont été réalisées pour déterminer leur composition en azote et phosphore et par la suite évaluer les quantités excédentaires ou à apporter pour satisfaire les besoins des cultures.

Les résultats de l'analyse granulométrique effectuée préalablement sur les échantillons de sol prélevés (voir espaces de prélèvements en annexe n°VII) ont été interprétés à l'aide de la classification du triangles des textures établie par Soil Survey Manual en 1951. Selon la composition en éléments de ces sols (annexe n°V), les types de classe trouvés sont :

- Argile-sableuse pour l'échantillon Eb1 (point de l'espace de prélèvement n°2 où le gazon s'est bien développé), Eb2 (point de prélèvement de l'espace 1 où le développement du gazon es insuffisant), Eb3 (point de prélèvement de l'espace 1 se trouvant à l'ombre et où le gazon s'est bien développé) et E1 (espace n°1 où un bon accroissement du gazon est observé) ;
- Limon argilo-sableux pour Ea1 (espace de prélèvement n°3 où les herbes parasites gênent le développement du gazon), Ea2 (espace de prélèvement n°4 où le gazon n'a pas du tout grandi);

- Limono-sableux pour le sol du site maraîcher.

Les résultats des analyses chimiques ont permis d'expliquer certaines disparités observées de part et d'autre sur l'évolution du gazon.

Au niveau de l'espace n°2, la teneur en matière organique est faible avec des pourcentages inférieurs à 0,48% et un rapport de C/N compris entre 10 et 11. Le point de prélèvement (Eb2) où des dysfonctionnements sont notés, présente des quantités plus faibles en phosphore organique et assimilable, le rapport N/P donne 2,6 ce qui permet de justifier la carence en phosphore à ce point selon la classification de l'ORSTOM.

Au niveau de l'espace 2, l'azote organique se trouve dans les mêmes proportions que l'azote minéral, alors que pour l'espace 4, l'essentiel de l'azote est sous forme organique avec un rapport de C/N de 14,4, cette zone présente de faibles teneurs en phosphore,

L'espace où on obtient un meilleur développement du gazon présente un rapport de C/N faible (9,9), mais la proportion du phosphore est importante.

Le sol du site maraîcher a une bonne teneur en azote, mais la teneur en phosphore est faible ce qui se justifie par la valeur de N/P de 3,11. Les sols du site et de l'espace Ea2 ont des capacités d'échange cationique faibles ; les valeurs de pH donnent des sols légèrement alcalins sauf pour le site maraîcher où le sol est neutre.

Les résultats du tableau VIII. 4 permettent de fixer les doses d'irrigation à apporter et éventuellement les doses d'engrais chimiques nécessaires pour couvrir les besoins des cultures.

	Composition (kg/ha)			Equivalents fertilisants [UF]	
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	N	P ₂ O ₅
Espace n°1	20,53	18,49	5,88	20	7
Espace n°2	2,46	38,76	20,21	11	24
Espace n°3	61,78	46,48	99,60	59	120
Espace n°4	5,57	66,46	20,72	19	25
Espace n°5	4,07	28,27	46,09	10	55

Tableau VIII. 4 : quantités d'éléments fertilisants contenus dans les sols

Ce tableau montre que les réserves des sols en éléments fertilisants restent sans grande influence sur le bilan global du calcul des besoins. L'espace de prélèvement n°5 réservé aux cultures maraîchères apporte des quantités d'azote et de phosphore négligeables devant les besoins des cultures citées dans le paragraphe précédent. Les réserves trouvées dans les

espaces de gazon numérotés de 1 à 4 sont faibles devant leurs besoins. Ainsi pour l'entretien d'un gazon résidentiel, il faut une quantité d'azote de 75 à 150 kg N/ha et 85 à 110kg de P₂O₅ /ha (Badra, 2003) ce qui rend les eaux traitées riches en azote et phosphore convenables à l'arrosage du gazon.

VIII. 2 Discussion

L'analyse de ces tableaux montre que les eaux issues des bassins du lagunage à microphytes de la filière I apportent des quantités d'azote et de phosphore au-delà des besoins des types de cultures étudiées. Seuls les besoins de la laitue en azote présentent une légère insuffisance avec un apport de 94% par rapport aux besoins.

Des études comparatives entre l'utilisation des eaux brutes du barrage de Loumbila et des eaux usées traitées issues des bassins à macrophytes de la station de l'EIER ont montré un accroissement des rendements de l'ordre de 80% (Wima, 2003) par rapport à l'eau brute du barrage de Loumbila. Selon l'expérience de H. Yacouba et al (2003) lors d'une campagne sur la culture d'aubergine, les eaux usées épurées par lagunage à macrophytes apportent 227,58 et 58% des besoins en azote et phosphore respectivement. L'étude menée par Wima en 2002 a montré que l'apport des eaux usées traitées couvrait les trois quart des besoins de la plante d'aubergine en N et un quart pour les besoins en P₂O₅. La concentration de l'azote ammoniacal dépasse largement celle de l'azote nitrique ce qui réduit plus ou moins les risques de lessivage si la réaction de nitrification du sol est lente, les cations ammonium pouvant se fixer sur le complexe argilo humique ce qui augmente leur stabilité.

Les concentrations des ions trouvés données dans le tableau VIII.3 sont de loin supérieures aux normes de la FAO pour les eaux usées destinées à l'agriculture (FAO, 1988). Au niveau de l'espace n°3, le mauvais développement du gazon dominé par les herbes parasites peut s'expliquer par un excès d'azote face aux besoins. Ces apports excessifs d'éléments minéraux peuvent entraîner la pollution de la nappe sous-jacente par lessivage des nitrates, mais des études récentes ont montré que la pollution peut être limitée par le contrôle de la dose d'irrigation (Tamini, 2003 in H. Yacouba et al, 2003).

Si elles sont bien traitées, les eaux usées utilisables en agriculture jouent un rôle essentiel dans l'accroissement et la stabilité des rendements des cultures dans les régions arides et semi-arides caractérisés par la rareté des ressources en eau. L'utilisation des eaux usées traitées contribue également à l'amélioration de la gestion de l'environnement et des ressources en eaux. Au Burkina Faso, pays sahélien marqué par des pénuries d'eau surtout en période chaude, la plupart des sites maraîchers sont arrosés avec les eaux usées (traitées ou brutes).

VIII. 3 Critères de choix d'un système d'irrigation

Les études antérieures effectuées sur la réutilisation des eaux épurées issues des bassins à macrophytes de la station de l'EIER ont montré que les effluents ne satisfont pas aux directives de l'OMS et de la FAO relatives à la qualité bactériologique et parasitologique d'une eau d'irrigation, mais les risques de contamination des usagers et des cultures dépendent essentiellement de la probabilité de contact avec eaux. Or, l'ampleur et la fréquence de contact avec les eaux sont fonction du système d'irrigation utilisé. Ainsi l'irrigation avec les eaux usées traitées nécessite, en plus des paramètres communs (salinité, types de cultures, investissement, type de sol) d'une irrigation avec une eau conventionnelle, un contrôle d'autres paramètres liés à la qualité physico-chimique et microbiologique des effluents (micro-organismes pathogènes, éléments toxiques,...). Ainsi, le choix du système d'irrigation approprié dépend de la qualité de l'effluent, de l'expérience, de la compétence, de la capacité des agriculteurs à gérer les différentes méthodes et du risque potentiel sur l'environnement et sur la santé des agriculteurs et du public. En effet, le choix de la méthode d'irrigation adéquate et adaptée permet de réduire les effets indésirables des eaux usées pour l'irrigation et d'optimiser les quantités d'eau à apporter.

Les contraintes liées à l'utilisation des eaux traitées sont aussi importantes en ce qui le matériel utilisé notamment les problèmes de colmatage. Pour les eaux usées traitées par lagunage, les principales causes de colmatage sont les matières en suspension et les algues. Des études menées par Xanthoulis et al, (2002) ont montré que l'irrigation au goutte à goutte, qui présente le plus d'intérêts pour les eaux usées sur le plan sanitaire, est la plus sensible au colmatage. Ces méthodes sont choisies parce qu'elles sont rencontrées la plupart du temps sur les petites surfaces irriguées et au niveau des espaces verts dans les pays en développement.

L'expérience menée par Xanthoulis et al (2003) sur l'irrigation des cultures de pomme de terre et de persil avec les mêmes techniques d'irrigation a montré que la technique du goutte à goutte présente un grand intérêt par rapport aux autres techniques d'irrigation dans l'amélioration de la qualité bactériologique du produit récolté.

Les avantages et les inconvénients de chaque système sont donnés dans le tableau VIII.5.

Techniques d'irrigation	Avantages	Inconvénients
Irrigation à la raie	<ul style="list-style-type: none"> •coût d'investissement faible ; •Insensible au vent ; •Pas de besoins en énergie ; •Pas de mouillage des végétaux. 	<ul style="list-style-type: none"> •Besoins importants en main d'œuvre ; •Efficience d'arrosage faible ; •Inadaptée aux sols très filtrants ; •Perte de surface par les raies.
Micro aspersion	<ul style="list-style-type: none"> •Convient à tous les types de sol ; •Besoins en main d'œuvre faible ; •Bonne efficience d'arrosage ; •Oxygénation de l'eau projetée. 	<ul style="list-style-type: none"> •Consommation élevée en énergie ; •Mouillage des feuilles favorisant les maladies cryptogamiques ; •Convient peu aux eaux résiduaires (formation d'aérosols) ; •Non adaptée aux sols battants.
Goutte à goutte	<ul style="list-style-type: none"> •Efficience d'arrosage élevée ; •Bon rendements des cultures ; •Faibles besoins en main d'œuvre ; •Ne mouille pas le feuillage ; •Limite la prolifération des adventices •Adaptée aux eaux salées. 	<ul style="list-style-type: none"> •Coût élevé ; •Nécessite de l'expérience ; •Nécessite la filtration de l'eau chargée en MES ; •Nécessite du matériel délicat à durée de vie faible.

Tableau VIII. 5 : Avantages et inconvénients des systèmes d'irrigation

De ces analyses, il ressort que l'irrigation des cultures maraîchères et des espaces verts de l'EIER peut se faire sans risques sanitaires majeures, mais des problèmes de colmatage peuvent faire défaut d'autant plus que la présence importante d'algues est notée dans l'effluent traité.

VIII. 4 Limites de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture urbaine

La réutilisation des eaux usées traitées contribue à la protection de l'environnement, de l'amélioration des conditions de vie des populations et à l'optimisation des ressources en eau. Cependant si ces eaux constituent un potentiel de matières fertilisantes en agriculture, elles peuvent être également une source de pollution. Pour minimiser ces risques de pollution possibles plusieurs paramètres sont à prendre en compte dans un projet visant l'utilisation des eaux usées traitées. Parmi ces paramètres on peut citer :

- les matières en suspension qui peuvent causer l'obstruction des pores du sol et favoriser ainsi son imperméabilisation, ce qui augmente le ruissellement et l'eau devient moins profitable à la plante. Les dépôts des matières organiques favorisent aussi le colmatage du matériel d'irrigation ;
- Les microorganismes pathogènes qui peuvent contaminer les personnes, les cultures et les sols et accroître ainsi la prévalence des maladies d'origine hydriques (choléra, dysenterie, diarrhées...) ;
- les éléments nutritifs (azote et phosphore) dont un apport excessif dû à des concentrations très élevées peut entraîner une contamination des nappes d'eau, un déséquilibre nutritionnel surtout dans le cas de plantes sensibles à un excès d'éléments fertilisants, car l'apport de nutriments à chaque irrigation avec les eaux usées traitées constitue une sorte de fertigation ;
- Les éléments inorganiques dissous (Na^+ , Ca^{2+}) qui sont les principales causes de la salinité et de l'alcalinité des sols. L'excès de sodium dégrade la structure du sol et le rend imperméable, alors que l'excès de calcium entraîne une carence pour les autres éléments nutritifs (potassium, fer...) qui deviennent inaccessibles à la plante.

Conclusion partielle

Les résultats obtenus montrent que la quantité d'eau traitée par la filière I, arrive à satisfaire l'arrosage par journalier de 96% de la parcelle maraîchère si c'est l'aubergine ou la tomate qui est cultivée et 95% si c'est la laitue. Au niveau de l'EIER, la superficie prévue pour le maraîchage estimée à environ 1 ha, peut être arrosée à 31% soit environ 0,31 ha par la filière I si on décide d'arroser à la fois les 0,69 ha d'espaces verts par jour.

CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS

La présente étude réalisée sur la filière I du lagunage à microphytes de la station expérimentale de l'EIER, a permis de mieux connaître le principe de fonctionnement des systèmes d'épuration des eaux usées en général et plus précisément les processus biologiques qui interviennent dans l'élimination de l'azote et du phosphore.

L'étude sur la réutilisation des eaux usées traitées par lagunage à microphytes en agriculture urbaine constitue un premier résultat parmi les études effectuées au niveau de la station pilote de l'EIER. L'étude a montré que le système de traitement des eaux usées par lagunage à microphytes présente des intérêts multiples pour les pays africains parmi lesquels la valorisation du secteur agricole et par conséquent l'amélioration des conditions de vie des populations défavorisées.

L'étude a montré que le bassin de maturation joue un rôle important dans l'élimination de l'azote et du phosphore avec des rendements d'élimination de 44,27 et 34,86% pour l'azote ammoniacal et les orthophosphates respectivement durant le mois d'avril, de même le bassin anaérobie a contribué à l'élimination de 17,85% du phosphore total durant le mois de mai. Les rendements globaux révèlent une faible proportion d'élimination des différentes formes du phosphore, alors que celle de l'azote concerne essentiellement la forme ammoniacale.

Les essais de laboratoire réalisés ont permis d'apprécier l'efficacité des différents processus susceptibles d'intervenir dans l'élimination de l'azote et du phosphore dans les stations de traitement des eaux usées.

L'étude sur la réutilisation des effluents traités pour les cultures maraîchères et l'arrosage des espaces verts a montré que, le débit journalier traité par la filière I peut assurer à la fois l'irrigation journalière de la parcelle maraîcher pour chacune des cultures considérées et l'arrosage des espaces verts aménagés dans l'enceinte de l'école occupant environ 1,5% de la superficie totale estimée à 9ha soit 0,14ha. Avec l'extension des espaces verts prévue au niveau de l'école, une superficie de 0,69ha soit 7,7% de la superficie total est irrigable avec l'effluent traité. Cependant les conditions de charge dans lesquelles le système a fonctionné comparé à celles des études précédentes ne nous permettent en aucun cas de donner une appréciation sur les performances épuratoires de l'azote et du phosphore et de leur valeur fertilisante en agriculture.

Pour l'amélioration des rendements d'élimination de l'azote et du phosphore en vue d'une adaptation des concentrations aux besoins des cultures nous recommandons :

- La mise en place d'un dispositif de filtration à la sortie du bassin de maturation pour réduire la charge en MES constituée essentiellement par les algues ;
- Une opération de pré précipitation au niveau du décanteur primaire. Elle consiste à faire séjourner l'effluent brut dans le décanteur en y ajoutant un réactif coagulant comme la chaux afin de diminuer la charge organique et la concentration du phosphore et par conséquent la quantité d'algues au niveau des bassins ;
- Un suivi et un entretien régulier des bassins en veillant à l'enlèvement régulier des lemnaées qui apparaissent de façon périodique à la surface du bassin facultatif et du bassin de maturation. Ces dernières peuvent modifier le fonctionnement des bassins en inhibant l'activité des algues ;
- La réalisation d'une étude portant sur un cas réel de suivi de l'évolution d'une culture irriguée avec les eaux usées traitées par le lagunage à microphytes afin de comparer les rendements à ceux d'une culture irriguée avec des eaux témoins (eau brute de barrage, eau de puits...), cette étude pourra intégrer l'aspect microbiologiques des eaux ;
- Une étude de simulation des charges organiques admises dans les bassins afin d'évaluer les valeurs seuils correspondant aux meilleurs rendement d'élimination de l'azote et du phosphore.

BIBLIOGRAPHIE

- BOUGARD. D (2004).** Traitement biologique d'effluents azotés avec arrêt de la nitrification au stade nitrite ; 233 p.
- CEMAGREF (2004).** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités ; 79 p.
- CISSE. G (1997).** Impact sanitaire de la réutilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine : cas du maraîchage à Ouagadougou ; 267 p.
- COMPAORE. M. L (1998).** Panorama des techniques d'irrigation et éléments de choix in traité d'irrigation. TIERCELIN. J. R ; p 429 – 449.
- CRAAQ (2003).** Extrait guide de référence en fertilisation 1^{ère} édition ; 15 p.
- DERONZIER et al (2001).** Les procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptées aux petites et moyennes collectivités ; 44 p.
- DERONZIER et al (2001).** Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées ; 24 p.
- EDELIN F. (1993).** L'épuration biologique des eaux. 4^{ème} édition ; 298 p.
- EL HADDAD et al (2001).** Etude des voies d'élimination de l'azote et du phosphore dans un chenal algal à haut rendement ; 23 p.
- FAO (1992).** Wastewater treatment and use in agriculture – irrigation and drainage paper n°47, FAO, Rome; 125 p.
- GAMRASNI et al (1976).** Le lagunage ; 155 p.
- GEDU (2004).** Rapport d'activité STEP EIER
- HAMZEH et PONCE. (2004).** Design and performance of waste stabilization ponds; 18 p.
- KONE D. (2002).** Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement ; 170 p.
- LAOUALI .S. M (2003).** Epuration des eaux usées traitées par lagunage expérimental en climat tropical : Etude comparative du lagunage à microphytes et à macrophytes – Valorisation des sous produits ; 209 p.
- MOREL. R (1996).** Les sols cultivés 2^{ème} édition ; 389 p.
- SATIN M., SELMI B. (1999).** Guide technique de l'assainissement. 2^{ème} édition ; 680 p.
- VALIRON F. (1983).** La réutilisation des eaux usées ; 208 p.
- WETHE. J, KIENTGA. M, KONE. D, KUELA. N (2001).** Profil du recyclage des eaux usées dans l'agriculture urbaine à Ouagadougou ; 101p.
- WIMA. K (2002).** Valorisation agricole des sous produits de la station de lagunage à macrophytes flottants de l'EIER, 29 p.

XANTHOULIS .D (2002). Optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture ; 68 p.

XANTHOULIS. D (1998). Réutilisation agricole des eaux usées in Traité d'irrigation.

TIERCELIN. J. R ; p 625 – 630.

YACOUBA. H (2001). Gestion de la fertilité des sols et techniques de production ; 115 p

ANNEXES

ANNEXE I : Résultats des analyses physico-chimiques des eaux

ANNEXE II : Evolution des paramètres physico-chimiques dans les bassins

ANNEXE III : Note de calcul sur les rendements d'élimination de l'azote et du phosphore dans les différents bassins

ANNEXE IV : Résultats obtenus avec les différents essais

ANNEXE V : Résultats des analyses granulométriques

ANNEXE VI : Résultats des analyses chimiques des sols et normes d'interprétation de l'ORSTOM

ANNEXE VII : Eléments fertilisants apportés par les eaux usées aux plantes

ANNEXE VIII : Plan du campus avec les différents points de prélèvement des échantillons de sol

ANNEXE IX : Recommandations de l'OMS et de la FAO sur la qualité de l'eau d'irrigation

