

Université Mohamed Khider – Biskra
Faculté des Sciences et de Technologie
Département de génie civil et hydraulique

جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم والتكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري

Référence :

المرجع :



Mémoire de master

2^{ème} année

Hydraulique Urbaine

**Elimination des polluants phosphorés par
combinaisons d'un filtre à sable et un lit planté de
*Phragmite australis***

Etudiants :

Benhafid Hichem

Encadreur :

M^{me}. Mimeche Laila

Promotion juin 2014

Dédicace

Je dédie ce modeste travail .A mon père et ma très chère mère, pour leurs soutien et encouragements J'espère qu'ils trouveront dans ce travail toute ma reconnaissance et tout mon amour.

A mes chers frères et sœurs : Moufida, Said, Hatem, Okba, Soumia, Chaima, Maissa

A mes proches

A tous mes amis et surtout : Yassine, Mourad, Fatih, Fella, Hicham, Ismail, Walid, Nadjid, Safia,

Mouhamed, Saber

Khayrdine

A mes amies et collègues de promotion

A tous ceux qui sont proches de mon cœur et dont je n'ai pas cité le nom

À toutes les personnes qui connaissent moi de près ou de près ou de loin, Seulement pour leur existence

Hichem benhafid

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon promoteur : **M^{me} Mimeche Leila**, directrice de mémoire pour, sa disponibilité, son soutien, son encadrement efficace et sa grande chaleur humaine, ce qui m'a donné le courage pour suivre la réalisation de ce thème ;

Dr Bouziane M^{ed} Toufik chef de département, pour son soutien moral et scientifique ;

Mes remerciements vont également à M^{me}LakhdariFatoum Directeur du CRSTRA de nous permettre d'accéder au laboratoire, à M^{me}Bouchhamsous-directeur pour ses conseils et son encouragement et à Benouane Saliha responsable de laboratoire de traitement des eaux usées de CRSTRA, de m'avoir accueilli chaleureusement ainsi que son équipe, pour les conseils et les orientations bénéfiques. Je tiens aussi à remercier chaleureusement M^{me}Hacini Lynda qui nous a été d'une grande aide pour l'élaboration de nos essais sans oublier de remercier RechachiMiled Zohra.

A tous les enseignants du département d'**hydraulique** pour leur disponibilité et la formation qu'ils m'ont apportée pendant cette période d'étude

Je tiens également à remercier **les membres de jury** pour le temps qu'ils m'ont accordé malgré leur charge de travail ;

De tout mon cœur, je remercie tous **les membres de ma famille** et surtout mes parents.

HICHEM

BENHAFID

RESUME :

Pour répondre aux besoins de petites collectivités ayant des contraintes techniques et financières leur interdisant les systèmes techniques d'épuration classiques, on a vu apparaître actuellement, des systèmes d'épuration « rustiques », techniques alternatives aux procédés artificiels tels que le lagunage, l'épandage et les lits filtrants plantés de macrophytes.

L'objectif de ce mémoire est d'améliorer l'abattement du phosphate existant dans les eaux usées de la ville d'El-Kantara par un système combiné en série le premier un bac à sable le deuxième un filtre planté de *Phragmite australes*. Une élimination importante est observée dans le Système. Elle peut atteindre 93.52 % pour les matières en suspensions, 91.61% pour la DCO et 96.87% pour la DBO₅, pour les nitrates 82.36% et les phosphates 97.45%.

لتلبية احتياجات المجتمعات المحلية الصغيرة مع القيود التقنية والمالية التي لا ينصح بها
كأنظمة التطهير التقليدية ولا حظنا الآن ظهور تقنيات التطهير الجديدة فعالة بديلة مثل
أحواض الترقيد وأحواض النباتات ذات الأوراق الكبيرة

الهدف من المذكرة هو تحسين طريقة ازالة الفوسفات الموجود في مياه الصرف الصحي
لمدينة القنطرة عن طريق نظام

ثاني *Phragmite australes*

لوحظ أن هناك ازالة هامة في هذا النظام يمكن أن تصل 93.52%
%97.52 %82.36 DBO₅ %96.87 DCO %91.61

SOMMAIRE

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION GENERALE

CHAPITRE 1. LE PHOSPHORE DANS LES EAUX USEES

1.1 Introduction.....	1
1.2 Le Phosphore	1
1.2.1 Les forme du phosphore.....	1
1.2.2 Cycle du phosphore dans les milieux aquatiques	2
1.2.3 Le problème du phosphore.....	3
1.2.4 Les formes du Phosphore	4
1.2.5. Origine du phosphore dans les eaux résiduaires.....	5
1.3. Le Phosphate.....	5
1.3.1. Composition chimique du phosphate.....	5
1.3.2. Sources de phosphate des eaux usées.....	6
1.3.2.1 Source dus au métabolisme humain.....	6
1.3.2.2 Source dus aux détergents textiles ménagers	7
1.3.2.3 Source dus aux détergents de lave-vaisselle ménagers.....	7
1.3.2.4 Source dus aux eaux de lavage ménagères (hors détergents).....	7
1.3.2.5 Source dus aux activités économiques.....	8
1.3.3 Effets des phosphates	9
1.3.3.1. Effets des phosphates sur l'environnement.....	9
1.3.3.2 Effets des phosphates sur la santé humaine.....	10
1.3.4. L'élimination des phosphates	10
1.3.4.1. La dé phosphatation physico-chimique.....	10

1.3.4.2 La dé phosphatation biologique.....	11
Conclusion.....	11
CHAPITRE 2. LA PHYTOEPURATION	
2.1. Introduction.....	12
2.2. Généralités sur les systèmes de phytoépuration.....	12
2.2.1. Définition des marais artificiels.....	12
2.2.2. Les composantes d'un marais artificiel	13
2.2.2.1. L'eau.....	13
2.2.2.2. Le substrat, sédiments, et détritux.....	14
2.2.2.3. La végétation.....	15
2.2.2.4. Les microorganismes.....	16
2.2.2.5. Les animaux.....	16
2.3. Les différents types des marais artificiels.....	17
2.3.1 Bassin à écoulement superficiel.....	17
2.3.2 Bassin à écoulement sous-surface.....	17
2.3.2.1 Les filtres plantés à écoulement vertical.....	18
2.3.2.2 Les filtres plantés à écoulement horizontal.....	19
2.3.2.3 Les systèmes hybrides.....	20
2.3.2.4 Systèmes flottants (FS).....	21
2.4. Principe de fonctionnement.....	21
2.4.1. Rôle des microorganismes.....	22
2.4.2. Rôle des macrophytes.....	23
2.4.2.1. La croissance des racines et des rhizomes.....	23
2.4.2.2. La couverture foliaire.....	23
2.4.2.3. Le rôle du métabolisme des plantes.....	23
2.4.3. Rôle des substrats.....	24
2.5. Devenir du phosphate dans un marais artificiel filtrant.....	24

2.5.1. Mécanisme physique	24
2.5.2 Mécanismes physico-chimiques.....	24
2.5.2.1 Adsorption.....	24
2.5.3 Mécanismes biologiques.....	25
2.5.3.1 Assimilation végétale.....	25
2.5.3.2 Assimilation par les microorganismes.....	25
Conclusion.....	26
CHAPITRE 3 MATERIELS ET METHODES	
3.1 Introduction.....	27
3.2 Aperçu générale de la zone d'étude.....	27
3.2.1 Aperçu géographique sur la zone d'étude.....	27
3.2.2 Pluviométrie.....	27
3.2.3 Climatologie.....	28
3.3 Aperçu sur le site de rejet.....	28
3.4 Matériels d'étude.....	30
3.4.1 Choix des bacs.....	30
3.4.2 Choix du substrat.....	31
3.4.2.1 Analyse granulométrique du substrat choisi.....	31
3.4.3 Choix d macrophyte.....	33
3.4.3.1 Critère de choix du phragmite australes.....	33
3.4.3.2 Description générale de la plante.....	33
3.5 .Procédure expérimentale.....	34
3.5.1. Préparation de substrat.....	34
3.5.2. Préparation de plante.....	35
3.6. Analyse physico chimique.....	35
3.6.1. Les prélèvements des eaux traitées.....	35
3.6.2. Le protocole d'analyse.....	35

3.6.2.1. Dosage des phosphates PO ₄ ³⁻	35
3.6.2.2. Dosage des autres paramètres physico chimique.....	37
3.6.2.3. Dosage de la turbidité.....	38
3.6.2.4. Les matières en suspensions (MES).....	38
3.6.2.5. Dosage des sulfates par spectrophotométrie UV-VIS.....	39
3.6.2.6. Dosage des nitrates par spectrophotométrie UV-VIS.....	41
3.6.2.7. Mesure de la DCO Spectrophotomètre UV-VIS DR 5000.....	44
3.6.2.8. Mesure de la DBO ₅ , exempte de mercure OxiTop® 6 postes.....	47
Conclusion.....	50

CHAPITRE 4. RESULTATS ET DISCUSSIONS

4.1. Introduction	51
4.2. Performances épuratoires des filtres.....	51
4.2.1. Rendements d'élimination des phosphates	51
4.2.2. Variation des Variation des paramètres globaux de pollution à l'entrée et à la sortie des filtres.....	52
4.2.2.1 Le potentiel hydrogène (pH).....	52
4.2.2.2 La température.....	53
4.2.2.3 La conductivité (CE).....	54
4.2.2.4 La turbidité.....	55
4.2.2.5 Les matières en suspension.....	56
4.2.2.6 Evolution de la demande chimique et biologique en oxygène DCO et DBO ₅	57
a) la DCO (Demande chimique en oxygène).....	57
b) La DBO ₅ : (Demande biologique en oxygène).....	58
4.2.2.7 L'abattement des nitrates.....	59
4.2.2.8 L'abattement des sulfates.....	60
CONCLUSION.....	62

CONCLUSION GENERAL.

BIBLIOGRAPHE.

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Cycle de l'azote dans le milieu aquatique et dans le sol	2
Figure 2.1. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical	19
Figure 2.2. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal	20
Figure 2.3. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride	21
Figure.3.1. Situation de point de prélèvement	29
Figure.3.2. Station pilote de phytoépuration	30
Figure.3.3. Les différents bacs dans les filtres	31
Figure 3.4. Tamis Retsch	32
Figure 3.7. Echelle des dimensions des particules	33
Figure.3.4. Le Phragmite australes	34
Figure 3. 5. Développement des racines	35
Figure 3.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage du phosphate	36
Figure.3.7. Méthode d'analyse des phosphates	36
Figure.3.8. Multi paramètre	3
Figure.3.9. Méthode d'analyse de turbidité	38
Figure.3.10. Méthode d'analyse des Sulfate	41
Figure 3.11. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates	42
Figure.3.12. Méthode d'analyse des Nitrates	43
Figure.3.13. Spectrophotomètre UV-VIS DR 5000	43
Figure.3.14. Méthodes de mesure de la DCO	46
Figure.3.15. enceinte DBO WTW	46
Figure.3.16. Méthode d'analyse de DBO5	49

Figure 4.1. L'abattement des phosphates à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	51
Figure 4.2. L'abattement des phosphates à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	52
Figure 4.3. La variation du pH à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	53
Figure 4.4. La variation du pH à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	53
Figure 4.5. La variation de la température à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	53
Figure 4.6. La variation de la température à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	54
Figure 4.7. La variation de la conductivité à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	54
Figure 4.8. La variation de la conductivité à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	55
Figure 4.9. L'abattement de la turbidité à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	55
Figure 4.10. L'abattement de la turbidité à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	56
Figure 4.11. L'abattement de la MES à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	56
Figure 4.12. L'abattement de la MES à l'entrée et la sortie des filtres (2eme remplissage)	57
Figure 4.13. L'abattement de la DCO à l'entrée et la sortie des filtres (1er remplissage)	57

Figure 4.14. L'abattement de la DCO à l'entrée et la sortie des filtres	
(2eme remplissage)	58
Figure 4.15. L'abattement de la DBO5 à l'entrée et la sortie des filtres	
(1er remplissage)	58
Figure 4.16. L'abattement de la DBO5 à l'entrée et la sortie des filtres	
(2eme remplissage)	59
Figure 4.17. L'abattement des nitrates à l'entrée et la sortie des filtres	
(1er remplissage)	60
Figure 4.18. L'abattement des nitrates à l'entrée et la sortie des filtres	
(2eme remplissage)	60
Figure 4.19. L'abattement des sulfates à l'entrée et la sortie des filtres	
(1er remplissage)	61
Figure 4.20. L'abattement des sulfates à l'entrée et la sortie des filtres	
(2er remplissage)	61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Précipitation mensuelle de d'El Kantara pour la période (2002-2012), Source ANRH	28
Tableau 3.2récapitulatif des températures ; vents et humidité mensuelle d'el Kantara (Source : Subdivision d'hydraulique « El Kantara)	28
Tableau 3.3 Caractérisation du rejet de la ville d'El-Kantara.....	29
Tableau 3.4 la granulométrie des substrats.....	31
Tableau 3.5 Analyse granulométrique de sable	32
Tableau.3.6 Les différents types de granulométries utilisées	33

INTRODUCTION GENERALE

Si aujourd'hui on s'intéresse au phosphore c'est principalement à cause des nuisances qu'il occasionne dans l'environnement, en particulier dans les milieux aquatiques. En effet, on considère le phosphore comme le principal responsable du processus d'eutrophisation qui conduit à une augmentation de la biomasse algale, à une désoxygénation de la colonne d'eau provoquée par la décomposition biologique de cette matière organique algale, et d'une manière générale à une dégradation de la qualité des cours d'eau, des lacs mais aussi des zones côtières. Etymologiquement le mot eutrophisation signifie « bien nourris » et a été choisi pour qualifier les perturbations citées ci-dessus. Son utilisation peut-être ambiguë dans la mesure où un limnologue la considère comme un phénomène naturel qui conduit progressivement aux comblements des plans d'eau et à son remplacement par un écosystème terrestre et un océanographe l'assimile à un enrichissement des masses d'eau sans pour autant induire un déséquilibre écologique. Aujourd'hui l'ambiguïté est levée ; on entend par le terme eutrophisation la conséquence d'une hyperfertilisation des eaux en éléments nutritifs (azote et en phosphore) dont le point ultime est la dystrophisation.

En Algérie Le contexte réglementaire pour le traitement des eaux usées est en pleine évolution depuis ces dix dernières années. Il est admis que les rejets en phosphates issues des eaux usées domestiques entraînent la dégradation des écosystèmes et conduisent notamment aux problèmes d'eutrophisation des cours d'eau. L'étude d'impact des milieux récepteurs a permis de cibler des zones dites « sensibles », sous-entendu des zones sujettes à l'eutrophisation. Les normes de rejet, visent à réduire la pollution phosphorée en sortie des stations d'épurations.

La technique extensive de traitement des eaux usées par marais artificiel est en plein essor depuis ces 20 dernières années. D'un point de vue économique, ce système d'épuration écologique présente de nombreux avantages en termes de coût d'investissement mais surtout de coût d'exploitation pour les petites collectivités (< 2000 EH). Aujourd'hui, la filière marais artificiels, assez singulière mais qui devient de plus en plus populaire. Ce procédé permet d'atteindre les normes de rejets en MES, DCO, DBO5 conformes à l'Arrêté du 22 juin 2007 (Molle *et al.*, 2005).

Certes efficace pour traiter la pollution particulaire et carbonée, cette technologie a démontré aussi son efficacité vis-à-vis du traitement de la pollution phosphorée. D'une part, elle permet un taux de nitrification de plus de 90 % (Molle *et al.*, 2005), mais en terme de dénitrification elle de 40 % d'élimination des N-NOx. Des filtres plantés de différents types de macrophytes ont été précédemment testés, son efficacité dépend du bon choix des macrophytes et spécialement des matériaux de filtre car c'est lui qui permet de piéger les phosphates. Diverses solutions existent pour éliminer le phosphore telles que l'utilisation de sels métalliques ou encore l'emploi de matériaux réactifs implantés dans un filtre horizontal. Bien que les investigations en cours s'avèrent concluantes.

Par ailleurs, depuis une dizaine d'années, l'utilisation des filtres plantés pour le traitement du phosphore des eaux usées domestiques est de plus en plus populaire en Nouvelle-Zélande, au Canada et dans le nord de l'Europe. L'étude a été menée conjointement à l'échelle du laboratoire.

L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet d'un système combiné pour optimiser les performances épuratoires en phosphore de la filière existante. Pour cette étude, le choix s'est porté sur un filtre rempli de sable moyen suivi d'un filtre planté de phragmite macrophyte disposant d'une couche de gravier afin d'optimiser le traitement du phosphate.

Le mémoire comporte quatre chapitres:

Le premier chapitre sera consacré à une étude bibliographique sur le phosphore et sur les différentes méthodes utilisées pour son abattement. Une synthèse sur les marais filtrants utilisés et les facteurs inhérents aux performances de phosphate sera ensuite abordée. Le troisième chapitre sera consacré à la présentation du dispositif à échelle pilote développé pour le traitement du phosphate, réalisé sur la base des données de la bibliographie. Enfin, le chapitre 4 sera consacré à la discussion des résultats obtenus.

1.1 Introduction :

Le phosphore est important du point de vue écologique parce qu'il joue un rôle dans le métabolisme des organismes. Il y a peu de sources de phosphore dans la biosphère. De ce fait, on dit qu'il est un facteur limitant : sa présence permet la croissance, son absence la limite. Le phosphore est essentiel à la photosynthèse végétale, à la synthèse des acides nucléiques et des phospholipides. Vu l'importance du phosphore pour la physiologie des algues, la productivité d'un écosystème aquatique traduit la présence de sources de phosphates (PO_4^{3-}) dans l'eau. Les différentes sources de phosphates sont les précipitations (peu et variable), les fertilisants, les eaux usées (détergents, déchets de matière organique, résidus divers...) et les produits de la décomposition de la matière organique. Dans l'eau, les ions phosphates (PO_4^{3-}), sont rapidement recyclés par les algues sous forme de constituant de la matière vivante. De plus, une eau très dure (très riche en sels de calcium et magnésium) peut faire précipiter les phosphates au fond du plan d'eau.

1.2 Le Phosphore :

Découvert vers 1669 par l'alchimiste allemand Hennig Brand, le phosphore est un élément chimique non métallique réactif de symbole P et de numéro atomique 15. Il appartient au groupe 15 (ou Va) de la classification périodique (Encarta, 2004). Le phosphore entre dans la composition de toutes les cellules des organismes vivants. Êtres humains, animaux, plantes et microorganismes, tous dépendent entièrement du phosphore pour vivre et se reproduire. Les acides nucléiques constituant le matériel génétique aussi bien que les protéines des organismes vivants en contiennent. Le phosphore, élément essentiel à la vie, n'a pas de toxicité propre et ne présente pas de risque sanitaire direct. Il peut néanmoins provoquer des dommages très importants à l'environnement et particulièrement au milieu aquatique au travers de son principal effet : l'« eutrophisation », c'est-à-dire l'enrichissement du milieu qui se manifeste par le développement exacerbé d'algues et de végétaux aquatiques (Lemercier, 2003).

1.2.1 Les formes du phosphore :

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulières. Le phosphore dissous (ou soluble) est présent dans

l'eau et la solution du sol sous forme minérale (ions orthophosphates, les différents anions de l'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} et les polyphosphates) ou organique (trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées). Le phosphore particulaire regroupe toutes les formes de phosphore liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes (Lemerrier, 2003).

1.2.2 Cycle du phosphore dans les milieux aquatiques :

Le cycle du phosphore est capital dans la mesure où le phosphore est ordinairement le nutriment limitant dans les écosystèmes (Figure 1.1). Dans la géosphère, le phosphore provient largement de minéraux peu solubles, tel l'hydroxyapatite, un sel de calcium, dont les gisements constituent la plus grande réserve de phosphate dans l'environnement. Le phosphore soluble, issu des minéraux phosphates et d'autres sources comme les fertilisants, est prélevé par les végétaux (assimilation) et incorporé dans les acides nucléiques formant le matériel génétique des organismes. La minéralisation de la biomasse par la décomposition microbienne fait retourner le phosphore dans la solution, à partir de laquelle il peut se précipiter sous forme minérale (Manahan, 2000).

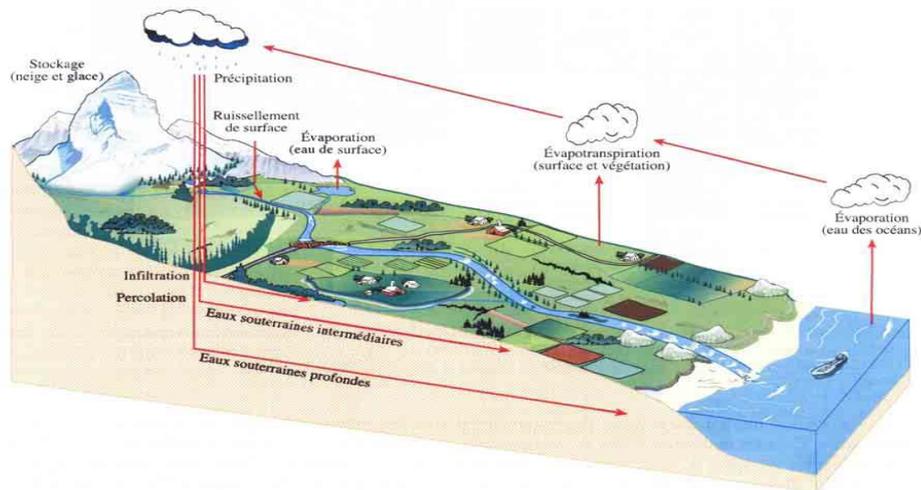


Figure 1.1. Cycle de phosphate dans le milieu aquatique et dans le sol (ENVIROSULT, 2007).

1.2.3 Le problème du phosphore :

Le principal problème causé par le phosphore est l'eutrophisation des milieux aquatiques, notamment des lacs.

Un excès d'azote, de phosphore et de carbone rejoint le lac via un cours d'eau ou via son bassin versant. Ce phosphore minéral peut avoir des origines multiples : Il peut provenir des amendements, issus de l'agriculture intensive, qui sont ajoutés aux sols pour améliorer la croissance des cultures. Le phosphore de ces amendements est originaire de l'exploitation des gisements de craie phosphatée. Il peut être issu des effluents de STEP (station d'épuration), qui ne subissent pas de déphosphatation. Ce phosphore-là provient notamment des lessives et des rejets humains.

Ces apports en excès de phosphore conduisent à une hyperfertilisation du milieu, qui augmente la production primaire. En effet, on assiste à un bloom phytoplanctonique conduisant à un bloom zooplanctonique. Lors de leur mort, ces organismes tombent et sont minéralisés par les bactéries minéralisatrices. Plus le bloom est important, plus ces bactéries vont se développer, et plus la demande en O_2 sera importante pour les phénomènes de respiration et de minéralisation. De plus, des macrophytes (des lentilles d'eau par exemple) se développent en surface et jouent le rôle de barrière à la lumière pour les cyanobactéries et le phytoplancton. La consommation d' O_2 devient supérieure à la production d' O_2 . Ceci entraîne donc une raréfaction d' O_2 dans les fonds, et à moyen-terme l'anoxie du milieu.

À cela, s'ajoute la libération de phosphore par les sédiments. En effet, pour les lacs oligotrophes ou mésotrophes, le phosphore dissout se complexe avec le fer oxydé et est stocké dans les sédiments. Or, en absence d' O_2 , ce fer est réduit et ne peut, d'une part, plus se complexer avec le phosphore présent, mais d'autre part, libère celui qui était initialement stocké. Le lac reçoit alors un apport supplémentaire en phosphore dissout qui ne fait qu'alimenter le phénomène d'eutrophisation. L'absence d' O_2 engendre la mort de nombreux êtres vivants qui utilisent l' O_2 pour respirer, ainsi que l'apparition de composés réducteurs et de gaz toxiques pour la vie aquatique tels que le méthane et les thiols.

Pour palier au phénomène d'eutrophisation, plusieurs solutions existent. En tout premier lieu, les apports en amont peuvent être réduits, notamment les amendements dont l'utilisation pourrait être raisonnée. Certaines pratiques agricoles, comme la culture sans labour, limitent l'érosion des sols. De même, les effluents de STEP qui peuvent subir une déphosphatation lors de leur traitement. Des méthodes physiques sont aussi efficaces comme l'aération des fonds et le dragage des sédiments. (Lafforgue. M, 1998).

1.2.4 Les formes du Phosphore :

Les phosphates sont des composés phosphorés. Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de molécules de phosphates. Parmi les phosphates présents dans l'eau, on distingue couramment deux formes:

✓ formes minérales

Les phosphates sont les oxydes de phosphore les plus connus. Ce sont les sels de l'acide orthophosphorique H_3PO_4 . Cet acide peut s'ioniser selon le pH en $H_2PO_4^-$ (pKa = 2,1), HPO_4^{2-} (pKa = 6,6), PO_4^{3-} (pKa = 12,4). De ce fait, on distingue, par exemple, les phosphates mono sodiques (NaH_2PO_4), di sodiques (Na_2HPO_4) ou trisodiques (Na_3PO_4).

Les polyphosphates sont des molécules comportant au moins deux unités phosphate. Leur formule chimique est $Mn + 2Pn O_{3n}^{+1}$.

Le pentoxyde de phosphore (P_2O_5) est également intéressant à citer puisque les agronomes et les laboratoires d'analyse des sols expriment souvent le résultat de la mesure de phosphore dans les boues à partir de cet oxyde. Il se forme lorsque le phosphore brûle à l'air et il réagit très violemment avec l'eau pour donner l'acide phosphorique.

✓ Formes organiques

Le phosphore est un élément important de la vie. Il intervient dans le processus de synthèse des protéines, par sa présence dans les acides nucléiques tels l'ARN et l'ADN, et également dans le cycle de production d'énergie au sein de la cellule, par sa présence dans les molécules d'ADP et d'ATP.

Chez les animaux, et en particulier dans le corps humain, on peut noter en plus la présence du phosphore dans les os, les dents, les nerfs, etc.

1.2.5. Origine du phosphore dans les eaux résiduaires :

L'origine du phosphore dans les eaux usées est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation. Elle est multiple.

Le phosphore provient :

- ✓ du métabolisme humain : un homme excrète entre 1 et 2 grammes de P par jour. Il s'agit de l'apport principal en phosphore dans les cours d'eau (Dernat et *al.*, 1994) ;
- ✓ des produits lessiviels et de nettoyage : 1 à 2 grammes de P par jour et par habitation (en diminution) ;
- ✓ des rejets industriels : les effluents d'industries agro-alimentaires, d'abattoirs, de laverie industrielle, d'industries de traitement de surface et d'industries chimiques spécialisées. Ils véhiculent une quantité de composés phosphorés à peu près équivalente à celle des eaux usées domestiques, pour des régions relativement urbanisées ;

Les rejets agricoles ou d'origine naturelle sont retenus dans les sols et ne se retrouvent pas dans les eaux usées. Les eaux de surface peuvent éventuellement en contenir en raison de l'érosion et du ruissellement entraînant des particules de sol dans les cours d'eau.

1.3. Le Phosphate :

Un phosphate, en chimie inorganique, est un sel d'acide phosphorique résultant de l'attaque d'une base par de l'acide phosphorique.

En chimie organique, c'est un composé organophosphoré dérivé de l'acide phosphorique ; on parle parfois de phosphate organique. (Anonyme).

1.3.1. Composition chimique du phosphate :

L'ion phosphate (ou orthophosphate) est un anion polyatomique de formule chimique brute PO_4^{3-} et de masse moléculaire de 94,97 daltons. Il se présente sous la forme d'un tétraèdre dont les sommets sont formés par les quatre atomes d'oxygène encadrant un atome de phosphore.

Cet ion, qui comporte trois charges négatives, est la base conjuguée de l'ion hydrogénophosphate HPO_4^{2-} (ou phosphate inorganique,) qui est lui-même la base conjuguée de l'ion dihydrogénophosphate H_2PO_4^- qui est lui-même la base conjuguée de l'acide phosphorique H_3PO_4 . C'est une molécule hypervalente sachant que l'atome de phosphore possède dix électrons libres sur sa couche de valence.

Un sel de phosphate se forme lorsqu'un cation se lie à l'un des atomes d'oxygène de l'ion phosphate, formant un composé ionique. La plupart des phosphates sont insolubles dans l'eau, exceptée pour les sels de métaux alcalins.

Solubilisé dans une solution aqueuse, le phosphate existe sous ses quatre formes selon le taux d'acidité. En allant du plus basique au plus acide, la première forme à prédominer est l'ion phosphate PO_4^{3-} (fortement basique), la seconde est la forme hydrogénophosphate HPO_4^{2-} (faiblement basique), la troisième est la forme dihydrogénophosphate H_2PO_4^- (faiblement basique) et enfin la quatrième est la forme acide phosphorique H_3PO_4 (fortement acide).

L'ion phosphate peut former des ions polymériques comme le diphosphate $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ (aussi appelé pyrophosphate), le triphosphate $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$, ...

Les phosphates formant des complexes avec le calcium (contrôle micro-environnemental pendant la (bio-minéralisation), ils entrent souvent dans la composition des lessives. Riche en phosphore, les rejets lessiviels augmentent donc le risque d'eutrophisation. Depuis les années 1980, les fabricants utilisent donc de plus en plus des substituts, telles les zéolites.

1.3.2. Sources de phosphate des eaux usées :

1.3.2.1 Source dus au métabolisme humain :

Pour (Quétin Philippe, 2005), la charge journalière en P liée au métabolisme humain est voisine de 1.2 g P/(j.pers). La plupart des données bibliographiques applicables aux pays industrialisés situent cependant les rejets métaboliques à des valeurs voisines de 1.5 à 1.6 g

P/(j.pers) Les facteurs de variation sont l'âge, le sexe, le régime alimentaire et la prise de certains compléments alimentaires ou traitements médicaux. Une valeur moyenne de 1.4 g P/(j.pers) est retenue.

1.3.2.2 Source dus aux détergents textiles ménagers :

Le décret n°2007-491 du 29 mars 2007 (JO du 31 mars 2007) a interdit à compter du 1er juillet 2007 la commercialisation des phosphates dans les détergents textiles domestiques. Cette interdiction a cependant été anticipée avec une réduction progressive de leur teneur en STTP grâce à une convention signée en décembre 1989 entre le Ministère de l'Environnement et l'Association des Industries des Savons et Détergents (AISD). Entre 1998 et 2004 les rejets liés à ces détergents en France étaient estimés entre 0.6 et 0.9 g P/(j.pers), Les Avre estimait ces rejets à seulement 0.1 g/(j.hab). la charge imputable à cette source peut être considérée comme négligeable en France. Les STTP des détergents textiles ont été principalement remplacés par des zéolites A (aluminosilicates de synthèse), en association avec des co-activateurs tels que les acides poly carboxyliques (Glennie *et al.*, 2002).

1.3.2.3 Source dus aux détergents de lave-vaisselle ménagers :

La Commission Internationale pour la Protection des Eaux du lac Léman publie la composition en P de la plupart des produits de lave-vaisselle ménagers (CIPEL, 2008). Les masses de P rejetées par cycle de lavage vont de 0 g P (8 produits en 2008) à 3.6 g P (un produit) sur un total de 65 produits. En 2009, la CIPEL a recensé une vingtaine de produits sans phosphates, soit 30 % des références commercialisées en France. En considérant une valeur moyenne de 2 g P par cycle de lavage et un fonctionnement du lave vaisselle 6 fois par semaine pour une famille de 4 personnes (ou 3 fois par semaine pour 2 personnes), la charge journalière est de 0.4 g P/(j.pers). En tablant sur un taux d'équipement de 50 % (45 % en 2004, selon la CIPEL), la charge rejetée est de l'ordre de 0.2 g P/(j.pers). Ceci est en accord avec les valeurs de (Wind, 2007), qui à partir des tonnages des ventes de détergents de lave-vaisselle par pays, de leur teneur moyenne en phosphore (0.13 g P/g), et de la population du pays, conclut à une valeur de 0.2 g P/(j.pers) pour la France. (Lesavre, 2006) proposait 0.15 g/(j.hab). Une valeur moyenne de 0.2 g P/(j.pers) est retenue.

1.3.2.4 Source dus aux eaux de lavage ménagères (hors détergents) :

Ces rejets correspondent aux déchets particuliers ou liquides entraînés avec les eaux de cuisine (résidus alimentaires, eaux de cuisson) et les eaux de lavage du linge et des surfaces (poussières, taches, ...) et des douches. La synthèse bibliographique du (CEEP, 2008) rapporte des valeurs

provenant essentiellement d'Allemagne entre 0.1 et 0.3 g P/(j.pers) pour les résidus alimentaires et 0.1 à 0.3 g P/(j.pers) pour les eaux de lavage. Ces chiffres paraissent élevés. Les résidus alimentaires collectés avec les eaux de vaisselle représenteraient ainsi 7 % à 21 % de la ration alimentaire retenue au paragraphe 8.1. L'ampleur du gaspillage alimentaire au niveau des ménages français a certes été mise en évidence par l'enquête (ADEME *et al.*, 2007), mais ces déchets sont essentiellement éliminés par la filière solide. De même, il est difficile d'imaginer que la saleté issue du linge et des surfaces puisse représenter une source de phosphore significative. Une explication possible est que certaines des mesures citées par le (CEEP, 2008) incluaient en fait la contribution des détergents dans les eaux de lavage du linge et de la vaisselle. On ne retiendra ainsi que les valeurs basses pour ce poste, pour un total de 0.2 g P/(j.pers).

1.3.2.5 Source dus aux activités économiques :

Les charges en P imputables aux activités économiques dépendent des industries et services raccordés sur le réseau. Ces rejets sont difficiles à quantifier forfaitairement à cause de leur variabilité entre agglomérations et de la rareté des données. La synthèse bibliographique du (CEEP, 2008) rapporte des valeurs allemandes entre 0.9 et 1.2 g P/j, sans que l'on sache si l'unité est l'habitant ou l'équivalent-habitant. Pour (Wind, 2007) citant un article de l'ATV-(DVWK, 2003) cette charge représente environ 40% en plus des rejets domestiques. Selon (Géoplus, 2000), la différence entre rejets urbains et ruraux peut atteindre 1.2 g/(j.hab), et les rejets des industries de production raccordées au réseau peuvent représenter de 0.5 à 0.8 g/(j.hab) supplémentaires (Tableau 2). La part de ces rejets attribuable aux détergents professionnels est également mal connue par manque de données, mais leur contribution à la charge totale en phosphore des eaux usées apparaît toutefois assez faible. (Lesavre, 2006) l'estimait à 0.15 g P/(j.hab). Les données de marché au niveau européen confirment ces valeurs. Par exemple (Glennie *et al.* 2002) estiment que les détergents industriels ne représentent que 15% des ventes de STTP en Europe. De même, la comparaison des volumes de vente (en Euros) de détergents aux secteurs ménagers et professionnels en Europe (UE des

27 + Norvège et Suisse) selon le site internet de l'Association Internationale de la Savonnerie, de la Détergence et des Produits d'Entretien (AISE) montre qu'en 2009, les détergents professionnels utilisés en cuisine (dont lave-vaisselle) ne représentaient que 35 % du marché des détergents lave vaisselle à usage ménager, et les détergents textiles professionnels que 5 % de leurs homologues ménagers. A partir de ces valeurs et des teneurs en phosphore de ces 2 catégories de détergents selon (Wind, 2007), on peut estimer les rejets en P des détergents professionnels ramenés à la population entre 0.1 et 0.15 g P/(j.hab). Cependant ces valeurs pourraient être légèrement sous évaluées puisque d'autres détergents à usage professionnel (lavages de surfaces, d'équipements de fabrication, ...) peuvent contenir des phosphates. On pourra donc retenir une gamme de 0.1 à 0.2 g P/(j.hab) pour les détergents à usage professionnel. Aucune valeur par défaut ne sera retenue pour la charge totale en phosphore rejetée par les activités économiques, car elle est fortement dépendante des conditions locales.

1.3.3 Effets des phosphates :

1.3.3.1. Effets des phosphates sur l'environnement :

Comme l'azote, le phosphore est un constituant essentiel de la matière organique et est un nutriment indispensable pour les organismes vivants. Cependant il doit être considéré comme un polluant lorsqu'il est présent à de fortes concentrations dans l'environnement. Des teneurs dans l'eau supérieures à 0,5 mg.L⁻¹ doivent constituer un indice de pollution (Rodier et *al.*, 1996). Les rejets de phosphore dans les écosystèmes aquatiques constituent l'un des plus sérieux problèmes environnementaux car ils contribuent à accélérer l'eutrophisation de ces milieux. Comme cela est précisé dans le chapitre traitant de la pollution par les nitrates, la pollution par l'azote est également à l'origine de proliférations végétales excessives dans les milieux aquatiques. Dans les eaux douces, en particulier en tête de bassin versant, ce sont cependant les apports de phosphore qui sont généralement à l'origine d'un dysfonctionnement des écosystèmes. Dans ces milieux, le phosphore est souvent l'élément qui limite la prolifération végétale. Les algues ont besoin entre autres pour leur croissance de carbone (C), d'azote (N) et de phosphore (P). Elles ont besoin de ces trois éléments selon le ratio C:N:P de 106:16:1 (exprimé en nombres d'atomes). Dans les eaux naturelles, le ratio entre les quantités d'N et de P disponibles est généralement supérieur à 16. Par conséquent, même en cas de pollution du milieu par l'azote, si aucun apport de P n'est réalisé, les algues ne pourront pas se

développer. La pollution des eaux par le phosphore est donc très souvent à l'origine de développements algaux importants et conduit à la dystrophisation (eutrophisation accélérée) des lacs et rivières.

1.3.3.2 Effets des phosphates sur la santé humaine :

Si les composés phosphorés utilisés à hautes concentrations dans l'industrie (phosphore blanc qui est par exemple un constituant de la mort-aux-rats, P rouge, P noir, etc.) peuvent avoir des effets très toxiques sur l'homme, les concentrations normalement observées dans l'eau ou dans l'habitat semblent ne pas présenter de risque direct pour la santé humaine (Carpenter *et al.*, 1998). C'est surtout par l'intermédiaire des nombreuses perturbations des écosystèmes aquatiques qui sont imputables aux pollutions par les phosphates que cet élément a des répercussions sur l'être humain.

1.3.4. L'élimination des phosphates :

Le phosphore est un constituant essentiel pour le développement des plantes, sa disponibilité ayant une influence directe sur leur croissance. La présence des plantes crée un environnement physico-chimique favorable à l'absorption et à la complexation du phosphore inorganique, qui est ainsi assimilé sous forme d'orthophosphate au niveau des racines et des parties immergées. Cette assimilation est influencée par la disponibilité de l'azote. Elle s'accroît avec les concentrations d'azote et peut donc être freinée par une carence en azote (Ower *et al.*, 1981) Pour ces auteurs, la croissance de la jacinthe d'eau est maximale pour un rapport N/P compris entre 2,3 et 5. L'assimilation du phosphore augmente avec la productivité et la densité de la plante (Reddy *et al.*, 1983).

1.3.4.1. La déphosphatation physico-chimique :

Le traitement physico-chimique du phosphore consiste à précipiter les phosphates par injection de sels de fer (et en particulier, le chlorure ferrique qui est le plus couramment utilisé), de sels d'aluminium ou de chaux. Cette injection peut se faire à l'arrivée des effluents ou dans le bassin biologique (désignés respectivement par : pré et co-précipitation), ou bien encore, en traitement tertiaire, après la clarification secondaire (post-précipitation).

En terme d'exploitation, la précipitation physico-chimique possède l'avantage de ne pas dépendre d'un processus biologique particulier (Dirk et *al.*, 2005).

1.3.4.2 La déphosphatation biologique :

Le métabolisme des bactéries fait intervenir le phosphore au niveau de la synthèse cellulaire et des phénomènes régissant le stockage ou l'utilisation de l'énergie, le stockage d'énergie par une bactérie se traduit par un appauvrissement du milieu en phosphore. A contrario, l'utilisation d'énergie entraîne une augmentation de la concentration en phosphore dans le milieu.

Parallèlement à ces phénomènes, il a été mis en évidence que le stress des bactéries par manque d'oxygène dissous (conditions anaérobies) conduit à une suraccumulation du phosphore dès que les bactéries retrouvent un milieu riche en oxygène (conditions aérobies).

Le traitement biologique du phosphore passe donc par la mise en œuvre d'une alternance de conditions aérobies et anaérobies auxquelles est soumise la biomasse déphosphatante. Dans la plupart des conceptions, le bassin biologique possède alors deux zones qui se succèdent, l'une en anaérobiose et l'autre en aérobiose. (Dirk et *al.*, 2005).

Conclusion :

Le contexte réglementaire pour le traitement des eaux de surface est en pleine évolution depuis ces dix dernières années. Il est admis que les rejets en phosphates issues des eaux usées domestiques dans le milieu naturel entraînent la dégradation des écosystèmes et conduisent notamment aux problèmes d'eutrophisation des cours d'eaux. Si aujourd'hui on s'intéresse au phosphore c'est principalement à cause des nuisances qu'il occasionne dans l'environnement, en particulier dans les milieux aquatiques. En effet, on considère le phosphore comme le principal responsable du processus d'eutrophisation qui conduit à une augmentation de la biomasse algale, à une désoxygénation de la colonne d'eau provoquée par la décomposition biologique de cette matière organique algale, et d'une manière générale à une dégradation de la qualité des cours d'eau, des lacs mais aussi des zones côtières (Lacaze, 1996).

2.1. Introduction :

Actuellement, une attention considérable est donnée en Europe et en Amérique à l'épuration par filtres plantés à macrophytes (Phytoépuration) pour traiter les eaux usées urbaines et industrielles. La phytoépuration veut dire l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Elle peut être réalisée à travers différents systèmes, caractérisés par le fait que l'eau vient couler lentement et sous conditions contrôlées à l'intérieur de milieux végétales, de façon à en favoriser la dépurabilité naturelle, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore. Les systèmes de phytoépuration sont utilisés pour la dépurabilité d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes.

Cette technique présente quelques avantages relativement aux systèmes classiques d'épuration :

- fonctionne à faible frais d'exploitation ;
- peu de dépense d'énergie pour son fonctionnement;
- simple maintenance ;
- ne nécessite pas un personnel qualifié pour sa gestion.

La phytoépuration est avantageuse surtout pour les petites communes à population dispersée et pour les pays en voie de développement. (Brix, 1987).

2.2. Généralités sur les systèmes de phytoépuration :

2.2.1. Définition des marais artificiels :

Le marais est défini comme une terre où la surface d'eau est assez proche du sol pour maintenir chaque année des conditions saturées du sol, ainsi qu'une végétation liée. (Cristina et *al.*, 2009).

Le marais est un espace transitionnel entre terre et eau. Les limites entre le marais, la terre ou l'eau souterraine ne sont pas donc toujours distinctes. Le terme marais « wetland » englobe un large rang de milieux humides comprenant les marécages, les prairies immergées humides et les bandes humides le long des cours d'eaux (Brix, 1997).

La technique d'épuration des eaux usées par les plantes ou phytoépuration a pris plusieurs dénominations tels que : le lagunage, les marécages ou marais construits, le phytofiltre, la technique des zones humides, les lits filtrants, ...etc. Les marais construits pour le traitement d'eau sont des systèmes complexes intégrant de l'eau, des plantes, des animaux, des microorganismes et le milieu qui les entoure. (Vincent *et al.*, 1994).

D'apparence simple, le fonctionnement des lits filtrants plantés de macrophytes fait intervenir des réactions épuratoires pouvant être complexes. Mais le principe de base reste l'infiltration d'un effluent brute à travers des lits composés d'un mélange sable-gravier ou de sol en place, plantés de macrophytes (le plus souvent, des roseaux communs). Le matériau du lit et la partie racinaire des plantes servent de support à une biomasse épuratrice. On peut ainsi considérer ces stations comme des marais artificiels. (Cristina *et al.*, 2009).

2.2.2. Les composantes d'un marais artificiel :

Un marais construit est constitué par un bassin désigné proprement pour contenir de l'eau, un substrat, et souvent, des plantes vasculaires. D'autres composantes importantes des marais, tels que les communautés microbiennes et les invertébrés se développeront naturellement :

2.2.2.1. L'eau :

Les marais se forment quand l'eau est dirigée vers une dépression profonde et où une couche superficielle imperméable empêche l'eau de s'infiltrer dans le sol. Ces conditions peuvent être créées pour construire un marais. Un marais peut être construit presque n'importe où dans le paysage en formant la surface du sol afin de collecter l'eau en scellant le bassin pour retenir l'eau.

L'hydrologie est le facteur le plus important dans la conception d'un marais construit car il lie tous les fonctions dans le marais et car il est souvent le facteur primaire du succès ou l'échec d'un marais construit. L'hydrologie d'un marais construit n'est pas très différente de celle des surfaces d'eau, bien qu'elle diffère en quelques aspects importants :

- De petits changements dans l'hydrologie peuvent avoir des effets assez significants sur un marais et l'efficacité de son traitement ;

-
- A cause de sa large superficie et sa petite profondeur, un système de marais communique vigoureusement avec l'atmosphère à travers la pluie et l'évapotranspiration (la perte combinée de l'eau par l'évaporation de la surface d'eau et la perte à travers la transpiration par les plantes) ;
 - La densité de la végétation d'un marais influence vigoureusement son hydrologie, premièrement, en gênant les voies d'écoulement, quand l'eau parcourt son chemin sinueux à travers le réseau des tiges, des feuilles, des racines et rhizomes et, deuxièmement, en bloquant l'exposition au vent et au soleil. (Vincent et *al.*, 1994).

2.2.2.2. Le substrat, sédiments, et détritux :

Les substrats utilisés pour construire un marais comprennent le sol, le sable, le gravier, les pierres et des matériaux organiques comme le compost. Les sédiments, et les détritux s'accumulent dans le filtre à cause des vitesses basses d'eau et la haute productivité typique des marais. Les substrats, les sédiments, et le détritux sont importants pour plusieurs raisons :

- Ils supportent beaucoup d'organismes vivant dans le marais ;
- La perméabilité du substrat influence le mouvement d'eau à travers le marais ;
- Plusieurs transformations biologiques (spécialement microbiennes) ont lieu dans le substrat ;
- Les substrats fournissent un stockage pour plusieurs contaminants ;
- L'accumulation du détritux augmente la quantité de la matière organique dans le marais. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matériaux et l'attachement microbien, c'est une source de carbone ; la source d'énergie qui règle certaines réactions biologiques importantes dans le marais.

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols et autres substrats sont altérés quand ils sont submergés. Dans un substrat saturé, l'eau remplace les gaz atmosphériques dans les espaces des pores et le métabolisme microbien consomme l'oxygène disponible. Dès que l'oxygène est

Consummé il peut être remplacé plus rapidement par diffusion à partir de l'atmosphère, les substrats deviennent anoxiques (sans oxygène). Ce milieu réducteur est important dans le prélèvement des polluants tels que l'azote et les métaux. (Cristina et *al.*, 2009).

2.2.2.3. La végétation :

Toutes deux, les plantes vasculaires (les hautes plantes) et les plantes non vasculaires (algues) sont importantes dans les marais construits. La photosynthèse par les algues augmente le contenu d'oxygène dissous dans l'eau qui à son tour affecte les réactions des nutriments et des métaux. Les plantes vasculaires contribuent au traitement des eaux résiduaires et des eaux de ruissellement en différentes manières :

- Elles stabilisent les substrats et limite l'écoulement ;
- Elles ralentissent la vitesse de l'eau, permettant aux matières suspendues de se déposer ;
- Elles prélèvent le carbone, les nutriments, et les éléments traces et les incorporent dans les tissus des plantes ;
- Elles transfèrent les gaz entre l'atmosphère et les sédiments ;
- La fuite d'oxygène des surfaces supérieures des structures de la plante crée des macrosites oxygénés dans le substrat ;
- Les systèmes racinaires et leurs tiges fournissent des sites pour l'attachement microbien ;
- Elles créent le détritrus quand elles meurent et pourrissent.

Les marais construits sont souvent plantés par une végétation immergée, qui se développe avec leurs racines dans le substrat et leurs tiges et feuilles apparaissent sur la surface d'eau. Les plantes émergentes communes utilisées dans les lits filtrants comprennent : les joncs, les massettes, les roseaux et un nombre d'espèces de feuilles larges. (Cristina., et al. 2009).

2.2.2.4. Les microorganismes :

Les microorganismes comprennent les bactéries, les levures, les champignons, les protozoaires, les algues des écorces. La biomasse microbienne est un évier majeur du carbone organique et plusieurs nutriments. L'activité microbienne consiste à :

- Transformer un grand nombre de substances organiques et inorganiques en solution inoffensive ou insoluble ;
- Altérer les conditions réduction/oxydation (redox) du substrat et ainsi influence la capacité des processus du marais ;
- Elle est impliquée dans le recyclage des nutriments.

Quelques transformations microbiennes sont aérobiques (c.à.d. nécessitent l'oxygène libre) et d'autre sont anaérobiques, c.à.d. elles sont capables de fonctionner sous les deux conditions aérobiques ou anaérobiques selon le changement des conditions du milieu.

La communauté microbienne d'un marais construit peut être influencée par les substances toxiques, tels que les pesticides et les métaux lourds, et des soins doivent être prises pour éviter de telles substances chimiques d'être introduites à des concentrations préjudiciables.

(Vymazal et *al.*, 1998).

2.2.2.5. Les animaux :

Les marais construits offrent un habitat pour une diversité riche d'invertébrés et de vertébrés. Les animaux invertébrés, tel que les insectes, et les vers ; contribuent au processus de traitement en fragmentant le détritit et consommant la matière organique ; les larves de plusieurs insectes sont aquatiques et consomment des quantités significantes des matériaux durant leurs stades larvaires, qui peut durer pour plusieurs années. Les invertébrés accomplissent aussi un nombre de rôles écologiques ; par exemple, les nymphes des libellules sont des prédateurs importants des larves des moustiques.

Malgré que les invertébrés soient les animaux les plus importants en matière de l'amélioration de la qualité d'eau, les marais construits attirent aussi une variété d'amphibiens, tortues, oiseaux et mammifères. (Vymazal et *al.*, 1998).

2.3. Les différents types des marais artificiels :

Il y a différents types de marais construits : bassin à écoulement en surface, bassin à écoulement sous surface et des systèmes hybrides, qui incorporent les deux systèmes précédents. (Cristina et *al.*, 2009).

2.3.1 Bassin à écoulement superficiel :

Un bassin à écoulement en surface (SF surface flow) consiste en un bassin profond, sol ou autre matériel pour supporter les racines de la végétation, et une structure contrôlant l'eau pour maintenir une petite profondeur. Des marais à écoulement en surface ressemblent aux marais naturels et peuvent offrir un habitat naturel et des bénéfices esthétiques en plus du traitement d'eau. Dans le marais à écoulement en surface, les couches superficielles sont souvent anaérobiques. Les marais des eaux de tempête et les marais construits pour traiter les eaux de drainage des mines et les ruissellements d'agriculture sont habituellement des marais à écoulement en surface.

Les marais à écoulement en surface sont quelque fois appelés des marais à surface d'eau libre ou, s'ils sont pour les eaux de drainage des mines, des marais aérobiques. Les avantages des marais à écoulement en surface sont que leur coût capital et de fonctionnement sont bas, et que leur construction, fonctionnement et maintenance sont simples. L'inconvénient principal des systèmes à écoulement en surface est qu'ils nécessitent une plus grande surface que les autres systèmes. (Marika et *al.*, 2009).

2.3.2 Bassin à écoulement sous-surface :

Un bassin à écoulement sous surface (SSF Sub-Surface Flow) consiste en un bassin en cachette avec un substrat poreux de roche ou de gravier. Le niveau d'eau se présente sous la surface du substrat. Dans la plupart des systèmes des Etats Unies, l'écoulement est horizontal,

Bien que quelques systèmes Européens utilisent des flux à écoulement vertical. Les systèmes à écoulement sous surface sont appelés par plusieurs noms : les lits immergés végétés (vegetated submerged bed), la méthode de zone de racine (root-zone method), le filtre microbien de roche - phragmite (microbial rock reed filter), et les systèmes filtrants plante – roche (plant – rock filter systems).

A cause des contraintes hydrauliques imposées par le substrat, les filtres à écoulement sous surface sont plus convenables aux eaux usées à basses concentrations en solides et sous des conditions d'écoulement uniformes. Les filtres à écoulement sous surface ont été souvent utilisés pour réduire la demande biochimique en oxygène (DBO_5) des eaux usées domestiques. (Marika. *al.*, 2009).

On distingue deux types de filtres plantés suivant le sens d'écoulement :

2.3.2.1 Les filtres plantés à écoulement vertical :

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur deux étages de traitement en série au minimum

- Les filtres à écoulement vertical sont alimentés en surface, l'effluent percole verticalement à travers le substrat ;
- La rétention physique des matières en suspension s'effectue en surface des filtres ;
- Ce type de dispositif permet un stockage et une minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement par stabilisation des boues ;
- La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support non saturé.

Pour des questions de capacité d'oxygénation, les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée alors que ceux du deuxième étage terminent la dégradation de cette fraction et peuvent permettre une nitrification qui sera fonction des conditions d'oxygénation, de la température et du pH. (Cristina et *al.*, 2009).

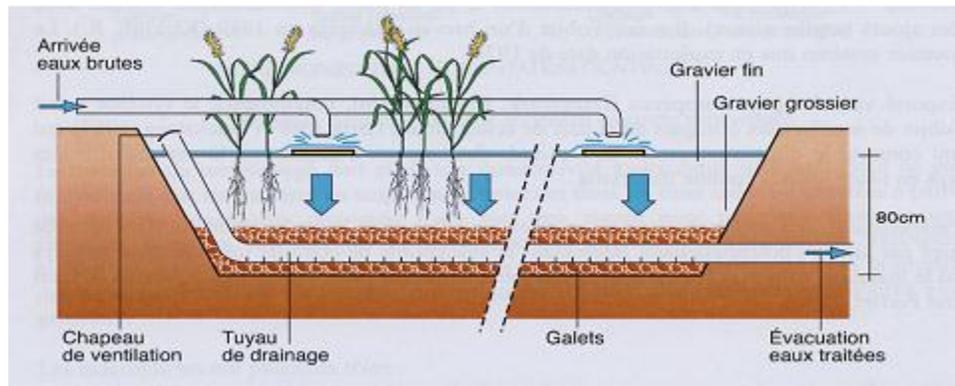


Figure 2.1. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical [source : guide des maraîche artificielle -SQAÉ-].

2.3.2.2 Les filtres plantés à écoulement horizontal :

Les filtres horizontaux ne sont pas alimentés par la surface, comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent, via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Il est donc nécessaire de débarrasser l'effluent, au préalable, des matières en suspension, soit par l'intermédiaire d'un décanteur placé en amont, soit par un premier étage de filtration verticale.

Les matières dissoutes sont dégradées dans le massif de filtration par la biomasse bactérienne fixée sur le support.

Le niveau d'eau dans un filtre horizontal est normalement constant. L'aération est limitée par l'absence d'un mouvement de la ligne de saturation et se fait de manière très faible par une diffusion gazeuse. L'apport d'oxygène est faible par rapport à la demande totale. La pénurie en oxygène, limite la dégradation de la pollution carbonée et azotée, oxydation du carbone organique et de l'ammonium, et par conséquent limite la croissance bactérienne hétérotrophe et autotrophe. (Pant et *al.*, 2001).

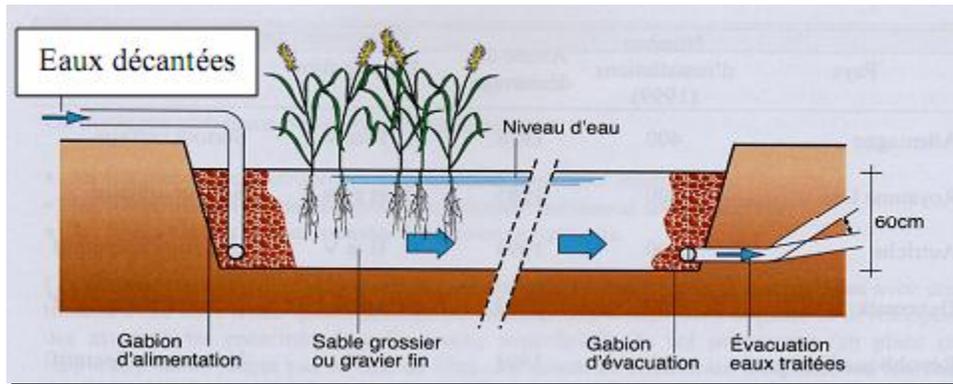


Figure 2.2. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal [source : guide des maraie artificielle -SQAE-].

2.3.2.3 Les systèmes hybrides :

Les systèmes hybrides à plate-forme nécessitent que tous les processus de prélèvement aient lieu dans le même espace. Dans les systèmes hybrides il y a plusieurs cellules désignées pour différents types de réactions.

Un traitement effectif des drainages de mines peut nécessiter une séquence de différentes cellules de marais pour promouvoir les réactions aérobie- anaérobies. Comme pour le prélèvement de l'ammoniac des eaux usées d'agriculture.

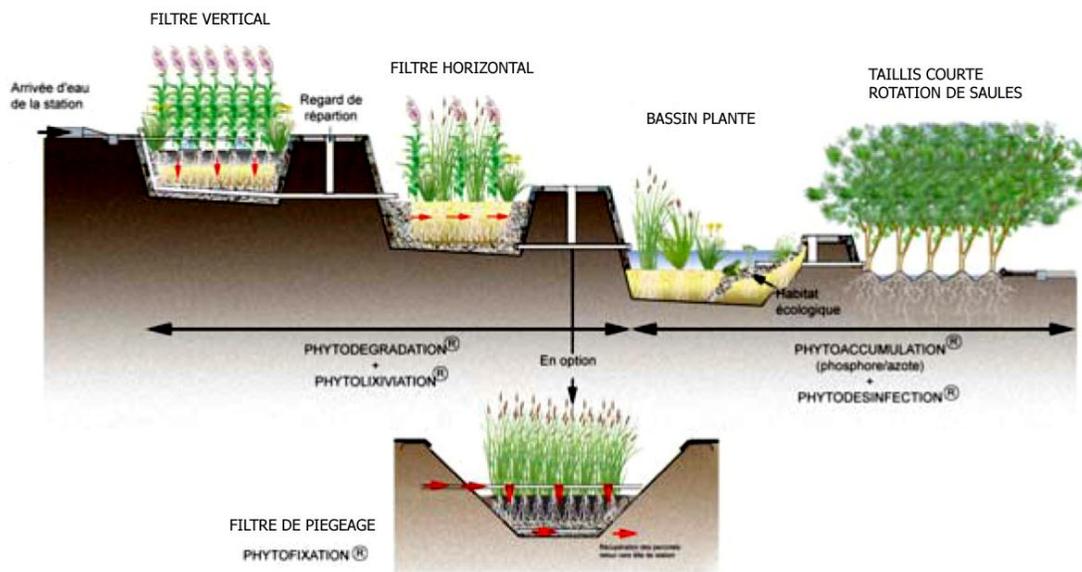


Figure 2.3. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride

(D., Alexandre.2007).

2.3.2.4 Systèmes flottants (FS) :

Ils sont réalisés en utilisant des plantes flottantes ou structure flottantes pour soutenir les plantes adaptées à la phytoépuration. Ils constituent une barrière de traitement des eaux à l'intérieur des rivières, cours d'eau, naturels ou artificiels.

2.4. Principe de fonctionnement :

La phytoépuration veut dire l'action d'épuration des eaux usées en présence de plantes. Elle peut être réalisée à travers des différents systèmes, caractérisé par le fait que l'eau vient couler lentement et sans conditions contrôlées à l'intérieur de milieux végétales, de façon à en favoriser l'épuration, naturel qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore.

Cette filière d'épuration s'appuie sur le pouvoir épurateur des végétaux aquatiques : algues, hydrophytes (plantes d'eau libre) et héliophytes (plantes du bord des eaux). Les eaux usées séjournent simplement dans une série de bassins à ciel ouvert peuplés de ces végétaux. Le roseau

(ou phragmite) et autres plantes vigoureuses ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de « macrophytes ». Ces dernières consomment les composés polluants dissous dans l'eau – azote et phosphore, qui constituent pour eux des éléments nutritifs. Par ailleurs elles servent de supports à de nombreux organismes microscopiques – algues et bactéries qui font le gros du travail.

Quant aux hydrophytes, elles absorbent les nutriments en excès à travers les parois cellulaires de leurs tiges et feuilles très ramifiées et produisent de l'oxygène nécessaire à la décomposition des matières organiques et à l'oxydation de l'azote ammoniacal préjudiciable au milieu aquatique. Leur rôle se cantonne plutôt au bassin de finition, souvent négligé (Brix, 1993).

2.4.1. Rôle des microorganismes :

Particulièrement proliférantes en milieu humide, les bactéries se nourrissent des matières dont sont chargés les eaux usées. Véritables « ciseaux biologique » elles les transforment en molécules inoffensives. La dégradation de la matière organique et la dénitrification d'azote dans la région des racines des plantes où s'effectue le traitement est médiaturé par les microorganismes. L'émission d'oxygène par les racines des macrophytes crée des zones oxydées autour des racines. La plupart du contenu organique des eaux résiduaires est décomposé en dioxyde de carbone (CO_2) et eau dans ces zones en utilisant l'oxygène comme dernier accepteur d'électrons. En plus l'ammoniaque est oxydée en nitrates par bactéries nitrifiantes dans ces zones. Ici la dégradation de la matière organique peut avoir lieu par bactéries dénitrifiantes. Par ces processus les nitrates sont convertis en azote (N_2), qui s'évapore vers l'atmosphère. Dans une région de la rhizosphère, la matière organique peut être décomposée anaérobiquement en dioxyde de carbone (CO_2) et méthane (CH_4) par des processus fermentifs. L'existence simultanée des zones oxydées, anoxiques, et de réduction, et l'interaction entre les différents types de processus de dégradation microbiennes dans ces zones, est essentiel pour une décomposition de la matière organique et un prélèvement des nutriments efficace dans la région des racines des plantes où s'effectue le traitement. En plus de telles interactions peuvent être favorables pour la décomposition des composés persistants, tel que les hydrocarbures chlorés (Brix, 1993).

2.4.2. Rôle des macrophytes :

Au-delà de l'aspect esthétique, les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières volatiles en suspension (MES) de l'effluent brute ;

2.4.2.1 La croissance des racines et des rhizomes :

Permet une régulation de la conductivité hydraulique initiale. La faible granulométrie du substrat (sable ou gravier) ainsi que l'apport important de matière organique sont propice au colmatage du filtre. La croissance des parties racinaires limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines qui se développent. Toutefois dans des filtres à écoulement horizontal, il ne faut pas escompter une conductivité hydraulique supérieure à celle des matériaux d'origine. (Cristina *et al.*, 2009).

2.4.2.2 La couverture foliaire :

Est un régulateur thermique ayant un impact sur les rendements épuratoires sous des climats froids. De petites quantités d'oxygène provenant des parties aériennes sont rejetées à l'apex des racelles des plantes, mais elles sont insuffisantes pour contribuer seules à la satisfaction des besoins d'oxygène de la biomasse bactérienne, responsable de la dégradation. (Tiglyene *et al.*, 2005).

Selon le même auteur, le développement racinaire accroît la surface de fixation pour le développement des microorganismes et pour des réactions de précipitation. A cet accroissement de surface active, s'ajoute très certainement aussi un facteur encore très mal documenté de stimulation de l'activité, voire de la diversité et de la densité des microorganismes, impliqués à divers titres dans les processus épuratoires. Il s'agit d'un concept bien connu en agronomie et qui peut se résumer sous la forme triviale suivante « un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu ». Les tissus racinaires et leurs exsudats constituent vraisemblablement des niches plus accueillantes pour les microorganismes que des substrats minéraux inertes.

2.4.2.3 Le rôle du métabolisme des plantes :

(Assimilation des nutriments) affecte plus ou moins le traitement en fonction des surfaces mises

en jeu. Si pour les filtres plantés verticaux l'assimilation est négligeable, les surfaces plus importantes mises en jeu dans les filtres horizontaux peuvent conduire à de prélèvement pouvant être raisonnablement prises en compte dans les bilans, mais qui devraient cependant se situer au maximum à 20% pour l'azote et 10% pour le phosphore. Tous ces éléments ne sont pas directement exportables dans la biomasse faucardable, mais se trouvent aussi piégés dans le système racinaire dont le devenir à longterme, c'est-à-dire 10-15 ans, n'a pas encore été étudié. (Pant et *al.*, 2001).

2.4.3. Rôle des substrats :

Utilisés pour construire un filtre est constitué de terre, de sable, de gravier, de pierres, et de matières organiques telles que du compost. Leur perméabilité affecte la circulation de l'eau ainsi, ils retiennent les sédiments et les déchets qu'elle transporte. Non seulement ils servent de support à la végétation, mais deviennent aussi le support d'un grand nombre d'organismes vivants, et le lieu de nombreuses transformations chimiques et biologiques (en particulier bactériennes) formant une source de carbone et d'énergie pour l'activité biologique ; enfin ces substrats assurent le stockage de nombreux contaminants (Tiglyene et *al.*, 2005).

2.5. Devenir du phosphate dans un marais artificiel filtrant :

Le phosphore, présent dans les eaux usées domestiques, peut être éliminé dans un marais artificiel par les mécanismes suivant : Physique (Accumulation dans la matière accumulée), Physico-chimique (Adsorption), Biologiques (Assimilation végétale et par les microorganismes).

2.5.1. Mécanisme physique :

Accumulation dans la matière accumulée : l'accumulation en surface du phosphore particulaire est le mécanisme majeur. Plus de 95% du phosphore particulaire est retenu par filtration au niveau de la couche de matière accumulée présent en surface du 1er étage de la filière française (Kadlec et *al.*, (2008).

2.5.2 Mécanismes physico-chimiques :

2.5.2.1 Adsorption :

L'adsorption fait référence à un phénomène de surface où le phosphore soluble inorganique

P-PO₄ s'attache sur un support poreux minéral et/ou organique (biofilm, racines). La sorption de phosphore dans le FFV est contrôlée par la concentration en P-PO₄ dans les pores du sol et la capacité de la phase solide à accumuler le P-PO₄. Par ailleurs, la rétention du P-PO₄ sur les FFV jeunes, âgés de moins de deux ans, est due à l'adsorption sur un gravier lavé (Esser *et al.*, 2005). Après saturation des sites d'adsorption, l'élimination en phosphore est limitée.

La sorption se décrit en deux étapes :

Echanges rapides du P-PO₄ entre l'eau présente dans la porosité du FFV et la surface du matériau (adsorption),

Le P-PO₄ pénètre lentement par diffusion dans la phase solide.

De la même manière, la désorption de phosphore se produit en 2 étapes dans le sens inverse (Dunne *et al.*, 2005).

2.5.3 Mécanismes biologiques :

2.5.3.1 Assimilation végétale :

Le phosphore est assimilé par les plantes par absorption par le système racinaire et va s'accumuler dans les feuilles et les jeunes pousses pour leur croissance. Le faucardage de la partie aérienne des végétaux (macrophytes émergents) en pleine croissance permet l'élimination de 50 à 150 kg P.ha-1.an-1 (IWA, 2000). Le nutriment est ensuite transféré dans les rhizomes en automne puis relargué lors du cycle naturel végétal (Vymazal *et al.*, 1995).

De toute évidence, l'utilisation de végétaux pour le traitement du phosphore n'est économiquement pas viable car des surfaces de traitement par EH trop importantes sont requises. Le stockage du phosphore dans la plante est variable, et dépend du type de végétation, du taux de décomposition du terreau, du lessivage par les pluies.

2.5.3.2 Assimilation par les microorganismes :

La déphosphatation microbienne consiste en une suraccumulation de phosphore dans la biomasse. L'enlèvement biologique du phosphore a été grandement étudié pour les systèmes employant les biomasses en suspension (Comeau *et al.*, 1986) mais reste plus difficile à réaliser

sur un support fixé de type FFV. L'exposition de la biomasse fixée à des périodes d'alternance des phases aérobies et anaérobies est le problème majeur.

En condition anaérobie, les bactéries déphosphatantes utilisent les réserves intracellulaires, soit les polyphosphates inorganiques, comme source d'énergie et font le stockage du substrat simple organique sous la forme de polymère (Nicholls *et al.*, 1979).

En même temps se produit un relargage du phosphore présent dans la biomasse dans l'eau. Puis, en phase aérobie, les phosphates précédemment libérés sont accumulés par la biomasse qui

consomme les réserves internes de carbone polymérique (Leduc *et al.*, 2002).

Les conditions requises pour une déphosphatation biologique pérenne sont donc: l'alternance des conditions aérobies/anaérobies (essentiel pour le développement des bactéries déphosphatantes), la présence de substrats organiques simples (acides gras volatils) pendant la phase anaérobie, le temps de séjour hydraulique.

Conclusion :

Dans ce chapitre nous avons passé en revue les principales recherches, relatives à la technique d'épuration par filtres plantés à macrophytes dite la phytoépuration ou Marais artificiels. En effet, en se basant sur une panoplie de recherches telles que celles de (Seidel *et al.*, 1978), et bien d'autres, nous avons essayé de présenter l'essentiel de la phytoépuration.

En effet, les systèmes les plus connus sont : le système à écoulement superficiel (SF, Surface Flow), le système à écoulement sous superficiel (SSF, Sub-Surface Flow) et le système à écoulement flottant. Pour ces trois catégories de systèmes de phytoépuration il a été présenté la typologie et son mécanisme dans l'élimination des éléments polluants phosphatés.

3.1 Introduction :

La réutilisation et le recyclage des eaux usées sont essentiels au développement de politiques solides de gestion durable de l'eau et de l'environnement. Dans les régions arides et semi-arides, la réutilisation des eaux usées est un élément essentiel de développement, car elle assure une ressource alternative durable en eau, la réduction de la pollution de l'environnement et la protection de la santé publique. L'épuration des eaux usées doit actuellement franchir une étape importante du fait des récentes directives environnementales de plus en plus rigoureuses.

Le but de ce volet de notre mémoire consiste en l'analyse expérimentale du pouvoir épurateur de deux bacs placés en série. Le premier est rempli de sable alluvionnaire et le deuxième de gravier alluvionnaire planté de Phragmite australes.

3.2 Aperçu générale de la zone d'étude :

3.2.1 Aperçu géographique sur la zone d'étude :

El-Kantara est une ville à vocation agricole et à potentiel considérable dans les domaines touristiques. Elle est située sur le flanc du Nord de la wilaya de Biskra et plus précisément à 50 Km au Nord de chef-lieu de la wilaya. Elle comporte actuellement plusieurs agglomération « **Bled Sehnoun –Aouinet Mehzen-El Oualadja**».

La commune d'El Kantara couvre une superficie globale de 599 km², Elle est limitée par les coordonnées du système union transversal Mercator (UTM).

$$X_1=728000,00$$

$$Y_1=3893000$$

$$X_2=756000,00$$

$$Y_2=3908000$$

Avec une altitude 538m au-dessus de la mer, Elle limite administrativement par les communes suivantes :

- Au sud : la commune de El Outaya et Djamora .
- A l'ouest : la commune de Bitam.
- A l'est : La commune de Ain Zaatot –Maafa-Ain Touta.
- Au Nord : La commune de Tilato

3.2.2 Pluviométrie :

L'étude des précipitations joue un très grand rôle, pour le choix du type de réseau d'assainissement à adopter et les ouvrages annexes pour les procédés de l'épuration des eaux

usées. Elle nous donne aussi une idée sur la nécessité de projection des ouvrages spéciaux comme les déversoirs d'orages, ou encore des canaux pour eau pluviale servant de protection pour l'agglomération contre des inondations.

Les pluies sont généralement irrégulières et surtout torrentielles. La sécheresse caractérise le mois de Juin, Juillet, et Août, mais d'une année sur une autre elles peuvent être précoce (Mai) ou tardive (Octobre).

Tableau. 3.1. Précipitation mensuelle de d'El Kantara pour la période (2002-2012), source ANRH.

	Jan	Fév.	Mar	Avar	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
P (mm)	38,52	17,74	7,75	16,28	9,77	2,11	0,27	2,18	13,05	8,85	23,25	12,21

3.2.3 Climatologie :

La ville d'EL KANTARA est caractérisée par un climat semi- aride c'est-à-dire : Froid et sec en hiver ; Chaud et sec en été.

Les vents : les vents dominant sont généralement modérés est faible ayant respectivement des directions ouest et nord-est.

La température : la variation des températures se situe entre 7.5et 38.6°C.

Humidité : la variation de l'humidité dans l'air est assez considérable.

Tableau 3.2. Récapitulatif des températures ; vents et humidité mensuelle d'el Kantara (Source : Subdivision d'hydraulique « El Kantara).

	Jan	Fév.	Mar	Avar	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Vent (m/s)	4,25	4,46	5,18	5,68	4,93	4,9	4,15	4,13	4,35	3,55	3,8	4,05
TP° Max	14,05	16,65	22,45	25,55	31,95	35,9	38,6	38,1	31,5	28,9	20,05	15,95
TP°Min	7,5	9,05	13,75	18,1	22,6	26,6	30,3	27,45	24,15	18,5	13,8	10,05
TP°Moy	10,77	12,85	18,1	21,82	27,27	31,2	34,5	32,77	27,82	23,52	16,92	12,95
H%	59,25	55,75	44,75	37,75	34	28	27	29	41	46,5	35,75	62,5

3.3 Aperçu sur le site de rejet :

Les eaux usées utilisées dans notre étude sont pris de rejet de la ville d'El Kantara, situé à côté de la station d'épuration projetée. Ce rejet collecte actuellement plus de 1500m³/j d'eau

usée. (DHWB, 2010) il prend en considération les différents types des eaux rejetées (domestique, industrielles, hospitalières etc.....) Tableau 3.1

Tableau.3.3. Caractérisation du rejet de la ville d'El-Kantara.

Paramètres	Inet	17/02/2014	06/03/2014
phosphates	mg/l	43.06	59.38
pH	/	7.78	7.814
Conductivité	μ s/cn	1885	1964
Turbidité	UNT	339	279
Oxygène dissous	Mg/l	2.11	2.47
DBO ₅	mg/l	380	320
DCO	mg/l	664	621
T	C°	16.5	16.4
MES	mg/l	720	680
Nitrates	mg/l	51.452	59.905
Sulfate	mg/l	188.68	165.51

Les analyses physico chimiques réalisée sur ces eaux ont montrés un degré de pollution très important, la DBO₅ dépasse 380mg/l, la DCO est plus que 664 mg/l. La présence des nutriments est aussi importante (Tableau 3.3).



Figure.3.1. Situation de point de prélèvement.

3.4 Matériels d'étude :

Les essais expérimentaux ont été effectués dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, aménagée spécialement pour les essais de la phytoépuration (Figure 3.2). L'expérience a été menée durant trois mois (mars-mai) avec un mois de préadaptation des plantes dans le substrat. Les périodes de séjour des plantes varient de 3 à 5 jours.



Figure.3.2. Station pilote de phytoépuration.

3.4.1 Choix des bacs :

Nous avons utilisé 2 bacs identiques de forme ronde en plastique, d'une hauteur de 30 cm, et de 58 cm diamètre. Le choix de ces bacs est justifié par le fait de donner un espace important pour le développement racinaire des macrophytes afin d'assimiler le phénomène réel de phytoépuration. Des tubes en PVC de 6 cm de diamètre ont été placés dans les bacs pour intensifier l'aération du milieu et faciliter la mesure des paramètres physico-chimiques (pH, oxygène dissous, température, Salinité). Des robinets en plastique sont placés au des bacs pour permettre le prélèvement efficace des échantillons à analyser.



Figure.3.3. Les différents bacs dans les filtres.

3.4.2 Choix du substrat :

Le but du travail est de tester l'effet d'un système combiné sur l'élimination des polluants des eaux usées. Le premier filtre est rempli de sable d'origine alluvionnaire pris du Oued Biskra, alors que le deuxième bac est rempli de gravier alluvionnaire de diamètre qui varie entre 50 à 70mm.

Tableau 3.4 : la granulométrie des substrats

Bac	Couches	Substrat	Diamètres	Epaisseur
N1	1 ^{ère} Couche	agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} couche	Sable	fin	30 Cm
N2	1 ^{ère} Couche	agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} Couche	Gravier alluvionnaire	5 à 12 mm	30 Cm

3.4.2.1 Analyse granulométrique du substrat choisi :

L'analyse granulométrique a été réalisée conformément à la norme NF EN 933-1, qui permet de déterminer la grosseur et les pourcentages de grains constituant l'échantillon. En utilisant une série de tamis, emboîtés les uns sur les autres, dont les dimensions des ouvertures sont

décroissantes du haut vers le bas, le matériau étudié est placé en partie supérieure des tamis et le classement des grains s'obtient par vibration de la colonne de tamis.

Sable : La granularité du sable est déterminée selon la norme NF EN 933-1, les résultats d'essais sont présentés dans le (tableau 3.5). Le tamis utilisé est de type Retsch (Figure 3.4).

Tableau .3.5. Analyse granulométrique de sable.

Tamis (mm)	Refus partiel (g)	Refus cumulés		Tamisât (%)
		(g)	(%)	
5	0	0	0	100
2.5	285	285	14.25	85.75
1.25	215	500	25	75
0.63	265	765	38.25	61.75
0.315	630	1395	69.75	30.25
0.16	375	1770	88.5	11.5
0.08	200	1970	98.5	1.5
Fond	28	1998	99.9	0.1



Figure .3.4. Tamis Retsch.

Les résultats d'analyse granulométrique du sable utilisé sont présentés dans le tableau 3.6

Tableau.3.6. Les différents types de granulométries utilisées.

Gravi	Sables grossiers	Sables fins	Argile + limons
> 2mm	200 μm	50 μm	< 50 μm
16.5628 g	115.7685 g	67.3566 g	0.3121
8.2814 %	57.88425 %	33.6783 %	0.15605 %

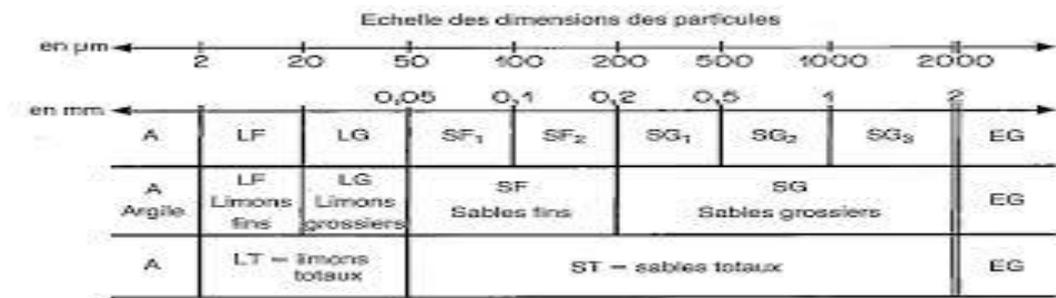


Figure 3.7 Echelle des dimensions des particules (afnor, 1993)

Donc en se référant aux (figures 3.7) on conclue que le sable utilisé est de taille moyenne.

3.4.3 Choix d macrophyte :

3.4.3.1 Critère de choix du *Phragmite australis* :

Le Phragmite. A qui est une plante endémique est choisi car il répond aux exigences suivantes ;

- Une planté qui a monté son efficacité concernant l'épuration des eaux usées de la région D'El-Kantara
- adaptation aux conditions climatiques locales,
- durée du cycle de végétation important,
- vitesse de croissance remarquable,
- facilité d'exportation de la biomasse produite et efficacité d'épuration.

3.4.3.2 Description générale de la plante :

Le *Phragmite* est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux facile à implanter ou marécageux (Fauteux, 2002).Sa hauteur est de 1 à 7 mètres, cette plante comporte 2 sortes de tiges : les

une souterraines, appelées rhizomes, les autres aériennes dressées et simples, portant de longues feuilles rubanées qui se terminent par des inflorescences (Gausen *et al.*, 1982). Elles

sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roselier ou phragmitaire (Gaujous, 1995).

Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux. Leur développement s'accélère dans les eaux calmes et les rivières (Dajoz, 1985).

Le roseau est une plante à rhizome essentielle pour la multiplication des bactéries sur les racines qui donnent au sol une perméabilité élevée ainsi qu'une interface importante entre les eaux usées et le sol (Gesberg et al, 1986).



Figure.3.4. Le Phragmite australes

3.5 .Procédure expérimentale :

Lors de l'essai les bacs utilisés sont mis en série le premier bac est rempli de sable alluvionnaire de taille moyenne et le deuxième est rempli de gravier alluvionnaire et planté du *Phragmite australis*. Le premier remplissage se fait dans le filtre à sable après un temps de rétention de 3 jours le s'écoule directement dans le filtre planté et y est laissé pendant 10 jours et on procède à un prélèvement (pendant cette période on procède au prélèvement à $t = 4j$, $t=6$, et puis $t=10$ jours).

3.5.1. Préparation de substrat :

Le substrat est lavé à plusieurs reprises avec de l'eau du robinet afin d'éliminer le plancton et les graisses et les déchets, et tamisé afin d'avoir le diamètre voulu. Puis ils sont mis dans les

bacs avec une et puis le bac à sable reste nu alors que celui de gravier est planté de *Phragmite australis*.

3.5.2. Préparation de plante :

Les jeunes tiges de *Phragmite australis* ont été prises d'El-Kantara, les racines sont nettoyé et puis placés dans l'eau pendant 15 jours. Puis ces tiges sont planté dans le bac remplis de gravier alluvionnaire et ensuite sont remplis des eaux usées et laissé pour une période de jour (phase d'adaptation).



Figure 3. 5. Développement des racines.

3.6. Analyse physico chimique :

3.6.1. Les prélèvements des eaux traitées :

Deux remplissages ont été effectués lors de notre période d'essai. Après chaque remplissage des temps de séjours sont proposés.

3.6.2. Le protocole d'analyse :

3.6.2.1. Dosage des phosphates PO_4^{3-} :

- Méthode spectrométrique ISO 6878(F)

Principe :

Formation milieu en acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et tartrate double d'antimoine et de potassium, réduction par acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption. (l'une vers 700 nm, l'autres plus important à 880 nm).

Réactifs :**1. réactif mixte :**

A. dissoudre 13g d'heptamolybdate d'ammonium dans 100 ml d'eau distillait.

B. dissoudre 0.35g de tartrate d'antimoine dans 100 ml d'eau distillait.

C. diluer 150 ml d'acide sulfurique concentré avec 150 ml d'eau distillait.

Mélanger A+B+C=500 ml cette solution est stable pendant 2 mois si elle est gardée dans verre bien fermé et 4 °c.

2. acide ascorbique :

Peser 10 g d'acide ascorbique est dissoudre dans 100 ml d'eau distillait cette réactif est stable pendons une semaine.

3. solution mère 50 mg/l d'ions PO_4^{3+} :

Dissoudre 0.2197g de $\text{KH}_2\text{PO}_4^{3+}$ dans 800 ml d'eau distillait + 10 ml d'acide sulfurique 20 % est complète à 1000 ml cette réactif est stable pendons une semaine.

4. Solution fille 2 mg/l d'ions PO_4^{3+} :

Diluer la solution mère 50 mg/l d'ions PO_4^{3+} au 20/500 ml préparer cette solution au moment De l'emploi.

Appareillage : Spectrophotomètre UV-VISIBLE

Courbe d'étalonnage :

\$ fille 1mg/l	0	2	4	6	8	10
Eau distillait (ml)	40	38	36	34	32	30
Acide ascorbique (ml)	1	1	1	1	1	1
Réactif mixte (ml)	2	2	2	2	2	2
Attendre 10 min						
$[\text{PO}_4^{3+}]$ en mg/l	0	0.306	0.612	0.918	1.224	1.530

C (mg/L)	ABC (880 nm)
0	0
0,1	0,054
0,2	0,118
0,3	0,171
0,4	0,227
0,5	0,291

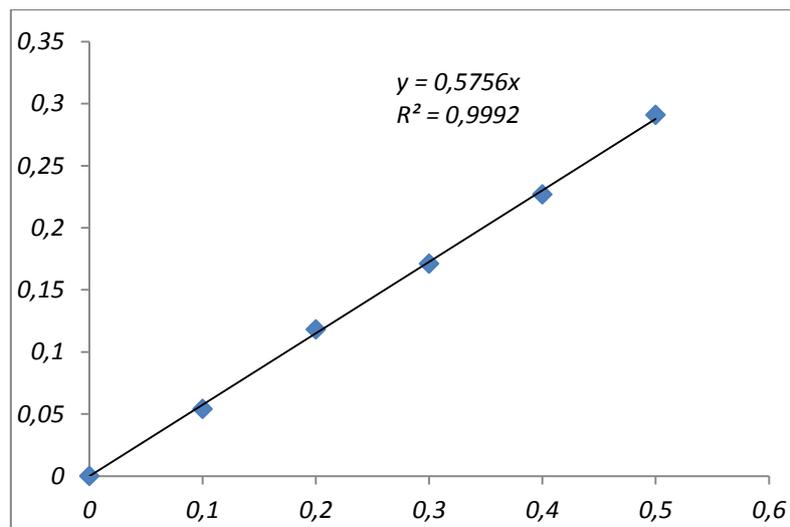


Figure 3.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage du phosphate.

- **Mode opératoire :**

Dans un la fiole prendre 40 ml d'eau à analyser +1 ml d'acide ascorbique + 2 ml du réactif mixte et attendre 10 min. L'apparition de la coloration bleu indique la présence de $[\text{PO}_4^{3+}]$ en mg/l. Effectuer la lecture à 880. (Rodier, J. 1996).



Figure.3.7. Méthode d'analyse des phosphates

3.6.2.2. Dosage des autres paramètres physico chimique :

La mesure du pH, de la température, de l'oxygène dissous et de la conductivité est lue par le multi paramètre (Multi 3430). La mesure de la turbidité est lue par le turbidimètre, Directement avec l'utilisation de l'eau.



Figure.3.8. Multi paramètre.

3.6.2.3. Dosage de la turbidité :

La mesure de la turbidité est lue par le turbidimètre, directement avec l'utilisation de l'eau. La lecture se fait directement sur l'appareil (turbidimètre) après que l'échantillon d'eau est placé dans une cuvette



Figure.3.9. Méthode d'analyse de turbidité.

3.6.2.4. Les matières en suspensions (MES) :

Le paramètre MES englobe tous les éléments en suspension dans l'eau: MES=MMS (matières minérales en suspension) + MVS (matières volatiles en suspension).

•Principe

la technique de mesure consiste à filtrer l'eau à analyser sur une membrane filtrante. La différence de poids de la membrane avant et après filtration, nous donnera la teneur en matières en suspensions de l'eau après avoir séché à l'étuve à 150°C.

•Matériel

Entonnoir, papier filtre, étuve, une pipette de 100 ml et un dessiccateur.

•Mode opératoire

Peser le papier filtre. Après séchage de celui-ci à l'étuve à 105°C. Durant une heure de refroidissement au dessiccateur. Filtrer 200 ml de l'échantillon d'eau à analyser, sécher le filtre à l'étuve (150°C) jusqu'à ce que le poids reste constant après refroidissement.

•Calculs

Soient : PE : le volume, en millilitres de la prise d'essai. = 200 ml

Mo: la masse, en milligrammes de la capsule vide.

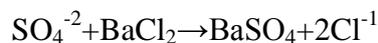
M1: la masse en milligrammes, de la capsule et de son contenu après séchage à 105°C.

Le taux de matières en suspension, exprimé en milligrammes par litres, est donné par l'expression :

$$\text{Mg/l des M.E.S} = (M1 - Mo) * 1000 / PE$$

3.6.2.5. Dosage des sulfates par spectrophotométrie UV-VIS :**Principe**

L'ion sulfate SO_4^{-2} réagit avec l'ion baryum pour former un précipité de sulfate de baryum



Le précipité est maintenu en suspension grâce à une solution de gomme d'acacia. La densité optique de la solution à 600 nm est une mesure de la quantité de sulfates présents dans la

Matériel

- fioles jaugées de 100, 500, 1 000 et 2 000 mL ;
- fioles jaugées de 100 mL, 1 par échantillon ;
- pipettes à 1 trait de 2 et 10 mL ;
- pipettes à 1 trait de 25 mL, 1 par échantillon ;
- spectrophotomètre réglé à 600 nm, assurant une précision de 0,01 d'absorbance, équipé de cuves de 10 mm de trajet optique ; - balance de précision à 0,001 g ;

- balance analytique à 0,01 mg.

Réactifs

Eau déminéralisée ayant une conductivité inférieure à 0.1 mS.m^{-1}

Solution NaCl

Dans une fiole jaugée de 2 000 mL, ajouter 40 mL d'acide chlorhydrique con centre (36 %, $d = 1,18$) à 480 g de chlorure de sodium p.a. (NaCl). Ajuster au volume avec de l'eau déminéralisée. Homogénéiser.

Gomme d'acacia 0.25

Dans une fiole jaugée de 100 mL, dissoudre dans de l'eau déminéralisée 0,25 g de gomme d'acacia. Ajuster au volume. Homogénéiser

Chlorure de baryum ($\text{BaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$) en poudre

Solution mère de sulfate de sodium (Na_2SO_4) 200 mé.L^{-1}

Dans une fiole jaugée de 500 mL contenant environ 400 mL d'eau déminéralisée, dissoudre 7,1025 g de sulfate de sodium anhydre (Na_2SO_4) Ajuster au volume. Homogénéiser.

Solutions filles de sulfate de sodium (Na_2SO_4) %

- Dans des fioles jaugées de 1 000 mL, diluer respectivement 5, 10, 15,20 et 25 mL de la solution mère avec de l'eau déminéralisée (4.3.1), ces solutions contiennent respectivement 1, 2, 3, 4 et 5 mé.L^{-1} . Ajuster au volume. Homogénéiser
- Transférer 25 mL de l'extrait dilué (à 10 ou à 100) dans une fiole jaugée de 100 mL et ajouter 10 mL de la solution NaCl.HCl, 2 mL de gomme d'acacia et 1 g de poudre de chlorure de baryum.
- Agiter à la main, ajuster au volume avec de l'eau déminéralisée. Homogénéiser.
- Préparer un témoin et les solutions filles selon le même protocole.
- En prenant le témoin comme référence, ajuster à 0,00 l'absorbance du spectrophotomètre réglé à 600 nm.
- Mesurer l'absorbance au spectrophotomètre à 600 nm pour les solutions filles et les échantillons.

Calculs

Après la lecture au spectrophotomètre tracer la droite d'étalonnage et déterminer à l'aide de cette droite les concentrations en sulfates (méq.L^{-1}) des échantillons de la façon suivante :

$$\text{SO}_4 \text{ méq.L}^{-1} = C * D$$

C : Concentration calculée à partir de la droite d'étalonnage

D : Niveau de dilution. (lavoisier.2003).

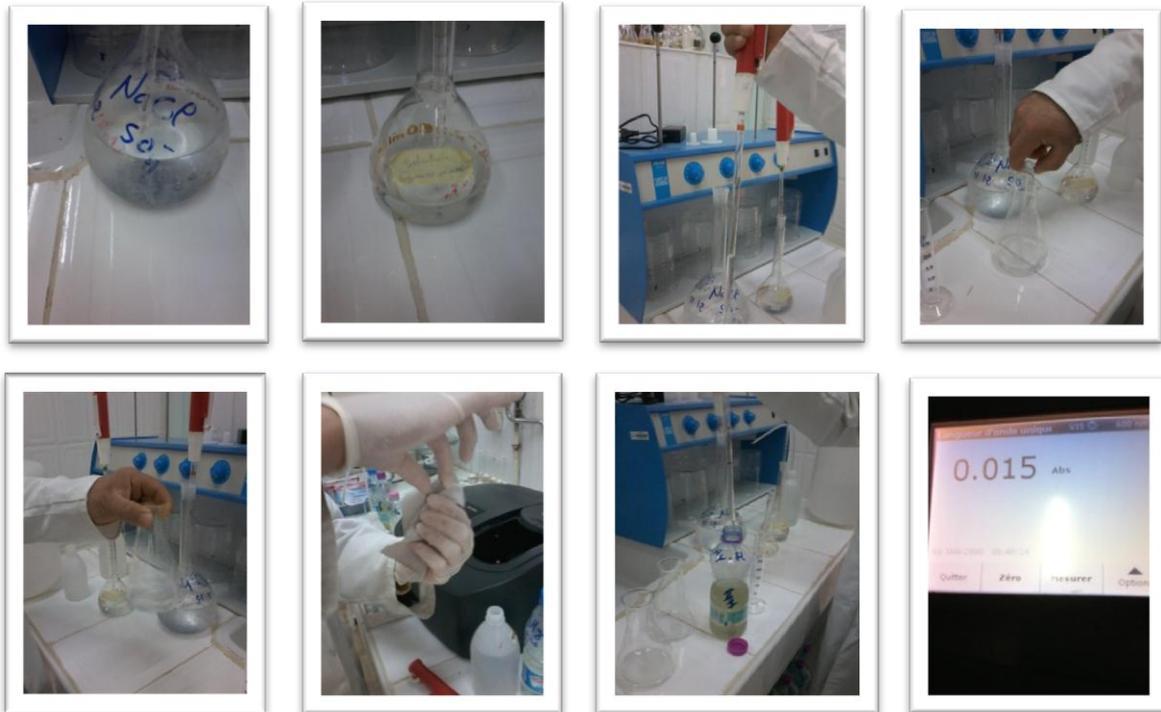


Figure.3.10. Méthode d'analyse des Sulfate

3.6.2.6. Dosage des nitrates par spectrophotométrie UV-VIS :

Principe et domaine d'application :

Cette méthode peut être utilisée uniquement pour des eaux contenant une très faible quantité de matières organiques, elle est donc applicable sur des eaux destinées à la consommation humaine. Les NO_3 en solution aqueuse présentent un spectre d'absorption dans l'UV avec un maximum entre 200 à 250nm. La mesure de l'absorbance en UV à 220 nm permet une détermination rapide de la concentration en nitrates d'une eau. Cette méthode n'est pas recommandée pour des eaux riches en matière organique.

L'acidification de l'échantillon avec de l'acide chlorhydrique à 1 mol.L^{-1} permet d'éviter les interférences de l'hydroxyde ou de carbonate de calcium à des concentrations supérieures à $1 \text{ g de CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. La droite d'étalonnage respecte la loi de Beer-Lambert pour des concentrations en nitrates inférieures à $11 \text{ mg d'azote des nitrates par litre}$.

Préparation des solutions**Solution étalon de nitrates à 100 mg N-NO₃. L⁻¹**

-Dissoudre 0.7218g de nitrate de potassium, préalablement séché à 105°C pendant 24h, dans 1000mL d'eau distillée.

Solution étalon de nitrates à 10 mg N-NO₃. L⁻¹

-Diluer la solution précédente au 1/10.

Mode opératoire

- A partir d'une solution étalon à 10 mg de N-NO₃, préparer une gamme étalon dans des fioles jaugées de 50 mL comme indiqué sur le tableau suivant :

Réalisation de la gamme d'étalonnage pour des nitrates par spectrophotométrie UV-VIS

- Compléter à 50 mL avec de l'eau déionisée

- Lire l'absorbance à 220 nm en utilisant de l'eau distillée pour régler le zéro d'absorbance et en utilisant des cuves spéciales pour UV.

Dosage de l'eau à analyser

- Prélever une prise d'essai de 50 mL d'échantillon.

- Filtrer si nécessaire pour éliminer le trouble du aux matières en suspension.

- Ajouter 1 mL d'acide chlorhydrique à 1 mol.L⁻¹ et mélanger fortement.

- lire l'absorbance dans les mêmes conditions que pour la gamme étalon.

Expression des résultats

Déduire, de la courbe d'étalonnage et de l'absorbance de l'échantillon, la masse d'azote des nitrates exprimée en mg de N-NO₃ . L⁻¹. Il est possible de transformer cette concentration en concentration en NO³. L⁻¹ par la formule suivante:

$$C_{\text{NO}_3} = C_{\text{N-NO}_3} \cdot 62/14$$

62 : masse molaire de l'ion nitrate en g.mol⁻¹.

14 : masse molaire de l'azote en g.mol⁻¹

(Franck Rejsek CRDP, 2002)

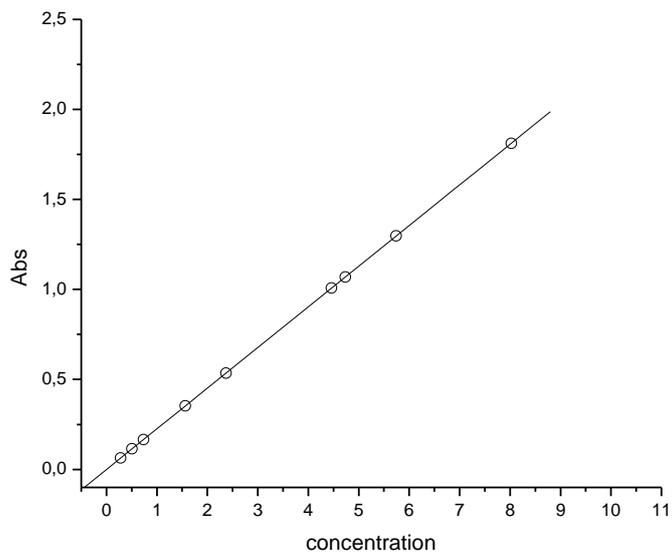


Figure 3r.11. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates.



Figure.3.12. Méthode d'analyse des Nitrates

3.6.2.7. Mesure de la DCO Spectrophotomètre UV-VIS DR 5000 :

Figure.3.13. Spectrophotomètre UV-VIS DR 5000

Principe :

La spectrophotométrie est une méthode analytique quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance ou la densité optique d'une substance chimique donnée, généralement en solution. Plus l'échantillon est concentré, plus il absorbe la lumière dans les limites de proportionnalité énoncées par la loi de Beer-Lambert (La loi de Beer-Lambert, aussi connue comme la loi de Beer-Lambert-Bouguer et chez les francophones parfois même simplement comme la loi de Bouguer, est une relation empirique reliant l'absorption de la lumière aux propriétés des milieux qu'elle traverse). Lorsqu'une lumière d'intensité I_0 passe à travers une solution, une partie de celle-ci est absorbée par le(s) soluté(s). L'intensité I de la lumière transmise est donc inférieure à I_0 . On définit l'absorbance de la solution comme :

$$A = \log \left(\frac{I_0}{I} \right).$$

On parle aussi de transmittance définie par la relation :

$$T = \frac{I}{I_0} \quad \text{c'est-à-dire que} \quad A = -\log T$$

L'absorbance est une valeur positive, sans unité. Elle est d'autant plus grande que l'intensité transmise est faible. La relation de Beer-Lambert décrit que, à une longueur d'onde λ donnée,

l'absorbance d'une solution est proportionnelle à sa concentration, et à la longueur du trajet optique

Alors, pour une solution limpide contenant une seule substance absorbante :

$$A_{\lambda} = \epsilon_{\lambda} l c$$

- A_{λ} est l'absorbance ou la densité optique (sans unité) de la solution pour une longueur d'onde λ .

- c (en mol.m^{-3}) est la concentration de la substance absorbante.

- l (en cm) est la longueur du trajet optique.

- ϵ_{λ} (en $\text{L.mol}^{-1}.\text{cm}^2$) est le coefficient d'extinction molaire de la substance absorbante en solution.

Il rend compte de la capacité de cette substance à absorber la lumière, à la longueur d'onde λ .

Mise en service

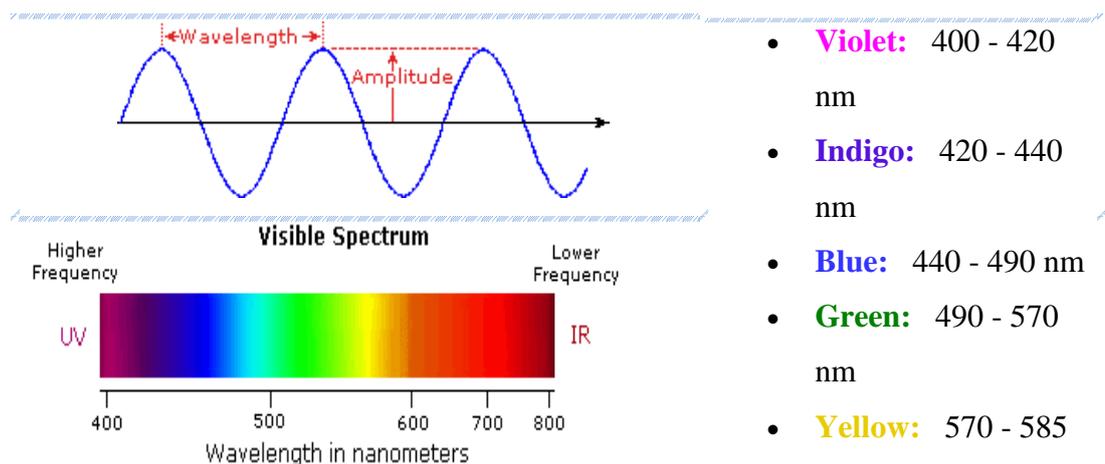
-Raccordez l'alimentation.

-Fermez le compartiment pour cuve.

-Mettez l'appareil sous tension en appuyant sur l'interrupteur "Marche/Arrêt" situé au dos.

A chaque mise sous tension de l'appareil, une série de tests de diagnostic est exécutée automatiquement pour garantir le

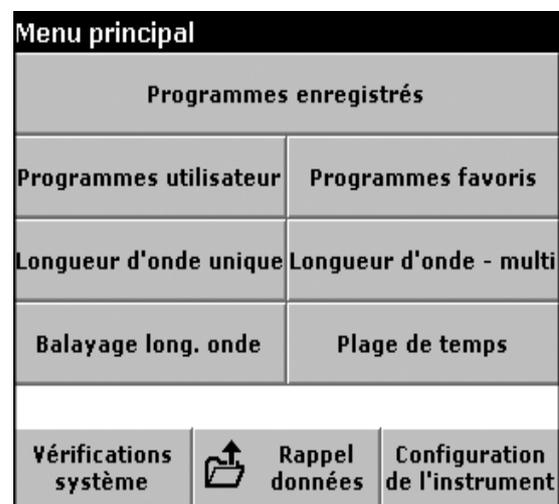
Fonctionnement des principaux composants du système.



- **Violet:** 400 - 420 nm
- **Indigo:** 420 - 440 nm
- **Blue:** 440 - 490 nm
- **Green:** 490 - 570 nm
- **Yellow:** 570 - 585 nm
- **Orange:** 585 - 620 nm
- **Red:** 620 - 780 nm

Le "Menu principal" s'affiche quand les diagnostics à la mise sous tension sont terminés.

- Appuyez sur la touche "Longueur d'onde unique" pour sélectionner la valeur de longueur d'onde.
- Appuyez sur la touche "options".
- Appuyez sur λ pour saisir la longueur d'onde.
- Entrez la longueur d'onde à l'aide du clavier alphanumérique.
- Appuyez sur "OK" pour confirmer le retour à l'écran "Longueur d'onde unique".
- Pour déterminer la valeur du blanc, on utilise de l'eau dés ionisée à la place d'un échantillon, fermez le compartiment pour cuves puis appuyez sur "Zéro".
- Insérez la cuve d'échantillon dans le compartiment pour cuves, fermez le compartiment puis appuyez sur "Mesurer".



- Répétez l'opération jusqu'à ce que tous les échantillons aient été mesurés.
- Quand vous aurez terminé, mettez l'appareil hors tension et remettre la couverture.

Réf : Manuel DR 5000 mode d'emploi.



Figure.3.14. Méthodes de mesure de la DCO

3.6.2.8. DBO₅ : Mesure de la DBO₅, exempte de mercure

OxiTop® 6 postes :



Figure.3.15. enceinte DBO WTW.

La DBO « Demande Biochimique en Oxygène » correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Il s'agit donc d'une consommation potentielle de l'oxygène par voie biologique.

-La DBO est mesurée au bout de 5 jours (=DBO₅), à 20 °C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité

Préparation de l'échantillon

- le volume d'échantillon à l'aide du ballon de débordement et le verser dans un flacon DBO₅ (éventuellement utiliser un entonnoir).
- Si nécessaire ajouter de l'inhibiteur de nitrification ATH (*N*-Allylthiourea).
- La nitrification est un processus, contrôlé Evaluer la plage de mesure de l'échantillon à analyser et choisir le volume d'échantillon, (ex : 164ml), (suivre le tableau « sélection le volume d'échantillon »).
- Mesurer exactement par l'action de certains micro-organismes spécifiques, qui conduit à la transformation de l'ammoniac en nitrite (nitrosation par Nitrosomonas) puis à la transformation du nitrite en nitrate
- Placer un barreau d'agitation dans le flacon DBO₅.
- Remplir le joint caoutchouc avec 3-4 comprimés de NaOH et le placer dans le flacon.
- Visser le manomètre OxiTop® à lecture digitale du DBO₅ sur le flacon, et régler le manomètre suivant les étapes visées au (I).
- Poser l'échantillon sur le support à flacons.
- Démarrage et Incubation de l'échantillon selon la norme (DBO₅ sur 5 jours à 20°C).
- Lecture des valeurs mémorisées après 5 jours (voir II).



I) Manomètre OxiTop®

- + • Appuyez simultanément sur
S M S et M jusqu'à l'affichage de
2 sec 00

-- → 00

- après 5 jours appuyez sur M jusqu'à ce que la valeur mesurée est affichée
M (1 seconde)

38

II) Sélection le volume d'échantillon

Convertir la valeur mesurée affichée dans le manomètre OxiTop® avec le tableau ci-dessous

(La valeur mesurée * facteur = DBO₅ en mg/l) :

Volume d'échantillon en ml	Plage de mesure DBO mg/l	Gouttes ATH (N-Allylthiourea)	facteur
432	0 – 40	09	1
365	0 – 80	07	2
250	0 – 200	05	5
164	0 – 400	03	10
97	0 – 800	02	20
43.5	0 – 2000	01	50
22.7	0 – 4000	01	100

Principe de mesure

Le poste de mesure de la DBO consiste en 1 flacon d'échantillon et une sonde DBO et constitue un système fermé. Dans le flacon, au-dessus du volume d'échantillon, se trouve un

volume de gaz ayant une quantité définie d'air. Au cours de la détermination de la DBO, les bactéries présentes dans l'eau usée (l'échantillon peut être utilisé dilué ou non dilué) consomment l'oxygène dissout dans l'échantillon. Celui-ci est remplacé par l'oxygène contenu dans le volume de gaz du flacon. Le dioxyde de carbone qui se forme alors est absorbé avec NaOH qui se trouve dans le joint caoutchouc du flacon. Ainsi la pression diminue dans le système. Celle-ci est mesurée par les sondes DBO est affichée directement comme valeur DBO sur le Manomètre OxiTop® à lecture digitale.

Note : il est possible de relever la lecture de la mesure après un week-end.

Réf : Manuel OxiTop® IS 6



Figure.3.16. Méthode d'analyse de DBO₅.

Conclusion :

L'épuration des eaux usées a pour objectif de rejeter dans le milieu naturel des eaux d'une qualité suffisante que pour altérer le moins possible le milieu récepteur. Certaines valeurs de référence officielles concernant la concentration en micro-organismes « dans les zones dites sensibles » ont été adoptées en vue de fixer des seuils au-delà desquels il est nécessaire de s'inquiéter de la qualité de l'eau afin de préserver la santé publique.

4.1. Introduction :

La prolifération des algues, qui peut, dans les cas les plus défavorables, entraîner une eutrophisation des eaux stagnantes, peut être provoquée par une concentration importante de phosphates. Les limites légales fixées pour le phosphate dans les arrivées d'eaux usées devraient permettre d'éviter des situations semblables à celle évoquée ci-dessus. C'est la raison pour laquelle un processus d'élimination ciblée du phosphore est mis en place. Un processus qui peut être biologique (nitrification/dénitrification) et/ou chimique.

L'objectif de ce chapitre est de voir les possibilités de rétention des phosphore dans un système combiné d'un filtre à sable et un filtre planté de *Phragmite australis* pour épurer les eaux usées domestiques provenant du rejet d'El Kantara.

4.2. Performances épuratoires des filtres :

4.2.1. Rendements d'élimination des phosphates :

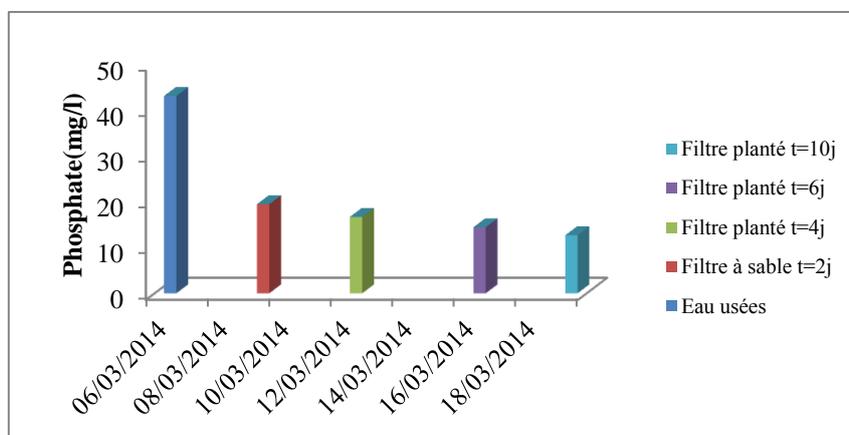


Figure 4.1. L'abattement des phosphates à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

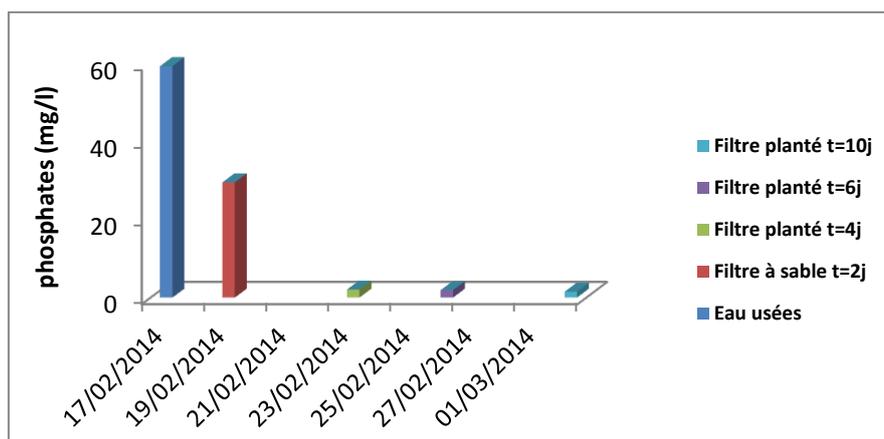


Figure 4.2. L'abattement des phosphates à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

La concentration de PO_4^{-3} dans les filtrats à sable a remarquablement diminué, le rendement d'abattement a dépassé 90%. Dans le filtre planté de *Phragmite australis* on remarque un taux d'élimination supérieur à celui du sable et qui augmente en fonction du temps. Cette constatation est confirmée dans les deux remplissages. Cette observation serait due à la prise de PO_4^{-3} par *P. maximum* pour assurer ses besoins physiologiques, ce qui augmente l'enlèvement de PO_4^{-3} dans le filtre à *Phragmite* (Molle, 2003).

Selon (Brix., 1997), certaines plantes consomment une quantité appréciable de phosphore lors de leur croissance. Elles peuvent emmagasiner celui-ci dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles.

La concentration de PO_4^{-3} a diminuée dans le filtre planté cette diminution pourrait résulter d'une assimilation bactérienne et ou végétale et par l'absorption de PO_4^{-3} dans le filtre planté.

4.2.2. Variation des paramètres globaux de pollution à l'entrée et à la sortie des filtres :

4.2.2.1 Le potentiel hydrogène (pH) :

La figure (4.3) présente l'évaluation du pH des eaux usées domestiques et des filtres. On constate une baisse du pH moyen des filtrats par rapport à celui des eaux usées d'alimentation. Il passe de 8 à 7,50 et 6,99 en moyenne, respectivement pour le filtrat à sable et le filtre plantés.

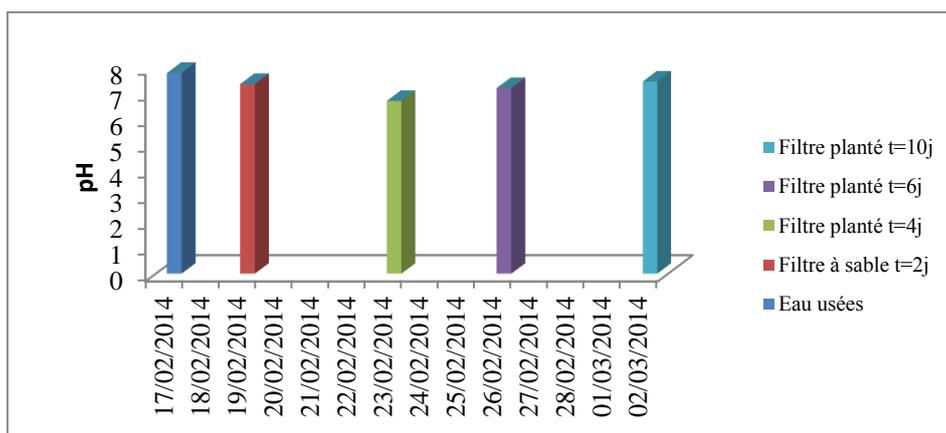


Figure 4.3. La variation du pH à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

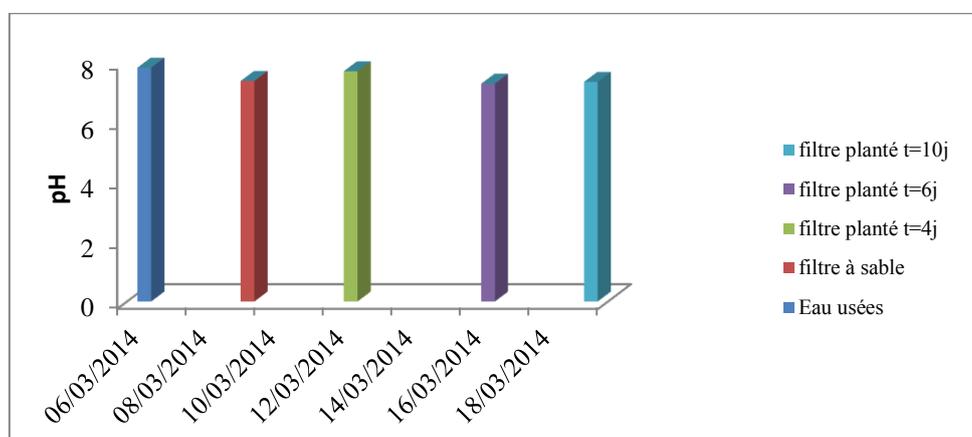


Figure 4.4. La variation du pH à l'entrée et la sortie des filtres (2^{eme} remplissage).

4.2.2.2 La température :

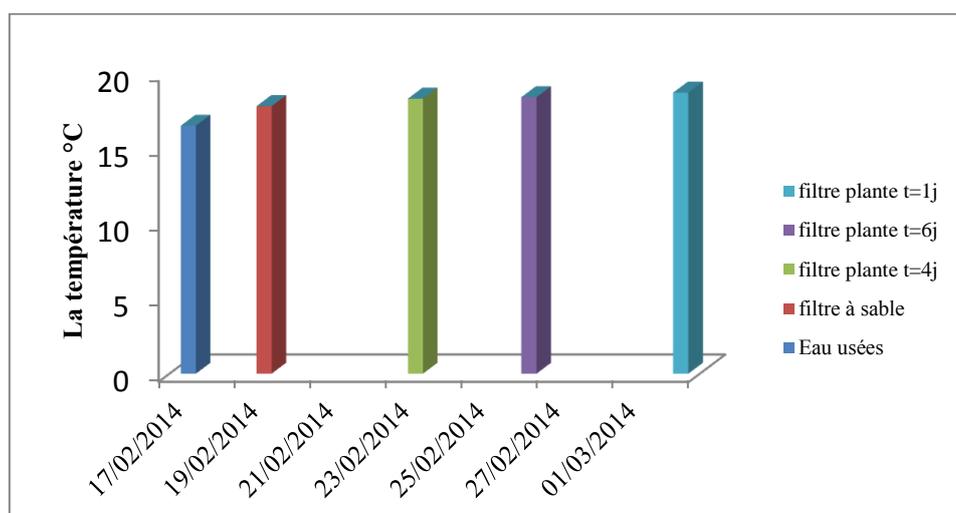


Figure 4.5. La variation de la température à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

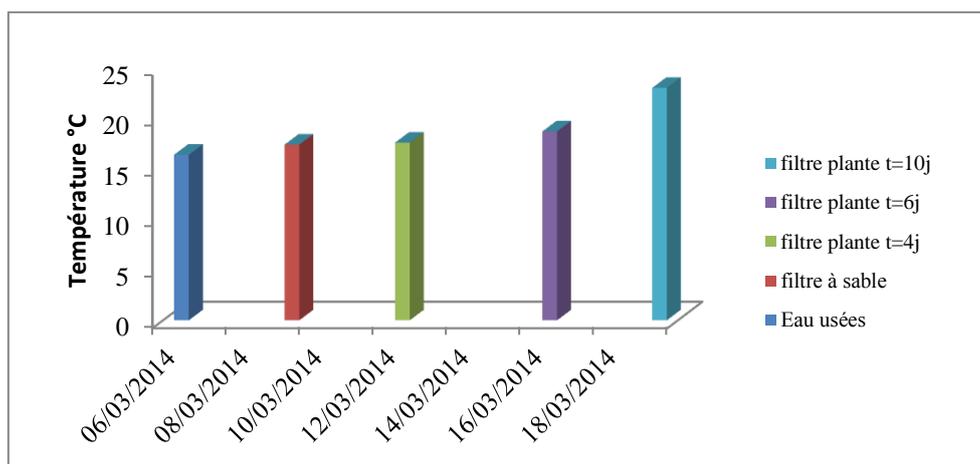


Figure 4.6. La variation de la température à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration en réduisant le colmatage qui menace la phytoépuration. En effet, (Makni, 1995) a montré que la capacité d'épuration dépend de la température qui semble influencer les cinétiques d'oxydation de la pollution dissoute. Une basse température ralentit l'activité.

4.2.2.3 La conductivité (CE) :

L'évolution de la conductivité électrique des eaux usées domestiques et des eaux des différents filtres est présentée sur la figure (4.7, 4.8). Les résultats des teneurs montrent que la conductivité dans les filtrats est supérieure à celle des eaux usées brutes. Cette dernière atteint une moyenne de 5914 $\mu\text{s}/\text{cm}$. La même constatation est effectuée par plusieurs chercheurs (Abissy et al., 1999) pour des plantations de type (Typha, phragmite, tamarix). La conductivité électrique du filtre planté augmente d'une manière importante par rapport au filtre à sable.

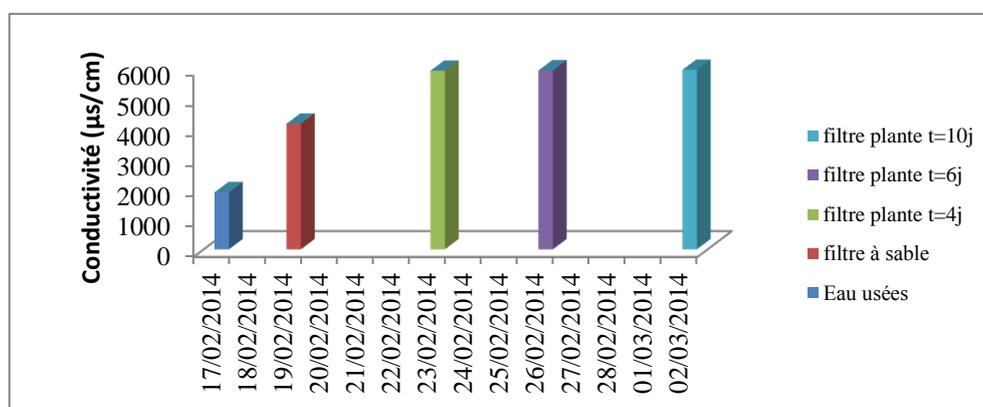


Figure 4.7. La variation de la conductivité à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage)

L'augmentation de la conductivité est due au phénomène d'évapotranspiration de la végétation, qui tend à concentrer davantage l'effluent. (Selon RanJani et *al.*, 1996) cette augmentation est liée au lessivage des minéraux du sol à la minéralisation de la matière organique.

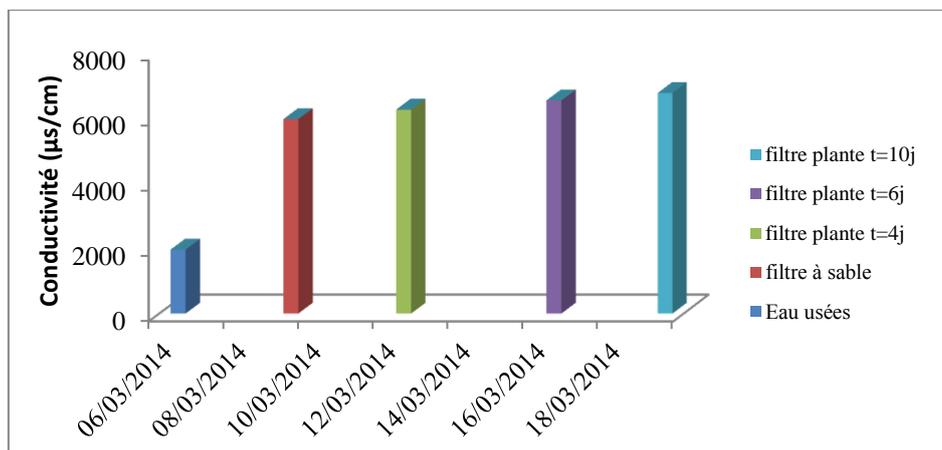


Figure 4.8. La variation de la conductivité à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

4.2.2.4 La turbidité :

Nous constatons que la turbidité diminue considérablement dans les deux. Le pourcentage d'élimination est de 83,07 % et 95,38 %. Donc on peut conclure que l'élimination est assurée par le filtre à sable comme elle l'était dans le filtre planté. Résultats confirmés par la même équipe de recherche (Mimeche.L et Debabeche M) sur les filtres plantés de macrophyte.

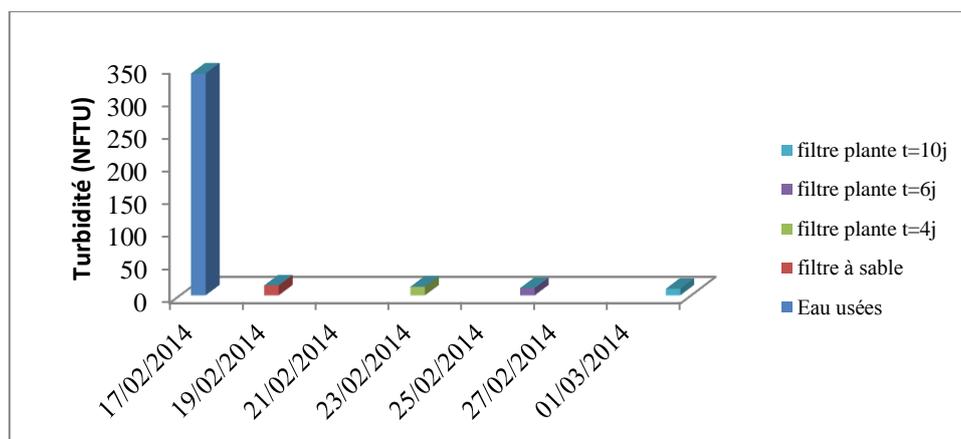


Figure 4.9. L'abattement de la turbidité à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage)

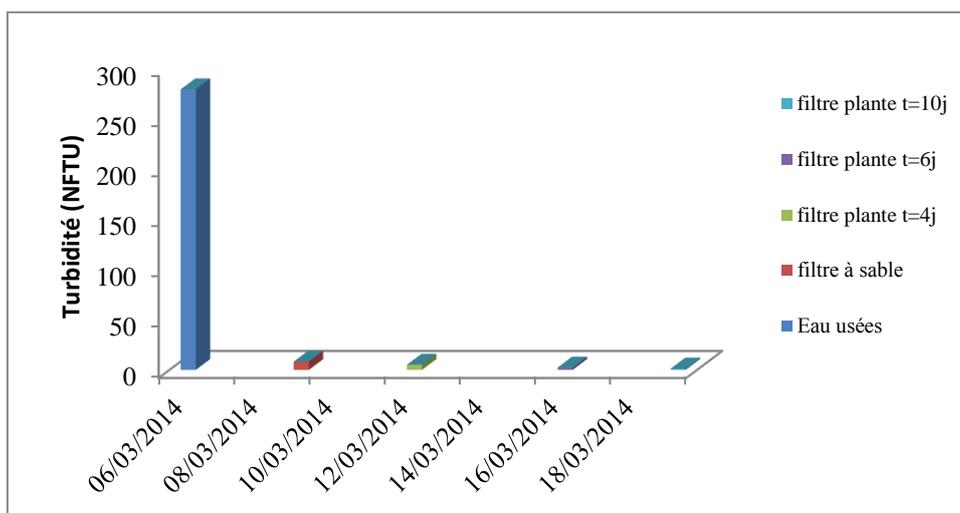


Figure 4.10. L'abattement de la turbidité à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

4.2.2.5 Les matières en suspension :

Le massif filtrant du filtre nu contribue à l'élimination en grande partie des matières en suspension relativement grossière. La diminution de la turbidité dans le filtre nu engendre l'élimination des micros organismes (Boutin., 1987).

Le massif filtrant du filtre nu contribue à l'élimination en grande partie des matières en suspension relativement grossière. La diminution de la turbidité dans le filtre nu engendre l'élimination des micros organismes (Boutin., 1987).

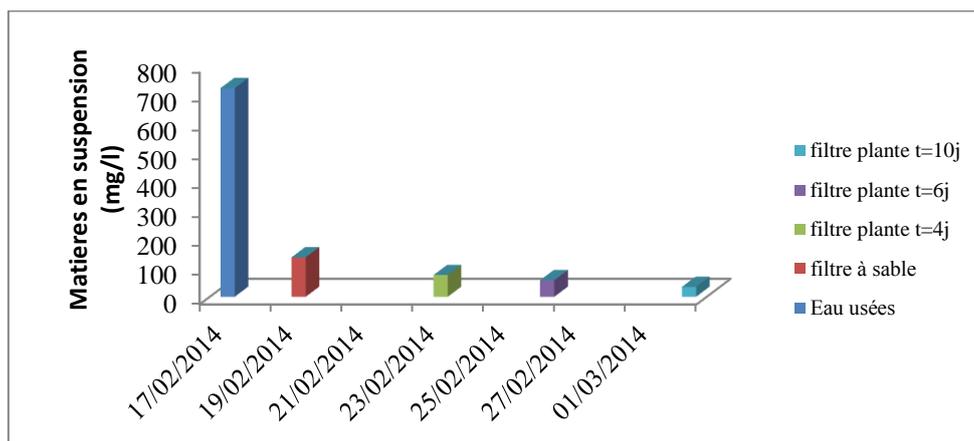


Figure 4.11. L'abattement de la MES à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage)

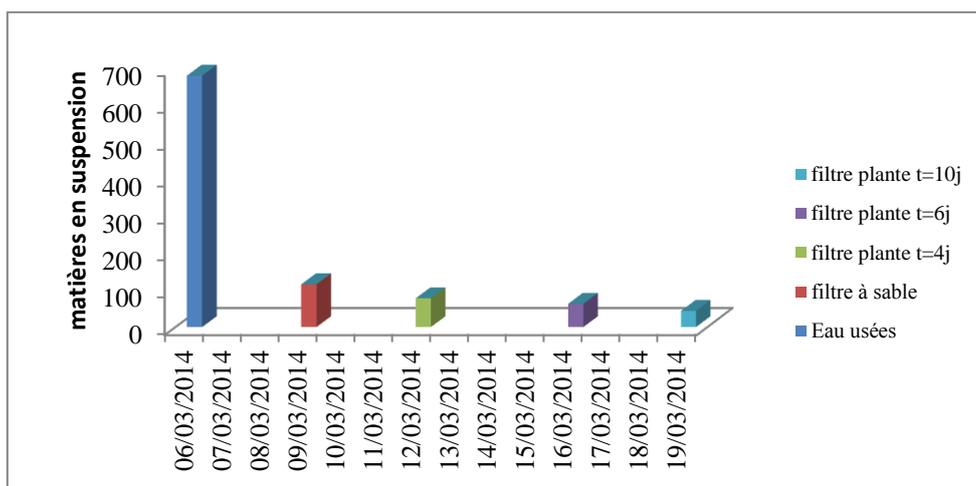


Figure 4.12. L'abattement de la MES à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

4.2.2.6 Evolution de la demande chimique et biologique en oxygène DCO et DBO₅ :

a) la DCO (Demande chimique en oxygène):

La concentration en DCO totale pour les eaux brutes à l'entrée des filtres plantés sont de 560 mg/l et 610 mg/l avec une valeur de 268,49 mg/l à la sortie du filtre à sable et une valeur d'abattement de la DCO qui arrive à 45 mg/l après 10j dans le filtre planté de macrophyte.

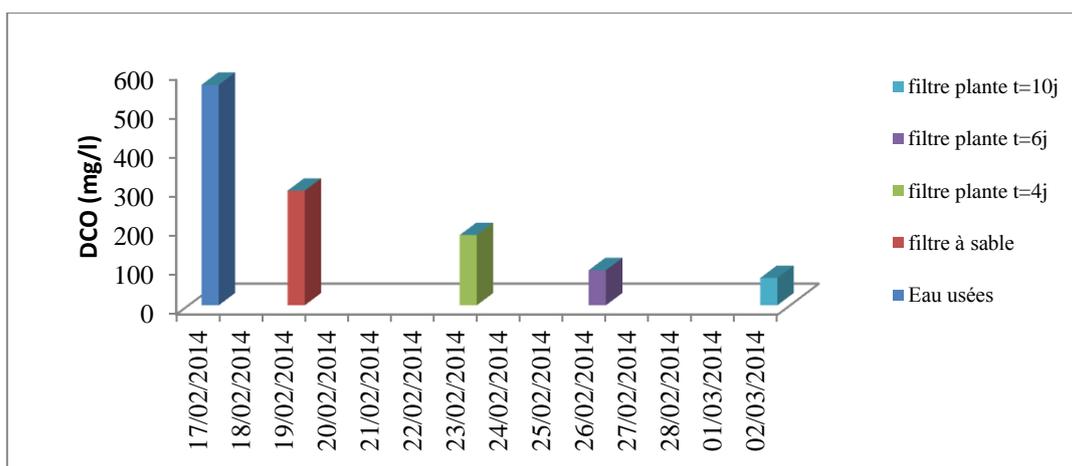


Figure 4.13. L'abattement de la DCO à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

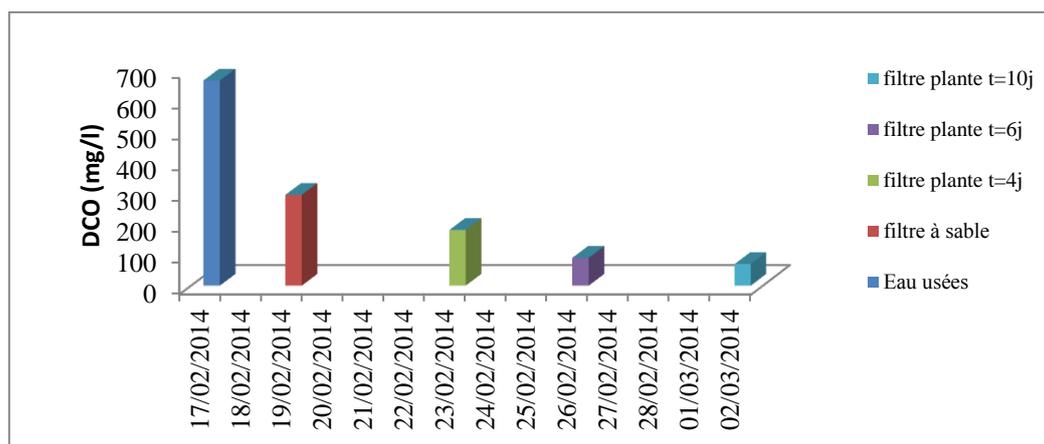


Figure 4.14. L'abattement de la DCO à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

Selon (Biddlestone et al., 1991), les phragmites australes a l'aptitude de transférer l'oxygène du rhizome vers les racines à travers un système interne ce qui favorise la création d'une zone aérobie autour des racines. Cette zone aérobie va permettre la prolifération des micro-organismes qui sont les principaux décomposeurs de la matière organique dans la zone racinaire

b. La DBO₅ : (Demande biologique en oxygène) :

La figure (4.15) représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micros organismes pour oxyder et dégrader l'ensemble de la matière organique d'un échantillon d'eau usées maintenu à 20C°, à l'obscurité pendant 5 jours. L'abattement de la DBO₅ est important et qui atteint une valeur de 35mg/l après un temps de rétention de 10j.

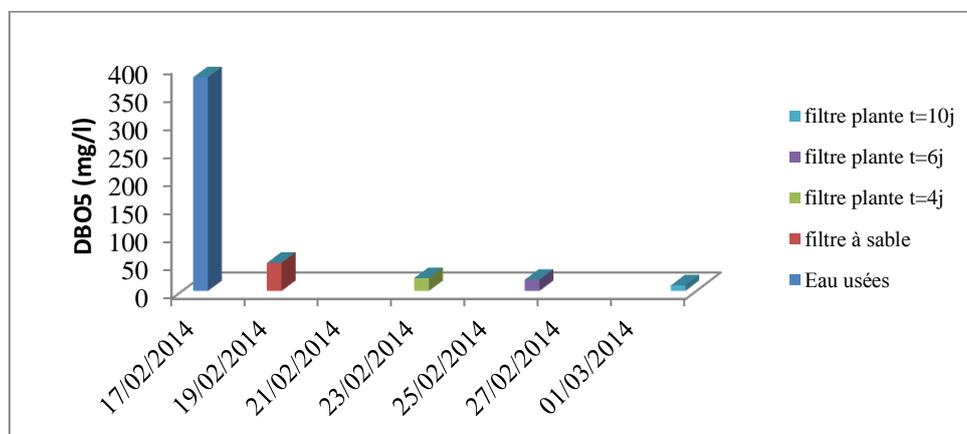


Figure 4.15. L'abattement de la DBO5 à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

Cette dégradation peut se faire en présence ou en absence d'oxygène (Boutin,1987). L'élimination de la charge organique se fait par simple filtration en plus des processus biologiques dus à la flore bactérienne et aux plantes. (Abissy *et al.*, 1998).

La DBO₅ : (Demande biologique en oxygène) :

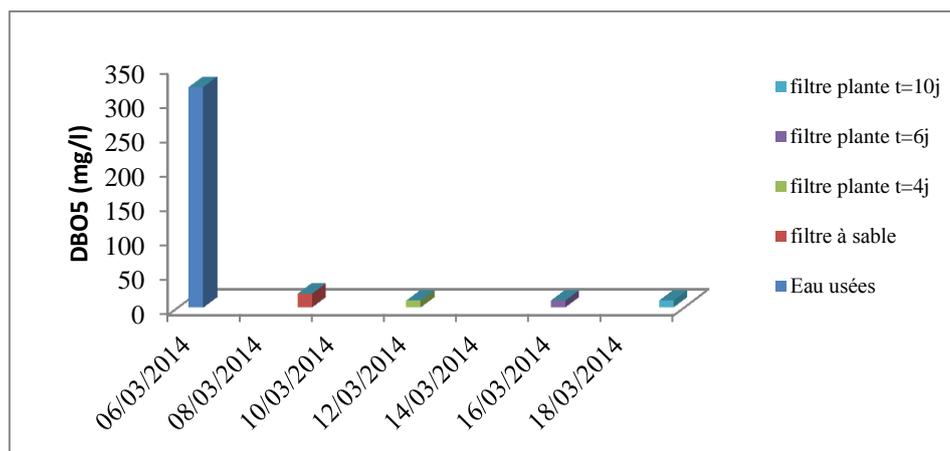


Figure 4.16. L'abattement de la DBO₅ à l'entrée et la sortie des filtres (2^{ème} remplissage).

4.2.2.7 L'abattement des nitrates :

Pour la réduction des nitrates, nous constatons une diminution très remarquable des teneurs en nitrates à la sortie du filtre à sable qui est nettement amélioré par le filtre planté et après un temps de séjours égale à 8. En effet les macrophytes aquatique tels que le roseau sont dotés d'une espace d'air interne bien développé à travers les tissu de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (Brix *et al.*, 1994). Ces quantités d'oxygène favorisent pratiquement la prolifération bactérienne nitrifiante au niveau de la rhizosphère.

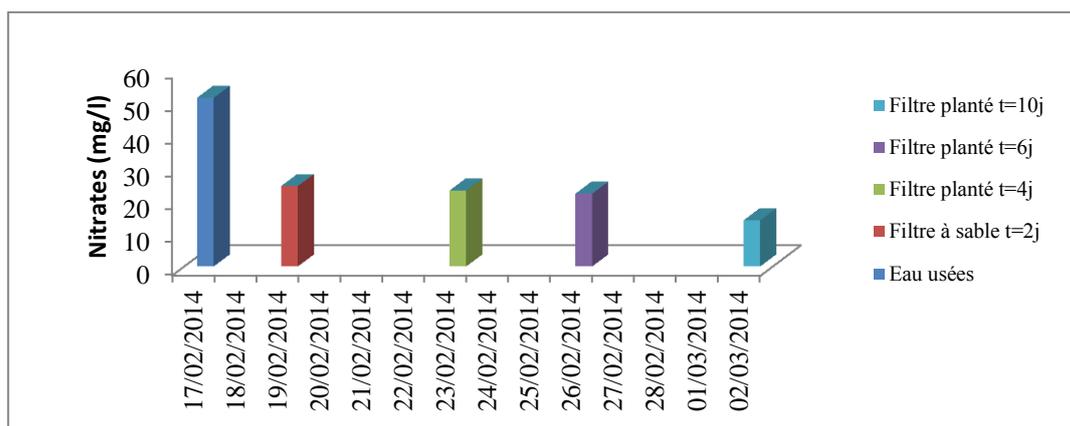


Figure 4.17. L'abattement des nitrates à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

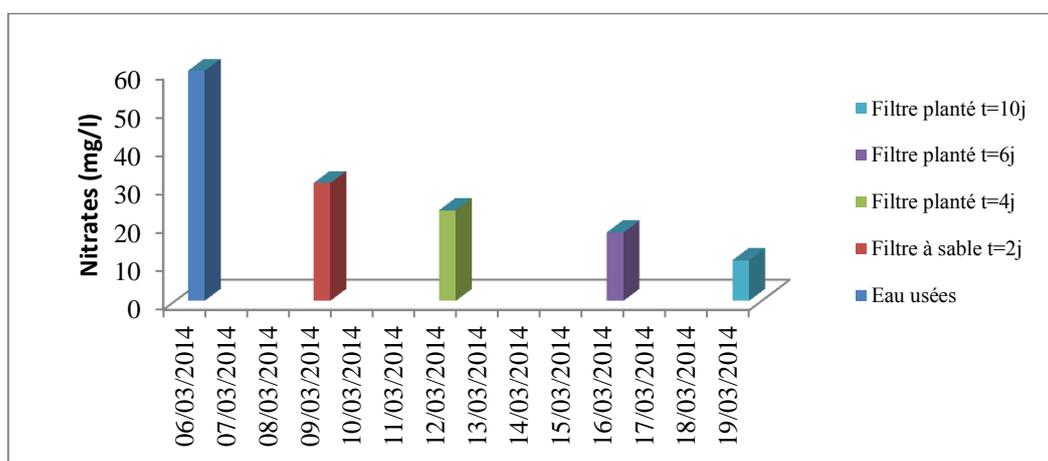


Figure 4.18. L'abattement des nitrates à l'entrée et la sortie des filtres (2^{eme} remplissage).

4.2.2.8 L'abattement des sulfates :

Les valeurs du sulfate des eaux usées brutes et récupérées sont présentées dans la figure (4.19).

Le graphique (4.19) présente la variation des sulfates durant toute la période d'étude, il est remarquable t qu'il y a une diminution des valeurs obtenues par les filtres. Pour le filtre à sable le rendement arrive jusqu'à 40%. L'eau passe du filtre à sable jusqu'au filtre planté qui a permet d'améliorer le rendement de l'abattement des polluants et qui a atteint 80%.

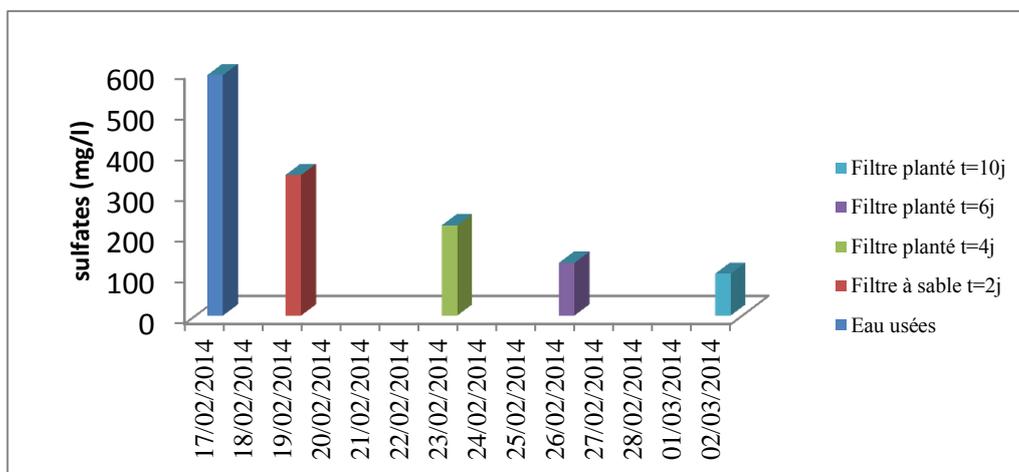


Figure 4.19. L'abattement des sulfates à l'entrée et la sortie des filtres (1^{er} remplissage).

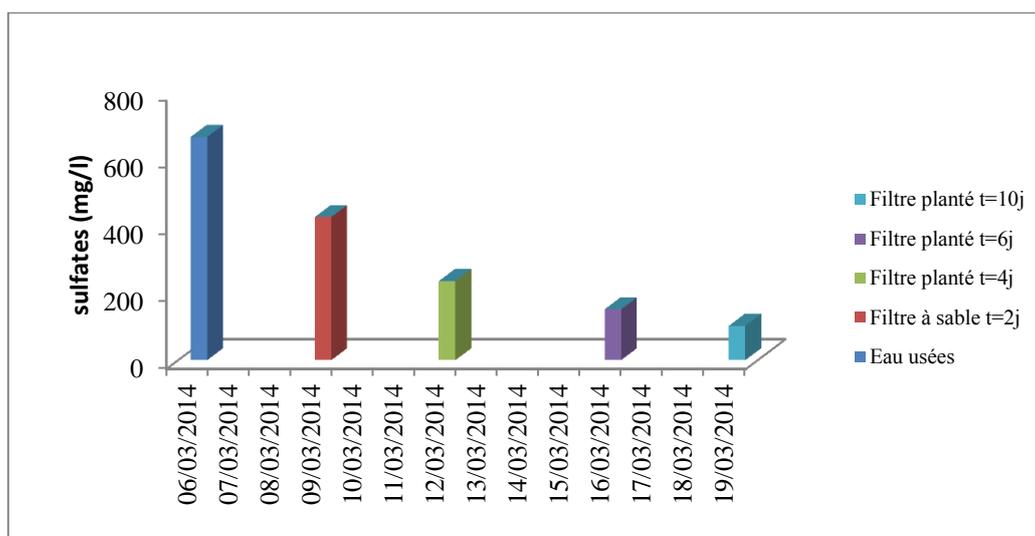


Figure 4.20. L'abattement des sulfates à l'entrée et la sortie des filtres (2^{er} remplissage).

En milieu anoxique, il pourrait avoir une réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène (H₂S). (Leroy, 1986). Cela implique le rôle d'introduire les plantes dans l'augmentation de la porosité dans le substrat provoquant l'aération de ce milieu à l'intérieur.

Conclusion :

Cette étude s'inscrit dans une optique du développement durable. Le principe objectif est la conception et l'application d'un pilote expérimentale pour le traitement de la pollution phosphatée des eaux usées en vue d'une réutilisation de ces eaux.

Dans un premier temps nous avons caractérisés le composant phosphate, puis nous avons décrit le système phytoépuration et son utilisation dans le traitement des eaux usées et spécialement la pollution d'origine phosphaté.

L'élimination des phosphates des eaux usées domestiques par des filtres combiné en série, le premier filtre à sable le deuxième filtre planté de phragmites australis, est assurée par la prolifération des bactéries soient qui se trouvent au niveaux des eaux usées ou bien aux niveaux des racines des plantés.

Les essais présentés au cours de ce chapitre varient entre un taux d'élimination de 55 % dans le filtre à sable. Dans le filtre planté de Phragmite australis l'abattement du phosphate a atteint 80%

On peut donc conclure que la présence du sable avec un filtre planté de macrophyte a permet de performer le dé phosphatation des eaux usées.

L'amélioration des rendements d'élimination apportés par la présence d'un filtre à sable semble importante et s'accroît en fonction du temps.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail révèle la simplicité et l'efficacité des procédés naturels par filtres plantés par rapport à la complexité d'une station d'épuration classique. La conception de filtres plantés de macrophytes possède réellement de nombreux avantages; c'est une technique simple, économique, efficace, fiable, adaptable au lieu, demandant peu d'entretien et qui s'insère bien de le paysage local.

L'élimination du phosphore contenu dans les eaux résiduaires vise en général à lutter contre l'eutrophisation des milieux aquatiques qui affecte différents usages de l'eau. Nous pouvons affirmer qu'il est aujourd'hui tout à fait possible techniquement d'obtenir des bonnes performances pour l'abattement des phosphates avec des filtres plantés de macrophytes, des valeurs qui arrivent jusqu'à 50% dans la région de Biskra. Résultats obtenues avec des recherches réalisées par M^{eme}Mimeche et aussi par M^{er}Debabeche et son équipe

L'objectif de cette étude est de déterminer la possibilité d'améliorer la performance d'abattement du phosphate des eaux usées en plaçant un bac à sable avant le filtre planté de macrophyte. Dans ce cas le dispositif est constitué de deux bac le premier est rempli du sable alluvionnaire et le deuxième avec du gravier alluvionnaire et planté de *Phragmites australis*. Les eaux usées utilisées sont pris du rejet d'El Kantara qui a une charge organique dominante. L'écoulement est sous un régime d'écoulement vertical.

Les résultats obtenus dans cette étude permettent de confirmer que l'existence d'un bac à sable a amélioré nettement la performance de traitement des eaux usées par des systèmes à macrophytes à traiter les eaux domestiques, sous climat aride et sous les conditions expérimentales adoptées.

Une élimination importante est observée dans le filtre de *Phragmites australis*. Cette élimination peut atteindre 93.52% pour les matières en suspensions, 91.61% pour la DCO et 96.87% pour la DBO₅, pour les nitrates 82.36% et les phosphates 97.45%. Le filtre planté de *Phragmites australis* à écoulement vertical est donc un filtre robuste d'épuration des eaux usées urbaine.

REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUES

- 1 ABISSY ET MANDI, 1999.Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines: cas du Roseau.
- 2 ABISSY ET MANDI. , 1998. Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas des roseaux, revue des sciences de l'eau, rev.sci.eau 12 (2), p 285 – 315.
- 3 ADEME ET AL., 2007 :Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
- 4 AFNOR 1993:normesfrançaisesAfnor [172] GRANULOMÉTRIQUE 1993
- 5 BARROIN, 1991:Phosphore, Azote et prolifération des végétaux aquatiques. Courier de l'environnement de l'INRA
- 6 BIDDELSTONE A.J ET AL., 1991 B: A botanical approach to the treatment of waste waters, journal of biotechnology, 17, 209 – 220.
- 7 BORIN, 2007 :
- 8 BOUTIN.C, 1987:Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency. Wat. Sci. Tech, p 29 – 40.
- 9 BRIX, H. 1987:Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants _ the root-zone method. Great Britain (ed.) Prog.Wat.Tech, Vol. 19, Rio, pp. 107_118.
- 10 BRIX, 1997: Do macrophytewetlandsplay a rôle in constructedwetlansssystemes ; water science and technologie 35 :n° 5 pp 11-17
- 11 BRIX.H., 1994.Functions of macro-phytes in constructed wetlands.Wat. Sci.Tech. vol.29,n°.29, p 71 – 78.
- 12 BRIX H., 1993:macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: treansport mechanisms and rates. Reprint from constructed wetlands for water quality improvement (G.A. Moshiri, Editor).Lewis publishers.Boca Raton, Ann arbot, London, Tokyo.

- 13 CARPENTER, M., NAGELL, K., ET TOMASELLO, M., 1998: Social cognition, joint attention, and communicative competence from 9 to 15 months of age. Monographs of the Society for Research in Child Development, 63(4, Serial No. 255)
- 14 CEEP 2008 : Centre Européen d'Etudes sur les Polyphosphates, Scope Newsletter n° 71, septembre 2008
- 15 CLEMENT MATHIEU ET FRANÇOISE PIELTAIN ET LAVOISIER 2003 : Analyse chimique des sols. p : 154.
- 16 CRISTINA, Q, ZELIA R, BRUNA F, HUGO F, TERESA T 2009: Biosorptive performance of an Escherichia coli biofilm supported on zeolite naY for the removal of Cr(VI), Cd(II), Fe(III) and Ni(II). Chem. Eng. J., 152:
- 17 D., ALEXANDRE.2007 :DALOZ Alexandre le 26 janvier
- 18 COMEAU, Y., HALL, K.J., HANCOCK, R.E.W. AND OLDHAM, W.K. 1986: Biochemical Model for enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Res.* **20** (12) 1511-152.
- 19 DERNAT M, ET AL., 1994 :Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 182.
- 20 DHWB, 2010 :
- 21 DIRK ET AL., 2005 :
- 22 DUNNE ET AL., 2005 :Phosphorus release and retention by soils of natural isolated wetlands. *Int. J. Environ. Pollut.* 28, 496–516..
- 23 ENCARTA, 2004 :
- 24 ENVIROSULT, 2007 :
- 25 DAJOZ R., 1985: Précis d'écologie. Éd. Dunod, Paris, 505 p.
- 26 ESSER, D., PRONOST, J. 2005 : Traitement de l'azote et du phosphore des stations filtres plantés de roseaux pour dépasser le niveau d'épuration D4. *Environnement Et Technique*, 246
- 27 FAUCTEUX, 2002 :des réseau contre les eaux usées Revue de la science au quebec nouvelle édition
- 28 FRANCK REJSEK CRDP, 2002: Analyse des eaux. P : 9

- 29 GAUJOUS, 1995 :la pollution des milieux aquatiques Aide-mémoire 2^{ème} édition masson 136p
- 30 GAUSENET AL. 1982 :Précis de botanique, végétaux supérieurs 2^{ème} édition masson 170p
- 31 GESBERG ET AL, 1986 :Role of aquatic plants in wastewatertreatment by artificilwetlands.waterRes ,20(3) :363-368
- 32 .GLENNIE E. B., LITTLEJOHN C., GENDEBIEN A., HAYES A., PALFREY R., SIVIL D., WRIGHT K. 2002 : Phosphates and Alternative DetergentBuilders. *WRC Final report*
- 33 GEOPLUS 2000 :“Etude du phosphore. Proportion du phosphore issu des détergents dans les eauxcontinentales. Phase 1 - Réévaluation du ratio équivalent-habitant en phosphore. Rapport pour leCentre Européen d’Etudes sur les Polyphosphates, 87 p.
- 34 HAROUIYA ET AL., 2011 :Phosphorusremoval by apatite in horizontal flow constructedwetlands: Kinetics and treatmentreliability. November 1-7, 2008. 11th International Conference on WetlandSystems for water Pollution Control. Indore, INDIA.
- 35 KADLEC ET AL., 2008 :ConstructedWetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of
- 36 LAFFORGUE. M, 1998 :Technique de réhabilitation des plans d'eau eutrophisés. *Technique Sciences et Méthodes*, 93:27-40.
- 37 LAVOISIER 2003 :Analyse chimique des sols Clément Mathieu / Françoise Pieltain – p : 154.
- 38 LEMERCIER, B, 2003 : la pollution par les matières phosphorée en Bretagne, étude bibliographique, DIREN Bretagne. 85 pages.
- LEMERCIER B., 2003 :La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : sources, transfert et moyens de lutte – DIREN Bretagne –85 pages
- 39 LEDUC, G., DIXON, D.G., RUBER, H., RUBY, S.M., SPEYER, M. ET WEBB, M. 1976 : ToxicityStudies of ChemicalsAssociatedwithNorthernMining Operations. Department of IndianAffairs and NorthernDevelopment, Ottawa, 21p
- 40 LEROY, 1986 :pollution des eaux presse universitaire de France 125p

41 LIENARD ET AL., 2010 :The French system: 30 years of experience in treating raw wastewater with reed bed systems. October 4-8, 2010. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Venice, ITALY.

42 MAKNI, 1995 :

43 MANAHAN, STANLEY E :« environmental science, technology and chemistry » environmental chemistry Boca Raton CRC Press LLC, 2000

44 MARIKA, R., YUNUPINGU Y., MARIKA-MUNUNGGIRITJ, R. AND MULLER, S. 2009: Leaching the poison the importance of process and partnership in working with Yolngu. Journal of Rural Studies 25 (4): 404–13

45 MAURIZIO, 2007 :

46 MOLLE, P., LIENARD, A., GRASMICK, A. AND IWEMA, A. 2003 : Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous and their

chemical reactions. Water Science and Technology, 48(5), 75-83.

47 MOLLE, P., LIENARD, A., GRASMICK, A., IWEMA, A., KABBABI, A. 2005 : Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands. Water Science and Technology, 51(9), 193-203.

48 MOLLE ET AL., 2008 : Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution. Grenoble eau pure. (Rapport).

49 NICHOLLS ET AL., 1979 : Bacterial stress: Prerequisite for biological removal of phosphorus. JWPCF, 51, 557-569.

50 OCDE, 1982: Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris. 164. P.

51 PANT, H.K., REDDY, K.R., 2001B : Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. J. Environ. Qual. 30, 1474–1480.

52 QUÉTIN PHILIPPE: Ingénieur Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

53 RODIER, J. 1996 :Analysed'eau : eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer, 8^{ème} édition
DUNOD. p01.

54 REDDY K.R. ET TUCKER J.C., 1983 :Productivity and nutrientuptake of water hyacinth,
Eichhorniacrassipes. 1 – Effect on nitrogen source. *Econ. Bot.*, **37**(2), 237-247.

55 SEIDEL ET AL., 1978 :macrophytes and water purification. In : Biological Control of
Water Pollution, J. Tourbier and R. W. Pierson (eds.), PennsylvaniaUniversityPress,
Philadelphia, Pennsylvania, PP. 109-122.

56 TIGLYENE, S., MANDI, L. ET A.E. JAOUAD 2005 : Enlèvement du chrome par
infiltration verticale sur lits de *Phragmites australis* (Cav.) ,*Rev.Sci.Eau* . p177-198.

57 VINCENT G., DALLAIRE S., LAUZER D. 1994 :Antimicrobial properties of roots
exudate of threemacrophytes: *Menthaaquatica* L., *Phragmitesaustralis* (Cav.)
Trin.andScirpuslacustris L.. Proceedings of the 4th International Conference on Wetlands
Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, China.p150-155

58 VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P.F., GREEN, M.B., HABERL, R.,
1998 :ConstructedWetlands for WastewaterTreatment in Europe. BackhuysPublishers,
Leiden, p. 366.

59 VYMAZAL, J. 1995 :Algae and nutrientcycling in wetlands. In CRC Press/Lewis
Publishers: Boca Raton, Florida., UNITED STATES.

60 WIND, T. 2007 :The Role of Detergents in the Phosphate-Balance of European Surface
Waters.*European Water Management Online*.

Réf : Manuel DR 5000 mode d'emploi.

Réf : ManuelOxiTop® IS 6