



Université Mohamed Khider – Biskra  
Faculté des Sciences et de la technologie  
Département : .....  
Ref : .....

جامعة محمد خيضر بسكرة  
كلية العلوم و التكنولوجيا  
قسم:.....  
المرجع:.....

Thèse présentée en vue de l'obtention  
Du diplôme de  
**Doctorat en sciences en : Hydraulique**

**Spécialité : Hydraulique**

Présentée par :  
**Mimeche Leila**

*Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration  
des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride  
-Application à la région de Biskra-*

Soutenue publiquement le 04/12/2014

**Devant le jury composé de :**

Benkhaled Abdelkader	Professeur	Président	Université de Biskra
Debabeche Mahmoud	Professeur	Rapporteur	Université de Biskra
Boudoukha Abderrahmane	Professeur	Examineur	Université de Batna
Caravello Gianumberto	Professeur	Invité	Université de Padoue (Italie)
Zella Lakhdar	Professeur	Examineur	Université de Blida
Houichi Larbi	Professeur	Examineur	Université de Batna
Seghairi Nora	MC 'A'	Examineur	Université de Biskra

## **REMERCIEMENT**

*Ces quelques expressions vont me permettre de remercier tous ceux qui m'ont beaucoup apporté au niveau scientifique et personnel.*

*Cette thèse a été réalisée à l'université Mohamed Kheider de Biskra, Faculté de science de l'ingénieur département d'hydraulique. Elle s'inscrit dans une dynamique de recherche dans le domaine de l'ingénierie environnement. Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une convention d'accord de recherche entre l'université de Padoue en Italie et l'université de Biskra en Algérie.*

*J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon directeur de thèse le professeur Debabeche Mahmoud qui m'a accordé sa confiance et sa patience. Sa contribution hautement distinguée dans la réalisation de ce travail me restera à l'esprit, son sens d'appréciation scientifique, sa rigueur pour le travail bienfait, ses suggestions pertinentes, son soutien et sa disponibilité, ont permis, à maintes reprises, de clarifier mes pensées.*

*Mes reconnaissances et mes vifs remerciements vont également au professeur Selatnia Recteur de l'université de Biskra pour son soutien financier et moral qui m'ont permis d'élaborer ce travail.*

*Je tiens à exprimer mes sincères remerciements et ma profonde gratitude à Monsieur Gianumberto Caravello, Professeur à l'université delistudi di Padovodipartimento di medicinaItaliapour ses précieux conseils et surtout pour son aide à promouvoir la coopération entre l'université de Biskra et l'université de Padova.*

*J'exprime toute ma gratitude à Monsieur Morizio Borin, Professeur au département d'agronomie Université de Padova, pour ses conseils et orientations.*

*Mes sincères remerciements vont aussi à M<sup>er</sup> Farhi Abdallah professeur et doyen de la faculté de science du nature et responsable de la revue courrier de savoir pour sa précieuse aide.*

*Mes vifs remerciements vont à M<sup>er</sup> Debabeche Djamel responsable du laboratoire de traitement des eaux usées du TIFIB qui m'a accueilli dans son laboratoire et grâce à lui j'ai pu réaliser toutes l'expérimentation.*

*Je remercie d'une manière spéciale le responsable du département de génie civil et hydraulique M<sup>er</sup> Bouziane Med Toufik pour son aide et son encouragement.*

*Une grande reconnaissance va à M<sup>er</sup> Benkhaled Abdelkader de l'université de Biskrapour l'honneur qu'il m'a fait à fin de présider le jury de cette thèse et pour l'intérêt qu'il a bien voulu porter à mon travail.*

*J'adresse également mes sincères remerciements au M<sup>er</sup> Zella Lakhdar de l'université de Blida d'avoir accepté de juger ce travail et apporté ses critiques tant constructives.*

*Je remercie chaleureusement le professeur Boudoukha Abderahmane de l'université de Batna pour avoir bien voulu examiner ce travail et de contribuer par ses conseils tant souhaités.*

*Comme je remercie infiniment M<sup>er</sup> Houichi Laarbi de l'université de Batna d'avoir accepté de prendre part à l'appréciation de ce travail et d'apporter ses suggestions congruentes.*

*Je remercie également très sincèrement M<sup>me</sup> Seghairi Nora de l'université de Biskra d'avoir accepté d'évaluer ce travail.*

*Je ne saurai clôturer cette liste de remerciement et de reconnaissance, sans exprimer ma profonde gratitude à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.*

## Tables des matières

Remerciement	
Résumé	
Abstract	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Abréviations	
Introduction générale.....	01
1 <sup>ère</sup> partie: La revue de la littérature	
Chapitre 1 : Généralités sur les eaux usées	
1.1. Introduction.....	05
1.2. Définition des eaux usées.....	06
I.3. Origine des eaux usées.....	06
1.3.1. Origine industrielle.....	07
1.3.2. Origine domestique.....	07
1.3.3. Origine agricole.....	08
1.3.4. Origine pluviale.....	09
1.4. Incidences des effluents d'eaux usées municipales.....	09
1.4.1. Incidences des effluents sur la santé humaine.....	10
1.4.2. Contamination de l'eau potable.....	10
1.4.3 Dégradation de l'environnement.....	11
1.4.4. Eutrophisation des eaux réceptrices.....	11
1.4.5. Toxicité directe.....	12
1.5. Utilisation des eaux usées.....	13
1.5.1. Utilisation agricole.....	13
1.5.1.1 L'emploi des eaux usées en agriculture .....	13
1.5.1.1.1 L'épandage des eaux usées brutes .....	13
1.5.1.1.2. L'irrigation par les eaux usées traitées .....	13
1.5.1.2. Risques potentiels de la valorisation agronomique des eaux usées.....	14
1.5.1.2.1. Les risques pédologiques .....	14
1.5.1.2.2. Les risques sanitaires .....	14
1.5.2. Utilisation industrielle.....	15
1.5.3. Utilisation destinées aux loisirs.....	15

1.6. Traitements des eaux usées .....	16
1.6.1. Les prétraitements .....	16
1.6.1.1. Dégrillage .....	17
1.6.1.2. Le dessablage .....	17
1.6.1.3. Dégraissage, déshuilage .....	18
1.6.2. Le traitement primaire.....	18
1.6.3. Traitement secondaires (ou traitement biologique).....	19
1.6.3.1. Traitement biologique intensifs .....	19
1.6.3.1.1 Lits bactériens .....	19
1.6.3.1.2 Disques biologiques .....	20
1.6.3.1.3. Boues activées .....	20
1.6.3.2. Traitement biologique extensifs.....	21
1.6.3.2.1. Le lagunage .....	21
1.6.3.2.2. La filtration /percolation.....	22
1.6.3.2.3 La phytoépuration ou filtres plantés de macrophytes.....	22
1.6.4. Le traitement tertiaire .....	23
1.6.4.1. La déphosphatation .....	23
1.6.4.2. La désinfection .....	24
1.7. Conclusion.....	24

Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes  
(constructed wetland)

2.1. Introduction .....	26
2.2. Evolution de la technique.....	27
2.3. Principes général des marais filtrants artificiels.....	29
2.3.1. Processus physiques .....	30
2.3.2. Processus chimiques.....	30
2.3.3. Processus biologiques.....	31
2.4. Facteurs affectant la Phytoépuration .....	31
2.4.1. Les caractéristiques environnementales .....	32
2.4.2. Facteurs influençant l'interaction sol-eau-plante.....	33
2.4.2.1. Facteurs influençant l'interaction sol-eau .....	33
2.4.2.2. Facteurs influençant l'interaction eau-plante.....	34

2.5. Les différents schémas des marais filtrants artificiels.....	36
2.5.1. Zones naturelles humides (NW).....	36
2.5.2. Zones naturelles construites (CW) ou marais filtrants artificiels.....	38
2.5.2.2. Systèmes flottants (FS) (Floating aquatic plant system FAP).....	38
2.5.2.3. Système à écoulement sub-superficiel (SSFS) (Subsurface flow wetlands SSF).....	38
2.5.2.3.1 Système à écoulement horizontal (HSSFS) .....	38
2.5.2.3.2. Système à écoulement vertical (VSSFS) .....	39
2.5.2.3.3. Systèmes hybrides .....	42
2.6. Rôle de différents composants de filtre.....	43
2.6.1. Rôle de matériau de remplissage.....	43
2.6.2 Rôle des plantes dans le système de phytoépuration.....	44
2.6.2.1 Effets des plantes dans les marais filtrants artificiels.....	44
2.6.2.1.1 Les rôles indirects .....	46
2.6.2.1.2. Les rôles directs .....	47
2.6.2.2. Les famille des plantes utilisées .....	49
2.6.3. Rôle des micro-organismes.....	50
2.6.3.1 Biodégradation par les enzymes extracellulaires.....	52
2.6.3.2 Transformation par la respiration et la fermentation.....	52
2.7. Avantages et inconvénients de la Phytoépuration .....	52
2.8. Conclusion.....	54

### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrant artificiel

3.1 Introduction.....	56
3.2 Facteurs décisifs pour la réalisation du projet.....	56
3.2.1. Le volume d'eau.....	56
3.2.2 La qualité de l'eau.....	57
3.2.3. Le choix du site.....	57
3.2.4. La granulométrie et le type de sol .....	57
3.2.5. La Topographie et La géologie .....	58
3.2.6. Les facteurs climatiques.....	59
3.2.8. Le temps de séjour .....	60
3.3. Les conceptions des marais artificiels.....	61
3.3.1. Les ouvrages de prétraitement .....	61

3.3.2. Les marais filtrants artificiels.....	62
3.3.2.1. Installation et aménagement.....	62
3.3.2.2 Les paramètres de construction.....	63
3.3.2.3. La superficie du marais.....	63
3.3.2.3.1. La superficie du marais à écoulement horizontal .....	64
1. Dimensionnement des filtres.....	64
2. Evaluation de la géométrie du filtre.....	70
3. Détermination du taux de la charge hydraulique (HLR).....	73
4 Détermination des temps de séjour .....	74
5. Les structures d'entrée et de sortie .....	75
3.3.2.3.2. La superficie du marais à écoulement vertical .....	76
1. Dimensionnement des filtres.....	76
2. La profondeur .....	77
3. Les matériaux .....	77
4. Le drain d'aération .....	77
5. La charge hydraulique .....	78
6. L'alimentation séquentielle.....	78
7. La température .....	78
3.3.3 Implantation, développement et manutention de la végétation.....	78
3.3.4 Système d'alimentation et d'évacuation.....	79
3.3.4.1. Les types de vannes.....	79
3.3.4.2. Les systèmes d'alimentation .....	79
3.3.4.3Système d'évacuation.....	81
3.3.5 L'étanchéité.....	81
3.3.6. Constitution du filtre.....	81
3.4. Conclusion.....	83

## 2<sup>eme</sup> partie

Étude de performances épuratoires et critères de dimensionnement d'une station de marais artificiel filtrant (phytoepuration) dans la région de Biskra

Chapitre 1. Etude de performances épuratoires des marais filtrant plantés des macrophytes :  
Matériels et méthodes

1.1. Introduction .....	85
1.2. Caractéristiques des échantillons des eaux usées municipales.....	85
1.3. Mise en place du dispositif expérimental.....	86
1.3.1. Essai sur l'effet des macrophytes .....	86
1.3.1.1 Critères de choix des macrophytes.....	88
1.3.1.2. Les macrophytes utilisées .....	88
1.3.1.2.1 <i>Phragmites australis</i> .....	88
1.3.1.2.2 <i>Typha latifolia</i> .....	89
1.3.1.2.3 <i>Tamaris africana</i> .....	89
1.3.1.2.4 <i>Arundo donax</i> .....	90
1.3.1.2.5 <i>Nerium Oleander (Laurier rose)</i> .....	91
1.3.1.2.6 <i>Cyperus papyrus</i> .....	92
1.3.2. Essai sur l'effet du milieu filtrant .....	94
1.3.2.1 Critère de choix du substrat .....	94
1.3.2.2. Les différent types de substrat choisis.....	95
1.3.2.3. Evaluation de la porosité des substrats.....	95
1.4. Analyse physico-chimique et bactériologique.....	96
1.4.1. Campagne d'analyse.....	96
1.4.2. Prélèvement des échantillons .....	96
1.4.3. Matériels et méthodes d'analyse.....	98
1.4.3.1. Protocoles et méthodes d'analyse Physico chimiques.....	98
1.4.3.2. Protocoles et méthodes d'analyse bactériologiques.....	99
1.5 Conclusion.....	99

## Chapitre 2. Etude de performances épuratoires des marais filtrant plantés des macrophytes

### Résultat et discussion

2.1 Introduction.....	100
2.2 Influence des macrophytes sur la performance d'épuration .....	100
2.2.1 Résultats physico-chimique.....	100
2.2.1.1 Evolution du pH .....	100
2.2.1.2 L'abattement de la matière en suspension .....	101
2.2.1.3 L'abattement de l'azote ammoniacal .....	103



2.2.1.4 L'abattement des nitrates.....	105
2.2.1.5 L'abattement du phosphate .....	107
2.2.1.6 L'abattement du sulfate .....	109
2.2.1.7 L'abattement de la Demande biologique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).....	110
2.2.1.8 L'abattement de la Demande chimique (DCO).....	111
2.2.2 Analyse Factorielle des Correspondances (AFC).....	112
2.2.3. Interprétation des Résultats bactériologique .....	114
2.3 Influence du substrat sur la performance des filtres plantés.....	116
2.3.1. Résultats physico chimique.....	116
2.3.2. Etude de la variation de la porosité du substrat en fonction du temps.....	118
2.4. Etat des composants des filtres.....	119
2.4.1 L'état des substrats après sept mois de fonctionnement des filtres .....	119
2.4.2. Etat du <i>Typha Latifolia</i> dans les différents bacs et caractéristique du milieu après six mois de fonctionnement.....	121
2.5 Conclusion.....	122

### Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

3.1 Introduction.....	125
3.2 Installation de phytoépuration pour le rejet de la ville de Ain Zaatoot.....	126
3.2.1. Présentation générale de la ville de Ain Zaatoot .....	126
3.2.1.1 Situation de la ville de Ain Zaatoot.....	126
3.2.1.2. La Climatologie .....	126
3.2.1.3. Etat du réseau d'assainissement d'Ain Zaatoot.....	127
3.2.1.4 Les végétaux existants au rejet d'Ain Zaatoot.....	129
3.2.2. Caractérisation des eaux usées.....	130
3.2.2.1. Détermination des caractéristiques physico-chimiques des eaux usé.....	130
3.2.2.2. Détermination du débit eaux usées.....	130
3.2.2.2.1. Estimation de la population .....	130
3.2.2.2.1.2 Détermination du débit eaux usées.....	131
3.2.3. Choix de site .....	132
3.2.4. Le prétraitement.....	132
3.2.4.1. Le dégrilleur manuel.....	133

3.2.4.2. Fosse toutes eaux .....	133
3.2.5. Le regard de filtration .....	134
3.2.6. Choix de substrat.....	134
3.2.7. Choix de la végétation.....	135
3.2.8. Choix d'un modèle de marais et justification .....	136
3.2.8.1 Détermination des caractéristiques des filtres.....	136
3.2.8.1.1 Evaluation de la surface des filtres verticaux .....	136
3.2.8.1.2 Evaluation de la surface des filtres horizontaux .....	137
3.2.8.1.3 Evaluation du temps de rétention.....	138
3.2.8.1.4 Détermination de la géométrie des filtres.....	138
3.2.8.1.5 Calcul des conduites .....	141
3.3. Conclusion.....	142
Conclusion générale.....	143
Références bibliographiques.....	148
Annexes.....	157

## Résumé

L'objectif de ce travail est de mettre en évidence les potentialités de quelques plantes endémique, à savoir le *Phragmite australis*, *Typha latifolia*, *Arundo donax*, *Papyrus cypurus*, *Tamarix africain* et le *Nerium oléandre*, à épurer les eaux usées de la région de Biskra, ainsi que le rôle des type de substrat (Sable alluvionnaire, gravier alluvionnaire, gravier concassé calcaireux et finalement sol végétal) dans la performance de traitement. Le travail est finalisé par proposition d'une station de phytoépuration dans la ville de AinZaatoot situé au nord de la ville de Biskra.

Les résultats obtenus à l'issue de cetteétude montrent que le *Phragmite australis*, *Typha latifolia* et le *Papyrus cypurus* semblent être plus rentable par rapport à l'élimination de tous les polluants des eaux usées domestique. Tandis que le *Tamarix* offre de meilleures capacitésépuratoires par un prélèvement plus importantde nutriments (N et P). Le *Typha latifolia* et le *Tamarix* africainétaient très rentables concernant l'élimination de l'azote ammoniacale et les phosphates. L'*Arundo donax* a montré son efficacité dans l'élimination des sulfates. Le *Nerium Oleander* a permis un taux d'élimination important pour les streptocoques fécaux. *Phragmite australis*, *Typha latifolia*, *Papyrus cypurus* et *Tamaix africanis*ant efficaces dans l'élimination des *germes totaux*, des *coliformes totaux*, des *coliformes fécaux* et des *streptocoques*. De façon générale, lesfiltres plantés de macrophytes sont un meilleurmoyen d'assurer de bons abattements des polluants des eaux usées. Cependant, la forte évapotranspiration sous climat aride entraine une réduction nonnégligeable des débits avec pour conséquenceune augmentation des concentrations en selsminéraux ce qui nous a mener à chercher des plantes tolérantes à la salinité tel que le *Tamarix africain* qui a monté son efficacité dans l'abattement du sulfate, l'azote ammoniacal et les phosphates.

Concernant les essais sur l'efficacité des filtres remplis du sol végétale, gravier concassée calcaireux sable ou gravier alluvionnaire et planté de *Typha latifolia* à éliminer la MES, la DCO, le  $\text{NH}_4^+$ , le  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  des eaux usées domestiques avec un temps de rétention de 4jour, le meilleur rendement est observé au filtre remplis de sable suivi de filtre remplis de gravier alluvionnaire. Aussi la présence des plantes améliore les rendements épuratoires et réduit les problèmes de colmatage.

## Abstract

The objective of this work is to demonstrate the potential of some endemic plants, namely *Phragmite ustralis*, *Typha latifolia*, *Arundo donax*, *Papyrus cypurus*,

*African Tamarix* and *Nerium oleander*, to purify Biskra region the wastewater, and the role of substrate type (sand, gravel alluvial, calcareous and finally crushed gravel top soil) in the processing performance. The work is completed by the study of a proposed a constructed wetland, propped in the city of AinZaatoot, located in the north of Biskra

The wastewater charged up by organic and inorganic pollutants as well as a pathogen that cause epidemic diseases. The experimental device used for our study is installed outside to approximate the real conditions.

The results obtained from this study show that *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and *Papyrus cypurus* seem to be more cost-effective compared to the elimination of all pollutants from domestic wastewater. While *Tamarix* offers better purifying capacity by a larger sample

of nutrients (N and P), *Typhalatofoia* and *African Tamarix* were very profitable for the removal of ammonia nitrogen and phosphates. *The Arundo donax* has shown its effectiveness in removing sulfates. Nerium Oleander allowed a high rate of elimination for faecal streptococci. *Phragmites australis*, *Typhalatofoia*, *Papyrus cypurus* and *Tamaix africana* are effective in the removal of total bacteria, total coliforms, faecal coliforms and streptococci. Generally planted macrophyte filters are a better way to ensure good decrease on pollution. However, the high evapotranspiration in arid climate leads to a significant reduction in flow resulting in increased concentrations of mineral salts which lead us to look for plants tolerant to salinity as the African Tamarix has shown its effectiveness in the abatement of sulfate, ammonium and phosphate

On testing the effectiveness of filters filled with vegetable soil, crushed gravel or sand calcareous alluvial gravel planted with *Typhalatofoia* eliminate SSE, COD,  $NH_4^+$ ,  $PO_4^{-3}$ ,  $NO_3^-$  domestic wastewater, the better performance is observed in the filter filled with sand than alluvial gravel filter. Also the presence of the purifying plants improves yields and reduces clogging problems.

## ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تحديد نباتات لها القدرة على تنقية المياه المصرفة مثل القصب البرييط الطرفاء والدفلة بنطقة بسكرة كذلك البحث عن نرية ملائمة لمساعدة النباتات على تأدية دورها على أكمل وجه. أنواع التربة التي أخذت في دراستنا هذه الحجر الوادي الحجر الكلسي المكسر التربة الرملية والتربة الترابية.

نلاحظ أن المياه المصرفة التي استعملت في دراستنا هي مياه محملة بملوثات عضوية وأخرى معدنية وكذلك مكروبات وجراثيم والتي تسبب العديد من الأمراض لهذا كان التفكير في استعمال هذه التقنية لمعالجة هذه المياه.

النتائج المحصل عليها نوضح قدرة "القصب" و"البرييط" هي أكثر فعالية للنخلص من الملوثات. أما "الطرفاء" فكانت لها قدرة عالية في النخلص من المواد الفوسفاتية والازوتية. "البرييط الخليلط" كان فعالا في النخلص من "الكبريتات". نلاحظ أن مجموع النباتات كانت لها قدرة متفاوتة في النخلص من المكروبات والجراثيم بكل أنواعها.

أما بالنسبة للتربة الرملية والتربة الترابية وحجر الوادي أكثر فعالية للنخلص من ملوثات المياه المصرفة.

من خلال النتائج المحصل عليها في دراستنا نستنتج أن استعمال محطات التصفية للنباتات هي تقنية فعالة للنخلص من الملوثات الموجودة في المياه المصرفة.

في نهاية العمل اقترحنا إنشاء محطة تصفية للنباتات ذات الجريان المزروع بمدينة عين زعوط.

---

## Liste des tableaux

---

### 1<sup>ère</sup> partie

Tableau 3.1 : Paramètres de références proposées par Kadlec & Knight (1996) pour le HSSFS

Tableau 3.2 : Paramètres de références proposées par Reed, et *al.*, (1995) pour le HSSFS

Tableau 3.3 : Valeurs de  $K_{20}$  et  $\theta$  selon les auteurs.

Tableau 3.4 : La porosité et la conductivité hydraulique du substrat

### 2<sup>ème</sup> partie

Tableau 1.1 : Caractéristiques physico-chimique des échantillons d'eaux usées.

Tableau 2.1 : La moyenne de concentration des polluants bactériologiques.

Tableau 2.2 : Variation de la porosité dans les filtres nus et les filtres plantés de *Typha latifolia*

Tableau 2.3 : Etat de *Typha latifolia* après sept mois de fonctionnement filtre

Tableau 3.1: Récapitulatif des températures; vents et humidité mensuelle de Ain Zaatoot pour la période (2002-2012) (ANRH.2012).

Tableau 3.2 : Résultats des analyses des eaux usées de Aine Zaatoot

Date de prélèvement (20/03/2013)

Tableau 3.3 : Aperçu sur l'évolution de la population de la commune de Ain Zaatoot

1998-2008

Tableau 3.4 : Estimation de débit domestique moyen journalier de Ain Zaatoot : période hivernal et estivale.

Tableau 3.5 : Les surfaces des filtres plantés par macrophyte.

---

## Liste des figures

---

### 1<sup>ère</sup> partie

- Figure 1.1 : Filière d'épuration des eaux usées par un lit bactérien
- Figure 1.2 : Filière d'épuration des eaux usées par boues activées
- Figure 2.1 : Relation entre l'absorption racinaire après 24 h en solution hydroponique (exprimée par le RCF) et le log  $K_{ow}$  de différents composés : O, O-méthyl carbamoyloximes et x, phenylurées substituées.
- Figure 2.2 : Relation entre le log  $K_{ow}$  et la translocation des composés chimiques chez le persil (exprimée par le TSCF)
- Figure.2.3: Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale
- Figure 2.4: Schéma du filtre planté de roseaux à flux vertical.
- Figure 2.5: Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais sous-surfacique à flux vertical suivi d'un marais sous-surfacique à flux horizontal
- Figure 2.6: Illustration de plantes émergentes Typhacées
- Figure 2.7: Illustration de plantes émergentes Graminée
- Figure 2.8: Illustration de plantes émergentes, Cypéracées
- Figure 3.1: Graphique démontrant la fluctuation de la BDO en mg/l dans le temps
- Figure 3.2 : Geomembrane protectrice
- Figure 3.3. Photo d'un dégrilleur manuel
- Figure 3.4 : Présentation d'une fosse Imoff
- Figure 3.5: Gradient hydraulique théorique d'un filtre horizontal
- Figure 3.6 : La structure de sortie d'un système sous surfacique à flux horizontal
- Figure 3.7 : Une coupe transversale des zones d'entrée et de sortie d'un marais
- Figure 3.8: Photo. Des vannes pour la distribution sous-superficielle.
- Figure 3.9 : Photo. Une conduite perforé pour la distribution sous-superficiel.
-

## Liste des figures

---

Figure 3.10 : Photo. Répartition par puits artésiens.

Figure 3.11: Photo. Répartition par tuyau horizontal.

### 2<sup>ème</sup> partie

Figure 1.1. Aire aménagée pour la phytoépuration-département d'hydraulique

Figure 1.2 : Superposition du substrat dans les bacs à essai

Figure 1.3 : Photographie du phragmite Australis

Figure 1.4 : Photographie du Typha latifolia

Figure 1.5 Photographie du Tamarix africain

Figure 1.6 : Photographie de l'Arundo donax

Figure 1.7: Photographie du Nerium oléandre

Figure 1.8: Photographie du Papyrus cyperus

Figure.1.9: Photographie des substrats utilisés dans les essais

Figure 1.10: Photographie du dispositif utilisé

Figure 2.1: Evolution mensuelle du pH dans les filtres plantés de macrophytes

Figure 2.2 : Variation de la concentration de MES des eaux usées et du témoin pendant la période d'essai

Figure 2.3 : Variation de la concentration de MES pendant la période d'essai

Figure 2.4: Variation de la concentration de l'ammonium pendant la période d'essai

Figure 2.5 : Variation de la concentration des Nitrates des eaux usées et du témoin pendant la période d'essai

Figure.2.6 : Variation de la concentration des nitrates pendant la période d'essai

Figure.2.7 : Variation de la concentration du phosphate pendant la période d'essai

Figure 2.8 : Variation de la concentration des Nitrates des eaux usées et du témoin pendant

---

## Liste des figures

---

la période d'essai

Figure.2.9: Variation de la concentration du sulfate pendant la période d'essai

Figure.2.10 : Variation de la concentration de la DBO<sub>5</sub> pendant la période d'essai

Figure.2.11 : Variation de la concentration de la DCO pendant la période d'essai

Figure. 2.12 : Graphique Symétrique des différentes plantes utilisées par rapport au témoin et aux eaux usées (axes F1 et F2 : 97.15%)

Figure.2.13: Taux d'élimination des polluants dans les quatre substrats

Figure 2.14 : Etat des quatre substrats utilisés dans les bacs plantés de typha après 6 mois d'utilisation.

Figure 2.15 : Développement racinaire de Typha latifolia après période d'essai dans les quatre substrats

Figure 3.1: Carte d'état-major d'Ain Zaatoot

Figure 3.2 : La végétation existante autour de rejet d'Oued Liana

Figure 3.3: Vue générale d'Oued Liana

Figure 3.4 : Schéma de l'installation de station d'épuration (système vertical/vertical) des eaux usées par filtres plantés de Aine Zaatoot (schématisé par AUTOCAD)

Figure 3.5 : Coupe transversale de filtre Horizontale de Aine Zaatoot

Figure 3.6 : Coupe transversale de filtre verticale d'Aine Zaatoot.

---



## Liste des abréviations

---

APAT :	Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civile
FNOR :	Association Française de Normalisation
ALR:	Areal loading rate
BCPL NPP :	Nombre le Plus Probable
<i>DADDH</i> :	Direction de l'Animation et du Développement Durable
DCO :	Demande biochimique en oxygène
DBO :	Demande chimique en oxygène
CW :	Zones naturelles construites marais filtrants artificiels
EH :	Equivalents habitants
ERI:	Eau résiduaire industriel
ERU:	Eau résiduaire urbain
FS:	Systèmes flottants
FAP :	Floating aquatic plant
GMTEU :	Groupe Macrophytes de Traitement des Eaux Usées,
HAP :	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HLR :	Taux de la charge hydraulique
DADDH :	Direction de l'Animation et du Développement Durable
ITRC:	Interstate Technology et Regulatory Council
IUCN :	Iran par l'Union Internationale de Conservation de la Nature et des Ressources Naturelles.
KP:	Krefeld Process
$K_d$ :	La répartition entre le sol et l'eau
$K_{ow}$ :	Le coefficient de partage octanol eau
$K_{oc}$ :	Le coefficient de partition avec la matière organique

---

## Liste des abréviations

---

KP:	Krefeld Process
MES :	Matière en suspension
MPIS:	Max Planck Institute System.
NF EN :	Norme française essais non destructifs
NF EN ISO :	Norme française en International Organization for Standardization
NW :	Zones naturelles humides
NTK:	Azote total Kjeldahl
OMS :	Organisation mondiale de la santé
PEHD :	Polyéthylène haute densité
pH :	Potentiel d'hydrogène
P :	Phosphate
PT :	Phosphore totale
RCF:	Root Concentration Factor
SES :	Système à écoulement superficiel
SF :	Systèmes flottants
SESS :	Système à écoulement sub-superficiel
SFW :	Subsurface flow wetlands
SEH :	Système à écoulement horizontal
TIFIB :	Tissage et Finissage de Biskra
TSCF:	Transpiration Stream Concentration Factor
TVA:	Tennessee Valley Authority
US.EPA :	United States Environmental Protection Agency
V-SSFS :	Superficie du marais à écoulement vertical
XLSTAT-Pro :	Test statistique de comparaison des moyennes.

---

## *Introduction générale*

Dans les zones arides et semi-arides où l'eau constitue un facteur limitant de la production végétale et où les besoins liés à l'accroissement de la population et à l'accroissement du niveau de vie, le volume des eaux résiduaires produites augmente, de façon importante et continuera à augmenter régulièrement. On peut alors, considérer que les eaux résiduaires constituent, dans ces conditions, une source inépuisable. C'est d'ailleurs la seule ressource en eau qui va croître dans l'avenir. Sa prise en compte est donc primordiale et sa valorisation doit en conséquence être intégrée dans les objectifs de développement durable à condition qu'elles soient épurées. Cependant, l'assainissement des eaux usées est quasi absent dans les pays en voie de développement du fait du coût élevé d'investissement et de maintenance. Il convient donc de trouver des techniques fiables à faible coût, capables de traiter efficacement les eaux usées. A cet effet, Les marais filtrants artificiels (phytoépuration ou filtre planté de macrophytes) sont une alternative adéquate. Ce sont des systèmes de traitement des eaux par plantes aquatiques, fonctionnant comme assimilateurs biologiques en éliminant des composés tant biodégradables que non biodégradables ainsi que les nutriments, les métaux et les microorganismes pathogènes (**Suwasa et Wanida, 2011**). Bien que de coût modéré, ces systèmes sont peu implantés dans les pays du *Sud* et leur développement a été constaté principalement dans les pays riches à cause de leurs bonnes performances épuratoires.

Les marais filtrants artificiels (ou *constructed wetlands*) sont des écosystèmes recréés artificiellement afin de traiter une large gamme d'eaux usées, dont des effluents municipaux, industriels et agricoles. L'épuration des eaux usées en marais filtrants se fait selon une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques. Les plantes jouent un rôle essentiel dans le processus d'épuration, notamment en favorisant le développement des microorganismes et en oxygénant le milieu. Comparativement aux systèmes conventionnels de traitement des eaux usées, les marais filtrants artificiels ont un faible coût d'installation et d'exploitation et ne nécessitent aucun produit chimique et peu ou pas d'énergie. De plus, ils offrent un habitat pour la faune et bénéficient d'une grande acceptabilité sociale. Inspirés des marais en milieu naturel, ils sont des écosystèmes recréés par l'homme afin de traiter une large gamme d'eaux usées, dont des effluents municipaux, industriels et agricoles. Ils purifient les eaux usées par la filtration, à l'aide de plantes spécifiques et de milieux filtrants sélectionnés. Le principe du marais artificiel est le suivant:

- Les eaux usées municipales sont déversées dans une fosse septique et y séjournent pendant des heures. Le rôle principal de la fosse septique est de permettre une bonne

décantation des matières en suspension. Après la décantation, les eaux usées sont traitées dans un marais artificiel composé principalement de végétation spécifique et d'un milieu filtrant.

- La plante doit être délicatement choisie car les conditions d'opération du marais artificiel sont favorables à sa croissance. Les racines de la plante assimilent certains éléments nutritifs dans les eaux usées. La plante aide ainsi à la purification des eaux.

- Le milieu filtrant est un mélange homogène ayant une bonne capacité d'élimination des polluants des eaux usées. La capacité filtrante et nettoiyante du milieu filtrant dans les marais artificiels est donc utilisée pour la purification des eaux usées.

Les marais filtrants artificiels sont constitués d'un lit de sol, tel que le gravier ou le sable, qui est inondé ou maintenu en condition saturée (niveau d'eau près de la surface), l'environnement étant ainsi propice à l'établissement de plantes adaptées aux conditions de sol saturé et produisant un important réseau de racines dans le milieu. Le traitement des eaux usées s'effectue au moyen d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de sol, l'assimilation par les plantes et les transformations microbiologiques. Cette capacité de filtration des eaux vient du fait que les marais filtrants sont des écosystèmes naturellement adaptés à la transformation et au recyclage de la matière, mettant à profit l'interaction entre les plantes, les microorganismes et le sol. Les marais filtrants artificiels sont des systèmes autosuffisants, nécessitant peu d'énergie et offrant une solution durable à l'épuration des eaux. De plus, comparativement aux procédés traditionnels, les marais filtrants artificiels ont un faible coût d'installation et d'exploitation, une facilité d'utilisation ainsi qu'une bonne intégration dans le paysage.

L'objectif général de notre travail, qui a pour thème la faisabilité d'une station de marais filtrant artificiel (ou phytoépuration) pour épuration des eaux usées domestiques dans les zones arides, est de déterminer, d'une part la capacité de quelques filtres plantés avec des macrophytes choisis à épurer les eaux usées domestiques et de faire, d'autre part la proposition d'une station de phytoépuration dans la ville de Ain Zaatoot.

La présente thèse s'articule autour de deux parties: une première partie destinée à une synthèse des travaux précédents inhérents à la phytoépuration. Dans cette partie nous allons passer en détaille la revue de la littérature sur les indicateurs de pollutions, le rôle des marais artificiel dans le processus de traitement des eaux usée, les critères de choix du procédé

utilisé, les mécanismes impliqués dans le processus d'épuration par les plantes. Cette partie est divisée en deux chapitres :

Le premier chapitre donnera un aperçu sur la définition, l'origine et les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées, ainsi que les différentes méthodes utilisées pour leur épuration. Une classification générale des différents types de procédé et des éléments qui les composent est proposée.

Le second chapitre est entièrement consacré aux filtres à macrophytes et les éléments qui les constituent, en mettant l'accent sur les différentes techniques utilisant les plantes dans le monde. Le troisième chapitre est réservé à la présentation des méthodes de dimensionnement de filtre planté de macrophytes

Le premier chapitre de la deuxième partie est dédié à l'identification des plantes capable d'accumuler, de transférer, et de dégrader les composés des eaux usées de la région de Biskra, ainsi qu'aux choix des méthodes et procédures expérimentales utilisées. Le deuxième chapitre est consacré à la présentation et discussion des résultats obtenus, alors que dans le troisième chapitre il sera proposé le dimensionnement d'une station de phytoépuration des eaux usées de la ville de Ain Zaatoot, région de Biskra.

*1<sup>ère</sup> partie: La revue de la littérature*

## ***Chapitre 1 : Généralités sur les eaux usées***



### 1.1. Introduction

Les eaux usées ont pour origine des sources domestiques, pluviales et industrielles et contiennent des matières en suspension, des microorganismes, des débris et quelques 200 substances chimiques (**Bliefert et al., 2010**). Bien que les effluents des eaux usées contiennent un large éventail de substances, ces dernières peuvent généralement être décrites par les catégories suivantes : matières solides; matières en suspension et dissoutes qui exercent une demande biochimique en oxygène; substances nutritives; organismes pathogènes; substances chimiques organiques; métaux; huiles et graisses; plastiques et matières flottantes. De ces substances, les matières en suspension totales (MES totales), les matières à l'origine de la demande biochimique en oxygène (DBO) ou de la demande chimique en oxygène (DCO), les substances nutritives sous forme de phosphore (P) ou d'azote (N), les bactéries pathogènes, les matières plastiques et les matières flottantes sont les principales cibles de l'élimination par le traitement des eaux usées. Outre ces substances habituelles, il existe des substances toxiques, dont les métaux et les substances chimiques organiques.

### 1.2. Définition des eaux usées

L'utilisation des eaux engendre un nouveau produit appelé effluent ou eau usée. Les problèmes liés aux eaux usées sont aussi anciens que ces eaux elles même et ils s'aggravent suivant la croissance démographique, l'amélioration de la qualité de vie des populations et le développement des activités industrielles. Les eaux usées se divisent en deux grandes catégories : les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux résiduaires industrielles (ERI). Les eaux résiduaires urbaines (ERU) regroupent les eaux ménagères, les eaux vannes et les eaux de ruissellement. La composition et les caractéristiques d'une eau résiduaire urbaine sont peu variables par rapport aux eaux usées industrielles (**Salghi, 2010**). Les eaux résiduaires urbaines (ERU), ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels (**Grosclaude, 1999**).

### I.3. Origine des eaux usées

D'après (**Rodier et al., 2009**), On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux de vannes chargées de fèces et d'urines; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales et peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, pluviales, industrielle et/ou agricole. En pratique l'eau est considérée comme polluée lorsque ses propriétés chimiques, physiques et biologiques ne respectent pas des normes prédéfinies pour un objectif bien déterminé de qualité.

#### 1.3.1. Origine industrielle

Les eaux d'origine industrielles proviennent des différentes usines de fabrication ou de transformation. La qualité de ces eaux varie suivant le type d'industrie, elles peuvent être chargées en matières toxiques difficilement biodégradables qui nécessitent un traitement spécifique (**Rodier et al., 2009**). Les déchets et les effluents industriels définissent la qualité et le taux de pollution de ces eaux usées. Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. On peut néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....) ;
- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation... ) ;
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier... ) ;
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....) ;

- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....).

### 1.3.2. Origine domestique

Les eaux d'origine domestique sont constituées d'une combinaison des eaux domestiques (habitations, bureaux, bains publics) et en moindre quantité d'eaux issues de fonds de commerce et de petites industries. Les eaux domestiques sont constituées d'eaux de bain, lessive, urines, fèces et résidus alimentaires. Les eaux commerciales sont issues principalement de lavage de voitures, restaurants, cafés et pressing. Ces eaux sont chargées en matières organiques, graisses et produits d'entretiens ménagers. Elles présentent en général une bonne biodégradabilité. Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains. Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (W.C), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme (Rejsek, 2002).

### 1.3.3. Origine agricole

Les eaux d'origine agricoles sont constituées essentiellement des eaux de drainage des champs agricoles et des rejets de lavage des fermes d'élevage. Il s'agit d'un mélange de composés relativement biodégradable. Néanmoins, ces eaux sont parfois caractérisées par de fortes concentrations de pesticides et d'engrais artificiels. Les paramètres qui doivent être pris en considération sont l'azote nitrique, le phosphate et les substances organiques.

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux.

Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...) (**Grosclaude, 1999**).

Donc ces eaux sont l'issus des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que :

- Le désherbage des plans d'eau des zones inondables ;
- Faucardage chimique et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduaires des usines de fabrication et de conditionnement (**Grosclaude, 1999**).

### 1.3.4. Origine pluviale:

Les eaux de ruissellement des zones urbaines sont généralement transportées par des réseaux d'égouts pluviaux distincts ou par des réseaux d'égouts unitaires. Le volume des eaux de ruissellement varie en fonction de l'imperméabilité du sol. Dans une zone urbaine, de 30 à 50 % des eaux de pluie peuvent s'écouler en surface avant d'atteindre un réseau d'égouts séparatifs ou unitaires (**Bliefert, 2010**). Dans le cas d'un réseau d'égouts séparatifs, les eaux de pluie sont rejetées directement dans les eaux réceptrices ou acheminées dans des installations de traitement des eaux pluviales afin d'en réduire le débit ou d'en améliorer la qualité (**Fonkou, 2010**). Dans le cas d'un réseau d'égouts unitaires, l'ensemble des écoulements est acheminé à une installation de traitement des eaux usées lorsque le débit est faible, mais lorsqu'il est élevé et qu'il pourrait excéder la capacité du réseau d'égouts ou de la station de traitement (pendant les fortes pluies), une partie de l'écoulement est détournée vers les eaux réceptrices au moyen de structures de trop-pleins.

### 1.4. Incidences des effluents d'eaux usées municipales

Les eaux usées peuvent influencer sur l'utilisation humaine des ressources en eau et sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Le rejet d'eaux usées a pour effets :

- l'imposition de restrictions à la consommation de poissons et de mollusques;
- la dégradation des populations aquatiques et sauvages et de leur habitat (y compris de la qualité de l'eau et des sédiments);
- des incidents isolés de maladies hydriques découlant de la contamination par des eaux usées des sources d'eau potable de collectivités qui dépendent d'une alimentation en eau brute de haute qualité;
- la fermeture de plages;
- des nuisances visuelles
- des coûts accrus pour les utilisateurs agricoles, industriels et municipaux qui doivent traiter de l'eau autrement inacceptable.

Les incidences peuvent être de nature aiguë et apparaître rapidement ou être cumulatives (à long terme) et ne se manifeste qu'après une longue période (**Vilagines, 2003**). Les incidences aiguës découlent généralement de concentrations toxiques d'ammoniac, de chlore résiduel total ou de métaux lourds. Dans les eaux réceptrices; de charges de DBO ou de DCO qui réduisent les concentrations d'oxygène dissous à des valeurs insuffisantes pour assurer la survie des organismes aquatiques; de forts écoulements de ruissellement urbain (**Cluus, 2010**) et d'une contamination bactérienne qui rend les mollusques impropres à la consommation humaine. La fréquence des effets aigus attribuables aux ERU est déterminée par la nature et la quantité des rejets industriels et résidentiels, le type de traitement, le régime de désinfection et le dépassement de la capacité des stations d'épuration. En outre, la présence de métaux et de contaminants organiques traces dans les eaux réceptrices peut être cause d'incidences toxiques cumulatives (**Vilagines, 2003**).

#### 1.4.1. Incidences des effluents sur la santé humaine

La mauvaise gestion des déchets ménagers est à l'origine du problème de la santé publique d'autant plus qu'il constitue le facteur dominant de création de nids de production des vecteurs de menace de la santé comme les moustiques, mouches, cafards, souris...

Soumise à une urbanisation galopante et non planifiée, les villes des pays en développement apparaissent comme des espaces à risques potentiels sanitaires (**Vilagines, 2003**).

En général, les déchets ménagers sont mal gérés à causes de l'absence d'infrastructures d'hygiène et d'assainissement de base, un manque de synergie d'action des acteurs... cela se traduit par une hygiène défectueuse qui offre des conditions bioécologiques favorables au développement de germes pathogènes (virus, bactéries, parasites) responsables de nombreuses maladies qui sévissent dans les quartiers les transformant de plus en plus en espace potentiellement "épidémiogène" (un espace dont le fonctionnement génère des germes pathogènes qui provoquent des processus pathologiques et qui contribuent à faire apparaître et propager des phénomènes morbides au sein d'une population) (**Vilagines, 2003**).

### 1.4.2. Contamination de l'eau potable

Étant donné que l'eau destinée à la consommation, est traitée et désinfectée, les éclosions fulgurantes de maladies d'origine hydrique sont rares. Mais des cas isolés de contamination microbienne de l'eau potable ayant pour origine des ERU, des eaux pluviales insuffisamment traitées ont été signalés. Des méthodes analytiques de plus en plus précises pour la détection des parasites et des virus ont donné naissance à une préoccupation à l'égard de l'innocuité d'eaux qui satisfont par ailleurs aux normes de qualité actuelles pour l'eau potable. Dans le cadre d'une étude épidémiologique portant sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal, (**Payment et al., 2002**) ont signalé que le risque de troubles gastro-intestinaux était plus élevé chez les personnes consommant de l'eau du robinet (incidence de 0,76) ayant pour origine des eaux de surface contaminées par des eaux usées, que celui déterminé pour les personnes ayant consommé la même eau, mais filtrée dans une unité domestique d'osmose inversée (incidence de 0,50) (**Payment et al., 2002**).

### 1.4.3 Dégradation de l'environnement

Le rejet dans les eaux réceptrices d'ERU à charge de DBO élevée peut provoquer une réduction immédiate de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau de même que des effets à plus long terme (à l'échelle de mois ou d'années) découlant de l'accumulation de matériaux consommant l'oxygène dans les sédiments benthiques (demande d'oxygène des sédiments) (**Bitton 2005**). Le manque d'oxygène dissous menace souvent les poissons et d'autres organismes en été car la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue avec l'augmentation de sa température. Mais sous les climats plus froids, lorsque les cours d'eau et les lacs sont

recouverts de glace pendant plusieurs mois, ce manque d'oxygène dissous peut survenir en hiver, la couverture de glace prévenant toute réaération (**Payment et al, 2002**).

La réduction de la concentration d'oxygène dissous peut avoir des incidences écologiques, comme un appauvrissement de la diversité biologique et la perte d'espèces. Ainsi que les concentrations élevées d'ammoniac pouvaient être à l'origine des hécatombes de poissons.

### 1.4.4. Eutrophisation des eaux réceptrices

Les ERU (eaux résiduaires urbains) apportent des substances nutritives (N et P) dans les plans d'eau récepteurs et favorisent ainsi l'eutrophisation. Comme les substances nutritives peuvent s'accumuler dans les sédiments benthiques et être libérées dans l'eau ultérieurement, la charge en substances nutritives a un effet cumulatif et un effet immédiat (**Metcalfy, 2003**).

Les incidences sur les écosystèmes aquatiques de l'ajout de substances nutritives sont sources d'importantes préoccupations car ces quantités supplémentaires peuvent favoriser la croissance des producteurs primaires (algues et plantes aquatiques à racines) à des niveaux nuisibles pour l'écosystème (p. ex., modification de la dynamique énergétique et de la structure du réseau trophique, modification de l'habitat et perte d'espèces). Ces changements écologiques peuvent, à leur tour, influencer sur l'utilisation humaine des ressources aquatiques notamment en ce qui a trait aux activités récréatives, aux pêches et à la qualité de l'eau utilisée à des fins urbaines, industrielles et agricoles (**Metcalfy, 2003**). Mais même si les conséquences d'une charge excessive en substances nutritives sont claires, les concentrations de P ou de N qui font passer d'acceptable à inacceptable la qualité de l'eau d'un lac, d'un cours d'eau ou d'eaux côtières sont difficiles à définir car elles sont fonction de l'écosystème et des objectifs des utilisateurs. L'azote et le phosphore sont nécessaires au maintien d'un écosystème diversifié et leur concentration s'accroît naturellement au cours des siècles à mesure du vieillissement de l'écosystème aquatique. Mais une fois atteinte une concentration de base de substances nutritives, il demeure une large gamme de concentrations acceptables (et donc une abondance et une composition d'organismes aquatiques acceptables) avant que des concentrations excessives donnent lieu à une nette dégradation de l'environnement. L'eutrophisation était un problème courant au début des années 1970 avant que l'on ne reconnaisse le rôle essentiel des substances nutritives dans la régulation de la productivité et de l'état trophique des lacs, des cours d'eau et des eaux marines (**ITRC**). Ces études ont permis de noter que le phosphore était la substance nutritive la moins présente dans la plupart des eaux intérieures et que sa disponibilité régissait normalement la croissance des plantes aquatiques et, par conséquent, l'eutrophisation. Mais dans la plupart des eaux marines, c'est le

N qui régularise la croissance des plantes aquatiques. Avec la constatation du rôle des substances nutritives dans l'eutrophisation.

### 1.4.5. Toxicité directe

La toxicité des effluents urbains est fonction de divers facteurs dont la taille et l'étendue des installations industrielles et urbaines, le type et l'efficacité des procédés de traitement et de désinfection et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux réceptrices. Dans le cas des ERU, la toxicité est généralement attribuée à l'ammoniac, au chlore résiduel total (effluents chlorés), au cyanure, aux sulfures, aux phénols, aux tensioactifs et à de nombreux métaux lourds (notamment le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel) (**Lynch et al., 2002**). D'autres facteurs, comme la température, le pH, la dureté, l'alcalinité et l'oxygène dissous, ont tendance à modifier la toxicité des constituants chimiques. En outre, les composés peuvent réagir entre eux et la toxicité résultante ne reflète pas nécessairement celle des composés individuels. Par conséquent, étant donné les nombreux facteurs et leurs interactions ainsi que la spécificité au site des effets dans le milieu récepteur, il est difficile de formuler des généralisations sur la toxicité des ERU (**Bonjoch et al., 2004**).

Bien qu'il soit parfois possible d'attribuer la toxicité à une substance ou à un groupe de substances présentes dans un effluent complexe, il arrive souvent que la toxicité ne présente pas de relation nette avec les concentrations de substances toxiques connues.

## 1.5. Utilisation des eaux usées

### 1.5.1. Utilisation agricole

#### 1.5.1.1 L'emploi des eaux usées en agriculture

L'emploi des eaux usées en agriculture est très ancien et les champs d'épandage ont constitué les premiers systèmes d'épuration. Le sol est un filtre efficace et 1 hectare contient jusqu'à une ou deux tonnes de micro-organismes épurateurs. Aujourd'hui l'intérêt principal de la réutilisation des eaux usées en culture est plus souvent l'apport d'eau indispensable aux plantations que l'épuration par le sol ou l'apport d'éléments nutritifs (**Olanrewaju et al., 2004**).

Des dispositions doivent être prises pour éviter les dépôts et la corrosion dans le système de distribution et un traitement préliminaire de décantation des effluents bruts est dans tous les cas à conseiller. Un prétraitement biologique est aussi souvent recommandé. Il permet, en particulier, de réduire sensiblement les risques d'odeurs voire d'accidents liés au dégagement de H<sub>2</sub>S (bâche de stockage) (**Lynch et al., 2002**).



**1.5.1.1.1 L'épandage des eaux usées brutes :** L'épandage des eaux résiduaires ne peut pas se pratiquer sur n'importe quel sol, ni avec n'importe quelle culture. Le sol destiné à l'épandage doit avoir un drainage naturel de moyen à bon, sans excès, ce qui exclut à la fois les zones à tendance marécageuse et les pentes trop fortes, égales ou supérieures à 10 %. La profondeur du sol doit être de préférence de l'ordre du mètre : en dessous de 0,3 m, le sol est en principe inapte à l'épandage des eaux résiduaires. La texture la plus adaptée correspond à des sols limoneux ou limono-sableux (**Lynch et al., 2002**).

**1.5.1.1.2. L'irrigation par les eaux usées traitées :** Contrairement à l'épandage (considéré comme un procédé d'épuration des eaux usées), dans le cas de l'irrigation, c'est la production agricole qui est la finalité première. Les eaux usées utilisées ont préalablement subi un traitement d'épuration. Pour une bonne irrigation, les eaux épurées doivent répondre aux critères de qualité suivants :

- une teneur en matières en suspension comprise entre 20 et 30 mg/l;
- une teneur en éléments fertilisants (N, P, K) acceptable;
- une teneur en sel et un taux d'adsorption du sodium moyen. Une minéralisation élevée des eaux combinée à un taux d'adsorption du sodium important peut avoir des effets néfastes sur le sol; une teneur en éléments traces métalliques faible. Il s'agit essentiellement des métaux lourds et du bore pour lesquels les apports au sol doivent être limités (**Lynch et al., 2002**).

### **1.5.1.2. Risques potentiels de la valorisation agronomique des eaux usées**

**1.5.1.2.1. Les risques pédologiques :** Le risque principal pour le sol lors de l'irrigation des cultures au moyen des différentes techniques existantes est celui du colmatage. Il peut être d'origine physique, biologique ou chimique (**OMS, 2000**).

Les propriétés physiques du sol peuvent être modifiées par les pratiques d'épandage. La structure de sol argileux peut, en particulier, être détruite par un apport excessif de sodium et une absence de lessivage (en particulier dans les zones à trop faible pluviométrie) (**OMS, 2000**).

Les risques liés aux composés chimiques sont les mêmes, tant pour les eaux d'épandage que pour les eaux d'irrigation, mais sont aggravés par le fait que les concentrations dans les eaux brutes peuvent être plus élevées (**Lynch et al., 2002**).

Une trop forte salinité de l'effluent (> 1 ou 2 g l<sup>-1</sup> suivant les cultures) entraîne aussi des difficultés et conduit à un contrôle plus attentif des quantités d'eaux épandues et de l'évolution

de la salinité du terrain de culture. Le drainage des terrains est alors nécessaire pour y éviter l'accumulation de sel (Olanrewaju *et al.*, 2004).

**1.5.1.2.2. Les risques sanitaires :** Des virus, des bactéries, des protozoaires et des helminthes pathogènes passent dans les excréta des personnes infectées et se retrouvent dans les eaux usées. Ils peuvent être transmis soit par voie orale (par la consommation de légumes contaminés), soit par la peau (dans le cas des ankylostomes et des schistosomes). Les eaux usées contiennent généralement de fortes concentrations d'agents pathogènes, en particulier dans les pays où les maladies diarrhéiques et les parasites intestinaux sont répandus (Olanrewaju *et al.*, 2004).

A l'heure actuelle, on estime que, pour minimiser les risques pour la santé, il serait judicieux d'adopter une approche plus intégrée, dans laquelle le traitement, qui reste en principe la meilleure méthode de protection, ne serait que l'une des mesures envisagées au stade de la planification, les autres étant la restriction des cultures, l'application contrôlée des eaux usées, le contrôle de l'exposition des groupes à risque et la promotion de l'hygiène.

Dans le passé, les champs d'épandage favorisaient parfois la reproduction des moustiques de l'espèce *Culex pipiens* dans les eaux polluées à faible courant et les bassins d'eau stagnante. Non seulement ils constituent une nuisance, mais ils peuvent aussi transmettre la filariose bancroftienne (OMS, 2000) dans la plupart des régions où cette maladie est endémique. Des méthodes classiques de lutte contre le développement des vecteurs devraient être appliquées en cas de besoin pour éviter la transmission des maladies qu'ils propagent (Olanrewaju *et al.*, 2004).

### 1.5.2. Utilisation industrielle

L'eau résiduaire, après traitement physique, peut être une source d'eau adaptée aux besoins industriels en particulier pour le refroidissement en circuit ouvert ou peu fermé et certains lavages. Pour les autres usages une élimination poussée de la pollution organique est nécessaire (OMS, 2000).

### 1.5.3. Utilisation destinées aux loisirs

Divers débouchés s'ouvrent aux eaux usées régénérées dans le domaine des installations destinées aux loisirs. Elles peuvent être économiques et très utiles pour

arroser des terrains de jeux, pour créer des étangs dans des jardins publics, ou des lacs artificiels destinés à la pêche, à la baignade et aux sports nautiques (**Fazio, 2001**).

### 1.6. Traitements des eaux usées

Selon la nature ou l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des rejets en fonction des caractéristiques spécifiques de ces derniers et du degré d'épuration désiré. Il faut noter d'ailleurs que pour un même type de pollution, on peut envisager des solutions d'épuration diverses, le choix de celles à retenir doit faire intervenir non seulement des considérations d'ordre technique, liées par exemple à l'efficacité relative des divers procédés possibles; mais aussi un point de vue économique portant sur une unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. l'équivalent habitant (1 EH) est estimé à 60 g de DBO<sub>5</sub>/ par habitant/jour (ou de DCO = 120 g par habitant/jour, NTK = 15 g par habitant/jour (NTK = azote total Kjeldahl) ou même PT = 4 g par habitant/jour (PT = phosphore total) (**Rodier et al., 2009**).

La ligne de traitement complète des eaux résiduaires peut être schématiquement scindée en deux filières :

- La filière eau dans laquelle l'eau est débarrassée de tous les polluants avant son rejet dans le milieu naturel ;
- La filière boue dans laquelle les résidus générés par la filière eau sont traités et déshydratés avant leur évacuation.

La première filière comprend généralement :

- Un prétraitement pour l'élimination des objets de taille comprise entre 0,1 et 50 mm (dégrillage, tamisage), des graisses et du sable,
- Un traitement primaire pour l'élimination des matières en suspension facilement décantables,
- Un traitement secondaire composé d'un réacteur biologique pour l'élimination de la pollution biodégradable organique (DBO<sub>5</sub>) ou minérale (NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P).
- Certaines stations sont également équipées d'un traitement tertiaire pour l'élimination des microorganismes ou du phosphore résiduel.

Les boues provenant du décanteur primaire (boues primaires) et du traitement biologique (boues biologiques) seront ensuite traitées et conditionnées sur la filière boues. (**Grosclaude, 1999**).

Donc le processus d'épuration traditionnel des eaux usées s'articule principalement sur une série de traitements physiques, chimiques et biologiques à la suite desquels, une réduction considérable des polluants est obtenue, permettant d'évacuer les eaux sans danger dans les cours d'eau ou leur réutilisation pour d'autres fins. Dans ce système d'épuration, le traitement des eaux usées suit les étapes suivantes :

### 1.6.1. Les prétraitements

La première étape du traitement consiste à débarrasser les effluents de tout élément susceptible de gêner le fonctionnement des ouvrages (**Grosclaude, 1999**). Ils permettent d'éliminer les matières les plus grossières, susceptibles d'endommager les organes mécaniques ou de perturber l'efficacité des étapes ultérieures. Ils font appel :

- à des procédés mécaniques, comme des grilles ou des tamis, pour éliminer des grosses particules transportées par les eaux. Les gros déchets sont tout d'abord éliminés par un dégrilleur constitué de barreaux espacés de 10 à 50 mm suivi d'un dégrilleur plus fin (3 à 10 mm) ou d'un tamisage (0,1 à 3 mm) (**Grosclaude ; 1999**).
- à des procédés physiques, comme des phénomènes de décantation pour éliminer les sables, ou de flottation pour éliminer les graisses (matières grasses) (**Rejsek, 2002**).

Le prétraitement se poursuit par l'élimination des particules denses ou abrasives. Ils regroupent les opérations suivantes :

#### 1.6.1.1. Dégrillage :

L'opération de dégrillage permet de protéger la station contre l'arrivée des gros objets susceptibles de provoquer des bouchages au niveau de différentes unités de l'installation et d'éliminer les matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements ultérieurs.

En fonction de l'espacement des barreaux on peut distinguer :

- Le dégrillage fin : écartement de 3 à 10 mm
- Le dégrillage moyen : écartement de 10 à 45 mm
- Le dégrillage grossier : écartement de 50 à 100 mm

Les dégrillages peuvent être verticale; ou inclinées de 60° à 80° sur l'horizontale.

### **1.6.1.2. Le dessablage :**

Dans cette étape, les sables présents dans l'effluent sont attirés vers le fond par l'effet de la force centrifuge dans un bassin circulaire, pour éviter leur sédimentation ultérieure, qui amène le bouchage de canalisations qu'il sera difficile de désobstruer, surtout si elles sont enterrées, ainsi que de protéger les organes mécaniques en mouvement rapide. Le dessablage concerne les particules minérales de diamètre supérieur à 0.2 mm environ. L'écoulement de l'eau, à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessableur » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Les sables récupérés par aspersion sont ensuite essorés, puis sont envoyés soit en décharges soit réutilisés selon la qualité de lavage.

### **1.6.1.3. Dégraissage, déshuilage :**

C'est une opération destinée à éliminer les graisses, huiles et substances plus légères que l'eau, présentes dans les eaux résiduaires (stations-service, abattoirs, industries alimentaires,...).

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide alors que le dégraissage est une opération de séparation solide-liquide (à condition que la température de l'eau soit suffisamment basse, pour permettre le figeage des graisses). Ces deux procédés visent à éliminer la présence des corps gras dans les eaux usées qui peuvent gêner l'efficacité de traitement biologique qui intervient en suite.

### **1.6.2. Le traitement primaire**

Il s'agit le plus souvent d'une décantation qui permet d'éliminer les matières en suspension décantables en deux heures. L'utilisation de réactifs chimiques pour éliminer des particules plus fines constitue un traitement physico-chimique. Ce traitement permet donc essentiellement l'élimination de la pollution particulaire et d'une partie de la pollution organique sous forme particulaire (de l'ordre de 65 à 80% de la DCO avec un traitement physico-chimique) (**Rejsek, 2002**).

Les matières en suspension ont souvent une teneur en matière organique importante (de 70 à 90%) et une densité légèrement supérieure à celle de l'eau. Elles vont se décanter naturellement dans un décanteur primaire en 1 à 2 heures. L'eau ainsi clarifiée s'écoulera par

débordement et les MES qui ont décanté au fond du bassin (boues primaires) seront extraites et envoyées vers les ouvrages de traitement des boues (**Grosclaude, 1999**).

L'élimination de MES peut également être réalisée par flottation naturelle (particule naturellement plus légère que l'eau) ou provoquée (l'injection de microbilles d'air qui se fixent sur les particules réduit leur densité apparente). Ce procédé appelé flottation est principalement utilisé dans le traitement des eaux résiduaires industrielles (élimination des MES sur les effluents hautement fermentescibles, ex : agroalimentaire), pour l'élimination des graisses au niveau du prétraitement, ou encore pour la concentration des boues biologiques. (**Grosclaude, 1999**).

### **1.6.3. Traitement secondaires (ou traitement biologique)**

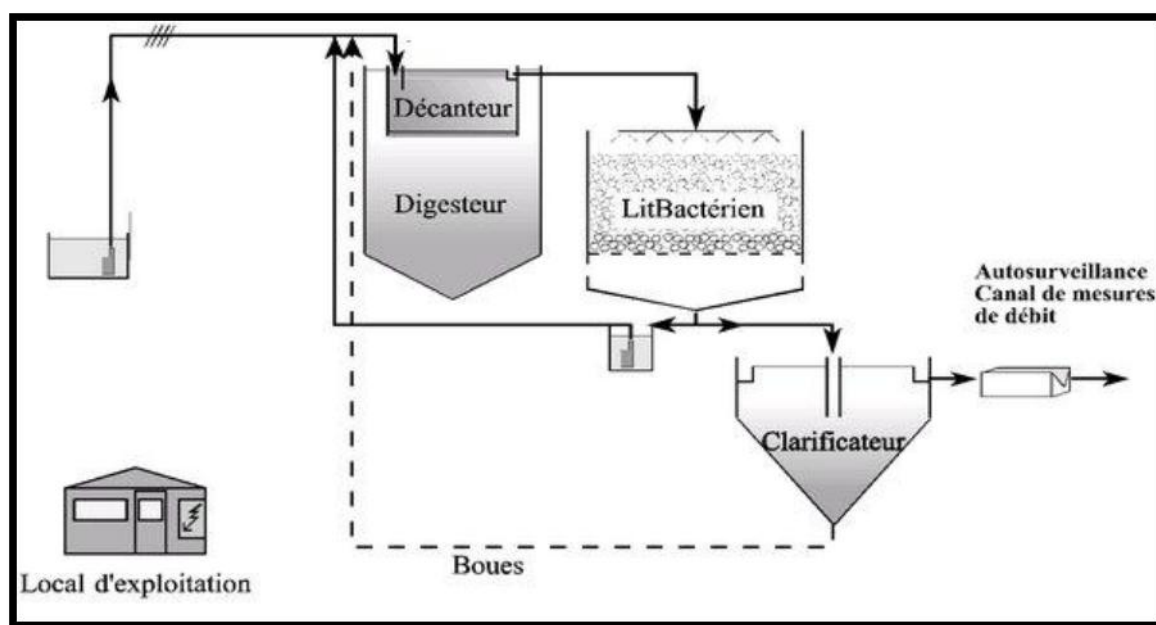
Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes (**Rejsek, 2002**). Ils vont permettre ainsi d'éliminer la pollution soluble biodégradable et une partie des MES (**Grosclaude, 1999**). Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires (**Ouali, 2001**). L'épuration biologique peut s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie. Dans les deux cas ce sont des micro-organismes adaptés au procédé qui se multiplient en absorbant la pollution organique (bactéries hétérotrophes assimilant les matières organiques). Au cours de la croissance aérobie, l'énergie prélevée de la transformation du carbone organique, devient une énergie disponible pour la synthèse.

#### **1.6.3.1. Traitement biologique intensifs :**

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel. Trois grands types de procédés sont utilisés :

- les lits bactériens;
- les disques biologiques ;
- les boues activées.

**1.6.3.1.1 Lits bactériens :** Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs qui forment un feutrage ou un film plus moins épais, sous lequel une couche anaérobie peut se développer la couche aérobie, si son épaisseur est importante (Figure 1.1). Les eaux à traiter ruissellent à la surface de la pellicule biologique qui prolifère sur le support, celles-ci renferment une forte concentration de bactéries et de champignons (Salghi, 2010). Ces organismes absorbent et métabolisent la matière organique de l'effluent, s'appauvrissent progressivement au cours de son trajet (Salghi, 2010).



*Figure 1.1 : Filière d'épuration des eaux usées par un lit bactérien*

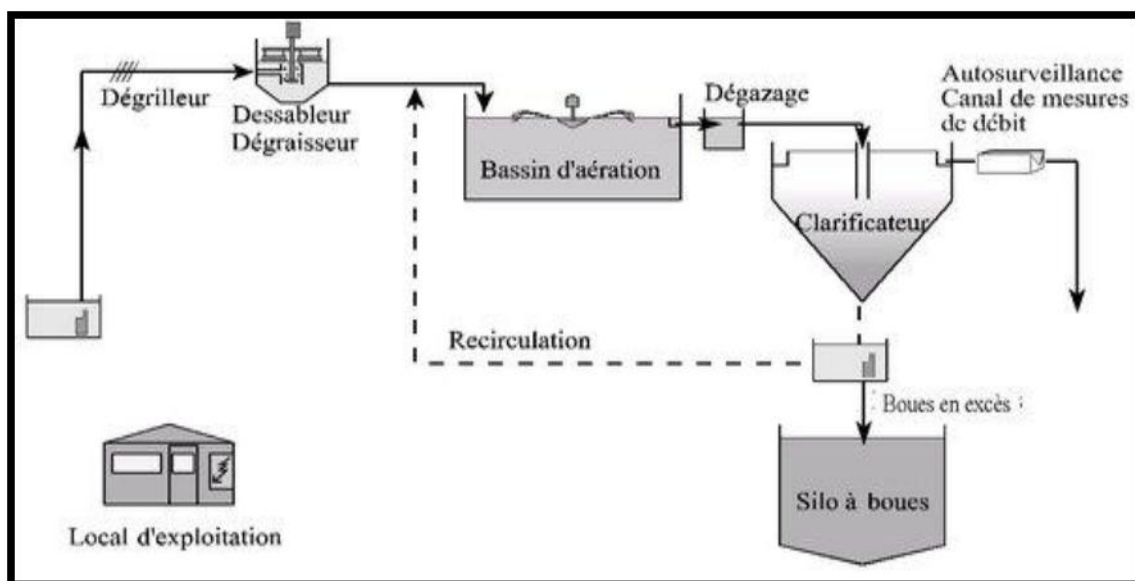
**1.6.3.1.2 Disques biologiques :** Dans le procédé à biodisque, le support est constitué par des disques parallèles régulièrement espacés sur un axe horizontal, tournant à faible vitesse et immergés sur la moitié de leur hauteur. Ce mouvement induit une oxygénation de la culture pendant la période d'immersion. La température qui doit être comprise entre 15 et 29°C. (Gommella et Guerree, 1983).

Les performances de ce procédé sont liées à :

- La profondeur d'immersion des disques (généralement deux mètres) ;
- La vitesse de rotation de l'arbre qui doit être optimale pour permettre une aération et une fixation des bactéries convenable;

Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée.

**1.6.3.1.3. Boues activées :** C'est le procédé le plus répandu actuellement pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines des petites, moyennes ou grandes collectivités. Le procédé à boues activées est un système en continu dans lequel des micro-organismes sont mis en contact avec des eaux usées renfermant des matières biodégradables pendant un temps suffisant. Ces amas biologiques sont maintenus en agitation au sein de l'eau de façon à assurer un contact avec toute la partie de l'effluent. L'oxygénation est fournie en quantités suffisantes par des aérateurs (**Gomella et Guerree, 1982**).



*Figure 1.2 : Filière d'épuration des eaux usées par boues activées*

Ainsi, dans le bassin d'aération, en présence d'oxygène, les micro-organismes vont se développer et se reproduire aux dépens des matières biodégradables formant ainsi des flocons décantables, orientés par la suite vers un clarificateur (Figure 1.2). A la sortie une eau traitée et des boues seront produites, une partie de ces boues sera expédiée vers les organes de traitement de boues et l'autre partie réintroduite dans l'aérateur (**Urios, 2005**).



### 1.6.3.2. Traitement biologique extensifs:

**1.6.3.2.1. Le lagunage :** Un traitement par lagunage comprend en général trois types de bassins: un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation. Le bassin anaérobie permet de diminuer la charge en matière organique. L'anaérobie est obtenu en apportant un effluent très chargé en matière organique. Dans ces lagunes, une profondeur importante est en principe un élément favorable au processus (5 à 6 m, par exemple). Ce bassin n'est applicable que sur des effluents à forte concentration et, le plus souvent, à titre de prétraitement avant un deuxième stade d'épuration de type aérobie surtout dans les pays à climat chaud où le terrain est disponible à coût raisonnable. Le lagunage utilise des mécanismes naturels pour traiter les eaux usées. Il est fort développé dans les petites communes rurales, en raison de son rusticité et de son performance d'épuration honorable. Par contre, ces procédés conviennent moins bien aux communes plus grandes, vu les grandes surfaces de bassins nécessaires.

Le bassin facultatif permet le développement d'algues photosynthétiques qui vont produire de l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Cet apport peut être complété exceptionnellement par des aérateurs pour stimuler l'activité biologique et diminuer les surfaces. Il existe deux types de bassins facultatifs, selon les végétaux qu'ils comprennent :

- Les bassins à microphytes : ils contiennent des algues microscopiques (essentiellement les algues vertes ou bleues),
- Les bassins à macrophytes : ils contiennent des végétaux macroscopiques, sous formes libres (ex. lentilles d'eau) ou fixées (ex. roseaux).

**1.6.3.2.2. La filtration /percolation :** La filtration ou percolation consiste à y traiter les eaux usées par l'intermédiaires d'un sol ou d'un massif filtrant (**Vasel, 2007**). On filtre les effluents à raison de quelques centaines de litres d'effluents par mètres carrées de massif filtrants et par jours. Deux mécanismes entrent en jeu :

- Filtration de MES : plus le sable est grossier, plus la fixation de MES se fera en profondeur et les MES finissent par colmater le filtre. Pour lutter contre le bouchage du massif filtrant, il faut alterner phase de filtration et phase de séchage, l'élimination de MES permet l'élimination des microorganismes qui y sont fixées.

- L'adsorption des bactéries libres par les grains du sable de filtre il se forme alors un film biologique contaminé, surtout dans la partie supérieure ce film va permettre une dégradation microbienne de la matière organique et des substances dissoutes dans l'effluent

(phosphate, nitrates, etc). Cette dégradation consomme de l'O<sub>2</sub> et produit du CO<sub>2</sub>, il faut donc aérer régulièrement le film pour éviter l'asphyxie du milieu.

Les techniques de filtrations/percolation permettent l'élimination des « gros » microorganismes (protozoaires et helminthes) par filtration/adsorption au début du massif filtrant. L'élimination des virus et des bactéries est fonction du milieu poreux,

**1.6.3.2.3 La phytoépuration ou filtres plantés de macrophytes:** L'usage des végétaux aquatiques dans le traitement des eaux usées (phytoépuration) provient de l'observation des rôles de zones humides dans la préservation de la qualité des milieux aquatiques d'où le nom de marais filtrant artificiel. Son utilisation pour le traitement des eaux usées remonte à une centaine d'années. Les marais filtrants artificiels utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques sont aussi appelés filtres plantés de macrophytes, ils sont constitués d'un lit de sol ou d'un autre milieu, tel que du gravier ou du sable, implanté avec des macrophytes et qui est inondé ou maintenu en condition saturée (niveau d'eau près de la surface) (Cors, 2007). L'environnement étant ainsi propice à l'établissement de plantes adaptées aux conditions de sol saturé et produisant un important réseau de racines dans le milieu. Le traitement des eaux usées s'effectue au moyen d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de sol, l'assimilation par les plantes et les transformations microbiologiques (Cors, 2007).

### 1.6.4. Le traitement tertiaire :

En général, les techniques d'épuration, même les plus sévères, laissent passer dans l'eau épurée des matières organiques difficilement biodégradables et échappent à la meilleure décantation. Ainsi même après un traitement secondaire l'eau véhicule presque toujours des micro-organismes et des micropolluants. Si une éventuelle réutilisation de cette eau est envisagée, il convient par conséquent d'utiliser des procédés d'élimination de cette pollution résiduelle. On parlera donc de corrections chimiques ce qui permettra de donner à l'eau une qualité meilleure pour sa réutilisation. La principale méthode utilisée est la désinfection par le chlore, qui doit être appliquée avec des doses très fortes et des temps de contact longs. Mais il convient de signaler suite à cette opération, des toxiques pour la vie aquatique peuvent être formés, il faut donc procéder à une opération de déchloration avant le rejet.

A côté de la désinfection par le chlore, d'autres procédés existent également mais qui restent pratiquement inutilisables dans les domaines de l'épuration des eaux usées. Ceci s'explique

par leurs coûts qui restent excessivement élevés, mais qui peuvent conduire une eau de qualité. On peut citer par exemple l'échange ionique et l'adsorption sur du charbon actif (Gomella et Guerree, 1983).

### 1.6.4.1. La déphosphatation :

L'élimination du phosphore concerne le traitement de déphosphatation, soit physico-chimique soit biologique. La déphosphatation biologique, de développement récent, est basée sur la succession de phases anaérobies et aérobies au cours du traitement biologique mais son rendement est en générale moins bon que celui de la déphosphatation physico-chimique (Rejsek, 2002).

La déphosphatation peut aussi être réalisée par précipitation physico-chimique en présence de sels minéraux comme le sulfate d'ammonium ou le chlorure ferrique et en traitement s'effectuer soit simultanément aux réactions biologiques dans le bassin de boues activées, soit final (Urios, 2005).

### 1.6.4.2. La désinfection :

La désinfection vise à réduire la concentration des germes pathogènes dans les effluents avant rejet dans l'environnement. Contrairement aux normes de désinfection pour la production d'eau potable qui spécifie l'absence totale de coliformes, les normes de rejets pour les eaux résiduaires urbaines ERU varient suivant la nature du milieu récepteur. On peut distinguer deux catégories de traitement :

- Les procédés extensifs comme le lagunage et l'infiltration-percolation (filtration à travers un massif filtrant). Dans le cas du lagunage, il ne subsistera qu'une bactérie pour 1000 ou 10 000 présentes dans l'eau résiduaire alors que dans le second il n'en subsistera qu'une pour 100 ou 1000.
- Les procédés physico-chimiques intensifs comme la désinfection par le chlore, l'acide péracétique, l'ozone ou la filtration sur membranes d'ultra ou de micro-filtration. L'efficacité de ces procédés dépendra des doses utilisées (abattement de 4 à 6 logarithmes), quant à la filtration sur membrane d'UF (d'ultra filtration), elle permet une désinfection totale (Urios, 2005).

### 1.7. Conclusion

Le rejet d'effluents urbains (eaux usées, eaux pluviales) continue d'avoir des effets nocifs appréciables sur les eaux réceptrices, cela en dépit de la proportion relativement élevée de la population desservie par des installations de traitement des eaux usées. Les conséquences environnementales du rejet d'eaux usées urbains dans l'environnement sont cependant difficiles à généraliser, cela en grande partie à cause des variations régionales du niveau de traitement et de la nature des eaux réceptrices (cours d'eau, lacs ou eaux côtières).

Les rejets d'eaux usées ont entraîné une dégradation et une contamination de l'habitat qui ont modifié l'abondance et la diversité des organismes aquatiques. La destruction des habitats du poisson et de la faune a été recensée à la suite de modifications physiques de l'environnement. Les eaux usées sont aussi des sources importantes de substances toxiques parmi lesquelles certaines sont persistantes et bioaccumulables et qui ont des effets chroniques chez les organismes aquatiques. À long terme de polluants persistants et bioaccumulables sont peu connus et pourraient présenter une menace appréciable pour l'habitat et les communautés aquatiques. En outre, on connaît peu de choses des incidences environnementales cumulatives interreliées se produisant à différentes échelles spatiales (géographiques) et temporelles (années ou décennies), de même que des effets cumulatifs ou synergiques résultant de la complexité des substances présentes dans les eaux usées. Des substances capables de perturber la vie aquatique ont aussi été décelées dans les ERU, mais la rareté de l'information sur leur présence et les réactions à leur exposition rendent difficile l'évaluation des risques que posent actuellement ces substances. Parmi les autres enjeux pour lesquels on dispose de peu de renseignements, il y a lieu de mentionner les concentrations et les effets sur la santé humaine et l'environnement des médicaments qui pénètrent dans les eaux de surface ou souterraines à partir des eaux usées domestiques.

Les différents procédés évoqués dans ce chapitre, permettent d'obtenir une eau débarrassée d'une grande partie de ces polluants et des boues constituant un sous-produit de l'épuration. L'eau épurée peut enfin être rejetée dans le milieu naturel sans risque majeur. Cependant, les procédés intensifs d'épuration restent très coûteux, car ils reposent essentiellement sur la dépense d'énergie ce qui influe directement sur les frais d'exploitation et la formation intense des boues tandis que les procédés extensifs, présentent de nombreux

avantages, tout d'abord, nécessitent un faible coût de mise en place et de maintenance et aussi ils respectent et restaurent l'environnement.

La filière de l'épuration des eaux usées recommande différentes techniques à divers niveaux technologiques souvent très élaborées, ceci est illustré comme étant des méthodes classiques de traitement; ainsi que de nouvelles techniques visant la protection de l'environnement et la sauvegarde du milieu naturel ont apparus, celle-ci est démontré sous le vocable de marais filtrant artificiel ou phytoépuration.

Afin de montrer l'intérêt de leur épuration, nous avons présenté dans ce chapitre d'une part, les origines et caractéristiques des eaux usées, et d'autre part, les différentes méthodes utilisées pour leur épuration. L'intérêt consiste à trouver la méthode la moins coûteuse et celle qui présente une basse nuisance auditive et olfactive, ce qui est le cas des méthodes quasi-nature tel que la phytoépuration.

***Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais  
filtrants artificiels plantés de macrophytes  
(constructed wetland)***

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

### 2.1. Introduction

La gestion des déchets en général et des déchets liquides en particulier constitue aujourd'hui, une question environnementale très préoccupante dans les pays en voie de développement. Si ce constat est général, la situation est particulièrement grave dans les zones urbaines en raison des fortes densités de population. Face à cette menace, la plupart des pays ont opté pour les systèmes classiques d'épuration des eaux usées. Mais, ce choix technologique s'est souvent révélé très inadapté à cause du coût très élevé des installations et de leur équipement, de l'absence de techniciens bien préparés à assurer leur maintenance et des choix de priorité fait par les puissances publiques d'où la vétusté du matériel, la surcharge et l'abandon des ouvrages. Par ailleurs, la croissance démographique est si rapide qu'à moyen terme, les systèmes d'assainissement à envisager doivent être flexibles et modulables, ce qui n'est pas le cas de ces derniers. Pourtant, pour apporter des solutions à ce problème, il existe des alternatives connues, tant du point de vue technique, que du point de vue socio-économique, ce sont les méthodes naturelles de traitement des eaux usées (**Suwasa et Wanida, 2011**) ; parmi elles, la phytoépuration.

La phytoépuration est donc l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Si les plantes sont placées dans des bassins remplis d'eau usée, donc il s'agit des zones humides artificielles ou connues aussi sous le nom de filtres plantés de macrophyte (**Suwasa et Wanida, 2011**). Ils peuvent être réalisés 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 dépurature 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 filtres plantés de macrophytes sont utilisés pour la dépurature d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes. En général, comparé avec les méthodes traditionnelles, ils demandent un assez grand besoin de surface mais nécessitent moins d'énergie et de technologie (**Coulibaly et al., 2005**).

Les zones humides artificielles ou aussi marais artificiels filtrant (constructed wetland) est à elle seule une station d'épuration par son action naturelle de dégradation et d'élimination des éléments organiques. Ce processus d'auto-épuration est dû en grande partie, à des organismes vivants (bactérie, algues) qui minéralisent la matière organique pour ensuite être assimilée par les végétaux supérieurs (macrophytes). Certains d'entre eux et principalement les roseaux,

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

permettent une oxygénation du milieu et favorisent ainsi le développement de micro-organismes aérobies (Bhupinder et al., 2009).

### 2.2. Evolution de la technique:

Les marais artificiels sont l'écosystème le plus important sur terre pour ses conditions hydrologiques et son rôle comme étant un écotone entre les deux systèmes terrestre et aquatique (Vymazal, 2010). L'usage des marais pour recevoir les eaux usées remonte au début du siècle.

Les marais, les marécages et les tourbières étaient perçus comme des milieux récepteurs d'eaux usées, mais jouaient tout de même un rôle épuratoire non négligeable. Les premières notions scientifiques relatives à l'usage des marais pour le traitement des eaux usées remontent aux environs de 1946 avec Seidel (Vymazal, 2005). Le procédé développé par Seidel, aussi appelé "Max Planck Institute System (MPIS)" ou "Krefeld Process (KP)", comporte plusieurs étages successifs. Les plantes généralement utilisées sont le phragmite (*Phragmites australis*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris (*Iris sp.*) et la quenouille (*Typha sp.*). Ce type de procédé fut introduit en 1964 par Kickuth en Allemagne (Vymazal, 2010). Kickuth a développé en Allemagne, depuis 1964, un procédé de traitement à écoulement horizontal sous la surface. Ce procédé utilise surtout le roseau commun (*Phragmites australis*) mais peut aussi comprendre, pour certaines applications particulières, le jonc (*Juncus sp.*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris des marais (*Iris pseudacorus*) ou la menthe d'eau (*Mentha aquatica*). Un premier système fut mis en exploitation à Othfresen en 1974 (Vymazal, 2002). Ce procédé utilise un mélange de sol organique, de sable et d'argile dont la perméabilité est relativement faible. Ce mélange est sélectionné afin de favoriser la croissance des plantes et d'augmenter la capacité d'adsorption du sol en vue principalement d'enlever tous les nutriments. La capacité hydraulique est maintenue par le réseau de racines et de rhizomes des plantes qui croissent et qui meurent. Selon Kickuth, le développement des plantes permet d'obtenir, après 3 ans, une perméabilité de l'ordre de ( $10^{-1}$  à  $9.10^{-1}$  cm/s<sup>-1</sup>), quel que soit le type de sol retenu (Greenway, 2010).

L'usage des marais pour le traitement des eaux usées aux États-unis a surtout débuté en aménageant des marais déjà existants. Par la suite, certaines applications furent réalisées à partir de marais artificiels, dans la majorité des cas avec écoulement en surface, et les plantes utilisées le plus fréquemment sont les jacinthes d'eau (*Eichornia crassipes*) et les lenticules



## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

(*Lemna sp.*). L'intérêt pour ce type de traitement s'est intensifié durant la période de 1980 à 1990 et plusieurs installations ont vu le jour un peu partout en Europe et en Amérique du Nord (**Brix et Arias, 2005**). Plus de cent trente installations furent mises en exploitation entre 1984 et 1990 au Danemark pour le traitement secondaire de petites collectivités (**Keith et al., 2003**). La majorité de ces installations opèrent à écoulement sous la surface et utilisent le roseau commun (*Phragmites australis*). Les installations anglaises sont en général du même type et, dans l'ensemble, utilisées pour le traitement secondaire des eaux usées. En France, quelques installations expérimentales sont suivies de près depuis 6 à 7 ans. Elles sont conçues sur plusieurs étages avec des éléments à écoulement vertical dans le sol, d'autres à écoulement horizontal sous la surface et, dans certains cas, un dernier étage en écoulement en surface. Il s'agit d'une version modifiée du procédé développé par Seidel (**Vymazal, 2010**).

Des expériences réalisées par la « TVA, Tennessee Valley Authority », États-Unis, visent à développer un procédé à écoulement sous la surface pour les résidences isolées et les très petites collectivités (**Sarena et al., 2004**). L'avènement de plusieurs conférences d'envergure internationale spécifiques au traitement des eaux usées par les marais démontre l'intérêt grandissant de la communauté scientifique. En effet, une première conférence a eu lieu en 1988 à Chatanooga, Tennessee, États-Unis, une seconde en 1990 à Cambridge en Angleterre, et une autre à l'automne 1991 à Pensacola, Floride (**Fonkou et al., 2011**). La technologie et les méthodes de conception ont connu un essor important durant les dernières années et les travaux en cours, un peu partout dans le monde, devraient permettre d'établir des principes de conception et des bases théoriques fondamentales reconnues durant les prochaines années.

Actuellement, il est appliqué dans une cinquantaine de pays, sous tous les climats (Australie, Nouvelle Zélande, Thaïlande, Inde, Afrique et même Alaska). En Afrique (Kenya, Maroc, Ouganda et Tanzanie), les marais artificiels ont été utilisés pour le traitement des eaux usées municipales et des effluents industriels (**Pétémanagnan et al., 2008, Fonkou et al., 2011**).

Cette technique a intéressé de nombreux pays: Thaïlande, Australie, France. En revanche, son application pour des collectivités de plusieurs centaines d'habitants, est récente. En effet, si tous les systèmes en rupture avec les technologies intensives (comme le lagunage, l'infiltration-percolation) ont eu des démarrages difficiles, les systèmes plantés de macrophytes, qui ont trouvé leur origine dans un monde professionnel (les biologistes) assez éloigné de celui de l'assainissement classique (les ingénieurs), ont eu un démarrage

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

particulièrement lent et cela dans tous les pays d'Europe. Cependant, depuis le milieu des années 80 des accélérations dans la mise en place ont pu être constatées.

De nos jours les marais filtrants artificiels ont pu devenir un procédé fiable performant et cependant rustique. Contrairement aux autres systèmes qui nécessitent des investissements importants, et engendrent des coûts de fonctionnement sans contrepartie productive et ne participent pas à une dépollution microbienne effective, le marais filtrant artificiel est un procédé, écologique, fiable et peu onéreux, avec des résultats hautement satisfaisants, en matière de décantation. De fait, il est indispensable d'adapter les filtres plantés aux facteurs climatiques à savoir la température, le vent, l'évaporation, la pluviométrie et les variations saisonnières du cycle jour/nuit (appelé nycthémère).

### **2.3. Principe général des marais filtrants artificiels**

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 phragmites) 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, phosphore, ...etc), 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. Certains systèmes se bornent à mettre en œuvre l'épuration par « microphytes » ou algues unicellulaires. 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.

Il s'agit donc, dans cette technique, d'une part de favoriser le lent écoulement de l'eau dans des bassins successifs, et d'autre part de s'appuyer sur une association biologique couvrant toute une chaîne alimentaire, à savoir :

- les bactéries aérobies vivant en présence d'oxygène dissous,
- les bactéries anaérobies,
- les algues ou phytoplancton,
- et le zooplancton dans certains cas.

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

Dans ces conditions, il est possible d'obtenir une excellente dépollution organique et au surplus, ce que ne permettent pas les stations d'épuration classiques, une très bonne décontamination microbienne.

Au cours d'un processus de Phytoépuration, l'action des plantes sur le polluant intervient à différents niveaux. Les polluants peuvent être stabilisés ou dégradés dans la rhizosphère, séquestrés ou dégradés ou encore rendus volatiles et éliminés dans l'air environnant. Les végétaux ont un système racinaire très étendu qu'ils utilisent pour extraire l'eau et les minéraux du sol nécessaires à leur croissance. Lors de cette extraction, ils absorbent aussi d'autres composés dissous dans la phase aqueuse. Les principaux polluants contenus dans l'eau usée dépendent de leur origine (domestique, agricole, industrielle, etc.). Pour les eaux usées domestiques, les principaux polluants sont les matières en suspension les organismes pathogènes, la matière organique, les substances azotées (nitrate, ammonium, etc.) et le phosphore. L'épuration des eaux usées en marais artificiels se fait selon une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques.

### **2.3.1. Processus physiques**

Lors du passage d'une eau usée au travers d'un marais artificiel, l'abattement des matières en suspension se fait par filtration grâce au gravier et aux racines ainsi que par la sédimentation des particules. La photolyse est un autre processus physique qui se déroule principalement en marais surfacique, où les radiations du soleil dégradent certains polluants et éliminent les bactéries pathogènes contenues dans les eaux usées.

### **2.3.2. Processus chimiques**

Certains polluants, comme le phosphore et les métaux lourds, peuvent être adsorbés ou précipités par des éléments réactifs (Fe, Al, Ca, Mg) présents dans le gravier. Cependant, cette rétention des polluants dans la partie aérienne des plantes est généralement faible comparativement à l'apport de polluants apportés au marais. Elle peut être utilisée sur des substrats solides, liquides ou gazeux. Les plantes peuvent être utilisées comme un filtre à air, en intérieur ou en extérieur, elles absorbent des polluants comme le NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub>, le CO<sub>2</sub>, l'ozone, les mauvaises odeurs ou encore les hydrocarbures volatils halogénés. Dans le cas des substrats solides ou liquides, la dépollution est envisagée pour des produits organiques (HAP, pesticides, explosifs, produits pharmaceutiques), des métaux lourds (plomb, cuivre, zinc...) et des radionucléides (**Healy et al., 2007**).

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

### 2.3.3. Processus biologiques

Les organismes vivants sont sans cesse soumis à des contraintes environnementales. Dans le cas des végétaux, leur immobilité constitue un facteur important de pression dans leur adaptation au cours de l'évolution. Beaucoup de plantes ont développé des systèmes biochimiques pour l'adaptation aux conditions géochimiques locales mais aussi pour la modification de leur environnement direct. Elles sont capables par exemple de croître sur des sols pollués en les détoxifiant (**Keith et al., 2003**). A l'origine, cette toxicité était majoritairement due à des composés phytotoxiques synthétisés par d'autres organismes vivants, des micro-organismes ou des plantes. Les plantes ont donc utilisé leur équipement enzymatique classique pour dégrader ces composés et survivre dans ces milieux. Ces mécanismes sont aussi mis en œuvre pour les composés xénobiotiques présents dans l'environnement. Après absorption d'un polluant, les plantes peuvent soit le séquestrer dans un compartiment cellulaire pour limiter son interaction avec le fonctionnement cellulaire normal, soit le dégrader pour le détoxifier (**Healy et al., 2007**).

### 2.4. Facteurs affectant la Phytoépuration

Pour pouvoir dépolluer les eaux usées ; les sols, les plantes et les micro-organismes qui leur sont associés doivent être en contact avec le polluant. Le devenir d'un polluant dans le système sol-plante est donc déterminé par sa biodisponibilité qui dépend d'un ensemble de caractéristiques physico-chimiques de la molécule et d'interactions complexes de celle-ci avec le milieu. Ces caractéristiques et celles du milieu ont un rôle déterminant dans le succès de la dépollution pour un polluant donné. L'efficacité de la Phytoépuration dépend, par conséquent, de multiples critères (**Edwards et al., 2006**).

Il existe de nombreuses définitions de la biodisponibilité, certaines sont basées sur le degré d'extractibilité par des méthodes physico-chimiques, sur la biodégradabilité d'un composé dans le sol ou encore sur la biodiversité des micro-organismes. Nous utiliserons une définition prenant en compte les différents types d'organismes cibles, elle a été proposée dans la norme ISO/CD 17402 (**Fedro et al., 2009**) : "la biodisponibilité correspond au degré avec lequel un composé chimique présent dans le sol peut être absorbé et métabolisé par l'homme ou un récepteur écologique ou être disponible pour interagir avec des systèmes biologiques". Un récepteur écologique est une personne ou une partie de l'écosystème qui peut être potentiellement exposée. Dans le cas de la Phytoépuration, les plantes sont donc considérées

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

comme des récepteurs écologiques. La biodisponibilité est dépendante de la capacité du sol à fixer le polluant, définissant la fraction disponible dans la partie aqueuse du sol, mais aussi de la capacité de la plante à absorber le polluant. Les caractéristiques environnementales couplées aux propriétés physico-chimiques du polluant et aux caractéristiques du récepteur écologique déterminent la biodisponibilité du polluant dans le sol (**Edwards et al., 2006**). Les facteurs affectant l'adsorption des produits chimiques dans le sol, leur absorption et leur distribution dans la plante sont :

- les propriétés physico-chimiques du composé comme la solubilité, la tension de vapeur, le poids moléculaire et le coefficient de partage octanol eau ( $K_{ow}$ ), le coefficient de partition avec la matière organique ( $K_{oc}$ ),
- les caractéristiques environnementales comme la température, le pH, la matière organique et l'humidité du sol,
- les caractéristiques du végétal tel que le type de système racinaire et les enzymes impliquées dans le métabolisme des xénobiotiques.

Tous ces facteurs n'agissent pas au même niveau pour modifier la biodisponibilité. Ils peuvent avoir un rôle dans l'interaction sol-eau et/ou eau-plante. La distribution dans la plante après absorption du composé est, elle aussi, influencée par certains facteurs précédemment énoncés et joue un rôle important dans le devenir du polluant au cours d'un processus de Phytoépuration (**Virendra et al., 2008**).

### 2.4.1. Les caractéristiques environnementales

Le climat est un facteur influençant le traitement des eaux en marais filtrant, puisque l'épuration est en grande partie basée sur des processus biologiques. Les marais sous surfaciques à flux horizontal ont été montrés comme généralement efficaces en condition hivernale, puisque l'eau s'écoule sous la surface du marais et est donc en partie isolée contre les basses températures de l'air (**Fonkou et al., 2010**). Par contre, la sénescence des végétaux à l'automne pourrait avoir un impact sur l'apport en oxygène et les basses températures pourraient ralentir l'activité microbienne. En effet, une variation saisonnière a été observée en marais filtrants avec une efficacité supérieure en été et en automne comparativement à l'hiver et au printemps (**Fonkou et al., 2010**). La présence de plantes et particulièrement de certaines espèces de plante serait bénéfique en condition hivernale, puisque l'épuration serait

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

moins susceptible de varier avec la température comparativement au marais non planté (Sivakumar *et al.*, 2013 ; Tanner *et al.*, 2012).

Les marais filtrants artificiels sont des systèmes d'épuration extrêmement versatiles, puisqu'ils peuvent traiter une très large gamme de polluants, à l'aide de différents types de marais filtrant, plantés de différentes espèces et ce sous une variété de climats. Les plantes ont un rôle central à jouer dans l'épuration des eaux, mais on peut se demander si ce rôle est le même sous toutes ces conditions et quel est l'effet spécifique de l'espèce de plante. La grande majorité des études ayant évalué le rôle des végétaux ont été réalisées dans des conditions de traitement d'eaux usées domestiques, soit des conditions qu'on pourrait qualifier d'intermédiaires considérant l'éventail des effluents traités par marais filtrants.

### 2.4.2. Facteurs influençant l'interaction sol-eau-plante

#### 2.4.2.1. Facteurs influençant l'interaction sol-eau

La concentration en matière organique et le caractère volatil et hydrophobe du polluant sont des données essentielles pour déterminer ses mouvements dans le sol. La répartition entre le sol et l'eau ( $K_d$ ) dépend de la quantité de matière organique d'un sol, elle permet de calculer le coefficient de partition du polluant dans la matière organique ( $K_{oc}$ ) par la relation suivante (Mireille, 2006):

$$K_d = K_{oc} \times (\% \text{ de matière organique})/100 \quad (2.1)$$

Dans des sols contenant entre 1 et 5% de matière organique, les composés non ionisés lipophiles ( $\log K_{ow} > 4$ ) seront fortement adsorbés sur le sol avec un  $K_d > 10$  alors que les composés modérément lipophiles ( $\log K_{ow}$  entre 2 et 4) seront modérément adsorbés, leur  $K_d$  sera compris entre 1 et 10. L'humus est constitué principalement de tissus végétaux morts et les parois végétales possèdent des groupes chargés négativement qui fixent les composés hydrophobes ou les cations. Le  $K_d$  des cations est supérieur à 50 et peut atteindre 1000. De plus, la mobilité des composés ionisés dépend du pH du sol, qui détermine la forme prédominante en fonction de leur pKa. Le  $K_{oc}$  est lié à l'hydrophobicité de la molécule appelée aussi coefficient de partage octanol eau ( $K_{ow}$ ) par la relation (Mireille, 2006):

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

$$\text{Log } K_{oc} = 0,52 \text{ log } K_{ow} + 0,62 \quad (2.2)$$

Cette relation n'est toutefois pas toujours confirmée expérimentalement. Le  $\log K_{oc}$  est un des paramètres les plus importants pour décrire le transfert et le devenir d'un produit chimique dans le système sol-eau. La volatilité permet, elle aussi, de déterminer la disponibilité d'un polluant dans la phase aqueuse du sol. Elle mesure la tendance d'un composé à se répartir entre l'air et l'eau. Elle est exprimée par la constante de la loi de Henry ( $H_i$  notée parfois  $H'$ ). Un composé avec un  $H_i$  supérieur à  $10^{-4}$  aura tendance à diffuser dans l'air et se déplacer entre les particules du sol alors qu'un composé avec un  $H_i$  inférieur à  $10^{-6}$  se retrouvera majoritairement dans l'eau. Entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$ , le composé est mobile entre l'air et l'eau. Quelle que soit cette répartition, les composés peuvent diffuser passivement à travers les plantes ou les parois racinaires des végétaux (Sivakumar et al., 2013).

### 2.4.2.2. Facteurs influençant l'interaction eau-plante

Le transfert d'un polluant non ionisé de la phase aqueuse du sol vers la plante est gouverné principalement par son hydrophobicité. L'efficacité de ce transfert est exprimée par le ratio de la concentration du polluant dans les racines sur la concentration dans la solution externe à la plante, c'est le facteur de concentration racinaire (Root Concentration Factor ou RCF). Celui-ci est donc dépendant du  $\log K_{ow}$  du contaminant comme cela est représenté sur la figure (2.1). Pour les composés ayant un  $\log K_{ow}$  élevé, le RCF élevé observé expérimentalement est dû à une forte adsorption du contaminant sur les parois racinaires sans pénétration dans la plante. Il n'est pas représentatif de l'absorption du composé par la plante (Gabriela et al., 2005):

Le mécanisme d'absorption est le plus efficace pour des composés modérément hydrophobes ( $\log K_{ow}$  entre 0,5 et 3) qui pourront passer à travers les membranes mais aussi dans la phase aqueuse des cellules (Gabriela et al., 2005):

Après pénétration du polluant dans la plante, celui-ci peut être transféré vers les différents organes via le xylème (tissu composé de cellules mortes qui transporte l'eau et les minéraux du sol). L'efficacité du transport des racines vers les parties aériennes est exprimée par le ratio de la concentration du composé dans le xylème sur la concentration dans la solution externe à la plante, appelé le facteur de concentration dans le courant de transpiration (Transpiration Stream Concentration Factor ou TSCF). Les composés se déplaçant avec la même efficacité dans le xylème, la valeur maximale est donc de 1 pour un transport passif. Bromilow et

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

Chamberlain (1995) ont mesuré expérimentalement le TSCF de différentes substances non ionisées, ce qui a permis d'établir une courbe exprimant le TSCF en fonction du  $\log K_{ow}$  des composés (Figure 2.2) (Sridhar, 2010). Certains TSCF mesurés expérimentalement ne se situent pas sur cette courbe mais cela semble dû à leur dégradation très rapide dans la plante qui modifie leur mobilité. Lors de l'évaluation de ce TSCF, l'étape du transfert dans la plante concernant la biodisponibilité du polluant est prise en compte, le TSCF est donc dépendant de la matière organique présente dans le sol. Plus il y a de matière organique, plus le TSCF est faible (Mireille, 2006):

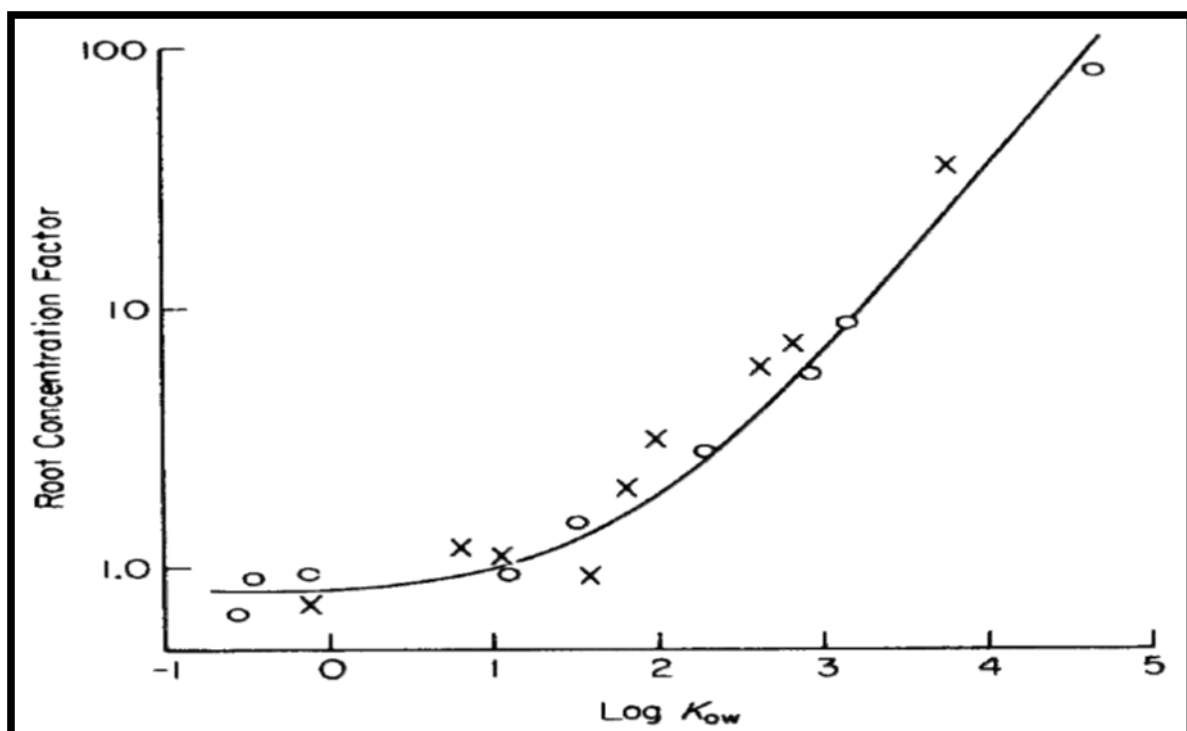


Figure 2.1. Relation entre l'absorption racinaire après 24 h en solution hydroponique (exprimée par le RCF) et le  $\log K_{ow}$  de différents composés : O, O-méthylcarbamoyloximes et x, phenylurées substituées. (Mireille, 2006).

Dans le cas des molécules ionisées, l'absorption par la plante et leur transport dans celle-ci sont dépendants du pH de la phase aqueuse du sol et du pKa de la molécule. Pour les acides faibles, le RCF diminue lorsque le pH de la solution nutritive augmente.



## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

### **2.5. Les différents schémas des marais filtrants artificiels**

Une sélection parmi les différents types de zones humides artificielles doit être faite sur la base du traitement requis (traitement secondaire ou tertiaire), le chargement de masse, les terres disponibles, les conditions climatiques et le soutien financier accessible (**Kadlec et al., 2005**). Il existe deux principaux types de zones humides artificielles qui servent pour le traitement des eaux usées

#### **2.5.1. Zones naturelles humides (NW)**

Les zones naturelles humides ou wetlands sont des écosystèmes de transition entre les milieux terrestre et aquatique où l'eau est considérée comme étant le facteur dominant. En 1971, lors de la convention internationale sur les milieux humides tenue à Ramsar en Iran par l'Union Internationale de Conservation de la Nature et des Ressources naturelles (**IUCN**), une définition internationale sur ces milieux a été élaborée: « ... areas of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish or salt, including areas of marine water the depth of which at low tide does not exceed six meters » (**Gagnon, 2012**). Ces milieux sont retrouvés dans une variété de climats allant des tropiques, avec les mangroves, aux tourbières des régions polaires.

Les espèces végétales les colonisant sont adaptées à certaines caractéristiques spécifiques: climat, salinité de l'eau, profondeur ... etc, tandis que certaines d'entre elles sont restreintes aux sols acides, d'autres le sont aux sols alcalins, aux sols riches en calcium, ou encore à un niveau élevé en sel. Plusieurs croissent entièrement sous l'eau et nombreuse sont celles pouvant tolérer que des sols saturés en eau.

#### **2.5.2. Zones naturelles construites (CW) ou marais filtrants artificiels**

Les Zones naturelles construites (CW) ou marais filtrants artificiels : Ce sont des systèmes artificiels constitués par une vasque, de dimensions limitées en général remplie d'un substrat perméable, dans lequel sont installés des plantes marécageuses. Le rejet vient transiter avec un écoulement sous superficiel dont le mouvement peut être horizontal ou verticale.

Se sont des bassins où les eaux stagnent et réduisent les polluants chargés aux processus multiples qui s'effectuent en présence de végétation aquatique. Le résultat de la dépuración est

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

étroitement lié aux temps de séjour du fluide à l'intérieur du milieu où s'effectue le processus. Le système est particulièrement apte à dépurifier des grands volumes d'eau et il trouve applications dans le traitement des eaux dérivées par les fleuves, de bassins agricoles ou d'installations à grande habitation. Quand, au contraire, la place est restreinte ou le volume de rejets à traiter est assez réduit, le système s'appuie sur des vasques qui servent de bassin. Ceci présente un fond et des côtés imperméabilisés pour éviter le drainage avec possibilité de polluer la nappe sous-jacente. La vasque est remplie avec une couche suffisante de substrat pour soutenir la végétation (au moins 10-20 cm) (Scott *et al.*, 2004)

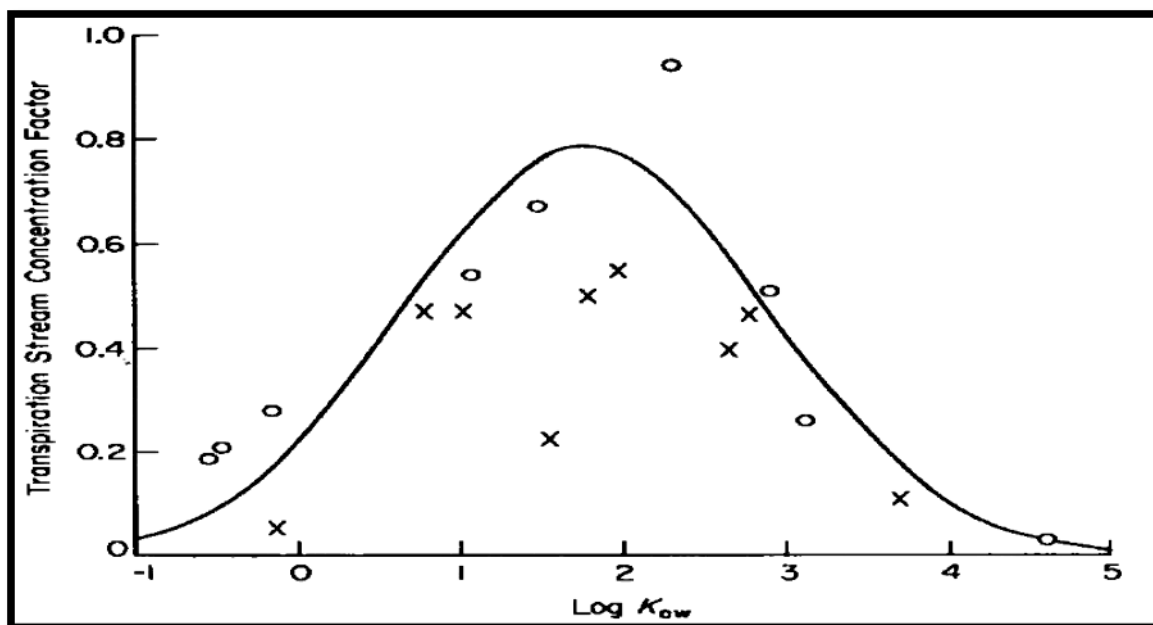


Figure 2.2 : Relation entre le  $\log K_{ow}$  et la translocation des composés chimiques chez le persil (exprimée par le TSCF) (Mireille, 2006).

Pour un tel but, on peut utiliser une terre agricole ou sable de fleuve, en rapport avec la granulométrie voulue et à la capacité du terrain d'interagir avec les éléments chimiques présents dans les rejets. La végétation s'installe sur le substrat et les colonies de micro-organismes trouvent support. Les fluides qui entrent se tiennent en moyenne à une hauteur de 50 cm. Les dimensions changent de quelques-uns à quelque millier de mètres carrés, avec des surfaces comprises entre 1 et 5  $m^2$  par équivalents habitants (EH) (Fabio et Nicola., 2007). Du point de vue dépuratif, les zones humides artificielles, quand elles sont bien réalisées et bien gérées, elles offrent des performances très satisfaisantes. On peut classer les marais filtrants selon le type d'écoulement et selon que l'eau soit libre ou sous la surface du substrat

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

### **2.5.2.1. Système à écoulement superficiel (SFS ou FWS)**

Les systèmes SFS ou FWS (Free water flow wetlands) se composent de bassins où la surface libre de l'eau est exposée à l'atmosphère et le sol, constamment submergé, est le support pour les racines des plantes émergentes dans ces systèmes. L'écoulement est horizontal et la hauteur des bassins est généralement limitée à quelques dizaines de centimètres (Soulwène et al., 2009). Les données disponibles sur l'application de ces systèmes en Europe sont très rares et se rapportent beaucoup plus aux grands débits d'eau usée. Selon la littérature, il existe très peu d'installations de ce type à petite échelle (comme le traitement des eaux usées domestiques dans des maisons isolées ou des petites collectivités) (Vymazal, 2010).

### **2.5.2.2. Systèmes flottants (FS) (Floating aquatic plant system FAP)**

Les Systèmes flottants (FS) (Floating aquatic plant system FAP) 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 (Vymazal, 2010).

### **2.5.2.3. Système à écoulement sub-superficiel (SSFS) (Subsurface flow wetlands SSF)**

**2.5.2.3.1 Système à écoulement horizontal (HSSFS) :** La 1<sup>ère</sup> version des filtres horizontaux utilisés en traitement complet a été développée en Allemagne en 1964 par Kickuth de l'Université Allemande de Kassel. C'est pourquoi il est souvent appelé "système Kickuth". On le rencontre aussi sous le vocable "Root Zone Méthode". A l'origine les dispositifs utilisent le sol en place, éventuellement amendé avec des ajouts (argile, chaux).. Le premier système mis en exploitation date de 1974 (Brix et al., 2003).

Exporté vers des pays européens (Danemark, Royaume Uni, notamment), le système a fait l'objet de nombreuses critiques de la part de scientifiques (Brix et al., 2003) qui ont contesté le dimensionnement et l'aptitude des roseaux ont augmenter la perméabilité des sols en place utilisés comme matériaux. Parallèlement, des recherches étaient menées pour fiabiliser le fonctionnement d'un procédé jugé par ailleurs potentiellement intéressant et susceptible de combler un vide dans les pays où le lagunage naturel et les lits infiltration-percolation sur sable étaient peu répandus (Vymazal, 2002).

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

Les filtres horizontaux (Figure 2.3) sont des bassins remplis de manière homogène de sable, de gravier ou de sol en place, et dans lesquels ont été plantés des macrophytes. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du filtre par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation a lieu en continu et les matériaux sont pratiquement saturés en permanence.

L'évacuation se fait par un drain placé à l'autre extrémité du filtre, au fond et enserré dans une tranchée drainante garnie de pierres. Ce drain est relié à un tube dont la hauteur de surverse est modifiable permettant de régler la hauteur de l'eau dans le filtre, de façon à ce qu'il soit saturé pendant la période d'alimentation. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface du matériau. Ceci permet d'éviter les écoulements préférentiels en surface et d'assurer un flux homogène.

En effet l'eau ne doit pas circuler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la biomasse active située dans le filtre et responsable du traitement (**Davies et al., 2008**).

Le matériau de remplissage doit avoir une conductivité hydraulique suffisante (Figure.2.5) pour ne pas être colmaté par les matières en suspension contenues dans les eaux usées ou générées à partir des matières organiques dissoutes, mais pas trop élevée pour permettre d'assurer une filtration. Il est un des supports du développement microbien responsable du traitement biologique. Si les premiers systèmes utilisaient le sol en place, actuellement dans la plupart des pays européens on abandonne l'utilisation du sol pour des matériaux granulaires plus grossiers.

Les filtres horizontaux ont plusieurs domaines d'application. Ils sont utilisés en traitement secondaire pour traiter des eaux peu concentrées de petites collectivités ayant obligatoirement subi une décantation préalable, en traitement tertiaire après un traitement biologique classique ou après des filtres plantés à écoulement vertical et enfin, pour le traitement des eaux pluviales. Le temps de séjour hydraulique dans ces dispositifs est de plusieurs jours.

**2.5.2.3.2. Système à écoulement vertical (VSSF) :** Les premiers filtres verticaux ont été développés par Seidel en Allemagne dans les années 1970 ; dans la littérature, on les retrouve sous les noms de "infiltration Fields", "Krefeld-System" ou encore "Max Planck Institute Process" (**Coulibaly et al., 2005**). Dès l'origine, on utilisait des supports granulaires

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

rapportés pour ces filtres. Ce type de filtres étaient souvent associés à des filtres horizontaux en aval et, à ce titre, pouvaient être classés comme "systèmes hybrides".

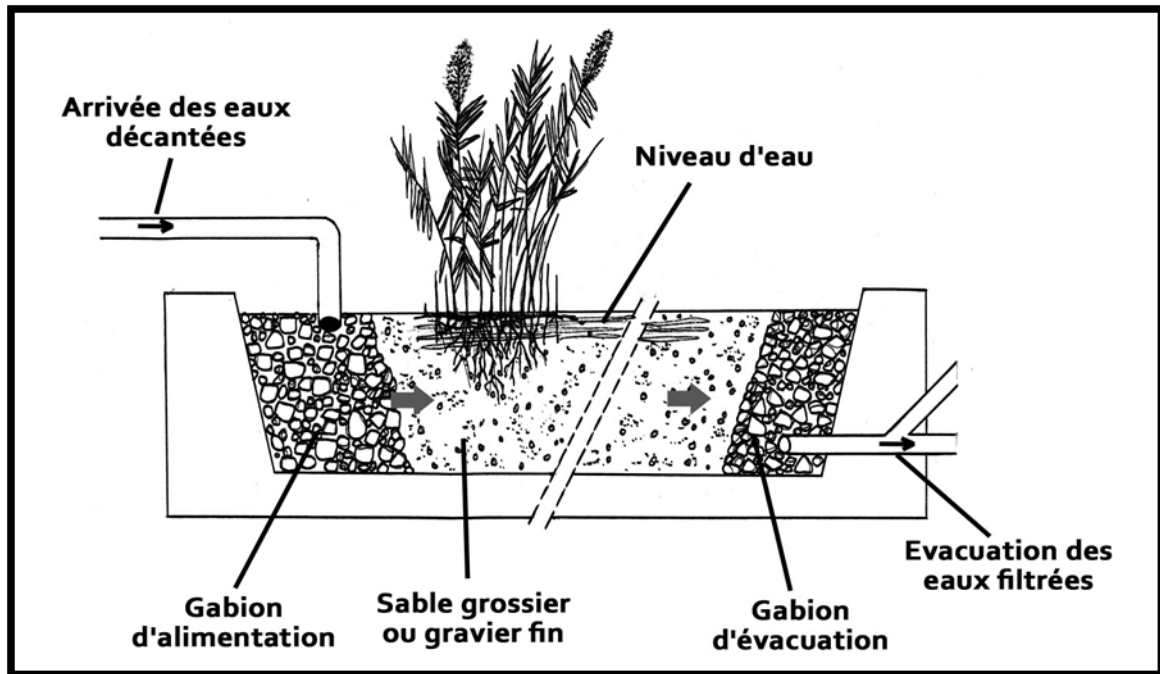


Figure.2.3: Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale (Environnement Québec, 2001).

La configuration de ces systèmes est assez similaire à celles décrites ci-dessus. La différence est que les eaux usées s'écoulent verticalement (percolation) dans le milieu de remplissage avec alternance discontinue (Figure. 2.4), alors que dans les systèmes à écoulement horizontal il y'a un écoulement avec alimentation en continu (Vymazal, 2010). Cette méthode à écoulement intermittent est souvent configurée sur de multiples réservoirs en parallèle, où l'on peut ajuster la ré oxygénation du lit en faisant varier la fréquence et la quantité des entrées de charge hydraulique par l'intermédiaire de dispositifs de l'adoption de pompes d'amorçage ou siphon, correctement dimensionnés. Les plantes utilisées sont les mêmes que celles du système à écoulement horizontal. Le milieu de remplissage diffère, cependant de celui des systèmes à écoulement horizontal car on doit utiliser des tailles de grains de sable plus petites, qui permettent une percolation lente des eaux et donc une distribution aussi régulière que possible sur toute la surface du lit (Chun et al., 2001). Les sables grossiers ont une conductivité hydraulique suffisante pour un filtre vertical lent et également offre une relation plus bénéfique entre le volume occupé et la superficie totale disponible pour l'adhésion de la biomasse relativement à l'écoulement horizontal (Prochaska et Zouboulis,

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

2009). Ces systèmes sont relativement nouveaux dans le milieu des zones humides, mais suffisamment validés grâce à leur large distribution dans les pays germaniques, qui ont la prérogative d'autoriser une importante diffusion de l'oxygène, même dans les couches profondes des bassins (Fonkou *et al.*, 2010).

La recharge successive du rejet favorisera la distribution de l'oxygène jusqu'aux couches les plus profondes en développant ainsi l'efficacité dépurative. Le système prévoit donc des cycles d'alimentation et de déchargement des quels naissent les situations alternatives de présence et absence d'oxygène. Ils sont constitués d'une vasque, de dimension donnée, remplie d'un substrat perméable (medium), dans lequel viennent siéger des plantes palustres. L'eau usée est distribuée à l'entrée du bassin, s'écoulent lentement à travers le milieu suivant une légère pente du fond et recueilli par une conduite drainante. Ces filtres verticaux sont utilisées pour traiter des eaux plus concentrées que les filtres horizontaux car les matières en suspension s'accumulent en surface et ne colmatent donc pas l'intérieur du filtre. Le temps de séjour hydraulique dans ces dispositifs est de l'ordre de quelque heure.

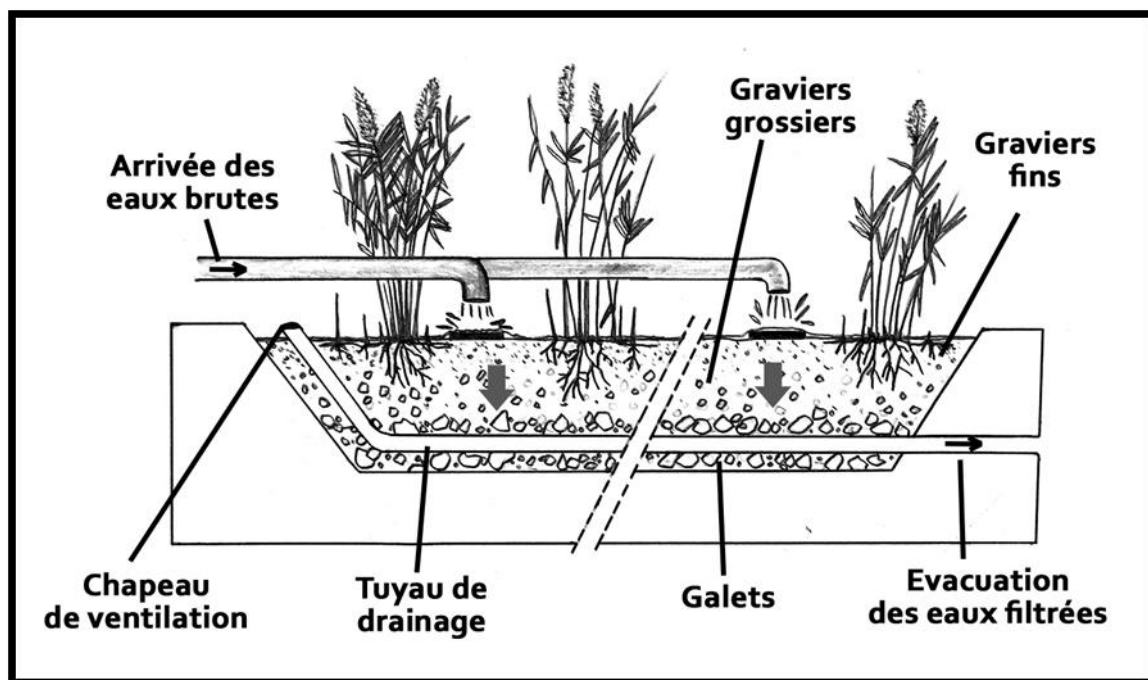


Figure 2.4: Schéma du filtre planté de roseaux à flux vertical. (Environnement Québec, 2001).

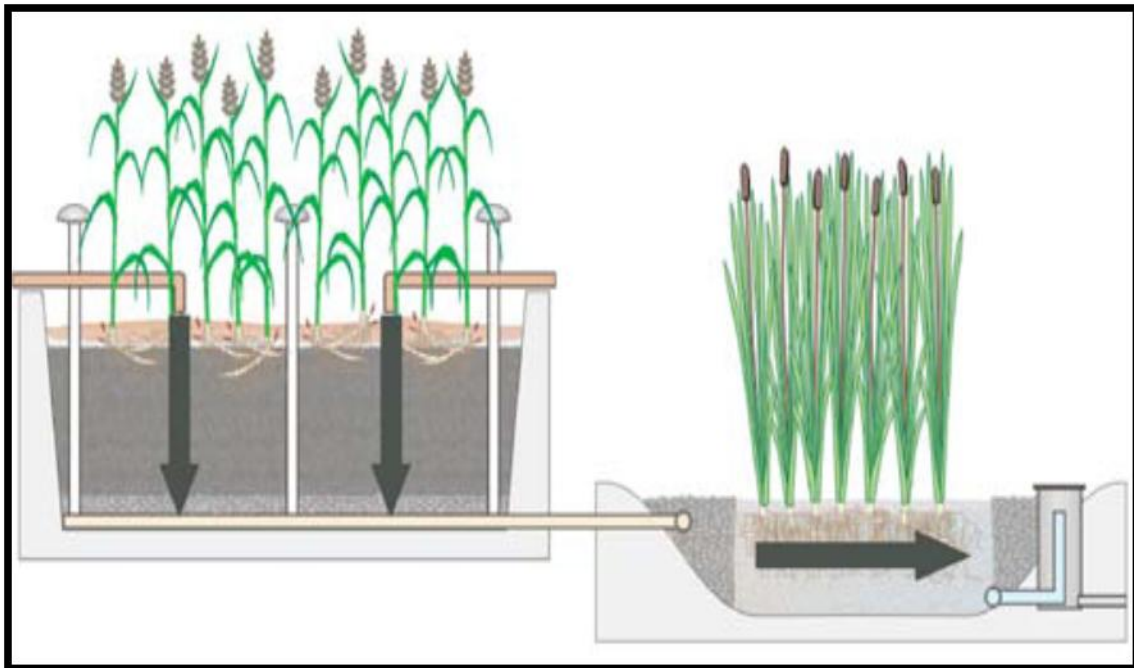
## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

**2.5.2.3.3. Les systèmes hybrides :** Les systèmes hybrides sont en fait l'association en série de filtres verticaux et de filtres horizontaux (Figure 2.5). L'association la plus courante, initialement étudiée par le Dr. K.Seidel et mise en œuvre de façon relativement limitée aux Etats-Unis, en Allemagne, en Autriche et en France (**Vymazal, 2005**) est constituée de deux étages consécutifs de filtres verticaux en parallèle suivis de deux ou trois étages de filtres horizontaux en série.

L'intérêt d'une telle association est d'obtenir une bonne nitrification dans les filtres verticaux qui sont bien oxygénés, mais aussi une dénitrification dans les filtres horizontaux où l'on trouve les conditions d'anoxie nécessaires à cette réaction. Dans ce cas les rendements de la dénitrification ne sont pas très élevés car les bactéries dénitrifiantes ont besoin de matière organique pour se développer et dénitrifier correctement. Or, en sortie des filtres verticaux, la majeure partie de la matière organique a été dégradée, elle n'est donc plus disponible pour les bactéries.

Alors des variantes ont aussi été étudiées plus récemment principalement au Danemark (**Vyzamal et 2010**), où l'on trouve des filtres horizontaux en premier étage suivis de filtres verticaux. Au Danemark on a commencé par construire des filtres horizontaux, ces systèmes ont été complétés en aval par des filtres verticaux.



*Figure 2.5: Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais sous-surfacique à flux vertical suivi d'un marais sous-surfacique à flux horizontal (Gagnon, 2012).*

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

En effet, les premiers filtres ont pour rôle la rétention des matières en suspension et l'élimination des matières organiques dissoutes, les seconds mieux oxygénés assurent la nitrification. Une recirculation des effluents nitrifiés en tête de traitement peut permettre d'obtenir de bons résultats en matière de dénitrification, mais ce dispositif nécessite d'installer des pompes et organes de programmation dont la complexité serait en contradiction par rapport à la rusticité des filtres plantés de macrophytes qui est leur principal intérêt.

### 2.6. Rôle de différents composants de filtre

#### 2.6.1. Rôle de matériau de remplissage

Dans les systèmes à écoulement en surface, le rôle du sol est négligeable. Par contre, lorsque les eaux usées passent au travers du média, celui-ci permet d'effectuer un bon enlèvement des matières en suspension et de la partie organique associée. Lorsque le média filtrant a une bonne capacité d'adsorption, il pourra permettre l'accumulation du phosphore si les conditions sont favorables. Pour ce faire, il faut que des ions de fer ou d'aluminium soient disponibles (**Gabriela et al., 2005**).

De par sa granulométrie, le matériau de remplissage a un rôle évident de filtration des matières en suspension présentes dans les eaux usées, d'où le nom de filtres, Son efficacité dans ce rôle dépend en grande partie de la texture du matériau que l'on approche par sa granulométrie et qui interviendra notamment sur les caractéristiques hydrodynamiques (conductivité hydraulique en milieu saturé ou non).

Le choix d'une granulométrie adaptée doit nécessairement prendre en compte la chute de la conductivité hydraulique liée au développement bactérien (par réduction de la porosité totale) et la nécessaire porosité supplémentaire, dite "libre à l'air", indispensable pour la diffusion qui est le facteur prépondérant de l'aération du milieu. Les équilibres biologiques fluctuent au gré des indispensables périodes d'alimentation et de repos et sont aujourd'hui encore très mal connus et relativement peu étudiés (**Prochaska et Zouboulis, 2009**).

En filtre horizontal, au plan strictement physique, les paramètres peuvent apparaître plus simples à caler mais ils se compliquent au niveau biologique, domaine là aussi mal connu, étant donné que des auteurs (**Healy, 2007 ; Prochaska, et al. ,2007**), mentionnent de possibles interférences des sécrétions bactériennes selon que le métabolisme bactérien est de type aérobie ou anaérobie pour des bactéries pouvant passer facultativement d'un métabolisme à l'autre, selon les conditions oxydo-réductrices du milieu.



## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

La composition du matériau de remplissage influence également le traitement par sa capacité à adsorber le phosphore ou encore les métaux lourds. Cela dépend essentiellement de sa teneur en fer, aluminium, calcium et du temps de séjour des eaux dans le massif, variable avec la porosité du matériau en place, à mettre en relation avec cinétiques compatibles avec les objectifs de traitement fixés.

Le choix de matériaux de remplissage s'opère en deux temps:

- ✓ sélection à partir des informations demandées aux carrières: granulométries, teneur en fines, minéralogie (teneur en calcaires).
- ✓ vérification sur le chantier de la conformité de la livraison par rapport aux matériaux définis dans la carrière sélectionnée, sur la base de mesures de granulométrie et de propreté. Des tests de perméabilité peuvent également être réalisés (Arias et al., 2005). Pour la mise en place des graviers, il n'y a pas de précautions particulières à prendre dès lors qu'ils sont bien lavés et repris sans mélange avec le sol lorsqu'ils sont stockés sur le site.

Pour la mise en place des sables, on recommande une confection de couches successives de 15 à 20 cm pour limiter les problèmes de ségrégation. Le sol qui retient la rhizosphère du système fournit une superficie stable pour l'attachement microbien, un substrat solide pour la croissance de plantes, et fonctionne directement dans la purification de l'eau usée par de processus physico chimique.

Les sols sont très efficaces en enlevant les solides en suspension, les bactéries pathogènes et les virus par filtration et par l'adsorption (Brix et Arias, 2005). Les processus de précipitation dans le sol sont d'une façon permanent par laquelle certains ions sont enlevés des eaux usées. La coprécipitation du phosphate avec le fer, l'aluminium et le calcium peut enlever des quantités significatives du phosphore (Vymazal, 2007).

Des métaux lourds peuvent être précipités avec du sulfure dans la zone où la réduction de sulfate se produit. La formation des phosphates organo-metalic peut être une forme additionnelle des nutriments enlevés du sol. Le phosphore et les substances toxiques persistants, telles que les métaux lourds sont accumulés dans le sol et peuvent être l'un des facteurs déterminant le fonctionnement de la rhizosphère qui est la partie cruciale dans le processus de la phytoépuration. (Bhupinder et al, 2009).

### 2.6.2 Rôle des plantes dans le système de phytoépuration

#### 2.6.2.1 Effets des plantes dans les marais filtrants artificiels

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

Au-delà de l'aspect esthétique et de leur rôle mécanique primordial les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières organiques d'effluent brut. Ces plantes disposent d'un système racinaire très dense qui améliore l'oxygénation des filtres, et par conséquent le développement des micro-organismes adéquats. Poursuivant leur croissance même en hiver les rhizomes assurent enfin le fonctionnement permanent de la station d'épuration limitant le colmatage des surfaces filtrantes. Donc les plantes vont, soit absorber le contaminant pour le métaboliser ou le stocker, soit réduire voire empêcher la libération du contaminant dans d'autres compartiments de l'environnement (phytostabilisation) (**Bhupinder et al., 2009**). Le plus souvent, les composés organiques peuvent être dégradés et métabolisés pour la croissance de la plante. Le composé polluant est alors éliminé. Lorsqu'il s'agit de composés inorganiques (métaux, métalloïdes ou radionucléides), il ne peut y avoir que phytostabilisation ou phytoextraction car ces types de polluants ne sont pas biodégradables. Particulièrement proliférantes en milieu humide, les bactéries se nourrissent des matières dont sont chargées les eaux usées. Véritables "ciseaux biologiques" elles les transforment en molécules inoffensives (**Zurita et al., 2006**).

La croissance des racines et des rhizomes permet un maintien ou une régulation de la conductivité hydraulique initiale. Le développement racinaire limite le colmatage des filtres grâce à la formation de pores tubulaires le long des racines qui permet d'accroître la surface de fixation pour le développement des micro-organismes. Le processus épuratoire dépend en grande partie de l'activité, de la densité et de la diversité des micro-organismes impliqués, c'est ce qu'on appelle l'effet rhizosphère (**Bhupinder et al., 2009**)

Le métabolisme des plantes, c'est-à-dire l'assimilation des nutriments, contribue également à l'épuration des eaux, mais est fonction des plantes utilisées et la surface mis en œuvre. Pour les filtres verticaux l'assimilation est faible, en revanche pour les filtres horizontaux l'accumulation des éléments comme le phosphate ou l'azote n'est pas négligeable. Les plantes les plus utilisées en Europe sont les roseaux (*Phragmites*); aux Etats-Unis, ce sont les massettes ou quenouilles (*Typha*) qui sont les plus fréquentes. Ces deux espèces ont démontré leur capacité à tolérer des eaux usées peu, moyennement et fortement concentrées. Pour un traitement de finition, on peut utiliser des espèces très variées de plantes de zones humides et même des espèces ligneuses telle que les saules (*Salix*) (**Vymazal, 2005b**). Les plantes ont de nombreux rôles dont on peut citer :

### 2.6.2.1.1 Les rôles indirects

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

- Dans les filtres verticaux, elles empêchent la matière organique retenue en surface de former une croûte relativement imperméable qui gênerait l'infiltration des eaux. Ceci est possible grâce aux rhizomes qui permettent à la plante de se développer horizontalement en émettant de nouvelles tiges de loin en loin. Ces jeunes tiges percent la couche de boues et aménagent ainsi à leur base un anneau libre à la circulation de l'eau qui est régulièrement réalisé par les oscillations provoquées par le vent; dans une certaine mesure ils l'empêchent aussi de se compacter. Sur le site de Gensac-La-Pallue, un test a été réalisé en laissant l'un des bassins volontairement non planté. A la surface de celui-ci, se formait une "moquette" cellulosique qu'il fallait gratter. Sur les filtres plantés, les jeunes tiges depuis les nœuds des rhizomes empêchaient ce phénomène.

- En lien avec l'observation précédente, les plantes favoriseraient le développement de micro-organismes cellulolytiques grâce à l'ombrage qu'elles procurent et à l'hygrométrie qu'elles maintiennent. La couche de boues à la surface des filtres verticaux est ainsi plus rapidement minéralisée.

- De même la présence des rhizomes, des racines, des radicelles et d'une grande quantité de lombrics garantit une minéralisation poussée des dépôts qui donnent une sorte de terreau parfaitement aéré et dont la perméabilité reste élevée.

- Elles assurent l'ouverture du support minéral. En effet, leurs rhizomes et leurs racines, en se développant, des sortes de tunnels, qui sont réputés perdurer après la mort des organes. Cette dernière supposition, avancés par Kickuth, pour justifier la plantation de roseaux dans des sols en place qui ne présentaient pas toujours a priori des perméabilités initiales adaptées a été contestée (Vymazal, 2005b).

Quoiqu'il en soit, il est fort probable que l'eau s'infiltrant préférentiellement autour des tiges poursuit son cheminement au voisinage des rhizomes et des racines si la cohésion du sol environnant l'autorise. Les micro-organismes fixés à ces emplacements sont vraisemblablement plus sollicités que les autres participants de ce fait de manière prépondérante à la dégradation des matières dissoutes et, dans les tranches très superficielles, également particulières. Ceci pourrait contribuer à la migration d'une partie des matières en suspension vers les couches sous-jacentes (notamment dans les filtres constitués de gravier).

- Comme entrevu précédemment, elles servent, tout comme le substrat minéral, de support au développement microbien au niveau de leurs parties souterraines. Les populations microbiennes présentes dans le matériau support et sur la rhizosphère (zone des rhizomes et

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

des racines) sont plus importantes que dans les filtres non plantés. Les preuves scientifiquement établies de "l'effet rhizosphère" sont toutefois peu nombreuses.

- Elles fournissent de l'oxygène aux bactéries, par transfert depuis les parties aériennes (tiges et feuilles), vers les parties souterraines par un tissu qui leur est propre : l'aérenchyme (**Keith et al., 2003**). L'oxygène est libéré au niveau des jeunes racines très fines, dans un film aqueux oxygéné, de moins d'1 mm d'épaisseur, qui entoure le chevelu racinaire. La quantité d'oxygène ainsi transférée est faible, il est vrai, (et selon certains auteurs négligeables, notamment en hiver quand les plantes sont flétries (**Brix et al., 2003**), mais ce rôle peut avoir son importance dans les filtres horizontaux, ou le seul autre mécanisme d'aération est l'échange par la surface du filtre.

### 2.6.2.1.2. Les rôles directs

- Elles assimilent certaines substances, telles l'azote et le phosphore, pour leur métabolisme propre et / ou pour les stocker. Ce phénomène représente cependant une faible partie de l'élimination totale en traitement principal. Il peut être non négligeable en traitement tertiaire ou le flux de matières polluantes, rapporté aux surfaces plantées, est moins important. Cependant, à la mort de la plante, tout ce qui a été assimilé sera de nouveau libéré dans le système par la décomposition, c'est pourquoi le faucardage des filtres est préconisé.

- On suppose enfin, qu'au niveau de leurs racines, certaines plantes sécrètent des antibiotiques contribuant ainsi à l'élimination des micro-organismes pathogènes. Peu d'investigations à caractère original et récent l'aborde (**Gabriela et al., 2005**). On peut cependant s'interroger sur la compatibilité de ces assertions qui concernent *Escherichia coli* avec l'effet stimulant vis-à-vis d'autres micro-organismes non pathogènes responsables des phénomènes de dégradation de la matière organique.

Enfin, il faut citer l'importance des plantes comme élément permettant d'intégrer les installations de traitement dans le paysage. En effet, les sites retenus en zone rurale pour l'implantation des installations de traitement sont souvent situés à l'écart des hameaux dans des zones où une végétation de type zone humide est déjà présente ou, tout au moins, ne dénote pas.

De même, la présence de plantes confine les odeurs d'eau usée à proximité du sol, de surcroît lorsqu'elle est délivrée en état de septicité avancée au débouché du réseau d'assainissement, sous le couvert des végétaux. Lors de l'alimentation avec des eaux brutes des filtres verticaux,

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

les processus de dégradation aérobie démarrent instantanément après l'alimentation et si les eaux usées n'ont effectué qu'un court séjour dans le réseau, des conditions peu génératrices d'odeurs sont ainsi drées.

Les plantes les plus utilisées en Europe sont les roseaux (*Phragmites australis*); aux Etats-Unis, ce sont les *massettes* ou *quenouilles* (*Typha*) qui sont les plus fréquentes. Ces deux espèces ont démontré leur capacité à tolérer des eaux usées peu, moyennement et fortement concentrées. Pour un traitement de finition, on peut utiliser des espèces très variées de plantes de zones humides et même des espèces ligneuses telles que les *saules* (*Salix*) (Gagnon, 2012). En plus, les aliments qui passent aux tissus des plantes sont réutilisés dans le système sur l'affaiblissement de la matière végétale.

### 2.6.2.2. Les familles des plantes utilisées

Il existe des espèces flottantes, submergées, émergentes et ligneuses. Les plantes émergentes sont les espèces les plus caractéristiques des marais. Résidant normalement dans les eaux peu profondes (5-30 cm), elles s'enracinent dans le sol. Les portions de la base poussent sous la surface de l'eau alors que les tiges, les feuilles et les organes reproducteurs sont aériens. La plupart des espèces composant ce groupe sont des espèces herbacées, mais on compte aussi les espèces ligneuses.

- **Les *Typha***, communément appelées *quenouilles*, sont de la famille des *Typhacées*. La hauteur de la tige varie entre 100 à 270 cm et la taille de la feuille entre 6 à 25 mm. Sans aucun parfum ni nectar, elles se décrivent comme étant linéaire, avec des épis staminés et une floraison estivale. Elles proviennent des régions tempérées et chaudes des deux hémisphères et on les retrouve particulièrement en Europe, en Asie et en Amérique. Elles colonisent les marais et les rivages saturés en eau douce. En effet, elles ne peuvent pas tolérer les eaux saumâtres et préfère un pH neutre (Gagnon, 2012). Ces plantes produisent beaucoup de biomasse et leurs longues tiges assurent l'oxygénation du substrat. Elles forment un réseau qui retient les débris et construit le sol, diminuant ainsi l'érosion (Figure. 2.6). Leurs feuilles sont construites de façon à réduire le vent et, par conséquent, l'évapotranspiration.
- **Les *Phragmites***, dont le type le plus connu est le roseau commun, sont de la grande famille des graminées tout comme le riz, l'orge, l'avoine et le blé. Ces espèces ont une profondeur allant de 1 à 5 m et la taille de leurs feuilles varie entre 1 à 5 cm de largeur. Elles

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

se décrivent comme étant des graminées aquatiques aux plumes de couleur pourpre ou violette, de grandes plantes vivaces aux feuilles linéaires, larges et planes. Le roseau commun, pour sa part, est presque complètement cosmopolite. Il n'en manque qu'en Nouvelle-Zélande et en Polynésie, et s'adapte tant au climat de la Finlande qu'à celui des jungles humides de l'Équateur (Gagnon, 2012). Ces plantes proviennent de plusieurs régions. Une espèce est retrouvée en Amérique et en Europe, une en Asie, une en Amérique du Sud et l'autre dans toute les régions tempérée boréale. Tout comme les *Typha*, les *Phragmites* colonisent les marais et les rivages saturés d'eau douce mais contrairement à celles-ci, elles ont la capacité de croître dans les eaux saumâtres ou semi salées propre aux lagunes et aux estuaires. De plus, le pH du milieu peut varier entre 3, très acide à 8, neutre. Aussi, elles oxydent efficacement les sédiments et produisent beaucoup de biomasse.



Figure 2.6: Illustration de plantes émergentes Typhacées (sources: [ag.arizona.edu](http://ag.arizona.edu); [ponds.meetup.com](http://ponds.meetup.com)).

- *Les Scirpus*, couramment appelés scirpes, appartiennent à la famille des Cypéracées. La profondeur de leurs tiges peut aller de 50 à 250 cm et la taille de leurs feuilles varie entre 20 à 25 mm. Il s'agit d'une plante vivace à rhizomes robustes et à floraison estivale. Environ 150 espèces à vaste distribution géographique, on retrouve couramment plusieurs espèces dans les eaux douces du Québec ainsi que dans les eaux semi salées (Sridhar, 2010). Tout

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

comme le roseau, elle s'accommode à des conditions climatiques variables et le pH peut varier entre 4 et 9. Leurs longues tiges creuses permettent une oxygénation constante, même sous la neige. Cette espèce produit aussi une grande quantité de biomasse. Outre ces trois familles principales, d'autres, telles que les familles des Juncacées et des Sparganiacées, sont largement rencontrées dans les régions tempérées. Parmi les familles ligneuses adaptées aux conditions marécageuses, on retrouve notamment, pour les arbres, les Salicacées (les saules et les peupliers), et pour les arbustes, les Rosacées et les Comacées (Figure.2.8).



*Figure 2.7: Illustration de plantes émergentes Graminée*  
(sources: [ag.arizona.edu](http://ag.arizona.edu); [ponds.meetup.com](http://ponds.meetup.com)).

Parmi tous les groupes de plantes aquatiques, les plantes émergentes sont celles les plus semblables aux espèces terrestres en raison de leur dépendance à l'air pour la reproduction et au sol pour leur unique source de nutriments. Dotées d'un système de racines profondes, elles obtiennent leurs nutriments du substrat.

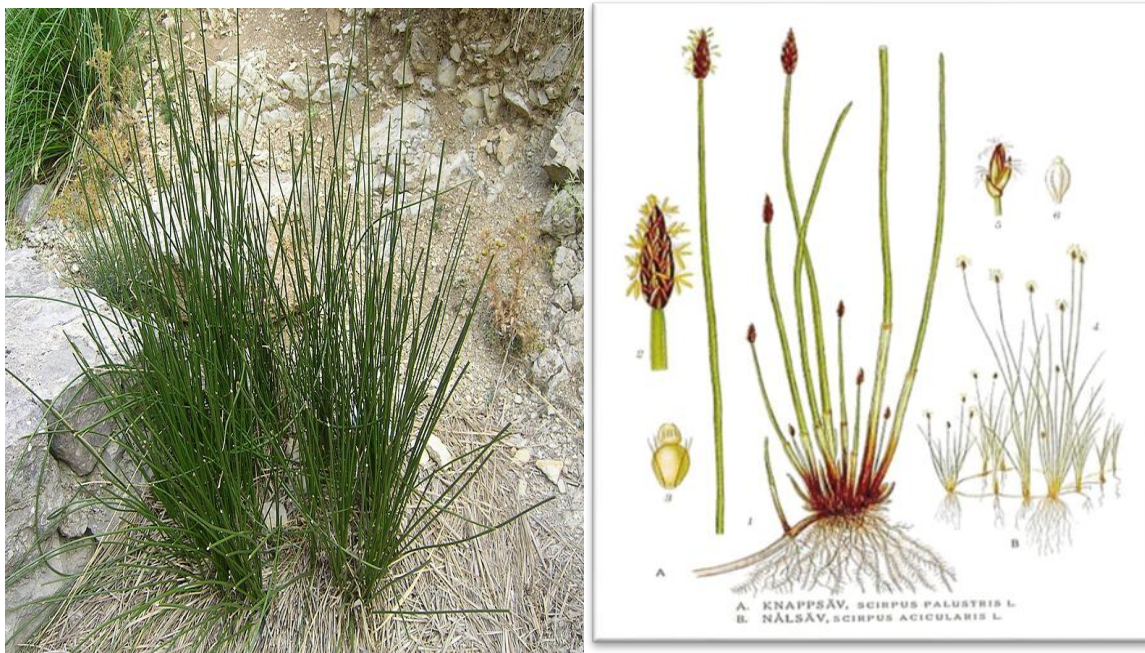
### 2.6.3. Rôle des micro-organismes

Une multitude de microorganismes vivent dans les marais. Ceux-ci se composent généralement de bactéries, d'algues, de mycètes, de protozoaires, des zooplanctons, de virus et de nématodes (Keith et al., 2003; Vymazal, 2008a). Toutefois, les microorganismes les plus étudiés sont principalement les bactéries, car ce sont surtout elles qui sont impliquées

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

dans les processus épuratoires. Le principal rôle des micro-organismes est, comme dans tout procédé de traitement biologique, la dégradation de la matière organique. Ce sont eux qui assurent les différents processus d'oxydation et de réduction. Ils génèrent grâce à la dégradation de la matière organique l'énergie nécessaire à la biosynthèse. Ils minéralisent les composés azotés et phosphorés, et les rendent ainsi assimilables par les plantes. Ils assurent également les réactions de nitrification/ dénitrification.



*Figure 2.8: Illustration de plantes émergentes, Cypéracées*

*(sources: ag.arizona.edu; ponds.meetup.com).*

Les microorganismes résultent principalement de la transformation des éléments nutritifs via les enzymes extracellulaires ainsi que par la respiration et la fermentation microbiennes. Ils ont besoin d'un support de fixation pour se développer et ne pas être entraînés par les eaux usées; celui-ci est assuré par les plantes (surtout leurs organes souterrains) et le matériau. La dégradation de la matière organique par les micro-organismes est productrice de biomasse bactérienne qui doit être à son tour dégradée pour éviter le colmatage (**Keith et al.,2003**).

En biologie les organismes les plus importants dans le processus de la phytoépuration sont les bactéries. Ces derniers entrent dans le processus du traitement par les plantes, présents dans la matière fécale des eaux résiduaires et les sols et les organismes de l'eau (**Bhupinder et al., 2009**).



## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement d'eaux usées à partir des plantes. Qu'ils soient aérobies ou anaérobies, ce sont eux qui consomment la partie carbonée des eaux usées pour la transformer principalement en CO<sub>2</sub> pour les bactéries aérobies et aussi en méthane pour les bactéries anaérobies (**Edwards et al., 2006**). Lorsqu'il est possible de maintenir des conditions séquentielles aérobies et anaérobies, les bactéries nitrifiantes vont transformer l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates dans les zones aérées et les bactéries dénitrifiantes vont permettre la transformation des nitrates et nitrites en azote gazeux dans les zones anaérobies (**Keith et al., 2003**). Les micro-organismes créent, de plus, des floccs biologiques qui facilitent la sédimentation des particules et ont donc un rôle non négligeable à jouer sur l'enlèvement de MES par :

### **2.6.3.1 Biodégradation par les enzymes extracellulaires**

Des enzymes extracellulaires (exemple : protéases, cellulases, amylases et estérases) sont retrouvées dans les marais. Ceux-ci permettent la biodégradation de la matière organique complexe en hydrolysant les macromolécules en des éléments plus simples et facilement assimilables par les microorganismes (**Gianfreda et al., 2004**). Les molécules plus simples peuvent être transportées dans les cellules microbiennes et être catabolisées (**Allison et al., 2005**). Ainsi, ces enzymes catalysent la réaction initiale permettant la décomposition des constituants organiques.

### **2.6.3.2 Transformation par la respiration et la fermentation**

On retrouve trois types de respiration dans le marais en fonction de la quantité d'oxygène présente (**Kadlec et Wallace, 2009**). À la surface du marais, la respiration aérobie domine étant donnée la concentration élevée en oxygène. Les bactéries retrouvées à ce niveau sont des organismes aérobies hétérotrophes (**Vymazal, 2008a**). Ces organismes utilisent l'O<sub>2</sub> comme accepteur final d'électrons pour leur respiration. Les réactions impliquées à la surface du marais sont l'oxydation du carbone organique et la nitrification. Au cœur du marais, la concentration en oxygène est de moins en moins grande et on y retrouve une respiration anaérobie facultative. Ce sont des bactéries anaérobies facultatives

## **2.7. Avantages et inconvénients de la Phytoépuration**

En outre, de tels systèmes basés par macrophytes ont certains avantages comparés au système conventionnel de traitement:

## Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)

---

- ✓ Moins coûteux à construire et à exploiter que les systèmes conventionnels
- ✓ Facilité de mise en œuvre
- ✓ Nécessite peu d'équipements mécanisés
- ✓ Consomme peu d'énergie
- ✓ Nécessite une main d'œuvre très réduite pour son entretien
- ✓ Contrairement au lagunage, cette installation peut intégrer le tissu urbain

La Phytoépuration présente de nombreux avantages. Tout d'abord, un faible coût de mise en place et de maintenance présente un intérêt non négligeable dans la dépollution de sites. Procédé biologique captant l'énergie du soleil, la Phytoépuration est environ 10 fois moins chère que les technologies classiques comme l'excavation et l'incinération des sols ou des systèmes d'extraction et de traitement chimique. Cette technologie étant mise en place in situ, son coût est nettement diminué en comparaison aux autres méthodes ex situ. Le travail in situ réduit aussi les risques de dispersion et d'exposition de l'homme, de la faune et de l'environnement au polluant (Cors, 2007).

La Phytoépuration devrait permettre aussi d'améliorer la qualité des sols. En effet, la croissance du système racinaire permet une aération des sols ce qui stimule l'activité microbologique, de même que l'apport de nutriments au travers des exsudats racinaires. Les végétaux participent également à la diminution de l'érosion. Ils diminuent aussi l'infiltration des eaux de surface polluées vers les nappes phréatiques en freinant le ruissellement (Bhupinder et al., 2009).

La Phytoépuration a un impact positif sur l'opinion publique en tant que "dépollution verte". En effet, elle respecte et restaure l'environnement et représente une alternative aux méthodes classiques trop destructrices et polluantes. Elle tend surtout à être utilisée pour les composés chimiques présentant un risque pour l'environnement. Elle peut être utilisée seule ou couplée à des technologies plus agressives. Dans de nombreux projets de dépollution, les forts niveaux de contaminations doivent d'abord être maîtrisés par des traitements chimiques. La Phytoépuration est alors envisagée comme une étape finale perfectionnée pour l'élimination des traces de contaminants. Quand la concentration en polluants est faible, la Phytoépuration reste la stratégie de dépollution la plus envisageable économiquement. Il existe de nombreux sites avec une légère contamination en polluants qui peuvent être traités par cette technique en tant que solution à long terme (Coulibaly et al., 2005).

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

La Phytoépuration présente cependant des inconvénients non négligeables. Les plantes doivent être en contact avec le polluant pour pouvoir agir. Par conséquent, les propriétés du sol, les niveaux de toxicité et le climat doivent permettre la croissance des plantes envisagées. Si la toxicité est trop élevée, elle peut cependant être diminuée par dilution du sol avec des sols non contaminés mais cela augmente les coûts de mise en œuvre.

De plus, les contaminants doivent être accessibles aux tissus absorbants. La Phytoépuration est donc limitée par la profondeur des racines des plantes utilisées. Celles-ci peuvent atteindre 2 m de profondeur dans le cas des herbacées et plus de 5 m pour les arbres, même si certaines racines de phréatophytes peuvent atteindre des profondeurs de 15 m dans des zones arides.

La vitesse de dépollution varie de l'ordre de quelques années pour la rhyzodégradation à quelques dizaines d'années pour la phyto-accumulation. D'autre part, la majorité des recherches a été effectuée en laboratoire dans des conditions très contrôlées, il est probable que la mise en place sur un site diminue l'efficacité de la dépollution à cause des conditions climatiques et environnementales du site (arrosage, présence de nuisibles...) non maîtrisées (**Greenway, 2010**).

L'histoire du site à dépolluer est importante car elle renseigne sur les composés qui peuvent être rencontrés sur le site. En effet, un autre facteur limitant la phytoépuration est la présence sur les sites de plusieurs contaminants, souvent à des concentrations variables et de répartition hétérogène. Le sol peut alors devenir phytotoxique pour les plantes choisies alors que le seul contaminant de référence ne l'était pas. L'âge de la contamination peut aussi jouer un rôle important sur la biodisponibilité du polluant dans le sol et sur sa toxicité. En effet, le temps favorise la liaison des polluants aux substances humiques ce qui diminue la quantité de polluant dans la phase aqueuse. Le temps par l'alternance de lumière et d'obscurité et de périodes sèches et humides peut aussi modifier ces paramètres par la photo-décomposition, l'hydrolyse, les réactions avec la matière organique du sol, l'adsorption sur les particules du sol, la précipitation, la transformation microbienne et d'autres mécanismes pouvant entrer en jeu dans les sols (**Suwasa et Wanda, 2011**).

## **Chapitre 2 : Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (constructed wetland)**

---

### **2.8. Conclusion**

Les marais filtrants artificiels se caractérisent par la présence permanente ou temporaire, en surface ou à faible profondeur dans le sol, d'eau disponible. Le principe des filtres est d'amener l'eau usée à traverser le plus uniformément possible un massif constitué de substrat minéral (sable, graviers ou cailloux). Les communautés bactériennes se développent naturellement à l'intérieur du massif, sur et entre les supports du substrat. L'apport d'oxygène est réalisé par diffusion à partir de la surface, soit en alternant les phases d'alimentation et de repos s'il s'agit d'écoulement vertical, soit naturellement de façon continue s'il s'agit d'écoulement horizontal. La présence de végétaux facilite la diffusion de l'oxygène vers la profondeur du filtre (chenaux racinaires, film de surface percé par les végétaux dans le cas des filtres à écoulement vertical). L'oxygénation des dispositifs à écoulement vertical est également assurée par les cheminées d'aération des drains inférieurs.

Donc les zones filtrantes artificielles pour le traitement des eaux usées s'appuient sur l'installation des plantes aquatiques dans un substrat entièrement irrigué par les eaux usées et permettent d'obtenir leur épuration autour des rhizomes des plantes où vivent des microorganismes. Le substrat permet la rétention d'une partie des polluants par tamisage, alors que les plantes contribuent à l'épuration des eaux par l'enlèvement des nutriments contenus dans les eaux et par l'apport d'oxygène au niveau des rhizomes où se trouvent les microorganismes.

Les zones filtrantes artificielles contribuent au maintien et à l'amélioration de la qualité de l'eau en agissant comme un filtre épurateur ; soit physique, car elles favorisent les dépôts de sédiments y compris le piégeage d'éléments toxiques tels que les matériaux lourds, la rétention des matières en suspension, soit biologique, car elles sont aussi le siège privilégié de dégradations biochimiques, de désinfection, d'absorption et de stockage par les végétaux, de substances indésirables ou polluantes tels que les nitrates (dénitrification) et les phosphates à l'origine de l'eutrophisation des milieux aquatiques, de certains pesticides et métaux. Les marais sont considérés comme une option durable pour le traitement des eaux usées et permettent d'éliminer le nitrate, la DBO, la DCO, et les microorganismes pathogènes. Les systèmes de marais simulés sont faciles à construire et à entretenir et ne consomment pas d'autre énergie que celle du soleil. Ils sont indiqués pour traiter les effluents comme ceux de petites et moyennes municipalités, des fermes laitières et des abattoirs ou aussi industriels.

***Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des  
marais filtrant artificiel***

### 3.1 Introduction

La conception des marais filtrants doit prendre en considération les variations climatiques, les variations des débits et des charges hydraulique qui sont un facteur qui doit être connu lors de la conception des marais filtrants afin de mettre en place des structures capables de gérer les épisodes de fortes crues (**Bulc, 2006**). Les structures de gestion du niveau de l'eau peuvent être des bassins, des fosses à sédimentation ou des seuils. Elles peuvent être implantées en amont et en aval des marais. La grosseur de ces structures est inversement proportionnelle à la dimension des marais (**US.EPA, 1993**).

Les conditions climatiques telles que la température, l'ensoleillement, les précipitations et le vent sont des variables qui influencent le choix du système de traitement. Il est essentiel d'avoir un débit de base afin d'alimenter les plantes aquatiques. Une trop grande période de sécheresse peut favoriser le développement de plantes indésirables (**Cronk, et Fennessy, 2001**). Étant donné que l'apport d'oxygène dans ces systèmes de traitement n'est pas contrôlé mécaniquement, une trop grande concentration de l'affluent en DBO<sub>5</sub> (demande biologique en oxygène) risque de rendre le milieu anaérobie. La concentration maximale en DBO<sub>5</sub> que peut supporter un système de traitement à l'aide de marais filtrants varie d'un système à l'autre (**Jonia Jianguo et William, 2002**). L'augmentation de la population est aussi un facteur important dans le choix de type de marais. Dans pareil cas, un espace vacant devra être réservé sur le site des installations. (**US. EPA, 1993**).

### 3.2 Facteurs décisifs pour la réalisation du projet

Le choix de mettre en place un système par marais filtrant artificiel dépend de certains facteurs tels que :

#### 3.2.1. Le volume d'eau

Le volume d'eau à traiter se calcule en fonction du nombre d'habitants par la consommation journalière prescrite et, par la suite, y additionner le résultat obtenu par les autres activités prises en considération dans le traitement. Comme, il peut être mesuré à l'aide d'un débitmètre. Pour une source municipale, la quantité d'eau rejetée à traiter est évaluée à environ 200 L (0,2 m<sup>3</sup>) d'eau par personne par jour. Les structures de gestion du niveau de l'eau peuvent être des bassins, des fosses à sédimentation ou des seuils. Elles peuvent être

## **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

implantées en amont et en aval des marais. La grosseur de ces structures est inversement proportionnelle à la dimension des marais (US.EPA, 1993.).

### **3.2.2 La qualité de l'eau**

Comme chaque intervention, le traitement des eaux est spécifique à un site, l'information portant sur la qualité de l'eau doit inclure tout d'abord une définition claire et précise de l'intrant. En cas d'absence total de données, Kadlec et *al.*, (1999), dans leur ouvrage *Treatment Wetlands*, ont réalisé un portrait typique des polluants retrouvés dans les diverses sources d'eau en Amérique du Nord (US.EPA, 2000).

En effet, deux éléments majeurs, l'évapotranspiration et les précipitations, influencent la qualité des eaux par deux phénomènes: la concentration et la dilution des polluants. Alors que l'évapotranspiration engendre une concentration des contaminants, les précipitations, quant à elles, la diminuent. Aussi, la distribution temporelle des concentrations de polluants doit être anticipée (Kadlec et *al.* 2003) (Figure 3.1).

### **3.2.3. Le choix du site**

La conception des ouvrages tiendra compte de la présence d'une nappe phréatique, de l'inondabilité de la zone, de la possibilité d'infiltration dans le sol et des caractéristiques géotechniques. Par ailleurs, la topographie conditionne l'implantation des ouvrages. L'écoulement de l'effluent devrait suivre la pente naturelle du terrain si les conditions le permettent (Schueler, 1992).

### **3.2.4. La granulométrie et le type de sol**

Sont des variables de conception qui peuvent affecter de façon non négligeable la circulation de l'eau à l'intérieur des marais, la capacité des plantes à absorber des nutriments et ainsi le rendement du système. Le choix du substrat est donc important dans la conception des marais notamment pour les systèmes à écoulement vertical ou horizontal sous la surface. Pour cela, Bulc, 2006 préconisent une couche de sable en surface et de gravier de plus en plus grossier en profondeur. En ce qui a trait à la perméabilité des sols existants dans la zone d'implantation d'un marais, elle doit être entre  $10^{-6}$  à  $10^{-7}$  m/s (US.EPA, 2000). Dans le cas où le sol dans lequel un marais est établi est trop perméable, il est exigé d'imperméabiliser le fond et les parois du marais à l'aide d'une membrane d'argile ou d'une géomembrane (Figure.3.2).

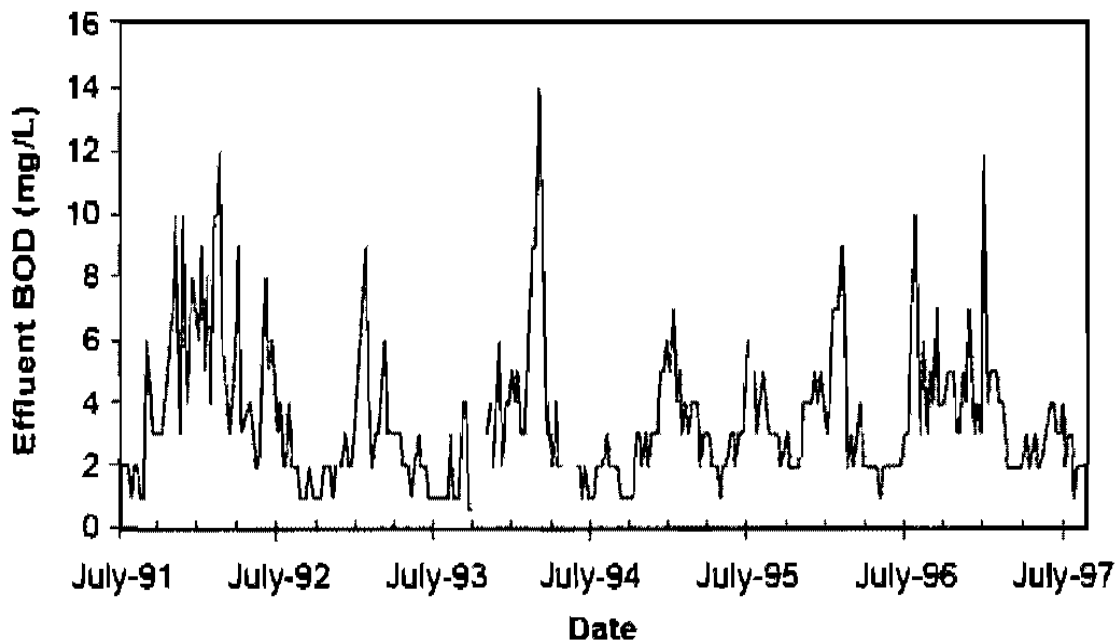


Figure 3.1: Graphique démontrant la fluctuation de la BOD en mg/L dans le temps (U.S.EAP, 2000).

### 3.2.5. La Topographie et la géologie

Afin de prévenir entre autre la quantité et la qualité de l'eau, d'autres éléments tels que la topographie, la géologie et le climat sont des facteurs centraux dans l'élaboration du projet. Dans un premier temps, au niveau topographique, comme il s'agit d'un système passif, celui-ci doit être aménagé de sorte que l'eau puisse s'écouler, avec gravité, à travers le système, réduisant l'utilisation de pompes mécaniques. Localisé dans une pente faiblement inclinée, le système, à proximité de la source d'eau usée, se situe toujours au-dessus du niveau de l'eau, et jamais dans un lit de rivière. Ensuite, en ce qui concerne la géologie du site, la connaissance quant à l'existence ou non d'une nappe phréatique entraînera une analyse du type de sol. Celui-ci, imperméable ou poreux, dictera le choix d'une membrane protectrice (Chun *et al.*, 2001). Ces membranes, séparant le sol du substrat, sont synthétiques ou en argile (Figure 3.2). Certaines empêchent complètement l'eau usée de s'infiltrer dans le sol, éliminant tout risque de contamination de la nappe phréatique, alors que d'autres sont utilisées pour filtrer les eaux traitées qui, par la suite, regonflent les réserves souterraines. Dans le cas d'une eau usée, le sol sur lequel est installée la membrane imperméable doit être relativement compact afin de minimiser, en cas de bris temporaire de la membrane protectrice, tout risque de contamination. De plus, il faut s'assurer, avant d'entamer le projet, qu'aucune ressource archéologique ou historique, ainsi qu'aucune espèce menacée, surtout pour les systèmes de surface, ne soient présentes sur le site en question





*Figure 3.2 : Geomembrane protectrice*

### **3.2.6. Les facteurs climatiques**

Au niveau du climat, la saisonnalité est un facteur crucial au bon fonctionnement du système: le volume d'eau en provenance de toutes sources est saisonnier. Variant en fonction des régions climatiques, les événements particuliers, tels que la fonte des neiges dans les pays nordiques et la mousson dans les pays tropicaux, sont pris en compte dans l'évaluation mensuel et annuel de l'eau. Aussi, d'autres facteurs comme l'humidité influencent directement le taux d'évaporation et, par conséquent, le volume d'eau (Samecka-Cymerman *et al.*, 2004). Malgré les fluctuations du volume d'eau et les variations de la température, l'installation doit continuer à fonctionner. Ainsi, le choix d'un système approprié, est en étroite relation avec la sélection d'espèces végétales propices, et capital pour des performances de traitement adéquates. En effet, tenant compte de tous ces facteurs, on peut agir en cours de fonctionnement sur les niveaux d'eau des bassins, sur l'aération ou non à l'arrivée des effluents et au passage entre les bassins.

### **3.2.7. Le choix des espèces végétales**

Le choix des plantes dépend des caractéristiques suivantes:

- climatique et habitat (profondeur de l'eau, l'exposition aux rayonnements de la lumière, etc.),
- caractéristiques fonctionnelles (oxygénant, nitrophiles.),
- potentiels pour l'enracinement, la croissance et l'endurance,
- disponibilité en pépinière,

### **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

- coût de l'achat et l'installation,
- besoins et des coûts d'entretien,
- les caractéristiques du paysage décoratif Six critères sont prises en compte dans le choix des espèces végétales.

Le premier concerne l'efficacité en termes de traitement des eaux usées. Ainsi, en plus de croître et de coloniser un milieu rapidement, ces espèces sont dotées de systèmes de rhizomes profonds. Aussi, une biomasse considérable ou des tiges denses est nécessaire afin de réaliser un maximum de gradient de vitesse et améliorer ainsi la floculation et la sédimentation (**US.EPA, 2000**). Par la suite, ces plantes, si utilisées pour les eaux chargées de métaux lourds, doivent avoir une certaine résistance et être capable de les accumuler. Elles doivent aussi être robustes et résistantes aux maladies. Ensuite, une diversité des espèces permettra une plus grande flexibilité au niveau de la colonisation des diverses profondeurs rencontrées dans le marais.

De plus, leur lieu d'origine et leur disponibilité sur le territoire où le projet sera aménagé ont un impact économique considérable. Finalement, l'absence de menace pour le milieu environnant fait allusion aux plantes envahissantes. Un cas très connu est celui de la jacinthe d'eau au États-Unis. Au Québec, dans les milieux humides, on retrouve aussi certaines plantes exotiques et envahissantes comme le phragmite commun, la salicaire commune, le butome à ombrelle et le myriophylle à épi (**Renee, 2001**).

Le choix d'une diversité importante dans le type des plantes utilisées réside dans le désir de combiner divers systèmes naturels d'une part, et d'autre part d'assurer une certaine sécurité en terme notamment de maladies pouvant décimer une espèce complète, résultant ainsi dans des dommages du système aménagé. De plus, une multitude d'espèces représente une richesse en terme de biodiversité, ainsi que, selon plusieurs, une plus grande efficacité en terme de traitement. Cette dernière constatation s'explique par le fait que les systèmes de monoculture seraient moins performants en raison des variations saisonnières: certaines espèces performant mieux en hiver et d'autres en été. (**ITRC, 2003**).

### 3.2.8. Le temps de séjour

Le temps de séjour de l'eau dans un marais dépend de la pente de celui-ci. D'après certains auteurs, la pente longitudinale d'un marais filtrant peut varier entre 0 à 1 %. (**Johnson, 2002**). Cependant, plus la pente est élevée, plus court sera le temps de séjour de l'affluent et moindre sera l'efficacité du traitement (**Astebol et al., 2004**). Normalement, le minimum de temps de séjour recommandé est de 24 heures (**Galvão, 2005**).

## 3.3. Les conceptions des marais artificiels

### 3.3.1. Les ouvrages de prétraitement

Le dégrillage est la première étape rencontrée dans un système de traitement des eaux usées. Il s'agit d'un équipement de prétraitement, comportant des ouvertures circulaires ou rectangulaires, généralement uniformes, variant entre 6 mm et 10 mm. On l'emploie pour retenir les solides grossiers présents dans les eaux usées (**Tchobanoglous et al., 1991**). Le traitement primaire, quant à lui, se définit par un processus de sédimentation. Celui-ci sépare de l'eau, par gravité, les particules en suspension. Étant l'une des composantes les plus utilisées dans ces types d'installation, son but principal est de clarifier l'effluent, et aussi de produire une boue avec des concentrations solides faciles à entreposer et à traiter dans un site d'enfouissement sanitaire (**Tchobanoglous et al., 1991**). Ainsi, pouvant réduire la DBO entre 25% et 40% (**Imhoff's et al., 2007**), ce système conventionnel élimine également les graisses, les huiles, la cire, les cheveux, le papier et le plastique de l'influent à l'aide d'une unité supplémentaire appelée déshuilage, mais aussi des particules dotées d'une concentration solide faible telle que le sable (unité de dessablage). Pour cela, il est recommandé d'utiliser des fosses septiques de type Imhoff, ou de type trois chambres ou tout simplement un bassin de sédimentation.



*Figure 3.3. Photo d'un dégrilleur manuel (DADDH, 2012).*

- Les fosses septiques à trois chambres sont très efficaces comme traitement primaire des stations de phytoépuration, ils garantissent des temps adéquats de rétention du rejet. Leur volume utile peut varier de 0,3 à 0,5m<sup>3</sup> par EH. Le bassin est divisé en trois chambres distinctes, reliées entre elles en série, pour éviter un grand nombre de vidanges. La première chambre doit avoir un volume double des deux autres.
- La fosse septique Imhoff est considérée comme un système de traitement primaire des eaux usées, très fiable. Ce type de fosses, assure deux fonctions, la séparation de MES et la digestion des boues décantées (Figure 3.4). Le volume du compartiment de sédimentation doit être dimensionné pour assurer un temps de rétention, de temps sec, supérieur à 1,5 h, le dimensionnement du compartiment de digestion dépend, par contre, du nombre de vidange que l'on veut obtenir.

### 3.3.2 Les marais filtrants artificiels

#### 3.3.2.1. Installation et aménagement

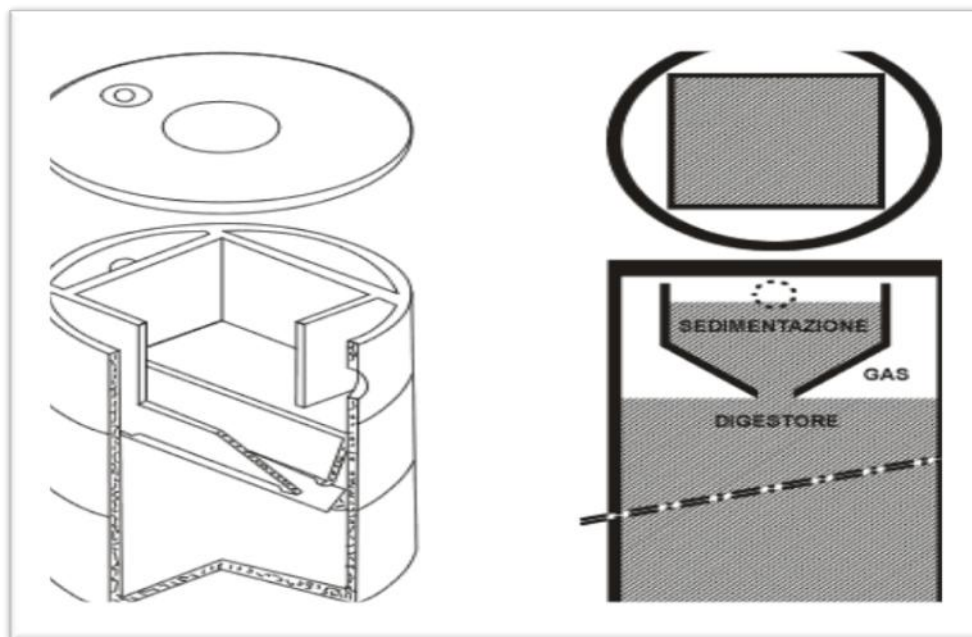
L'évaluation des charges polluantes à traiter et détermination des facteurs climatiques, topographiques (site à aménager) géologiques (nature du terrain, présence de nappes phréatiques...) géotechniques (qualité des matériaux, teneur en eau, niveau de la nappe) hydrogéologiques vont permettre de bien dimensionner l'installation : surfaces et formes des bassins (nécessairement hydrodynamiques), profondeur de l'eau (comprise entre 1 et 1,5 mètres), construction des digues et une parfaite étanchéité des bassins.

Lors de la réalisation d'un système de marais filtrants artificiel, quatre règles générales de base sont suggérées par **Queensland Government (2005)**. Premièrement, un design simple

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

est avantageux car des approches complexes risquent de s'avérer un échec. Il faut aussi construire dans le but d'un entretien minimal en utilisant des énergies naturelles telles que la gravité pour l'écoulement de l'eau. Il est également nécessaire de désigner pour les extrêmes climatiques enregistrées, et non en se basant sur la moyenne de celles-ci. Ainsi, les tempêtes, les inondations et les sécheresses doivent être prises en considération, et non ignorées.

Ensuite, il faut aussi tenir compte du territoire en intégrant le design en fonction de la topographie naturelle du site. Au lieu de désigner un système avec des bassins rectangulaires, des structures rigides, des canaux complexes et une morphologie régulière, il est préférable de s'inspirer des systèmes naturels locaux dans la configuration des bassins et des cours d'eau.



*Figure 3.4. Présentation d'une fosse Imoff*  
(<http://www.renzimanufatti.com/l-azienda/listino-prezzi>)

### 3.3.2.2 Les paramètres de construction

Le design de ces systèmes a évolué autour de deux éléments principaux: la charge hydraulique et l'enlèvement des polluants. De plus, deux procédures distinctes existent quant à la construction des systèmes de traitement. En effet, les systèmes pour traiter les eaux ponctuelles se calculent différemment de ceux recevant les eaux diffuses (Galvão, 2005).

Les principaux paramètres à évaluer sont la superficie du système, le taux de la charge hydraulique, et le temps de rétention, qui seront explicités en détail dans les pages suivantes.

### 3.3.2.3. La superficie du marais

Les dimensions des systèmes de marais artificiels sont calculées en fonction de plusieurs facteurs biologiques. Ainsi, on doit, lors du calcul de la superficie du marais ( $A_s$ ), prendre en compte son budget chimique grâce aux variables suivantes : le volume d'eau par jour en  $m^3$  ( $Q$ ); l'influent de DBO (mg/L) ( $C_e$ ); l'effluent de DBO (mg/L) ( $C_i$ ); le taux de constance de la température dépendante en degré Kelvin ( $K$ ), la profondeur du système en mètre ( $H$ ), et finalement la porosité du substrat ( $n$ ) (Jonia, 2011). L'approche utilisée pour le calcul de la superficie du marais artificiel de surface et sous soufაციque est basée sur le temps de rétention hydraulique.

La superficie du marais se calcule en fonction de la qualité de l'eau, c'est-à-dire l'indice biochimique, la DBO, évaluée à la sortie du traitement primaire.

#### 3.3.2.3.1. La superficie du marais à écoulement horizontal

**1. Dimensionnement des filtres:** Selon la littérature, il existe différentes possibilités pour le dimensionnement des stations de phytoépuration à écoulement sous-superficiel horizontal (Figure.3.5). Le dimensionnement est basé essentiellement sur l'élimination d'un maximum de charge polluante, pour obtenir à la fin des effluents de qualité optimale. Des modèles mathématiques ont été établies, basés sur la cinétique d'élimination des principaux polluants, en utilisant des coefficients semi-empirique, on se basant sur un certain nombre données d'un certain nombre de stations existantes.

**a. Dimensionnement selon Kadlec et Knight (1996),** cette approche prend en considération l'indice biochimique DBO, Phosphate total,  $NH_4-N$  ou  $NO_3-N$ , évaluée à la sortie du traitement primaire. Ce modèle, proposé par Kadlec et Knight (1996), ne prend pas en considération la variation de la température de l'eau, ce qui peut réduire sa fiabilité car il est connu que le processus biologique est fortement dépendant de la température de l'eau. La formule proposée est la suivante :

$$\ln\left(\frac{C_s - C^*}{C_e - C^*}\right) = \frac{-K}{q} \quad (3.1)$$

où :

### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

$q = \frac{365Q}{A_s}$  : est la charge hydraulique en m/an ;

$A_s$  : Surface du bassin filtrant;

$C_s$  : Concentration de la pollution de l'effluent fixée, selon l'objectif d'épuration voulu, en mg/l;

$C_e$  : Concentration de la pollution à l'entrée de la station (après un éventuel traitement primaire) en mg/l;

$C^*$  : Concentration du fond du polluant en mg/l, ce paramètre est déterminé en fonction de la concentration initiale et du type du polluant

$Q$  : Débit hydraulique moyen journalier en m<sup>3</sup>/jours

$K$  est une constante de premier ordre, elle est déterminée par la relation suivante

$$K = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (\text{m/an}) \quad (3.2)$$

Tels que

$T$  = La température minimale observée au cours de l'année

$\theta$  = coefficient de température

Les valeurs de  $\theta$  différentes de 1 indiquent une dépendance du processus d'élimination des polluants de la température du rejet.

$K_{20}$  = Constante cinétique à une température de 20°C

La constante cinétique de référence dépend de type de polluants à éliminer et pris du tableau (3.1) qui représente les paramètres de références proposés par *Kadlec et Knight (1996)* pour la typologie de l'écoulement sous superficiel horizontal.

**Tableau 3.1 : Paramètres de références proposées par Kadlec & Knight (1996) pour le HSSFS**

Paramètre	DBO <sub>5</sub>	MES	NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PT	CF
$K_{20}$	180	1000	34	50	12	95
$\theta$	1,00	1,00	1,04	1,09	1,00	1,00
$C^*$	3.5+0.053Ci	7.8+0.063Ci	0,00	0,00	0,02	10

### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

L'aire superficielle peut être calculée alors par la relation suivante

$$A_s = \frac{365.Q}{K} \ln\left(\frac{C_s - C^*}{C_e - C^*}\right) \quad (3.3)$$

**b. Dimensionnement selon Reed et al., (1995)** L'approche utilisée pour le calcul de la superficie du marais artificiel de surface et sous surfacique pour les eaux ponctuelles est basée sur le temps de rétention hydraulique. Ce modèle, proposé par Reed *et al.* 1995, est suggéré par la Société québécoise de l'assainissement des eaux usées (**Paul et al., 2009**). Contrairement à celle de Kadlec et Knight (1996), cette méthode s'avère plus conservatrice par temps froid.

La superficie du marais se calcule en fonction de la qualité de l'eau, c'est-à-dire l'indice biochimique: la DBO, évaluée à la sortie du traitement primaire. La formule pour le calcul de la superficie requise se lit comme suit: Les auteurs proposent une formule de premier ordre, qui considère trois paramètres d'élimination biologique de polluants: DBO<sub>5</sub>, azote ammoniacal et azote nitrique (**Eric Tousignant et al., 1999**). Pour les autres paramètres les auteurs proposent d'autres relations différentes. L'équation proposée est la suivante (**Eric Tousignant et al., 1999**) :

$$\ln\left(\frac{C_e}{C_s}\right) = K_T \cdot t \quad (3.4)$$

où :

$$t = \frac{A_s \cdot n \cdot y}{Q} \quad (3.5)$$

t = temps de rétention hydraulique en jours ;

As = Surface du bassin filtrant;

Cs = Concentration de la pollution de l'effluent fixée, selon l'objectif d'épuration voulu, en mg/l;

Ce = Concentration de la pollution à l'entrée de la station (après un éventuel traitement primaire) en mg/l;



### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

$K_T$  : Constante cinétique à la température  $T_w$ , en  $\text{Jours}^{-1}$ ; déterminé par la relation suivante

$$K_T = K_R \theta_R^{(T_w - T_R)} \quad (3.6)$$

$Q$  = Débit hydraulique moyen journalier en  $\text{m}^3/\text{jours}$  ;

$T_w$  = température de référence dans la zone humide, en  $^{\circ}\text{C}$ ;

$T_R$  = température de référence, en  $^{\circ}\text{C}$ ;

$n$  = porosité du milieu, en %;

$y$  = profondeur au milieu de la zone humide;

La surface du bassin nécessaire pour le traitement, peut être écrite comme suit :

$$A_s = \frac{Q}{K_T \cdot y \cdot n} \ln\left(\frac{C_e}{C_s}\right) \quad (3.7)$$

Les valeurs associées au marais varient en fonction du type de système: marais de surface ou marais sous surfacique. Notons que ce dernier, dans le cadre de ce travail, est à écoulement ou flux horizontal en raison du climat dans lequel sera aménagé le système. Ainsi, le tableau 3.2 expose les valeurs suggérées pour les paramètres de chacun des deux systèmes de traitement. Les auteurs proposent les valeurs du tableau (3.2) pour les coefficients entrant en jeu, selon le degré de pollution du rejet considéré.

La méthode considère la dépendance de la température  $T_w$  dans le dimensionnement des installations de phytoépuration et la température hivernale qui est considérée comme celle du cas le plus critique. Pour l'élimination de la matière en suspension les auteurs proposent la formule suivante, avec un seuil minimal de  $6\text{mg/l}$  :

$$C_s = C_e (0,1058 + 0,0011 \cdot \text{HLR}) \quad (3.8)$$

Où:

$\text{HLR}$  = Coefficient de charge hydraulique en  $\text{cm}/\text{jours}$ ;

$C_s$  = Concentration de MES de l'effluent fixée, selon l'objectif d'épuration voulu, en  $\text{mg/l}$ ;

$C_e$  = Concentration de MES à l'entrée de la station (après un éventuel traitement primaire) en  $\text{mg/l}$ .

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

*Tableau 3.2 : Paramètres de références proposées par Reed, et al., (1995) pour le HSSFS*

Paramètre	BOD <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	FC
<b>1 &lt; T<sub>w</sub> &lt; 10</b>				
<b>T<sub>R</sub></b>	20	10	10	20
<b>C résidu</b>	6	0,2	0,2	-
<b>K<sub>R</sub></b>	1,104	K10	1,000	2,6
<b>θ</b>	1,06	1,15	1,15	1,19
<b>T<sub>w</sub> &gt; 10</b>				
<b>T<sub>R</sub></b>	20	20	20	20
<b>C résidu</b>	6	0,2	0,2	-
<b>K<sub>R</sub></b>	1,104	K <sub>NH</sub>	1,000	2,6
<b>θ</b>	1,06	1,048	1,15	1,19

Pour ce qui concerne les éléments pathogènes, *Reed et al., (1995)* remarquent que les mécanismes d'élimination sont plutôt similaire à ceux qui se produisent dans les étangs de stabilisation et propose la formule suivante :

$$\left( \frac{C_e}{C_s} \right) = \frac{1}{(1 + t \cdot K_T)^N} \quad (3.9)$$

Où

C<sub>s</sub> = Concentration des coliformes fécaux de l'effluent fixée, selon l'objectif d'épuration voulu, en UFC/100ml;

C<sub>e</sub> = Concentration des coliformes fécaux à l'entrée de la station (après un éventuel traitement primaire) en UFC/100ml.

N= nombre de cellules en série.

K<sub>T</sub> = Constante cinétique dépendant de la température et de la densité des plantes, en Jours<sup>-1</sup>;

Pour le phosphore les auteurs proposent, par contre la relation suivante :

$$\left( \frac{C_e}{C_s} \right) = \exp\left( \frac{-K_p}{HLR} \right) \quad (3.10)$$

où :

K<sub>p</sub>= constant de réaction du phosphore, environ 2,73 cm/jours.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

$K_{NH}$  est la constante cinétique de nitrification et dépend du taux d'occupation des racines à hauteur du lit filtrant (h).

$$K_{NH} = 0,01854 + 0,3922 (h)^{2,6077} \quad (3.11)$$

$K_{10}$  est obtenue à partir de l'équation (3.12) comme suit :

$$K_{10} = K_{NH} (1,048)^{-10} : \quad (3.12)$$

**c. Dimensionnement selon l'USEPA (1999):** L'USEPA suggéra aussi en 1993, pour l'écoulement HSSFS, l'équation suivante :

$$\frac{C_e}{C_s} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (3.13)$$

où,

t = temps de rétention hydraulique en jours ;

$C_s$  = Concentration en  $DBO_5$  de l'effluent fixée, selon l'objectif d'épuration voulu, en mg/l;

$C_e$  = Concentration en  $DBO_5$  à l'entrée de la station (après un éventuel traitement primaire) en mg/l.

$K_T$  = Constante cinétique dépendant de la température et de la densité des plantes, en  $Jours^{-1}$ ;

Le temps de rétention hydraulique est (**Eric Tousignant et al., 1999**):

$$t = \frac{n.L.W.h.0,95}{Q} \quad (3.14)$$

où :

n = porosité du lit;

W = largeur du lit (m);

h = profondeur du lit (m);

L = longueur du lit (m);

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

Q = Débit moyen qui traverse le système ( m<sup>3</sup>/j).

La combinaison des deux équations précédente donne :

$$A = L.W = \frac{Q \cdot (\ln C_e - \ln C_s)}{n \cdot K_T \cdot d \cdot 0,95} \quad (3.15)$$

Avec  $K_t = K_{20} \theta^{(T-20)}$

Le tableau 3.3. présente les valeurs de  $K_T$  et  $\theta$ , selon les auteurs correspondants

**Tableau 3.3 : Valeurs de  $K_{20}$  et  $\theta$  selon les auteurs.**

Auteurs	$K_{20}$	$\theta$
WPCF (1990)	0,806	1,06
EPA (1993)	1,104	1,06

En 1999 l'USEPA suggère pour le dimensionnement des systèmes à écoulement horizontal HSSFS, un coefficient de charge organique par unité de surface (**ALR: areal loading rate**) de 6 gr DBO/m<sup>2</sup>.jour, qui donne comme concentration de DBO<sub>5</sub> à la sortie inférieur à 30 mg/l, indépendamment de la concentration à l'entrée.

**Tableau 3.4 : la porosité et la conductivité hydraulique du substrat (APAT, 2005)**

type	dimension des grains (mm)	porosité (%)	conductivité hydraulique (K <sub>s</sub> ) m/j
sable	1-2	30-32	420-480
gravier	8-16	35-38	500-800
pierre	32-128	40-45	1200-1500

### 1. *Evaluation de la géométrie du filtre : L'Evaluation de la géométrie du filtre Selon*

- Le **Groupe Macrophytes de Traitement des Eaux Usées, 2005**, le calcul de la géométrie du filtre se fait sur la base de l'équation précédente, on calcul la section transversale avec une première valeur de gradient hydraulique  $\left(\frac{dH}{dL}\right)_1$ , la connaissance de la profondeur h, généralement prise 0,6m, permet alors de déterminer une largeur  $l_1$ , on déduit

### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

alors une longueur  $L_1$ . À partir de la valeur de la surface horizontale  $A_s$  on peut alors déterminer la hauteur de sortie de l'effluent

$$H_1 = \left( \frac{dH}{dL_1} \right) \times L_1 \quad (3.16)$$

On réitère alors ce calcul en faisant varier les valeurs de  $\left( \frac{dH}{dL} \right)$  jusqu'à obtenir un niveau d'eau en sortie à environ 10cm de la surface massif.

- **La relation de Campbell et Ogden (1999)**, La forme du bassin doit être rectangulaire; pendant que la pente du fond du lit peut varier de 1 à 5%. L'aire transversale peut être calculée en utilisant les formes et les dimensions du système définissant ce que l'on appelle la «porte d'entrée» du marais. Il s'agit d'un calcul nécessaire afin d'éviter l'accumulation rapide de matières en suspension à l'entrée du système. Cette surcharge de solides pourrait provoquer un blocage, phénomène typique des marais sous surfacique, entraînant une mauvaise répartition de l'eau à travers le marais et causer un risque de débordement. (A) se calcule en fonction de la capacité hydraulique requise suivant la loi de Darcy (**Tchobanoglous et al., 1991**):

$$Qj = A_c \times K_s \times \left[ \frac{dH}{dL} \right] \quad (3.17)$$

où :

$A = H.l$  = l'aire transversale du filtre ( $H$  = hauteur d'eau dans le filtre et  $l$  = largeur),  $m^2$ ;

$Q$  = débit moyen journalier du rejet,  $m^3/j$  ;

$K_s$  = conductivité hydraulique du matériau saturé,  $m/j$  ;

La perméabilité est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines.

$dH/dL$  = gradient hydraulique correspondant à la pente de la ligne d'eau à obtenir en fonctionnement, depuis la surface du filtre au niveau de l'entrée jusqu'à environ 10 cm de la hauteur totale au niveau de la sortie, en  $m/m$  ;

La surface et la profondeur du filtré étant fixées, restent à déterminer la longueur et la largeur. Elles dépendent étroitement de la conductivité hydraulique du matériau selon la loi de

### Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

Darcy. Pour un filtre à gravier ( $K$  élevé), le rapport  $L/l$  sera élevé et les filtres seront longs et étroits. Tandis que pour un filtre à sable ( $K$  faible), les filtres seront larges et courts. Selon l'USEPA le rapport  $L/l$  doit varier en respectant l'intervalle 0,5 à 3 (Renee, 2001). La perméabilité est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines.

Selon l'USEPA (2000), la largeur maximale pour un marais artificiel est de 61 m. Si elle excède cette mesure, il faut diviser le système en plusieurs cellules. Cette subdivision est un élément important puisqu'une multiplicité de cellules diminue le risque de courts-circuits de l'eau dans le système : un temps de rétention prolongé favorise les performances épuratoires.

D'ailleurs, dans les deux types de marais, il est toujours plus prudent d'utiliser deux marais artificiels parallèles (Johnson, 2002). Cette mesure préventive est appliquée au cas où l'un d'entre eux tomberait «en panne». Dans pareil cas, le traitement de l'eau usée ne serait pas mis en péril

En ce qui a trait à la longueur, même si plusieurs chercheurs ont démontré que la DBO et les matières en suspension étaient, dans la plupart des cas, enlevées en grande majorité dans les premiers mètres du système, un minimum variant entre 12 et 30 m pour les deux types de systèmes aide à prévenir les courts-circuits. L'USEPA (2000) suggère normalement un minimum de 15 m, longueur englobant les entrées et les sorties d'eau.

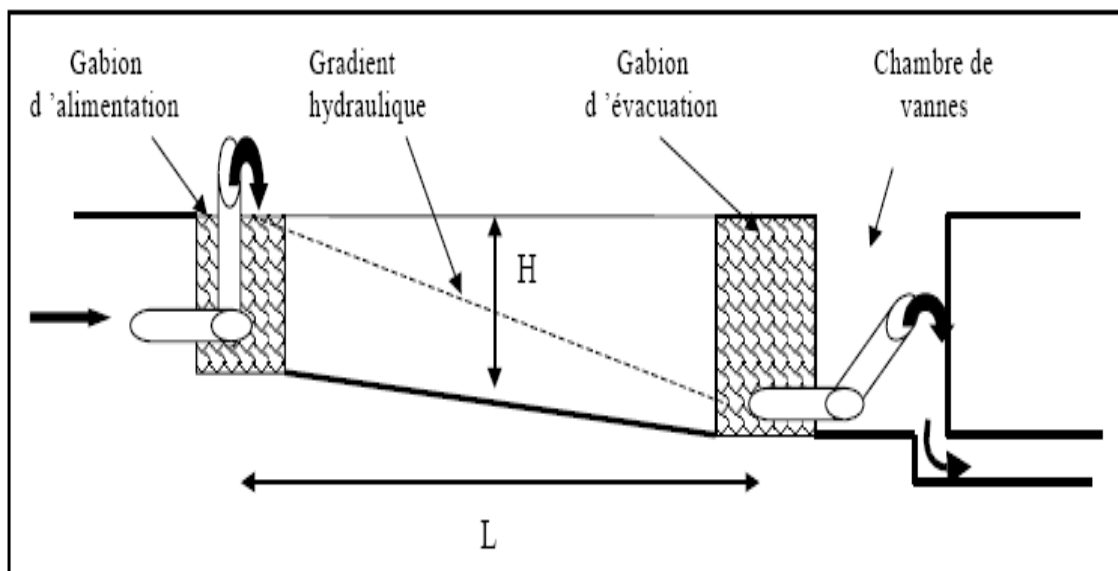


Figure 3.5: Gradient hydraulique théorique d'un filtre horizontal (GMTEU, 2005).

### **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

Au niveau de l'intégration dans le milieu environnant, la forme des marais de traitement des eaux ponctuelles est un élément considérable. Ainsi, comme le souligne **Campbell et Ogden (1999)**, des formes «naturelles» peuvent être incorporées dans le design, en entourant les formes rectangulaires et carrées de formes irrégulières.

**2. Détermination du taux de la charge hydraulique (HLR) :** une fois la superficie calculée, le taux de la charge hydraulique (HLR), évaluant le niveau d'eau dans le marais, permet de réduire les risques de débordement souvent associés à ces types de systèmes. Cet incident risquerait de contrecarrer l'idée de diminuer tout risque de contamination avec la faune avoisinante.

Pour les deux types de marais recevant une eau dite ponctuelle, le marais de surface et le marais sous surfacique, la formule du HLR se lit comme suit (**Campbell, 1999**): Pour les deux types de marais recevant une eau dite ponctuelle, le marais de surface et le marais sous surfacique, la formule du HLR se lit comme suit (**Campbell et Ogden, 1999**):

$$HLR = V/A \quad (3.16)$$

HLR en cm/jour

V : Volume d'eau par jour

As : Superficie.

Soulignons que les données sur les charges hydrauliques adéquates par jour varient énormément d'un auteur à l'autre. Ainsi, le *Water Pollution Control Fédération* (WPCF) (1990) suggère une charge hydraulique de 2 à 20 cm par jour pour les marais sous surfaciques, et de 0,7 à 5 cm par jour pour les marais de surface. **Kadlec et al., (1996)**, quant à eux, estiment qu'une charge hydraulique est appropriée si elle se situe entre 8 et 30 cm par jour pour les marais sous surfaciques, et entre 1,5 et 6,5 cm par jour pour les systèmes de surface (**Campbell et Ogden, 1999**).

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

3. *Détermination des temps de séjour* : Le temps de rétention hydraulique (HRT) est le temps donné à la molécule d'eau pour passer à travers le marais. Selon Tchobanoglous et al. (1991), le HRT pour les marais de surface se calcule comme suit

$$C_e = A \exp(-0,7KT(A_v) I,75 t)/C_o \quad (3.17)$$

Toujours d'après Tchobanoglous et al. (1991), pour les marais sous surfacique, le temps de rétention hydraulique se base sur la porosité du média que l'on appelle: «*pore-space detention time*». La formule se lit comme suit:

$$C_e = \exp(KT t)/C_o \quad (3.18)$$

Lors du calcul, cette formule est réarrangée de la manière suivante:

$$t = (\ln C_e/C_o)/KT \quad (3.19)$$

Un temps de rétention adéquat est crucial pour un traitement approprié: (U.S.EPA, 2000). Toutefois, tout comme le taux de la charge hydraulique discuté antérieurement, cette variable fluctue de manière importante d'une référence à une autre. Ainsi, alors que l'ITRC (2003) et Tchobanoglous et al., (1991) estiment que le temps de rétention, alloué aux deux types de marais recevant une eau dite ponctuelle, devrait varier entre 4 à 15 jours, Kadlec et Knight (1996), pour leur part, suggèrent entre 2 à 4 jours pour les marais sous surfaciques, et de 7 à 10 jours pour les marais de surface.

Soulignons qu'un temps de détention trop court ne procure pas assez de temps pour qu'advienne une dégradation des polluants alors qu'un temps de rétention prolongé peut entraîner la stagnation, notamment dans les marais de surface, et occasionner, par conséquent, des conditions anaérobies: mauvaise odeur, prolifération de moustiques (Brooke et Smith, 2007).

Mentionnons aussi que deux facteurs climatiques peuvent, de manière significative, affecter le temps de rétention. En été, le phénomène d'évapotranspiration peut augmenter le temps de



### **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

détention alors que la fonte des glaces peut le diminuer. Une étude menée sur un marais de surface à Listowel, Ontario, démontre que le niveau d'eau recommandé pour les mois d'été devrait être approximativement de 10 cm, et augmenté à environ 30 cm en hiver si une formation de glace est prévue, précautions réduisant les effets du climat sur le temps de détention dans le système (**US.EPA, 1988**).

**4. Les structures d'entrée et de sortie :** Les structures d'entrée et de sortie d'eau sont, des éléments assurant une dispersion adéquate de l'influent et une collecte de l'effluent dans les marais.

Premièrement, en ce qui concerne la structure d'entrée, une uniformisation du débit d'eau diminue le risque de courts-circuits et de blocage dans le système. En effet, une profondeur supplémentaire dans ces sections est nécessaire pour l'accumulation des matières solides, facilitant l'entretien du système. Ces structures contrôlent également la profondeur de l'eau dans le marais.

Dans les marais à écoulement horizontal, les tuyaux de distribution employés, placés au fond du marais, sont perforés. Les orifices d'entrées devraient être positionnés à une distance approximative de 10% de la largeur de la cellule (Figure 3.5). Cet emplacement permet de distribuer l'influent de manière –uniforme (**Odum H.T et Odum B. 2003**).

Une augmentation du nombre de têtes d'entrée est possible si l'amélioration de la distribution est nécessaire. Ainsi, à titre d'exemple, un système ayant une largeur de 20 m, devraient avoir des orifices localisés à tous les deux mètres (**US.EPA, 2000**). Les tuyaux de collecte, localisés à la sortie du système, sont, quant à eux, placés à la base du média, c'est-à-dire entre 0,3 et 0,6 m sous la surface. Placées dans des structures d'ajustement de niveaux, ils permettent à l'opérateur d'ajuster le niveau d'eau à une hauteur appropriée afin de procurer un certain gradient hydraulique (**US.EPA, 2000**) (Figure.3.7).

Pour les structures de sortie, les détritiques et la litière des plantes risquent de créer un blocage des structures de sortie. Ce problème peut être éliminé en construisant une zone profonde d'environ 1 à 1,3 m. La section ouverte, garnie de roches inhibant l'établissement de plantes, devrait se limiter à 1 m de largeur (**US.EPA, 2000**). En plus de faciliter l'entretien du système, cet accès encourage la visite d'animaux ainsi qu'un traitement supplémentaire de l'effluent. Soulignons aussi qu'un dégrillage ou tamis, placé en amont de la structure de sortie du marais de surface, est nécessaire afin de retenir les débris de plantes mortes (**US.EPA, 2000**).

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

Enfin et de manière générale, dans l'ensemble des systèmes, la zone d'entrée est d'une longueur de 2 m alors que la zone de sortie est de 1 m. Le média approprié dans ces sections se situe entre 40 mm et 80 mm de diamètre, et devrait s'étendre de la surface au fond du marais afin de minimiser les chances d'obstruction (US.EPA, 2000) (Figure 3.8).

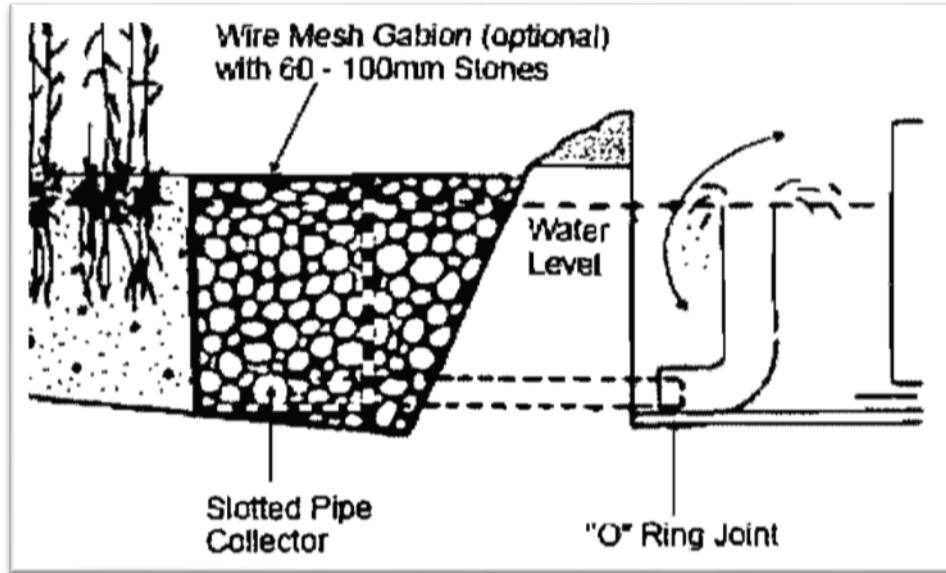


Figure 3.6: La structure de sortie d'un système sous surfacique à flux horizontal (US.EPA, 2000).

### 3.3.2.3.1. La superficie du marais à écoulement vertical V-SSFS

**1. Dimensionnement des filtres:** Pour le dimensionnement des bassins verticaux, on calcule la demande en oxygène sur la base de 1Kg d'O<sub>2</sub> par Kg de DBO<sub>2</sub> à éliminer, et de 4,3 kg d'O<sub>2</sub> par Kg de NH<sub>3</sub> à oxyder (Bulc, 2006). On dimensionne le lit vertical en considérant un coefficient d'aération superficielle de Ka=30 grammes d'O<sub>2</sub> par m<sup>2</sup> de surface par jour (Eric, 1999) et sa hauteur est prise égale à 0,9m. La superficie obtenue est augmentée de 25% :

$$A = 1,25 \frac{DO}{Ka} \quad (3.20)$$

Tel que

DO : demande en oxygène en Kg/J

$$\text{Et} \quad DO(kg / j) = C_{DBO5} (Kg / m^3) \times Q_{moy} \quad (3.21)$$

Ka : coefficient d'aération superficielle de Ka=30 grammes d'O<sub>2</sub> par m<sup>2</sup> de surface.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

2. **La profondeur** : des bassins n'affecte pas l'élimination des matières particulaires et organiques dissoutes. Des études menées en laboratoire et à pleine échelle ont convenu d'une épuration localisée dans les premiers centimètres des FFV (Scholz, 2003; Brooke et Smith, 2007). Cependant, la hauteur du massif de filtration peut jouer un rôle sur la dégradation du carbone et de l'azote en cas de fortes charges hydrauliques pour maintenir le niveau d'épuration requis (Eric Tousignant, 1999).

3. **Les matériaux** : conditionnent les performances épuratoires et hydrauliques d'un FFV. La sélection des matériaux, majoritairement le gravier, est effectuée à partir de la distribution granulométrique ( $d_{10}$ ,  $d_{60}$ , Cu) et de la minéralogie (teneur en silice et calcaire). Des solutions alternatives ont été envisagées avec la mise en œuvre de billes de plastiques, (Brooke et Smith, 2007), des argiles et schistes expansés, matériau disposant d'une macroporosité trois fois plus élevée que les graviers (Jonia Joseph, 2011) afin d'accroître la population microbienne (Eric Tousignant, 1999).

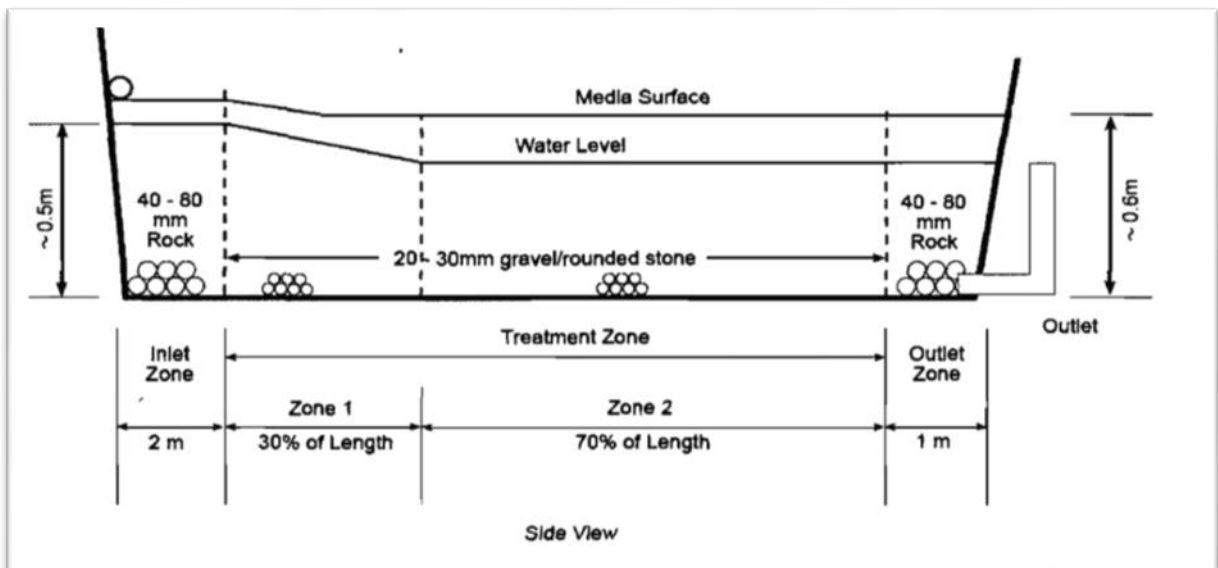


Figure .3.7. : Une coupe transversale des zones d'entrée et de sortie d'un marais (U.S.EPA, 2000).

4. **Le drain d'aération** : La diffusion de l'oxygène atmosphérique dans la partie drainante des FFV est généralement réalisée par un drain d'aération situé dans le fond du bassin. Il permet aussi la récupération de l'effluent traité. L'utilisation de deux drains d'aération, l'un placé dans la partie drainante et l'autre au niveau intermédiaire du filtre, a démontré une augmentation de l'activité biologique en périphérie des drains (Hammer, 1988). A titre comparatif, l'utilisation d'un seul drain d'aération a montré des performances limitées en azote.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

5. *La charge hydraulique* appliquée sur le système définit la bonne répartition des effluents à la surface des bassins et les vitesses d'infiltration. Si celles-ci sont trop rapides, un temps de contact s'avère trop court entre l'effluent et le média (**Brooke et Smith, 2007**) ce qui nuit aux rendements sur la matière particulaire et carbonée sur le 1er étage. La charge hydraulique, estimée à  $75 \text{ cm.j}^{-1}$  maximum sur le 1er étage en fonctionnement conditionne l'efficacité de la filière française (**Renee., 2001**).

6. *L'alimentation séquentielle* par bâchée est nécessaire pour maintenir les conditions aérobies au sein du réacteur. Bien que ce mode d'alimentation soit un paramètre influent sur les performances épuratoires, le volume d'effluent envoyé par bâchée l'est également. L'influence de la lame d'eau d'une bâchée a été étudiée sur le 1er étage de la filière française pour une charge hydraulique similaire de  $75 \text{ cm.j}^{-1}$  (**Paul, 2009**). L'élimination des MES, DCO et NTK a été optimisée pour les lames d'eau les plus faibles (2,5 cm contre 5 cm par bâchée). Un nombre de bâchée trop fréquent, estimé à 30 par jour au maximum (**Brooke Smith, 2007**), implique une difficulté de réoxygénation du média entre les périodes d'alimentation. De ce fait, la nitrification aura tendance à décroître après environ 4 jours d'alimentation.

7. *La température* a un rôle majeur sur l'activité métabolique des microorganismes. En dessous d'une température de  $10 \text{ }^\circ\text{C}$ , l'élimination en  $\text{DBO}_5$  reste supérieure à 80 %. En hiver, la couche de boue de surface dispose généralement d'une humidité élevée et qui plus est, l'absence de roseaux en conditions hivernales, limitent la diffusion de l'oxygène dans le massif filtrant. Des conditions anaérobies sont alors favorisées avec une moindre minéralisation, ce qui peut provoquer un phénomène de « flaquage » en surface des filtres.

Parallèlement, les cinétiques de nitrification sont ralenties pour des températures inférieures à  $10 \text{ }^\circ\text{C}$ . Des études ont mis en évidence une diminution de la nitrification pour des températures inférieures à  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  (**Jonia Joseph. 2011**).

### 3.3.3 Implantation, développement et manutention de la végétation

Les semis de systèmes de zones humides peut survenir de deux manières: les semences plantation des rhizomes et la plantation d'essences végétales de différentes tailles (ou des niveaux de croissance). Avec premier mode aura plus de temps à la croissance des plantes et, par conséquent, une plus longue période d'avoir une couverture complète et uniforme du système. Pour ces raisons, il est généralement recommandé de prendre les autres modes.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

Pour les systèmes à écoulement immergés est recommandée la densité de plantation de 4 unités/m<sup>2</sup>, (Siracusa et Larosa, 2006) tandis que les systèmes à écoulement libre devraient tenir compte des exigences écologiques des essences utilisées. En général, la meilleure période pour planter est au printemps cependant, il faut éviter les mois d'hiver (surtout les hivers très froid) et en été, en particulier Juillet et Août.

### 3.3.4 Système d'alimentation et d'évacuation

**3.3.4.1. Les types de vannes :** Afin d'assurer un bon fonctionnement du système épuratoire, il faut réaliser une alternance d'alimentation des filtres. Cette opération est réalisée par l'exploitant qui doit fermer ou ouvrir les vannes afin de choisir le filtre à utiliser.



*Figure 3.8: Photo. Des vannes pour la distribution sous-superficielle. (DADDH, 2012)*

Les vannes guillotines et les vannes guillotines à volant sont les plus utilisées Les vannes guillotines sont moins étanches et nécessitent un nettoyage régulier (grippage du levier) alors que les vannes guillotines à volant sont plus faciles à manœuvrer.

**3.3.4.2. Les systèmes d'alimentation :** systèmes d'alimentation sont utilisés :

**a. Répartition par rampes aériennes :** Ce procédé a été régulièrement installé sur les premières stations. Il présente l'avantage, de par son système gravitaire, de vider complètement la canalisation entre chaque vidange et permet une bonne répartition. Par contre il nécessite le démontage des rampes lors du curage du bassin (prévision 10 à 15 ans). Il est de moins en moins utilisé car les canalisations sont en inox (absence de corrosion et résistance à l'UV), ce qui entraîne un surcoût.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

**b. Répartition par puits artésiens :** Ce mode de répartition est devenu le plus utilisé car il est moins coûteux (tuyau souterrain en PVC et tuyau hors sol en Inox), il assure une bonne répartition et ne nécessite pas de démontage des rampes lors du curage puisqu'elles sont enfouies dans le sable (Odum H.T et Odum B. 2003). Cependant ce procédé nécessite de prendre quelques précautions, les tuyaux enterrés restant en charge entre chaque vidange de bâchée. Un robinet de purge des canalisations est nécessaire afin de permettre la vidange complète du tuyau en période de gel. Le diamètre des canalisations doit être adapté au débit d'alimentation afin de réaliser une auto curage pour éviter le dépôt de matières lourdes pouvant boucher le tuyau.



*Figure 3.9 : Photo. Une conduite perforé pour la distribution sous-superficiel. (DADDH, 2012)*

**c. Répartition par tuyau horizontal :** Ce système permet une bonne répartition des effluents. Pour un bon fonctionnement, il est nécessaire d'avoir un bon compromis entre le débit d'alimentation, le diamètre de la canalisation, le diamètre des orifices et la distance séparant les perforations (Jan Whittle et Martin, 1996). Les trous doivent être suffisamment importants pour ne pas être obstrués par des matières grossières. Les tuyaux sont en fonte (résistance à la corrosion). Du gravier inerte de grande taille doit être disposé le long du bassin, sur une distance d'au moins 1m, afin de limiter au maximum le colmatage de la zone d'entrée. Les diamètres utilisés dépendent essentiellement de la charge hydraulique prévue.

## Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels

---

Cependant, il est préconisé d'utiliser pour les petites installations, un diamètre minimale de 90 mm, afin d'éviter un éventuel colmatage.

### 3.3.4.3 Système d'évacuation : *Selon l'APAT (2005)*

Les systèmes d'évacuation sont souvent conçus avec un tuyau de drainage disposé au fond, à l'aval du bassin, sur toute sa largeur, et relié ensuite à une conduite dans un regard, où est placé un dispositif permettant d'ajuster le niveau d'eau à l'intérieur du système, en fonction des exigences opérationnelles du système. Si le bassin a une largeur de plus de 25-30 mètres, il est préférable d'utiliser deux systèmes à la sortie afin de réduire les zones de stagnation.



*Figure 3.10 : Photo. Répartition par puits artésiens. (DADDH, 2012).*

### 3.3.5 L'étanchéité

La réalisation des bassins doit être effectuée avec beaucoup d'attention. En effet, le premier étage (filtre planté) est drainé dans tous les cas, il est donc important de récupérer 100% des eaux à la sortie du bassin.

Les bassins sont généralement réalisés avec une géomembrane en PEHD (polyéthylène haute densité) 8/10ème et un géotextile (150 gr/m<sup>2</sup>) placée entre le sol et la membrane et avec deux géotextiles (300 gr/m<sup>2</sup>) (Jonia Joseph., 2011), dessus et dessous de la géomembrane en polypropylène 10/10ème. Cette solution est plus coûteuse (membrane plus épaisse et deux

## **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

géotextiles) mais présente une protection supplémentaire par rapport au poinçonnement dû à la couche drainante (gravier 20/40).

La réalisation de bassin avec de l'argile peut être économiquement possible et techniquement satisfaisante. La qualité des matériaux (densité du géotextile, nombre de couches de géotextile (1 à 2), épaisseur de la géomembrane) doit être adaptée à la nature du sol et du sous sol (alluvion, roché...). Le nivellement par du sable fin peut dispenser de la pose d'un géotextile. La réalisation de tests d'étanchéité est indispensable (100% étanche). Les tests doivent s'effectuer avant le remplissage des filtres. Le niveau de l'eau doit dépasser le raccord entre la membrane et le tuyau d'alimentation le plus haut.



*Figure 3.11 : Photo. . Répartition par tuyau horizontal. (DADDH, 2012)*

### **3.3.6. Constitution du filtre**

La plupart des filtres sont constitués de la même façon, trois couches de graviers se succédant. Depuis le fond du filtre, 10 à 20 cm de galets 30/60 servent de couche drainante et enrobent les drains. Ensuite 20 cm de graviers intermédiaires 15/25 s'intercalent avant la partie haute composée de gravier 4/8 (granulométrie la mieux adaptée) sur une épaisseur de 60 cm.

La qualité des matériaux est la condition majeure au bon fonctionnement des filtres (durée de vie et performances épuratoires). Les graviers et les sables utilisés doivent être roulés, lavés et



### **Chapitre 3: Conception et Dimensionnement des marais filtrants artificiels**

---

siliceux. Un contrôle important et rigoureux doit être effectué, des tests granulométriques (contrôle du fuseau) doivent être réalisés à chaque livraison, voire même des tests de percolation en complément.

Afin d'éviter d'éventuelles contamination de la nappe souterraine, les bassins de phytoépuration doivent être imperméabilisés, en utilisant des géomembranes synthétiques (Figure 3.2) ou de la bentonite, cependant, il est déconseillé de couler un radier en ciment pour une question de coût de réalisation et de problèmes d'étanchéité.

L'utilisation d'un sol argileux est la possibilité la plus économique, qui nécessite cependant une très faible perméabilité ( $K < 10^{-8}$  m/s) et avec une profondeur de nappe à plus de 1m sous la base du lit du bassin (**Carleton et al., 2001**).

Les matières utilisées souvent pour les géomembranes sont : le polyéthylène à basse et à haute densité, le PVC et le polypropylène.

L'épaisseur de la toile est de 0,5 à 2mm. La géomembrane imperméabilisante doit être déposée sur une couche de sable d'au moins 5 mm et recouverte d'un géotextile pour protéger la membrane du gravier et des racines des plantes. Le tableau 3.4 présente la porosité et la conductivité hydraulique du substrat.

### 3.4. Conclusion

La performance des marais artificiels filtrant à épurer les eaux usées dépend du rôle de tous les composants de ces lits. Chacun de ces derniers prend un rôle bien déterminé selon l'environnement où il se trouve et la qualité d'eau à épurer. Cela explique l'importance de tous les procédés d'épuration tels que la nitrification, dénitrification, déphosphoration, l'oxydoréduction ...etc.

A travers ce chapitre nous avons passé en revue les recherches les plus connues, relatives au critère de dimensionnement des marais filtrant artificiels. En effet, en se basant essentiellement sur les recherches de l'**US.EPA** (United States Environmental Protection Agency), l'**APAT** (linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civile) et la **GMTEU** (Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux Usées ), nous avons tenté de présenter l'essentiel des différentes formules et expressions nécessaires à la détermination des dimensions des marais filtrant autant pour les marais filtrant à écoulement vertical ou à écoulement horizontal.

Il ressort, que les systèmes les plus connus sont classifiés en trois catégories : le système à écoulement superficiel (SFS, Surface Flow Systems), le système à écoulement sous superficiel (SSFS, Sub-Surface Flow System) et le système à écoulement flottant (FS, Floating System). Pour ces trois catégories de systèmes de phytoépuration il a été présenté la typologie et les critères de dimensionnement. Pour voir la performance d'une station d'épuration il faut tous d'abord tester les indicateurs de pollutions de toutes sortes; physicochimique et bactériologique, et aussi comprendre les caractéristiques de la plante sans tenir compte de l'activité qui se déroule aux niveaux de la rhizosphère.

La performance des marais artificiels filtrant à épurer les eaux usées dépend du rôle de tous les composants de ces lits. Chacun de ces derniers prend un rôle bien déterminé selon l'environnement où il se trouve et la qualité d'eau à épurer. Cela explique l'importance de tous les procédés d'épuration tels que la nitrification, dénitrification, déphosphoration, l'oxydoréduction ...etc. Ces derniers sont l'élément principal pour dimensionner les marais filtrants.



*2<sup>eme</sup> partie*

*Étude de performances épuratoires et critères de dimensionnement d'une station de marais artificiel filtrant (phytoepuration) dans la région de Biskra*

## ***Chapitre 1. Matériels et méthodes***

# Chapitre 1. Matériels et méthodes

## 1.1. Introduction

Ce chapitre a pour objectif de déterminer les différentes méthodes utilisées à fin d'évaluer le pouvoir épuratoire de six plantes macrophytes, à savoir : *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Tamarix africain*, *Arundo donax*, *Nerium oléandre* (**Laurier rose**) et *Papyrus Cypurus* et de tester la performance épuratoire des filtres en fonction du type de substrat utilisé.

## 1.2. Caractéristiques des échantillons des eaux usées municipales

Le rejet de Chetma constitue la source de prélèvement des eaux usées à traiter par phytoépuration dans notre station pilote. Les eaux de ce rejet sont collectées de la zone d'El Alia et une partie de la ville de Chetma. Elles sont utilisées d'une façon illégale pour l'irrigation de plusieurs terres agricoles de la région de Chetma..

Les eaux usées drainées par les principaux collecteurs de la ville de Biskra ont des pH proches de la neutralité et sont moyennement salines avec une teneur en sel de l'ordre de 40mg/ /l. La charge polluante générée par l'effluent a une moyenne de 385,40 mg/l de la DBO<sub>5</sub> et 514 mg/l pour la DCO et 726,19 mg/l pour les matières en suspension. L'analyse bactériologique des eaux usées a montré que les concentrations en coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont très élevées et dépassent largement les directives de l'OMS concernant les eaux destinées à une irrigation non restrictive. Le tableau 1.1 illustre les différentes caractéristiques de l'échantillon des eaux usées.

**Tableau 1-1. Caractéristiques physico-chimique des échantillons d'eaux usées**

<i>Paramètres</i>	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)
<i>Moyennes Valeurs</i>	726,190	514,00	385,40	3,492	27,824
<i>Paramètres</i>	PO <sub>4</sub> (mg/l)	SO <sub>4</sub> (mg/l)	<i>Coliformes totaux/100ml</i>	<i>Coliformes f fécaux/100ml</i>	<i>streptocoques fécaux/100ml</i>
<i>Valeurs Moyennes</i>	64,147	29,708	2,12.10 <sup>5</sup>	0,14.10 <sup>5</sup>	5,8.10 <sup>5</sup>

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

Les analyses physico-chimiques sont effectuées dans le laboratoire TIFIB, alors que les analyses bactériologiques sont effectuées au laboratoire d'hydraulique de l'université de Biskra.

### 1.3. Mise en place du dispositif expérimental

Les essais expérimentaux ont été effectués dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, aménagé spécialement pour les essais de la phytoépuration (Figure 1.1). Sept bacs remplis d'un substrat sont installés, six sont plantés de macrophytes et le septième est utilisé comme témoin. Les bacs sont conçus à partir de cuves cylindrique en polyester (Figure.1.1).



*Figure 1.1. Aire aménagée pour la phytoépuration-département d'hydraulique-*

#### 1.3.1. Essai sur l'effet des macrophytes

Le pilote expérimental est constitué de 12 bacs de 100L de volume chacun. Les bacs sont remplis avec des couches en succession décroissante de gravier de plus gros en bas vers le diamètre le plus petit en haut (Figure 1.2).

L'échantillonnage a été mené pendant 7 mois (Janvier-juillet) sur une période de 4 ans, avec trois mois de préadaptation des plantes dans le substrat. Le dispositif expérimental se compose de 12 bacs de 0,5 m<sup>2</sup> (0,8 de diamètre). Le filtre est rempli dans des bacs à section circulaire et muni de robinet à la base. Un tube de PVC de 10 cm de diamètre est implanté verticalement, perforé pour assurer l'aération au massif et entouré par un filtre métallique qui

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

empêche la pénétration des éléments grossiers. (Figure 1.2). La hauteur des filtres de 1,5 m a permis le garnissage en matériau sur une hauteur de 1,10 m,

Le gravier roulé est lavé à plusieurs reprises avec de l'eau du robinet et tamisé en trois tailles de diamètre quasi-uniforme.

Les bacs ont été préparés avec l'objectif d'évaluer en premier le pouvoir épurateur des plantes. Les sept bacs sont remplis de gravier de rivière granitique (1<sup>ème</sup> couche  $\varnothing = 10-20$  mm, 2<sup>ème</sup> couche  $\varnothing = 5-10$  mm), avec une couche étroite au fond (3<sup>ème</sup> couche, rempli de gravier grossier granitique ( $\varnothing = 25-45$  mm) pour faciliter la distribution de l'eau. Le niveau d'eau a été maintenu à 5cm sous la surface du substrat. Les bacs ont été plantés en septembre de six macrophytes à savoir : *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Tamarix africain*, *Arundo donax*, *Nerium oléandre* (**Laurier rose**) et *Papyrus Cypurus*, en plus d'un bac de contrôle non planté. Après une période d'adaptation de trois mois où les plantes étaient bien développées, les bacs ont été remplis avec des eaux usées. Les premières mesures expérimentales ont été réalisées à partir de janvier jusqu'à la fin du mois de juillet.

Après chaque remplissage les filtres subissent un lessivage pour se débarrasser des sels et des matières organiques restés dans les bassins.

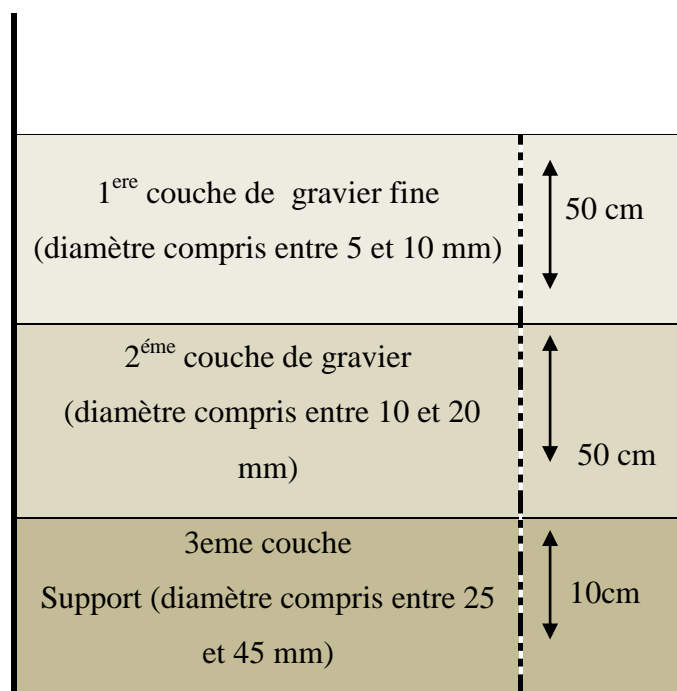


Figure 1.2 : disposition de substrats dans les bacs à essai



---

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

Le deuxième objectif était d'évaluer l'effet du substrat sur la performance de traitement des eaux usées. Dans ce cas quatre bacs sont préparés et chacun est remplis avec un certain type de sol. Le 1<sup>er</sup> bac est remplis avec du gravier alluvionnaire de diamètre 5-10 mm, le deuxième remplis d'un gravier concacé calcareux de même diamètre que le gravier alluvionnaire. Le troisième bac est remplis avec de sable alluvionnaire moyen et le dernier avec du sol végétale. Chacun de ces bacs est planté de *Typha latifolia* (vu son rendement épuratoire dans le traitement des eaux usées de la région de Biskra (**Mimeche et al., 2012**)).

### 1.3.1.1 Critères de choix des macrophytes

Les macrophytes choisis appartiennent au groupe des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs, capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée (ces végétaux peuvent même supporter des périodes de sécheresse). Une constatation importante à signaler est que l'eau des rejets qui s'écoule autour de ces plantes est claire et donne l'impression d'être déjà traitée.

### 1.3.1.2. Les macrophytes utilisées

Le choix des végétaux à planter s'est basé sur cinq critères importants : adaptation aux conditions climatiques locales (de la région de Biskra), vitesse de croissance rapide, facilité d'exportation de la biomasse produite et un système racinaire important. Comme il a été cité précédemment, les plantes testées sont *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Tamarix africain*, *Arundo donax*, *Nerium oléandre* (**Laurier rose**) et *Papyrus Cypurus*. Six (6) jeunes de tiges ont été placés dans chaque bac.

**1.3.1.2.1 *Phragmites australis* :** C'est une plante qui est très répandue dans la région de Biskra. Elle se trouve spécialement au bord des cours d'eaux ou dans les rejets. *Le Phragmites australis* est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux, facile à implanter aux marécageux (**Fauteux, 2002**). C'est une plante herbacée à faible profondeur (2 à 3 m) (**Scholz M. et Xu J., 2001**). Sa hauteur est de 1 à 5 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 (**Cronk et Fennessy, 2001**). Elles sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roselier ou phragmitaire (**Mireille Vila, 2006**).

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

Le développement de nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (d'avril à octobre). Ce végétal peut même supporter des périodes de gel dont l'action est positive sur la déshydratation des boues (phénomène gel – dégel– rétractation) (Esser et Pronost, 2005). Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux. Le *Phragmite commun* s'adapte facilement aux périodes d'inondation et d'assèchement et tolère de grands écarts de température. Par conséquent, cette plante envahissante est très agressive et très résistante. (Fauteux, 2002).



Figure 1.3 : Photographie du *Phragmite australis*

**1.3.1.2.2 *Typha Latifolia*** : Elle existe dans les jardins publics, dans les cours d'eau et aussi dans tous les rejets de la zone nord de la wilaya de Biskra. *Typha*, appelé aussi massette, plante d'eau vivace, de haute taille, évoquant le jonc ou le roseau. Elle se caractérise par des racines rampantes, de longues feuilles aplaties. Les espèces les plus connues restent la massette à larges feuilles, qui atteint entre 1,50 et 3 m de hauteur, des fleurs terminées par des épis cylindriques denses et un fruit de forme ovoïde, duveteux et de couleur brune. La massette pousse dans les marais d'eau douce et près des cours d'eau tranquilles dans les régions tropicales et tempérées ; elle est parfois plantée au bord des étangs et dans les jardins aquatiques (Esser et Pronost, 2005). Le système racinaire de *Typha latifolia* est

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

spécialement constitué des rhizomes immergés qui forment des racines rampantes et qui permettent à cette plante de coloniser rapidement de grandes surfaces.

Les *Typha latifolia* poussent dans les eaux stagnantes ou à faible courant, de préférence à une profondeur entre 0 et 50 cm. Elles sont présentes jusqu'à une altitude de 1 800 m.

**1.3.1.2.3 *Tamaris africana*** : Tamarix, une plante spécifique des zones arides, elle se trouve abandonnée dans des vastes terrains, aussi au bord des cours d'eau et des rejets. Elle est formée d'un petit tronc et un houppier léger aux rameaux retombants et porte des feuilles à de menues écailles, équipées de glandes sécrétant de sel. Les fleurs tenues blanches ou roses sont groupées en racèmes effilés. Les fruits sont des capsules. Ces arbres s'adaptent à quantité de situations et de climats, tolérant même l'aridité et les embruns. De rusticité variable,



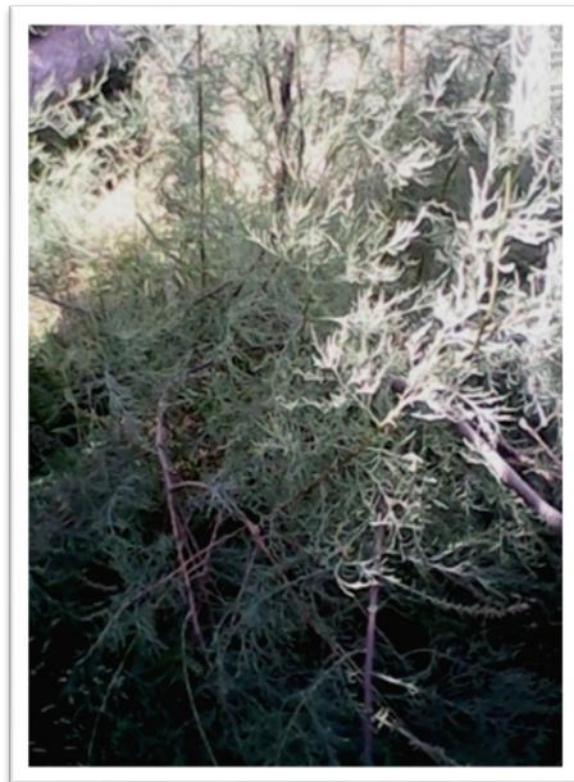
*Figure 1.4 : Photographie du Typha latifolia*

ils apprécient un sol profond et sableux et peuvent être taillés après la floraison. Leur multiplication se fait par semis, ou par boutures aoûtées en hiver ou semi- aoûtées en automne et en fin de printemps. (Van Rijn et Schreier, 2006). Ses racines sont longues, éparées, peu fibreuses, et d'une écorce lisse et jaune ce qui lui permet d'absorber les polluants qui existent dans les eaux usées

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

**1.3.1.2.4 *Arundo donax* :** *Arundo donax* est une graminée de grande taille à souche rhizomateuse,. Elle est très commune dans le bassin méditerranéen, où elle forme des peuplements impénétrables sur les berges des rivières et des étangs, sa hauteur est de 1m à 6 m selon les variétés (Fauteux, 2002).



*Figure 1.5: Photographie du Tamarix africain*

C'est en outre une plante assez rustique car, si le feuillage est détruit par le gel moyennant un paillage hivernal, peuvent supporter des froids très vifs. *Arundo donax* requiert les expositions suivantes : lumière, soleil. Elle s'accommode à de nombreux types de sols, mais elle apprécie cependant un bon drainage et est donc peu à l'aise dans les sols très argileux. Elle supporte une relative sécheresse et aridité et c'est une plante très utilisée dans la phytépuration et la phytoextraction. Elle possède des rhizomes très puissants qui apprécient les sols frais mais bien drainés.

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

**1.3.1.2.5 Nerium Oleander (Laurier rose) :** Son nom : *Nerium*, vient de Nerion qui signifie en grec « eau ». Laurier rose en effet, préfère les terres bien arrosés. Ses feuilles sont plus grandes et sa floraison plus abondante (**Bowes, G. and Beer, S. 1987**). *Le Neruim oléander* est originaire d’Afrique du Nord où des buissons fleuris se retrouvent sur le parcours des Oueds.

Dans nos régions la plante est utilisée comme plante de véranda ou d’intérieur. *Neruim oléander* se présente sous la forme d’un arbuste pouvant attendre 2 à 3 mètres. Les feuilles sont résistantes, vivaces, ovales très allongées et ressemblant beaucoup à celle de *laurier*



*sauce* employée en cuisine. Les fleurs sont roses, blanches, jaunes, rouges ou saumon.

**Figure 1.6 : Photographie de l’Arundo donax**

*Le Neruim oléander* est l’une des plantes les plus dangereuses dont toutes les parties sont très toxiques (présence d’hétéroside cardiotoniques). Les grandes fleurs, à préfloraison tordue, sont constituées par un long tube terminé par cinq lobes étales portants à leur base des appendices que peuvent conduire à un aspect de double corolle (para-corolle). Le fruit sec folliculaire renferme de nombreuses petites graines pourvues d’une aigrette de poils (**Chris C. et 2005**).

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

**1.3.1.2.6 *Cyperus papyrus*** : Une graminée caractéristique des lieux aquatiques des régions méditerranéennes. Elle a des grandes feuilles effilées, retombantes, glauques, et des panicules terminales d'épillets de couleur verte pâle à violacée lancéolées, étroites de 2 à 8 cm de largeur pour de 60 cm de longueur. Elle ressemble à un roseau ou à un bambou. Sa hauteur est de 1 m à 6 m selon les variétés. En hiver, elle prend une vilaine parure à l'aspect desséché, et ses chaumes n'ont ni la résistance ni le côté séduisant de ceux du bambou (Chris et Vivian, 2005).



*Figure 1.7: Photographie du Nerium oléandre*

Plante rhizomateuse vivace à tige noueuse et puissante, inflorescence en longue panicule de 30 à 60cm composée de très nombreux épillets; rhizomes épais. Le *Cyperus* est un espèce méditerranéen, il est très répondeu dans les ravines humides et aux bords des eaux aussi dans tout le "Tel" et sur les hauts plateaux; il est également cultivé comme brise vent. C'est une plante ornementale parfaite pour grand jardin avec son magnifique feuillage estival. En hiver, son feuillage devient désordonné, et il faut le couper à ras On obtient ainsi une bonne repousse, 'Versicolor' est un cultivar panaché apprécié dont les feuilles s'ornent de bandes crème (Bowes et Beer, 1987). En climat doux, la plante peut se révéler si vigoureuse qu'il faut contrôler sa croissance.

---

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Elles tolèrent les rayons directs du soleil. Le *Papyrus* est la plante la plus difficile à cultiver car elle réclame plus de chaleur humide que les autres espèces. (Chris et Vivian 2005).

Le papyrus se reproduit principalement par ses racines, qui font émerger de nouvelles tiges à intervalles réguliers. Il produit également des graines pouvant être emportées par le vent. Une tige de papyrus plongée tête en bas dans l'eau va produire des racines puis de nouvelles tiges vers le haut.



Figure 1.8: Photographie du *Papyrus cyperus*

### 1.3.2. Essai sur l'effet du milieu filtrant

L'apport de forte concentration en matières en suspension et l'accumulation des matières organiques en surface des bassins peuvent provoquer le colmatage des filtres. L'objectif de notre travail est d'étudier le risque de colmatage des filtres remplis des eaux usées et le rôle des plantes dans l'élimination de ce problème. Les substrats proposés sont de quatre types: Le gravier alluvionnaire, le sable, le gravier concassé et le sol végétal. Dans ce cas le *Typha latifolia* est choisi comme macrophyte, le temps de rétention optimale est de quatre jours (résultat obtenu après les essais du deuxième volet (chapitre 3, 2<sup>ème</sup> partie)..

### 1.3.2.1 Critère de choix du substrat

L'objectif de cette étude vise à identifier les meilleurs matériaux pour la construction d'un marais filtrant efficace pour la rétention de la charge polluante en provenance des eaux usées du rejet de Chetma. Les matériaux choisis pour améliorer la performance des filtres doivent être :

- suffisamment perméable pour éviter le colmatage ;
- économique ;
- écologique avec un potentiel d'impact mineur ou nul sur l'environnement
- disponibles localement (dans l'ordre pour réduire les coûts) ;

Et doivent avoir :

- une influence importante sur les taux d'élimination des nutriments ;
- une surface importante de contact avec les polluants ;
- un pH adéquat qui peut favoriser une meilleure croissance des végétaux ;
- une conductivité.

L'USEPA indique que le pH du substrat peut aussi avoir une influence sur la croissance des végétaux dans les premières semaines de l'application de l'eau usée pour les unités d'installation. Aussi la conductivité hydraulique du support sélectionné est importante. Le (tableau 3.4 1<sup>ère</sup> partie) présente les différentes conductivités hydrauliques et la porosité des supports utilisés dans les zones humides artificielles.

### 1.3.2.2. Les différents types de substrat choisis

Les substrats utilisés dans notre étude sont : le gravier alluvionnaire, le sable, le gravier concassé et le sol végétal. Ils sont pris directement de la région de Biskra aussi bien des oueds comme le sable et le gravier alluvionnaire, des carrières comme le gravier concassés que des jardins comme le sol végétal. Ces substrats sont tamisés pour obtenir le diamètre voulu (de 0,25 à 0,5 pour le sable et 2 à 5 mm pour le gravier alluvionnaire et concassés) puis sont lavés pour les débarrassés de toutes les impuretés qui peuvent nuire le traitement.

Le gravier concassé est d'origine minérale de couleur blanc à beige n'ayant subi aucune transformation autre que mécanique, il est spécialement constitué de calcaire (**Lalmi, 2009**), alors que le gravier alluvionnaire de couleur grise est spécialement constitué *de silt* (**Rahmmani, 2010**). Le sable est aussi alluvionnaire de couleur beige à jaune il est d'origine Oued Biskra, il est spécialement composé de quartz, de calcite (**Lalmi, 2009**). Le sol végétal



## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

est de couleur noirâtre et constitué de 65% d'argile, 35 % de sable et 20% de limon (Rahmmani, 2010).

### 1.3.2.3. Evaluation de la porosité des substrats

Pour évaluer l'effet de la présence de macrophytes sur la porosité des substrats choisis nous avons pris huit bacs, quatre bacs nus et quatre bacs plantés avec *Typha latifolia*. Les filtres nus et les filtres plantés sont remplis des eaux usées, le temps de rétention proposé est de cinq jours où chaque fois le filtre est totalement vidé et ré remplis. L'opération est répétée pendant 60 jours.



Gravier concassé



Gravier alluvionnaire



Sable alluvionnaire



Terre végétale

*Figure 1.9. Photographie des substrats utilisés dans les essais*

## 1.4. Analyse physico-chimique et bactériologique

### 1.4.1. Campagne d'analyse

Un suivi intensif du pilote expérimental a été conduit après 24 mois de mise en régime en 2012 (janvier-juillet) et 2013 (janvier-juillet) en présence de biomasse végétale. Le ratio de remplissage a été changé périodiquement lors de la campagne d'analyse.

### 1.4.2. Prélèvement des échantillons

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques de l'eau.



*Figure 1.10. Photographie du dispositif utilisé*

Globalement, il est nécessaire de mettre en place une organisation structurée, de développer une méthodologie adaptée à chaque cas, de procéder à un choix judicieux du prélèvement et d'utiliser le matériel convenable. Quel que soit la méthode adoptée, on doit obéir aux principes de bases suivants :

- Définir les quantités à prélever : le volume nécessaire pour une analyse complète est de 1 L
- Stabiliser l'échantillon en le conditionnant dans un récipient hermétique approprié.

Les prélèvements seront effectués dans des flacons bien propres en polyéthylène ou en verre bouchés au téflon. Dans notre travail des flacons en verre sont utilisés, ils sont lavés et séchés de la manière suivante :

- Lavage au détergent avec de l'eau chaude plusieurs fois.
- La verrerie est ensuite abondamment rincée avec de l'eau distillée, puis séchée à l'étuve à 105°C pendant deux heures.
- Avant remplissage, rincer les flacons avec l'eau à analyser ;
- Eviter toutes bulles d'air dans les flacons.

Les échantillons soigneusement étiquetés et conservés à 4°C seront transportés jusqu'au laboratoire dans un laps de temps ne dépassant pas 24 heures. Toutefois, un certain nombre

## Chapitre 1. Matériels et méthodes

---

d'analyses sont pratiqués sur place : température, pH, oxygène dissous. En ce qui concerne les matières en suspension, leur mesure doit intervenir dans les 6 heures après le prélèvement.

### 1.4.3. Matériels et méthodes d'analyse

Des prélèvements hebdomadaires des eaux usées et des eaux traités ont été effectués pendant deux ans aux laboratoires de TIFIB et de département d'hydraulique université de Biskra. Les analyses ont porté sur les principaux paramètres susceptibles de caractériser ces eaux. L'étude a été réalisée dans des conditions réelles.

#### 1.4.3.1. Protocoles et méthodes d'analyse Physico chimiques

La DCO est déterminée par oxydation au dichromate de potassium en milieu acide conformément à la norme AFNOR T-90-101. La détermination de ce paramètre se fait suivant la méthode de détermination de l'indice permanganate obéissant à la norme **(EN ISO 8467 : 1993)**. La lecture de la valeur de l'absorbance est faite par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 600 nm ou 420 nm selon la gamme de DCO choisie. La DBO<sub>5</sub> est déterminée par la méthode manométrique avec des manomètres Oxitop WTW, selon la norme **NF 90-103**. Les concentrations en nitrates, nitrites, ammoniums et orthophosphates sont déterminées par la méthode colorimétrique, la lecture est faite au spectrophotomètre DR/2010 de HACH LANGE. Les paramètres physico-chimiques globaux (Température (T°), Potentiel hydrogène (pH), conductivité électrique (CE)) ont été mesurés *in situ* au moyen d'une sonde multiparamètres multi 340 i de WTW) : de type Benchtop, HANNA, HI 221. **(Norme NFT 90-017)**. La mesure de la matière en suspension est effectuée par la méthode de filtration sur filtre GF/C, **(AFNOR, T90-101)**. Le sulfate est mesuré selon la méthode de spectrométrie à la sulfanilamide (EN ISO5667).

Nous avons utilisé le logiciel XLSTAT-Pro pour analyser les résultats physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées traités par les différents filtres plantés des macrophytes.

Des statistiques descriptives (moyenne  $\pm$  écart-type) entre les éléments physico-chimiques sont tout d'abord présentées, ensuite la corrélation entre les différents paramètres de pollution et l'évaluation des valeurs significatives sont déterminées. Une analyse des données est déterminée par " L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) " qui permet de vérifier la signification des différences entre les produits physico-chimique et biologique par le test d'indépendance du Khi<sup>2</sup>. Ce test permet de déterminer l'efficacité et le rôle des plantes aquatiques dans l'élimination des polluants des eaux usées. Le logiciel XLSTAT-Pro a permis de réaliser et donner les représentations graphiques des analyses de type AFC et le Tableau de contingence.

### 1.4.3.2. Protocoles et méthodes d'analyse bactériologiques

La détermination de germes totaux poursuit la technique suivante adaptée par la norme (NF EN ISO 6622 de juillet 1999). En effectuant le dénombrement sur un milieu solide qui est la gélose TGEA, étalé sur des boîtes de pétri. La recherche et le dénombrement des coliformes totaux et coliformes fécaux sont réalisés par les deux méthodes: en milieu liquide sur BCPL par la technique du NPP (Nombre le Plus Probable) et par filtration sur membrane à 0,45 $\mu$  en milieu solide en supposant la disponibilité d'une rampe de filtration.

La recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D se fait par ensemencement en milieu liquide et détermination du NPP selon les normes (NF EN ISO 9308-3, mars 1999).

## 1.5 Conclusion

Le dispositif expérimental, installé in situ, fonctionne dans des conditions naturelles, ces conditions semblent favorables au fonctionnement du protocole où les conditions climatiques se rapprochent des besoins écologiques des écosystèmes utilisés (les filtres plantés de macrophytes) de point de vue ensoleillement, température, évaporation etc., sachant que les eaux usées de la ville de Biskra utilisées dans cette étude sont riches en matières organiques et au nutriment. Le dispositif préparé est constitué d'un ensemble de bacs qui vont être utilisés pour deux objectifs. Le premier, est de tester le pouvoir épurateur de certaines plantes, il est constitué de bac rempli de gravier d'origine alluvionnaire et d'une granulométrie décroissante. Les bacs sont plantés de macrophytes à savoir, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Tamarix africain*, *Arundo donax*, *Nerium oléandre* (**Laurier rose**) et *Papyrus Cypurus*. Le deuxième objectif est de tester l'effet de substrat sur l'épuration des eaux usées domestiques, il est constitué de quatre bacs remplis respectivement de sable alluvionnaire, gravier alluvionnaire, gravier concassés calcaires et sol végétal.

Les expérimentations ont été réalisées dans la station expérimentale du département d'hydraulique. Une partie des analyses a été effectuée au laboratoire TIFIB et l'autre partie au laboratoire du département d'hydraulique de l'Université de Biskra.

## ***Chapitre 2. Résultats et discussions***

### ***Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot***

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoépuration dans la région de Ain Zaatoot

---

### 3.1 Introduction

Il est clair qu'en Algérie les habitants de plusieurs villes rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans la nature ce qui peut nuire à l'environnement et à la santé humaine. Donc, il est impératif que les eaux usées doivent être traitées convenablement avant qu'elles soient rejetées.

En fait, la principale raison pour laquelle le traitement a toujours été relégué en tant que priorité secondaire est due essentiellement au facteur coût. Pour cela, on a jugé indispensable l'installation de stations de phytoépuration comme solution économique et écologique pour l'épuration des eaux usées urbaines.

En effet, l'apport massif de phosphore et de nitrate dans un cours d'eau entraîne la croissance accélérée des algues. Celles-ci, arrivées au lit du cours d'eau, meurent lentement et entraînent une autoépuration de l'eau qui consomme l'oxygène dissout. Il en résulte un milieu qui s'appauvrit en oxygène jusqu'à devenir anoxique. S'ensuit alors une diminution de la biodiversité (mort d'animaux et de plantes qui ont besoin d'oxygène) (**Olivier, 2009**).

On a constaté que la population de Ain Zaatoot souffre d'une déficience au niveau du réseau de collecte des eaux usées municipales, et d'absence de gestion et de traitement des ces eaux. Ces eaux usées englobent les eaux usées domestiques de la commune de Ain Zaatoot et les eaux pluviales. Les eaux récoltées par le réseau d'assainissement comprennent les eaux ménagères, c'est-à-dire des eaux de cuisine, de douches, de bains, de lessives contenant des graisses et autres détergents et les eaux-vannes provenant des toilettes. Les eaux de pluie s'y ajoutent car il s'agit d'un système unitaire de récupération de l'eau (**PNUD, 2004**). Toutes ces eaux ont des impacts négatifs majeurs sur la santé humaine et sur la biodiversité. On observe l'émergence ou la réémergence de certaines maladies comme la tuberculose, la dengue, les infections des yeux et des oreilles, les éruptions cutanées, la typhoïde, le pian (**DSA, 2013**).

Tout d'abord, 700 résidences domiciliaires abritant environ 4000 personnes sont rattachées au système de canalisation acheminant les eaux usées vers le rejet d'Oued Liana. Les autres individus de la communauté sont, quant à eux, équipés de systèmes individuels comprenant des fosses septiques. Cette approche vise des objectifs majeurs, la réduction de la pollution à la source, la conservation et la préservation de la ressource hydrique, la sensibilisation de la

## **Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot**

---

population et la création d'une ressource récréative. Tout cela constitue les eaux d'entrée de la station objet de la présente étude.

En effet la faisabilité de stations de phytoépuration dans la ville de Ain Zaatoot doit tenir compte des spécificités des flux propres à chaque cas, de la nature du sol, des contraintes climatiques, de la topographie et du débit à gérer. Les données géotechniques conditionnent les caractéristiques des ouvrages qui seront implantés et leur mode de réalisation. La conception des ouvrages tiendra compte de la présence d'une nappe phréatique, de l'inondabilité de la zone, de la possibilité d'infiltration dans le sol et de sa nature.

Dans ce chapitre l'étude d'une station de phytoépuration sera proposée pour la ville de Ain Zaatoot, ville qui rejette les eaux usées d'une population de 3693 habitants dans la nature sans traitement préalable.

### **3.2 Installation de phytoépuration pour le rejet de la ville de Ain Zaatoot**

#### **3.2.1. Présentation générale de la ville de Ain Zaatoot**

##### **3.2.1.1 Situation de la ville de Ain Zaatoot**

Aïn Zaatoot est une petite ville algérienne, située dans le daïra d'El Kantara, wilaya de Biskra. La ville s'étend sur 171,2 km<sup>2</sup> et compte 3693 habitants (recensement 2008) La densité de population est de 21,6 habitants par km<sup>2</sup>. Entourée par Djemorah, El Kantara et Branis, Aïn Zaatoot est située à 8 km au Nord-Ouest de Djemorah la plus grande ville des environs. C'est une ville qui se situe à 831 mètres d'altitude, la ville d'Aïn Zaatoot a pour coordonnées géographiques 35° 7' 60" Nord et Longitude: 5° 49' 0" Est. Cette petite commune est sillonnée au nord-ouest par Oued Liana et au nord-est par les collines, de djebel Bous avec ses 1789 m d'altitude. Le djebel Bous est un anticlinal dont le cœur formé de terrains d'âge albien, est affecté sur son flanc sud par une faille qui a relevé la partie méridionale du cœur de l'anticlinal. Au niveau de sa topographie, la ville est bâtie sur une très petite colline avec une topographie de 8%, vers la rivière.



## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

### 3.2.1.2. La Climatologie

Localisée dans un climat tempéré froid, les températures moyennes annuelles retrouvées dans cette région se situent entre 7 et 38,6°C. En été, les températures oscillent entre 20 à 25°C, alors qu'en hivers elles varient de 7 à 12 °C. Les précipitations annuelles pour les chutes de pluie sont d'environ 440 mm/an, alors que, pour les chutes de neige, les moyennes enregistrées sont d'environ 270 mm/an (ANRH, 2012).

La commune de Ain Zaatoot est caractérisée par un hiver froide et un été chaud et sec. La période froide s'étale du mois de novembre au mois d'avril.

Vue la situation géographique de la commune de Ain Zaatoot le taux d'humidité dans cette zone est considéré plus important par rapport au chef lieu de la Wilaya. D'après la série de données des 10 dernières années d'observations on constate que : la moyenne minimale annuelle est de 40,17%., la moyenne maximale annuelle est de 45,5 %. Sur le plan saisonnier le taux d'humidité maximal enregistré est de 71 % (Décembre) alors que le taux d'humidité minimal enregistré est de 24 % (juillet).

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). Les vents dominants sont généralement modérés et faibles ayant respectivement des directions ouest et nord-est.

**Tableau 3.1: Tableau récapitulatif des températures ; vents et humidité mensuelle de Ain Zaatoot pour la période (2002-2012) (ANRH,2012).**

	Jan	Fév.	Mar	Avar	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
<b>P(mm)</b>	38,52	17,74	7,75	16,28	9,77	2,11	0,27	2,18	13,05	8,85	23,25	12,21
<b>Vent (m/s)</b>	4,25	4,46	5,18	5,68	4,93	4,9	4,15	4,13	4,35	3,55	3,8	4,05
<b>Tp°C. Max</b>	14,05	16,65	22,45	25,55	31,95	35,9	38,6	38,1	31,5	28,9	20,05	15,95
<b>Tp°C. Min</b>	7,5	9,05	13,75	18,1	22,6	26,6	30,3	27,45	24,15	18,5	13,8	10,05
<b>TP•Moy</b>	10,77	12,85	18,1	21,82	27,27	31,2	34,5	32,77	27,82	23,52	16,92	12,95
<b>H%</b>	59,25	55,75	44,75	37,75	34	28	27	29	41	46,5	35,75	62,5

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

### 3.2.1.3. Etat du réseau d'assainissement d'Ain Zaatoot

D'après la collecte des données du réseau existant recueilli auprès des services techniques et le Diagnostic effectué sur les lieux, on a constaté que le réseau d'assainissement présente les caractéristiques suivantes (annexe A1) :

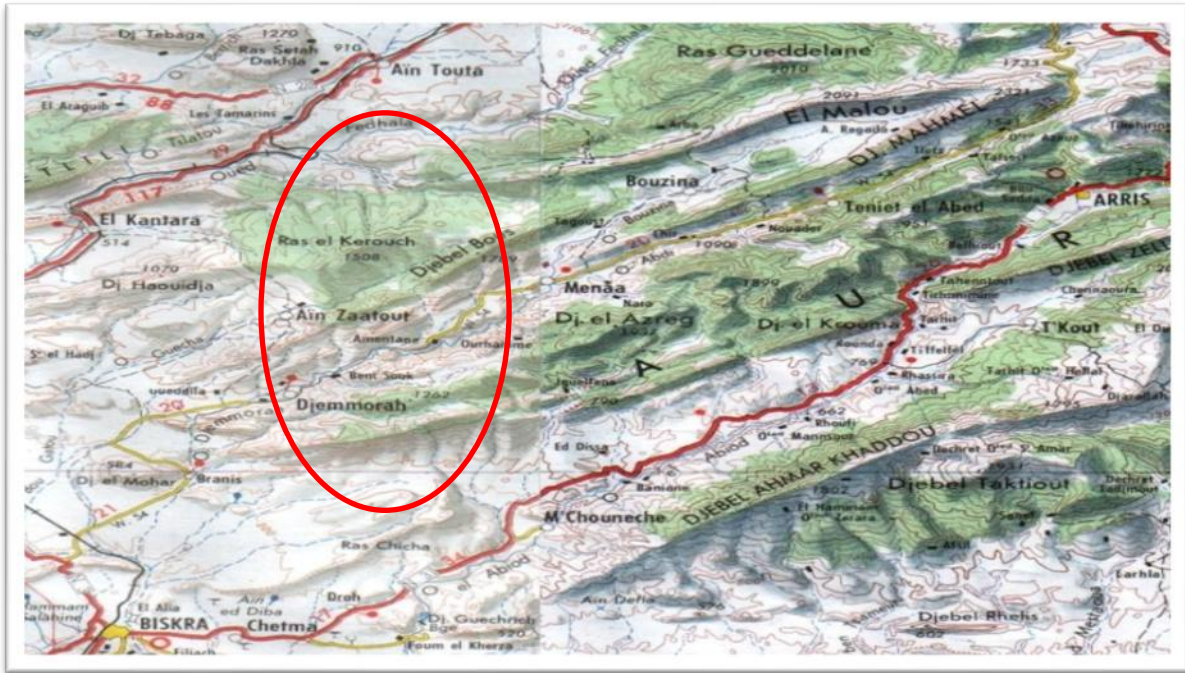


Figure 3.1: Carte d'état-major d'Ain Zaatoot

- Type unitaire d'écoulement gravitaire
- Pas d'équipements (station d'épuration, station de relevage).
- Les eaux pluviales convergent par gravité en plan nature vers l'oued.
- Les eaux usées convergent directement dans Oued Liana sans épuration ce qui provoque la pollution de l'environnement et par suite la contamination des nappes phréatiques et les sources d'eau douce.
- Les eaux usées de la ville sont drainées par Dix (10) collecteurs principaux (4 collecteurs à l'ancien noyau, 3 collecteurs à Chouhada et 3 collecteurs à Tizi)
- Les diamètres des collecteurs principaux varient entre 300 mm et 500 mm
- La nature des collecteurs principaux est de (P.V.C, Béton comprimé.)
- Les diamètres des collecteurs secondaires et tertiaires varient entre 300 mm et 400 mm
- La nature des collecteurs secondaires et tertiaires est de (P.V.C, Béton comprimé.)

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

- Manque des avaloires pour drainer les eaux pluviales.
- La longueur totale du réseau existant est de 18776,14 ml.
- La longueur totale des conduites en bétons est de 12729,25 ml, qui représente 67,79 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en béton comprimé de diamètre 400 est de 1220,99 ml, qui représente 6,5 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en béton comprimé de diamètre 300 est de 14179,54 ml, qui représente 75,51 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en béton comprimé de diamètre 500 est de 229,3 ml, qui représente 1,2 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en P.V.C de diamètre 315 est de 2419,53 ml, qui représente 12,88 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en P.V.C de diamètre 400 est de 2035,97 ml, qui représente 10,84 % de la longueur totale du réseau.
- La longueur totale des conduites en P.V.C de diamètre 500 est de 141,10 ml, qui représente 0,75 % de la longueur totale du réseau.

### 3.2.1.4 Les végétaux existants au rejet d'Ain Zaatoot

Les principales plantes observées au niveau du rejet de Oued Lian à Ain Zaatoot sont les *phragmites australis*, les *Tamarix*, les *Laurier rose*, les *Ambrosia artemisiifolia*, les *Baccharis halimifolia* et les *Figuiers de Barbarie*. La première constatation à faire en arrivant au rejet est que l'eau qui passe à travers ces plantes est claire, donnant l'impression qu'il a subi un traitement.

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot



*Figure 3.2 Photographie de la végétation existante autour de rejet d'Oued Liana*

### 3.2.2. Caractérisation des eaux usées

Les eaux pluviales de Ain Zaatoot convergent par gravité vers l'oued Liana ou vers d'autre dépression alors que les eaux usées convergent directement dans l'Oued Liana dans un collecteur de diamètre 500 mm, sans épuration, ce qui provoque la pollution de l'environnement et par suite la contamination des nappes phréatiques et les sources d'eau douce.

*Tableau 3.2. : Résultats des analyses des eaux usées de Aine Zaatoot  
Date de prélèvement (20/03/2013)*

paramètre	unité	L'eau brute
pH / T°		7.4 à 27°c
Conductivité	µs/cm	2529
couleur	Unité couleur	Hors gamme
Turbidité	F.T.U	924
DCO	mg/l	469,6
DBO <sub>5</sub>	mg/l	260
MES	mg/l	748
O <sub>2</sub>	mg/l	7,1
Fer	mg/l	2,81
Azote	mg/l	32
M. ORG	%	2,80
Sulfate	mg/l	2,33
Phosphate	mg/l	152,4

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

### 3.2.2.1. Détermination des caractéristiques physico-chimiques des eaux usées

Les impuretés contenues dans les eaux usées comprennent des matières organiques, minérales et des huiles (des graisses). Ces eaux sont de charge organique dominante donc ils sont d'origine domestique (Tableau 3.2).

### 3.2.2.2. Détermination du débit des eaux usées

**3.2.2.2.1. Estimation de la population :** d'après le recensement général de la population et des habitats effectué en 2008 au niveau de la commune de Ain Zaatoot le nombre d'habitant est de 3693 habitants, un chiffre qui a connu une instabilité au cours des années (augmentation et diminution du nombre d'habitants). Pour pouvoir estimer la population, et les habitats il est à retenir qu'un bas taux d'accroissement de la population a été enregistré en 1998 atteignant les 0.314 % (Tableau 3.3). Alors qu'en 2008 le taux d'accroissement est de - 0.897 % qui veulent dire une diminution dans le nombre d'habitants qui est dû à la situation environnemental et économique de la ville. Sur la base de ces données on a dressé le tableau (3.3).

*Tableau 3.3: Aperçu sur l'évolution de la population de la commune de Ain Zaatoot 1998-2008*

Année	Nombre d'habitant	Taux d'accroissement
1998	5347	0,314 %
2008	3693	- 0,397 %

**3.2.2.2.2 Détermination du débit des eaux usées :** L'évaluation quantitative des rejets peut donc se caractériser en fonction de type d'agglomération et des diverses catégories d'occupation des sols. Mais vu la situation particulière de cette ville qui connaît toujours une immigration de sa population vers les grandes villes (particulièrement Biskra), l'estimation du débit en fonction de la population donne des valeurs incertaines, alors nous avons procédé au mesure du débit sur terrain. L'utilisation des marais filtrant nécessite un débit actuel de dimension et non un débit d'horizon.

L'estimation du débit a été mesurée au rejet de Ain Zaatoot par la méthode volumique et les résultats obtenus sont représentés dans le tableau 3.4.

Le débit est défini comme étant le volume d'eau qui s'écoule dans un endroit spécifique durant un temps précis. Le débit de l'affluent est un facteur important et qui détermine la mise

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

en place d'un marais dans une zone donnée, car, il est obligatoire afin d'alimenter les plantes aquatiques en eaux.

Pour la période hivernale, le débit moyen journalier est de 9,10 l/s, le débit max mesuré est de 12,50 l/s. alors que pour la période estivale le débit moyen journalier est de 7,28 l/s et le débit max mesuré est de 10,20 l/s.

*Tableau 3.4. : Estimation de débit domestique moyen journalier de Ain Zaatoot : période hivernal et estivale à répartition de 6 jours*

Numéro	heures	Q (l/s) : période hivernale	Q (l/s) : période estivale
1	10H00	11.56	10.20
2	13H00	9.90	8.56
3	14H00	7.90	5.20
4	15H00	6.50	5.80
5	16.00	5.75	4.00
6	17.00	9.60	8.20
7	18.00	12.50	9.00
Moyenne		9.10	7.28

### 3.2.3. Choix de site

La station de phytoépuration devra satisfaire à des contraintes techniques, la ville de Ain Zaatoot se situe en zone montagneuse, avec des altitudes pouvant aller jusqu'à 1000 m, les températures hivernales très basses peuvent donc diminuer les qualités épuratoires de la station de traitement. La station de phytoépuration sera implantée près du rejet (à coté d'Oued Liana) (Figure 3.3), ce qui permet de minimiser le coût de réalisation de la station. Il est à noter que ce terrain se situe près des zones d'agriculture et le terrain a une superficie étatique suffisante pour proposer la station en question.



*Figure 3.3. Vue générale de Oued Liana*

## **Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot**

---

### **3.2.4. Le prétraitement**

Les prétraitements ont pour objectif d'éliminer les éléments les plus grossiers, qui sont susceptibles de gêner les traitements ultérieurs et d'endommager les équipements. Il s'agit des déchets volumineux (dégrillage), des sables et graviers (dessablage) et des graisses (dégraissage-déshuilage).

L'absence de traitement en amont induit un risque de colmatage du système de répartition par les matières en suspension. Cela entraîne des écoulements superficiels et la chaîne de traitement est alors court-circuitée, ce qui affecte ses performances et induit des problèmes d'insectes et d'odeurs.

Dans ce projet, nous avons proposé deux systèmes de prétraitement des eaux usées de la ville d'Ain Zaatoot, le premier un dégrilleur qui va permettre l'élimination de toutes les matières grossières qui peuvent nuire aux filtres de phytoépuration. Le deuxième une fosse toutes eaux qui permet d'éliminer les matières grossières et les huiles.

#### **3.2.4.1. Le dégrilleur manuel**

Le dégrilleur manuel proposé présente a un espacement entre les barreaux de 4 cm. Il permet de récupérer un maximum de déchets grossiers selon l'espacement entre les barreaux. Ces déchets devront préalablement être séchés soit sur une grille prévue à cet effet, soit dans une poubelle percée sur une aire d'égouttage. Dans les deux cas, il faut penser à mettre une poubelle avec couvercle afin de récupérer ces détrituts secs, et éviter le stockage à même le sol. La mise en place d'un dégrilleur manuel équipé d'une grille inoxydable inclinée doit être accompagnée de la fourniture d'un râteau de dégrillage adapté à la géométrie de la grille.

La mise en place de ce type d'ouvrage nécessite 2 passages hebdomadaires de la part de l'exploitant. Lors du nettoyage, il faut éviter d'utiliser un jet à forte pression dans le but de forcer les détrituts à passer la grille. Pour le cas de notre installation deux dégrilleur vont être placés

#### **3.2.4.2. Fosse toutes eaux**

La fosse toutes eaux est un ouvrage qui reçoit l'ensemble des eaux usées de l'habitation (toilettes, cuisine, salle de bains). La fosse toutes eaux élimine les matières lourdes contenues dans les eaux usées domestiques afin de ne pas colmater le système de traitement (les filtres) situé en aval.

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

- **Volume utile de la fosse**

Pour le système des filtres épuratoires plantés à macrophytes, le prétraitement nécessite une fosse toutes eaux dans le but de décanter les matériaux grossiers avec un temps de rétention de 6 heures.

- **Géométrie de la fosse toutes eaux**

Plusieurs méthodes sont utilisées pour déterminer la capacité d'une fosse septique installée à la sortie des maisons résidentielles ou des établissements publics. Dans notre cas nous utiliserons la méthode développée par **WEDC (Siracusa, 2006)** qui a montré son efficacité ces dernières années.

Les eaux rejetées sont réparties dans deux fosses toutes eaux de mêmes dimensions. Donc pour une profondeur de  $H = 1.5\text{m}$ , un temps de séjour proposé de 8 h /jour et un débit des eaux usées de **16.38** m<sup>3</sup>/h, le volume de la fosse toutes eaux se calcule comme suit :

$$V(m^3) = Q_{\text{moy}} \times ts = 16.38 \times 8 = 132m^3$$

$$\text{Soit } V = 132 (m^3)$$

Pour  $H = 1.5$  m on aura une surface de 88 m<sup>2</sup>, si on pose une longueur  $L = 12$  m donc la largeur est  $l = 7.33$  m. donc  $l = 7.50$  m

### 3.2.5. Le regard de filtration :

C'est un ouvrage de répartition des affluents mis entre les bassins filtrants de la façon voulue par l'exploitant, il assure le contrôle des débits et des prélèvements.

Son emplacement est après la fosse toutes eaux et les filtres. Le répartiteur ou le regard de filtration doit avoir un volume efficace égal 1m<sup>3</sup>. Ce volume est évalué entre les flottes de départ et d'arrêt du répartiteur. Les pompes et les conduites de dispersion doivent être conçues afin que le volume du répartiteur puisse être évacué dans une période d'environ 15 minutes. Le débit à la sortie du répartiteur sera donc beaucoup plus élevé que la capacité d'infiltration du sable et assurera une accumulation d'eaux usées sur toute la surface et une bonne répartition.

En général, les dimensions qui permettent la bonne exploitation et l'entretien du répartiteur sont les suivantes: largeur :  $l = 1,00\text{m}$ , Longueur :  $L = 1,00$  m, Hauteur :  $H = 0,70$  m Avec un seuil de répartition de 0,25 m de hauteur



## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

### 3.2.6. Choix de substrat

Pour les systèmes à écoulement vertical, la granulométrie du média filtrant est très importante. Celle ci contrôle la capacité hydraulique du système et affecte de façon non négligeable les rendements. Dans les unités verticales, on recommande l'ajout de gravier de plus en plus grossier en profondeur. Durant la période d'alimentation, le débit doit être supérieur à la capacité d'infiltration du gravier fin, ce qui favorise une répartition uniforme des eaux usées sur toute la surface de l'unité et contrôle le débit. L'écoulement dans le gravier se fait donc en condition non saturée et favorise une oxygénation de l'eau à traiter.

Pour le filtre horizontal, le matériel utilisé doit préférablement être du gravier uniforme dont le coefficient de perméabilité est supérieur à  $10^{-1}$  cm/s. Celui-ci ne doit pas contenir de silt ni de pierre anguleuse. Si la longueur du système est trop courte, on devrait rechercher un sol plus perméable afin de pouvoir l'allonger. La conception finale des unités doit être réalisée après avoir retenu le matériau filtrant. Dans les unités HSS, plusieurs granulométries ont été expérimentées à partir de média ayant un fort pourcentage en argile (jusqu'à 50%). Une analyse de quatorze systèmes de traitement au Danemark a permis d'observer de l'écoulement de surface dans tous les systèmes qui avaient un certain pourcentage d'argile et seuls ceux composés de sable et gravier ou bien ceux dont la charge hydraulique était très faible n'avaient pas ce problème (**Brix, H. et al, 1986**). Des travaux similaires ont été réalisés au laboratoire LARGHYDE et ont montré que le sable alluvionnaire et le gravier alluvionnaire sont les plus efficaces dans l'élimination des polluants des eaux usées domestique des régions aride, seulement le risque du sable est qu'il peut se déplacer lors de l'écoulement est peut boucher les pores des conduites pour cela nous avons choisi le gravier alluvionnaire roulé.

On utilise donc le gravier roulé lavé (inerte) de 8 à 16 mm de diamètre et pour éviter le colmatage de conduites perforées on étale, sur une longueur de 1 m au début et à la fin du bassin des pierres de 32 à 128 mm. La perméabilité est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines (la couche active est du gravier de 8 à 16 mm sur 60 cm de profondeur, avec une perméabilité  $K_s = 500$  m/j et une porosité  $n = 35-38$  %).

### 3.2.7. Choix de la végétation

Les principales espèces de plante utilisées dans notre étude c'est le roseau (*Phragmites australis*), *Typha latifolia* et *Papyrus Cypurus*. En effet, les avantages de ces plantes ont été

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

vérifié par un groupe de chercheur du laboratoire LARGHYDE ayant testé plusieurs plantes épuratrices à savoir : le *Typha latifolia*, les *Phragmites australis*, l'*Arundo donax*, *Laurier rose*, *Papyrus cypurus* et *Tamarix africana*. Il s'avère que les *phragmites australis*, le *Typha latifolia* et la *Papyrus Cypurus* ont donné les meilleures performances épuratoires (Voir chapitre 1<sup>ère</sup> deuxième partie).

### 3.2.8. Choix d'un modèle de marais et justification

L'affluent des eaux usées domestique d'Ain Zaatoot, qui arrive dans le marais filtrant, est chargé de composés organiques biodégradables qui seront oxydés par la suite sous l'action des microorganismes aérobies présents dans le marais. Tout au long de ce processus d'oxydation des matières organiques, le milieu va exercer une demande biologique en oxygène. Cette dégradation des matières organiques peut prendre plusieurs jours. Cependant, le nombre de jours le plus répandu est cinq (pour les régions chaude peuvent arriver à trois jours) d'où la proposition des filtres à écoulement verticale. Cette dégradation va permettre une augmentation des matières minérale qui vont être éliminé par les filtres à écoulement horizontale. Ce dernier permet alors de maintenir un temps de résidence hydraulique et de finaliser la filtration et l'enlèvement de la matière minérale. Donc le modèle de marais le mieux adapté à la situation actuelle de la région d'Ain Zaatoot est le système hybride. Le dimensionnement est réalisé avec les données hivernales.

#### 3.2.8.1 Détermination des caractéristiques des filtres

**3.2.8.1.1 Evaluation de la surface des filtres verticaux :** On dimensionne le lit vertical en considérant un coefficient d'aération superficielle de  $Ka=30$  grammes d' $O_2$  par  $m^2$  de surface par jours (Brix, 1998) et sa hauteur est prise égale à 0,8m. La superficie obtenue est augmentée de 25% ; la surface verticale se calcule alors comme suit, suivant la méthode expliquée à la première partie

$$S_v = \frac{DO}{30} \times 1.25$$

DO : demande en oxygène en Kg/J

La demande en oxygène est calculée par la relation (3.21. 1<sup>ère</sup> partie)

$$DO = C_{DBO5} \times Q_{moy}$$

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

$Q_{moy}$  = le débit moyen mesuré pendant la période hivernale et repartie sur les dix cellules proposées. (78.63 m<sup>3</sup>/j pour chaque cellule).

$C_{DBO5}$  = le taux d'oxygène éliminé par le filtre vertical en Kg/m<sup>3</sup> (élimination de 50% de la DBO<sub>5</sub> qui est de 130 mg/l). 0.13 kg/m<sup>3</sup>

Donc DO = 10.22Kg/j

Selon la relation (3.20 1<sup>ère</sup> partie) on trouve pour une surface verticale est de  $S_v=430 \text{ m}^2$  pour chaque filtre.

**3.2.8.1.2 Evaluation de la surface des filtres horizontaux :** La surface des filtres horizontaux est déterminée en fonction des données hivernales puisque c'est la période qui nécessite plus d'espace pour assurer l'épuration car l'activité de la rhizosphère est en demi-hibernation. Donc la détermination de la surface se base sur la méthode (3.7. 1<sup>ère</sup> partie) de **Reed et al., 1996**, une méthode très fiable d'après les auteurs, car en plus de la concentration des polluants, elle prend en considération la température de l'eau :

$$Sh = \frac{Q_{moy} [\ln(C_{DBO5e}) - \ln(C_{DBO5s})]}{h \times n \times K_T}$$

Tel que :

La concentration moyenne journalière en DBO<sub>5</sub> à l'entrée (mg/l) est de 130 mg/l.

La concentration moyenne journalière en DBO<sub>5</sub> souhaitée à la sortie du premier filtre horizontal (70mg/l).

La concentration moyenne journalière en DBO<sub>5</sub> souhaitée à la sortie du deuxième filtre horizontal est (mg/l) 35mg/l (norme algérienne).

La porosité du gravier, d'après (US EPA) et pour un filtre planté)  $n = 0,35$

La profondeur du filtre  $h = 0.6 \text{ m}$

Le débit maximal journalier  $Q_{max} = 12,50 \text{ l/s} = 10,80 \text{ m}^3 / \text{j}$

Le débit moyen journalier  $Q_{moy} = 9,10 \text{ l/s} = 786,24 \text{ m}^3 / \text{j}$

$K_T$  : Constante cinétique à la température  $T_w$  en Jours<sup>-1</sup>; est déterminée par la relation (3.6.1<sup>ère</sup> partie).

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

$$K_T = K_R \times \theta_R^{T_w - T_R}$$

Les paramètres :  $K_{20} = 1,104$  et  $\theta = 1,06$ .

La conductivité hydraulique du milieu saturé (m/j)  $K_s = 800m/j$

Comme les filtres verticaux les filtres horizontaux sont en nombre de 10, alors  $Q_{1\max} = 108 \text{ m}^3/\text{j}$  et  $Q_{1\text{moy}} = 78.624 \text{ m}^3/\text{j}$ .

La température de l'eau usée dans notre rejet est de  $T^\circ = 5^\circ\text{C}$  en période hivernale.

Les valeurs de  $\theta_R$  et de  $K_R$  sont représentées dans le tableau 3.3 (Chapitre 3. Première partie).

NB / nous nous sommes basés dans notre étude sur les guides de l'EPA, et de l'APAT, dans ce cas on prend les valeurs  $K_{20} = 1,104$  et  $\theta = 1,06$  alors  $K_T = 0.67$ .

La surface du premier filtre horizontal est  $Sh = 436 \text{ m}^2$  et celle du deuxième filtre est  $Sh = 297 \text{ m}^2$ . Le schéma final de la station d'épuration ainsi que les coupes transversales du filtre vertical et du filtre horizontal sont présentés dans les figures (3.4) ; (3.5) et (3.6)

**3.2.8.1.3 Evaluation du temps de rétention:** Le temps de rétention est déterminé par la relation (3.5) de la première partie

$$t_r = \frac{S \times h \times n}{Q_{\max}}$$

Donc pour le filtre vertical le temps de rétention  $t_r$  est de 2 jours, pour le 1<sup>er</sup> et le 2<sup>ème</sup> filtre horizontal il est de 1 jour.

**3.2.8.1.4 Détermination de la géométrie des filtres:** La surface et la profondeur du filtré étant fixées, reste à déterminer la longueur et la largeur. Elles dépendent étroitement de la conductivité hydraulique du matériau. Selon la loi de Darcy (3.15 1<sup>ère</sup> partie)

$$Qj = A_c \times K_s \times \left[ \frac{dH}{dL} \right]$$

Où :

### Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

$A_c = h \times l$  = aire de la section transversale du bassin filtrant en  $m^2$  ; (h = profondeur moyenne; l = Largeur);  $K_s$  = conductivité hydraulique du matériau saturé (m/j) ;  $dH / dL$  = gradient hydraulique (m/m).

Pour un filtre à gravier ( $K_s$  élevé), le rapport  $L/l$  sera élevé et les filtres seront longs et étroits. Pour un filtre à sable ( $K_s$  faible), les filtres seront larges et courts.

La perméabilité est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines. D'après les recherches de l'USEPA et le GMTEU la pente la plus adéquate pour assurer un écoulement optimale et de 1%. Le tableau 3.5 .recapitule les dimensions des trois filtres.

*Tableau 3.5 .Représentation des dimensions des trois filtres.*

	<i>Filtre vertical</i>	<i>Filtre Horizontal 1</i>	<i>Filtre horizontal 2</i>
<i>La surface (m<sup>2</sup>)</i>	<i>430</i>	<i>350</i>	<i>300</i>
<i>Le temps de rétention(j)</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>
<i>La longueur(m)</i>	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>25</i>
<i>La largeur(m)</i>	<i>15</i>	<i>13</i>	<i>12</i>

### Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoépuration dans la région de Ain Zaatoot

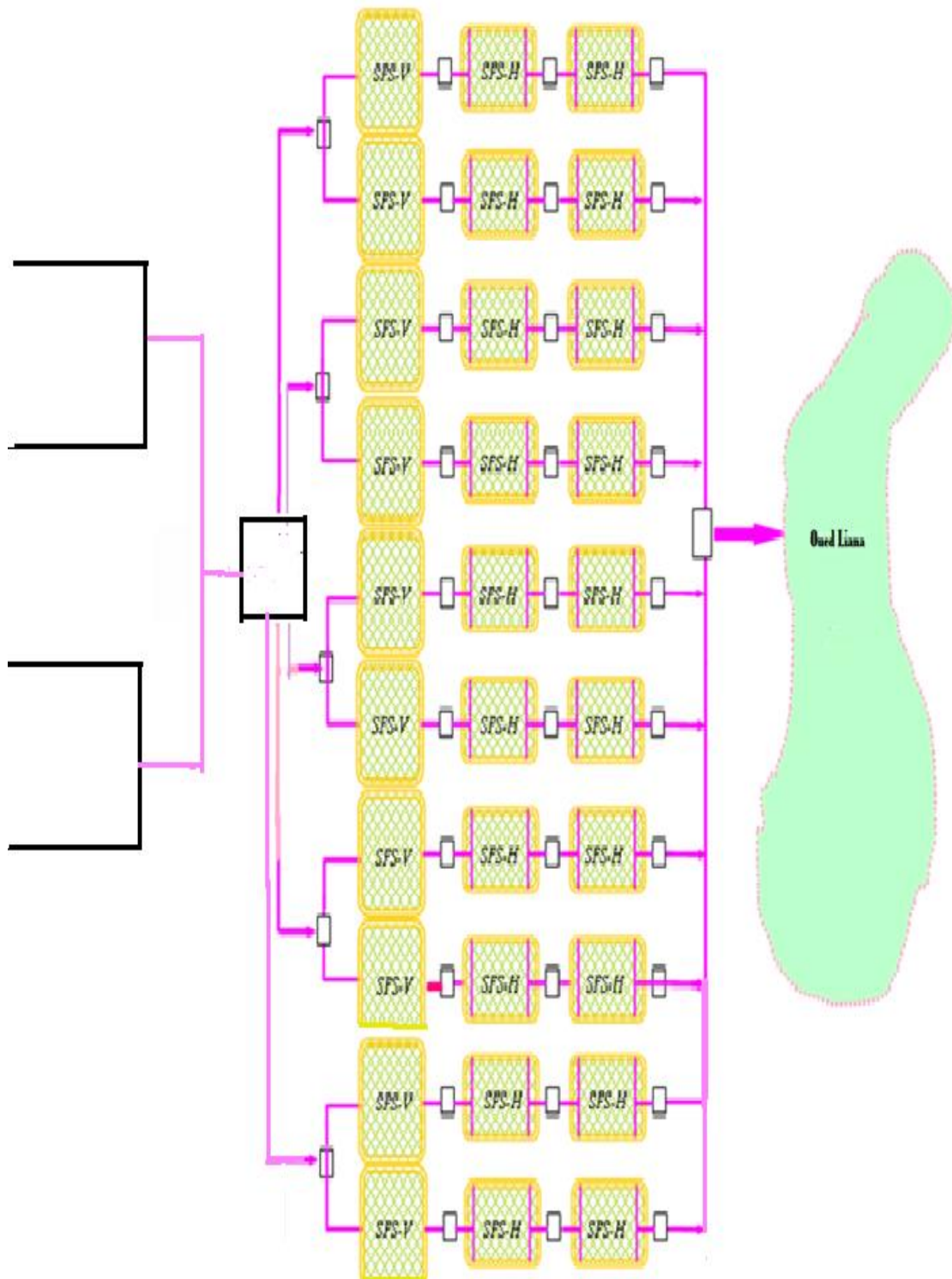
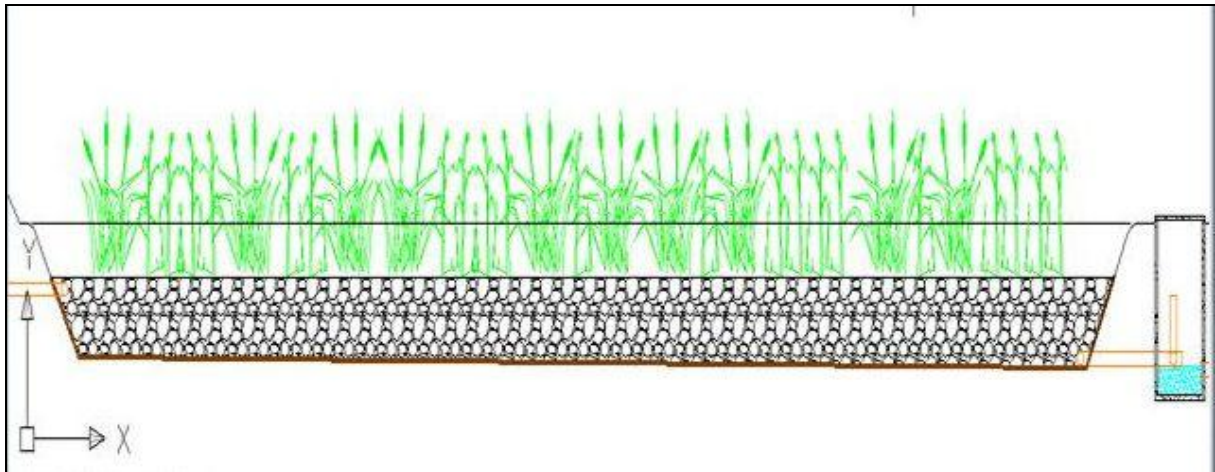
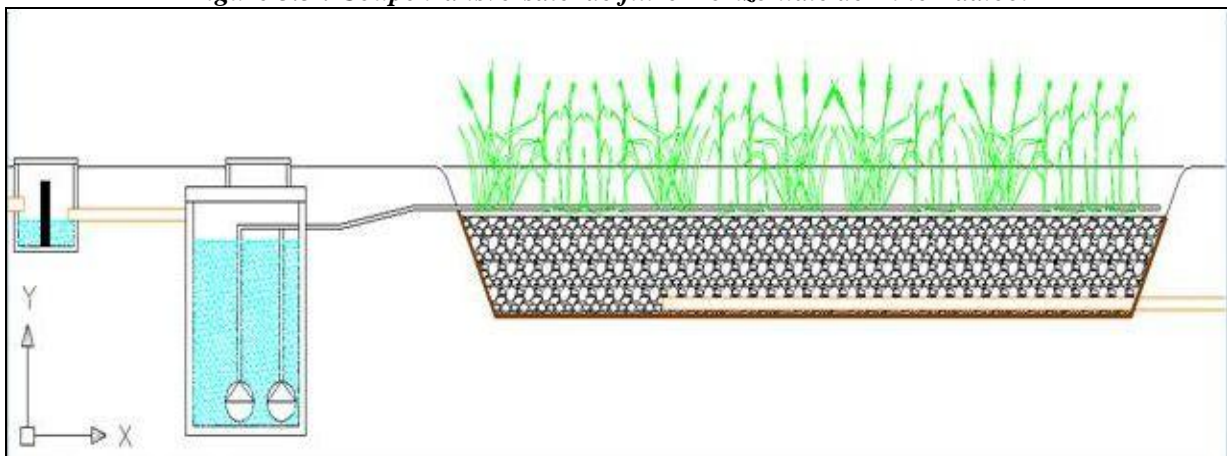


Figure 3.4 : schéma de l'installation de station d'épuration (système hybride) des eaux usées de Aine Zaatoot par filtres plantés.

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot



*Figure 3.5 : Coupe transversale de filtre Horizontal de Aine Zaatoot*



*Figure 3.6 : Coupe transversale de filtre verticale d'Aine Zaatoot*

### 3.2.8.1.5 Calcul des conduites

On a  $Q_{moy} = l / s = 2.76 \times 10^{-3} m^3 / s$

D'après la formule de BRESSE :

$$D = 1,5 \times [Q_{moy}]^{0,5}$$

$$D = 78mm$$

Selon la formule de LARHYSS

$$D = 1.35 \bar{D} \left[ -\log \left( \frac{\varepsilon / \bar{D}}{4.75} + \frac{8.5}{R} \right) \right]^{-2/5}$$

Pour une rugosité équivalente  $\varepsilon (m) = 10^{-4}$  et une pente de  $j = 0,003$ , tels que :

## Chapitre 3 : Etude de faisabilité de stations de phytoepuration dans la région de Ain Zaatoot

---

$$\bar{D} = (2\pi^2)^{-1/5} \left( \frac{Q^2}{gJ} \right)^{1/5}$$

$$\bar{R} = \frac{4Q}{\pi Dv}$$

$$\psi \cong 1.35 \left[ -\log \left( \frac{\varepsilon/\bar{D}}{4.75} + \frac{8.5}{\bar{R}} \right) \right]^{-2/5}$$

On trouve  $D = 75$  mm. Selon le guide APAT (2005) il est conseillé de prendre un diamètre supérieur à 90 mm, on prendra alors  $D=100$  mm pour toutes les conduites du réseau.

### 3.3. Conclusion

Ce travail ayant pour objectif la proposition d'une station de marais filtrant artificiel dans la ville de *Ain Zaatoot* wilaya de Biskra. *Ain Zaatoot* est une ville qui se situe dans zone montagnardeuse, elle est caractérisée par un climat très froid. L'évacuation des eaux usées se fait directement dans Oued Liana à cause de l'absence d'une station de traitement, c'est ce qui nous a stimulé à choisir cette ville comme siège à notre étude. Ce genre de station nécessite la collecte d'un ensemble d'information qui sera nécessaire au dimensionnement de la station. Le nombre d'habitant de la ville de *Ain Zaatoot* est de 3693, le débit moyen est de 9,10 l/s et la caractéristique dominante des eaux usées est organique. La station proposée est un marais filtrant à écoulement hybride. A la sortie du collecteur principal un dégraisseur est proposé suivi de deux fosses toutes eaux de même dimension, qui jouent un rôle important dans le prétraitement des eaux usées en captant les sédiments et en diminuant les polluants solides, ce qui réduira également les risques de colmatage du média filtrant du marais. Egalement un répartiteur est proposé et ayant pour rôle la récupération des eaux et leur répartition vers les bassins filtrants. Ensuite vient les marais filtrant. Au début dix filtres verticaux de 430 m<sup>2</sup> chacun sont alors proposés. Pour performer le traitement les filtres verticaux sont alors suivis de dix filtres horizontaux de 436 m<sup>2</sup> chacun suivi en série de filtres horizontaux de 297 m<sup>2</sup> chacun. Le système est finalisé par un bassin d'accumulation qui a pour rôle la récupération des eaux traitées.

Enfin, ce travail nous a permis de constater à quel point l'assainissement par filtres plantés de macrophytes est une perspective d'avenir, à la fois intéressante en tant que telle, mais aussi prometteuse vu l'engouement actuel pour ces techniques.



## *Conclusion générale*

## Conclusion générale

---

Les rejets d'eaux usées ont entraîné une dégradation et une contamination de l'environnement et ont modifié l'abondance et la diversité des êtres vivants. Les eaux usées sont aussi des sources importantes de substances toxiques parmi lesquelles certaines sont persistantes et bioaccumulables et qui ont des effets chroniques chez les organismes aquatiques. Des substances capables de perturber l'environnement ont aussi été décelées dans les ERU, mais la rareté de l'information sur leur présence et les réactions à leur exposition rendent difficile l'évaluation des risques que posent actuellement ces substances. Parmi les autres enjeux pour lesquels on dispose de peu de renseignements, il y a lieu de mentionner les concentrations et les effets sur la santé humaine et l'environnement des différents types qui pénètrent dans les eaux de surface ou souterraines à partir des eaux usées rejetées.

En effet les scientifiques sont toujours à la recherche du meilleur moyen permettant l'épuration des eaux usées avec le minimum de dépense et le maximum d'efficacité. La phytoépuration s'avère un moyen d'épuration écologique est avantageux à plus d'un titre.

*Les marais artificiels filtrants ou la phytoépuration* veut dire l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Elle peut être réalisée à travers différents systèmes, caractérisé 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 dépurature 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 dépurature d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes. En général, comparé avec les méthodes traditionnelles, ils demandent un assez grand besoin de surface mais nécessitent moins d'énergie et de technologie. Les systèmes de phytoépuration peuvent être uniques ou en complément avec d'autre système. Une série de lits de gravier végétée à travers laquelle s'écoulent les rejets de manière continue, ou hybride (ex. un lit à écoulement horizontal suivi par un autre à écoulement vertical). Un système de traitement des eaux usées utilisant les plantes aquatiques peut être aisément implanté, il serait judicieux d'adapter la culture d'une plante aquatique dans un substrat pour filtrer la charge polluante d'une eau usée.

La performance des marais artificiels filtrant à épurer les eaux usées dépend du rôle de tous les composants de ces lits. Chacun de ces derniers prend un rôle bien déterminé selon l'environnement où il se trouve et la qualité d'eau à épurer. Cela explique l'importance de tous les procédés d'épuration tels que la nitrification, dénitrification, déphosphoration, l'oxydoréduction ...etc.

## Conclusion générale

---

L'un des objectifs de ce travail était de mettre en évidence les potentialités de quelques plantes endémiques à épurer les eaux usées de la région de Biskra, ainsi que le rôle des différents types de substances dans la performance de traitement. Ces eaux sont chargées de polluants de nature, organique et minérale ainsi que des germes pathogènes qui provoquent notamment des maladies épidémiques. Il est entièrement consacré à une comparaison entre des plantes utilisées à savoir le *Phragmite australis*, *Typha latifolia*, *l'Arundo donax*, *Papyrus cypurus*, *Tamarix africain* et le *Nerium oléandre*, pour traiter les eaux usées urbaines de la ville de Biskra. Les pilotes ont été installés à l'extérieur pour se rapprocher des conditions réelles.

Le dispositif expérimental, installé in situ, fonctionne dans des conditions naturelles. Ces conditions semblent être favorables au fonctionnement du protocole où les conditions climatiques se rapprochent des besoins écologiques des écosystèmes utilisés (les filtres plantés de macrophytes) de point de vue ensoleillement, température, évaporation etc., sachant que les eaux usées sont riches en matières organiques et en nutriments.

Les expérimentations ont été réalisées dans la station expérimentale du département d'hydraulique. Une partie des analyses a été effectuée au laboratoire TIFIB et l'autre partie au laboratoire du département d'hydraulique de l'Université de Biskra.

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude montrent que le pH est presque neutre ce qui est dû à l'alcalinisation du milieu. Les abattements des paramètres de pollution sont satisfaisants grâce à l'action conjuguée des macrophytes, des bactéries et de la barrière physique que constitue le massif. Cependant, nous pensons que travailler sur plusieurs années peut permettre de dégager le comportement dans la durée des plantes utilisées en termes de performances épuratoires et d'adaptabilité aux conditions climatiques et également de charges organiques et hydrauliques croissantes, car des travaux antérieurs ont montré que les performances des plantes s'améliorent de la première à la deuxième année ce avec le développement du système racinaire (qui est remarqué pour notre étude). Néanmoins pour une première approche, les plantes ont aussi un effet mécanique par la filtration des particules via le système racinaire, ce qui a limité la quantité de MES à la sortie de tous les filtres plantés comparativement au contrôle non plantés. Le rendement épuratoire dépasse les 90% pour tous les filtres plantés utilisés. *Le Phragmite australis*, *Typha latifolia* et *le Papyrus cypurus* semblent être plus rentables par rapport à l'élimination de tous les polluants des eaux usées domestiques. *Le Typha latifolia* et *le Tamarix africain* étaient très rentables concernant

## Conclusion générale

---

l'élimination de l'azote ammoniacale et les phosphates. Le point commun entre ces plantes a été la diffusion d'oxygène dans la rhizosphère, ce qui a favorisé la nitrification de l'ammoniaque en nitrate. L'ammoniaque contenue dans les rejets des eaux usées a aussi été traitée de façon plus efficace dans les marais plantés de *Phragmites*, ce qui peut être expliqué par la diffusion passive d'oxygène au système racinaire. Ceci montre que les plantes peuvent avoir une influence durant la période hivernale et estivale, même lorsqu'elles sont en dormance.

Le *Cyperus papyrus*, le *Tamaris africana*, l'*Arundo donax*, le *Phragmite australis* et le *Typha latifolia* ont réduit davantage le  $\text{NO}_3^-$  comparativement au *Nerium oleander*. Le *Tamarix africana* a montré son efficacité dans l'élimination des sulfates.

Le *Nerium Oleander* a permis un taux d'élimination important pour les streptocoques fécaux. *Phragmite australis*, *Typha latifolia*, *Papyrus cypurus* et *Tamaix africana* sont efficaces dans l'élimination des germes totaux, des coliformes totaux, des coliformes fécaux et des streptocoques. De façon générale, les filtres plantés de macrophytes sont un meilleur moyen d'assurer une élimination efficace des pollutions. Cependant, la forte évapotranspiration sous climat aride entraîne une réduction non négligeable des débits avec pour conséquence une augmentation des concentrations en sels minéraux ce qui nous a mener à chercher des plantes tolérantes à la salinité tel que le *Tamarix africain* qui a monté son efficacité dans l'abattement du sulfate, l'azote ammoniacal et les phosphates.

La corrélation de Pearson a montré une absence de l'influence des facteurs abiotique qui sont dus aux activités microbiennes qui est du à la chaleur (zone aride). L'effet des plantes sur l'élimination des polluants est très efficace et a même donné des résultats plus importants que dans les zones tempérés. Cette corrélation a montré que chez les macrophytes, l'effet épuratoire est du principalement à la faculté de ces plantes d'extraire les éléments nutritifs et support que leurs racines offrent aux micro-organismes susceptibles de dégrader la matière organique et nitrifier l'azote ammoniacal. Les espèces utilisées dans ce procédé sont largement représentées dans la flore algérienne (lentille d'eau, roseaux, jonc, typha,...etc.) et on les rencontre principalement dans les zones humides.

L'effet positif des plantes est généralement spécifique à l'espèce utilisée, ce qui indique un impact particulier de la physiologie de la plante sur l'enlèvement des polluants. L'effet de chaque espèce sur le traitement serait dû à un ou plusieurs facteurs présentés. Il est à noter que même sous des conditions extrêmement différentes, l'effet des plantes reste similaire à celui

## Conclusion générale

---

du traitement d'effluent municipal, montrant ainsi la versatilité de ces systèmes. Il est présumé que le rôle bénéfique des plantes en marais filtrant est issu en grande partie de l'influence de la rhizosphère sur les microorganismes responsables de la biodégradation des polluants. Il serait donc intéressant que des recherches futures s'orientent sur la microbiologie des marais filtrants artificiels afin de mieux comprendre les mécanismes d'épuration engendrés par cette interaction entre l'écosystème microbien et les macrophytes. Il serait tout aussi intéressant de faire ces mesures microbiennes en été comme en hiver et avec différents polluants afin de voir les limitations de ces systèmes biologiques.

Concernant les essais sur l'efficacité des filtres remplis du sol végétale, gravier concassée calareux sable ou gravier alluvionnaire et planté de *Typha latifolia* à éliminer la MES, la DCO, le  $\text{NH}_4^+$ , le  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{NO}_3^-$  des eaux usées domestiques avec un temps de rétention de 4 jours, le meilleur rendement est observé au filtre remplis de sable suivi de filtre remplis de gravier alluvionnaire. Aussi la présence des plantes améliore les rendements épuratoires et réduit les problèmes de colmatage. Dans notre cas le bac rempli du gravier alluvionnaire le colmatage était totalement absent et le système racinaire était très développé, alors que dans le filtre remplis du sable et malgré aussi l'absence totale du colmatage et un meilleur développement racinaire par rapport aux autres filtres, on a eu le problème de bouchage du robinet par les grains du sable. Dans notre étude, on a observé que dans le bac rempli du gravier alluvionnaire, le colmatage était totalement absent et le système racinaire était très développé, alors que dans le filtre remplis de sable et malgré aussi l'absence totale du colmatage et un meilleur développement racinaire par rapport aux autres filtres, on a eu le problème de bouchage du robinet par les grains de sable

Par ailleurs, l'étude d'une station de phytoépuration a été proposée dans la ville de Ain Zaatoot. Ain Zaatoot est une petite ville montagneuse située au nord de la wilaya de Biskra, elle est caractérisée par un climat très froid. Pour cette ville le système hybride (vertical-horizontal) est le meilleur choix car les eaux usées ont une charge organique dominante. Ce genre de station nécessite la collecte d'un ensemble d'information qui a été nécessaire au dimensionnement de la station.

Les conditions et paramètres à prendre en compte sont nombreux pour assurer un bon fonctionnement de la station dans le futur. Le processus qui a lieu et qui permet l'épuration de l'eau ensuite, nécessite une connaissance pointue des réactions chimiques ayant lieu sans que

## Conclusion générale

---

l'on puisse à priori les maîtriser puisqu'elles sont issues d'un processus naturel. Toutes ces connaissances ont donc permis d'aboutir à la conception d'un système fiable, pour lequel on observe de très bons rendements et dont le principal avantage est la faible consommation en énergie. Il ne faut toutefois pas oublier que le système connaît de nombreuses limites et n'est de loin pas applicable à l'épuration des eaux d'une ville. Des études sont aujourd'hui en cours pour déterminer les améliorations à apporter au système pour essayer de dépasser ces nombreuses limites.

En outre, la phytoépuration est un très bon système d'épuration des eaux usées et est sûrement la solution de demain surtout en matière écologique. A ce jour le système phytoépuration a démontré sa performance pour les agglomérations de moins de 10 000 habitants, ainsi que pour les particuliers qui ne bénéficient pas du réseau d'assainissement collectif. Il faut ajouter qu'il n'y a aucune nuisance si le système choisis est bien conçu et bien dimensionnés.

Le présent travail demande une continuité et des suivies durant les quatre saisons de l'année ; de plus il ouvre des ébauches sur des travaux portant sur :

- ✓ l'identification de toutes catégories de microorganismes, protozoaire, métazoaire, virus, etc.
- ✓ Connaitre l'effet et le rôle de chaque bactérie détectée dans cette étude dans la phytoépuration.
- ✓ Tester la performance des plants ornementales endémique, à épurer les eaux usées de toute nature.

Enfin, ce travail nous a permis de constater qu'une station de phytoépuration est faisable dans les régions semi-arides que ce soit pour l'existence des plantes endémiques épuratrice ou pour le substrat naturel existant. On peut même affirmer que les zones arides sont plus efficaces que les zones tempérées ceci est prouvé par le rendement épuratoire qui a dépassé les 70% pour tous les polluants.

## *Références bibliographiques*

## Références bibliographiques

---

**Abira M.A, Ngirigacha, H.W., Van Bruggen J.J. A., (2003).** Preliminary investigation of the potential of four emergent macrophytes for treatment of pre-treated pulp and paper mill wastewater in Kenya. *Wat. Sci. Tech.* 48, p.223-231.

**Allison, S. D. & Vitousek, M. V. (2005).** Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry.* 37: p.937-944.

**APAT, (2005).** Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili, Firenze, luglio.

**Arias, C.A., Brix, H., et Marti, E., (2005).** Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health* 40, p.1431–1443.

**Astebol, S.O., Hvitved-Jabobsen T., Simonsen, O. (2004),** Sustainable stormwater management at Fornebu -from an air port to an industrial and residential area of the city of Oslo, Norway, *Science of The Total Environment* 33, p.239-249.

**Bhupinder Dhir, P. Sharmila, and P. Pardha Saradhi, (2009).** Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the Environment. *Environmental Science and Technology*, 39: p.754–781.

**Bonjoch, X., E. Balleste', and A. R. Blanch. (2004).** Multiplex PCR with 16S RRNA gene-targeted Primers of *Bi.dobacterium* spp. to identify sources of fecal pollution. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: p.3171–3175.

**Brix, H., Arias, C. A. (2005).** The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25, p.491-500.

**Brix H, Arias C, Johansen NH. (2003).** Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Vymazal J, Editor. *Wetlands: nutrients, metals and mass cycling.* Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers; 2003. p. 237–58.

**Brooke Ray, Smith Candidate, (2007).** Constructed wetlands for wastewater treatment: a planning & design analysis for San Francisco department of city & regional planning Department of Landscape Architecture & Environmental Planning UC Berkeley. September 10.

**Bulc, T.G. (2006).** Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering*, Editor. *Wetlands:* Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers; 39. p. 237–58.

**Campbell, C., Ogden, M.R. (1999).** Constructed wetlands in the sustainable landscape, John Wiley and Sons, USA, 270 pp.

**Carleton, J.N., Grizzard, T.J., Godrej, A.N., Post, H.E. (2001).** Factors affecting the performance of storm water treatment wetlands, *Water Research* 35: 1552-1562.



## Références bibliographiques

---

**Chris C. Tanner Vivian C. Kloosterman. (2005).** Guidelines for Constructed Wetland Treatment of Farm Dairy Wastewaters in New Zealand NIWA Science and Technology Series No. 48 Ecological Engineering 25: p.501–509.

**Christos S. Akrotos, Vassillions A. Tsihrintzis. ( 2007).** Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. Ecologie Engineering 29: p. 173-191.

**Chun G. Yoon,I, Soon K. Kwun, and JongH. Ham. (2001).** Feasibility study of a constructed wetland for sewage treatment in a Korean rural community. J. Environ. Sci. health, A36 : p.1101–1112 .

**Cluus Bliefert., Robert Perraud, (2010).** Chimie de l'environnement air eau sol déchets. Edition DE Boeck.

**Cors Marie, (2007).** Techniques extensives d'épuration des eaux usées domestiques. Le meilleur choix environnemental en zone rurale Dossier IEW Inter-Environnement Wallonie.

**Coulibaly Lacina Niamien Pascal Manizan Germain Gourene (2005).** the role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia Ecological engineering 25 p.501–509.

**Cristina SC. Calheiros, Antonio O.S.S. Rangel, Paula M.L. Castro (2008).** Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. Bioresource Technology 35: p 257-262.

**Cronk, J.K., Fennessy, M.S. (2001).** Wetland Plants, Biology and Ecology, Lewis Publishers, USA, 462 pp.

**DADDH. (2012).** *Direction du Developpement Durable Direction Eau – Hydrologie* Retour d'expériences sur la réalisation et le Charente fonctionnement des filtres plantés de roseaux,296 pp.

**Davies L. C., I.S. Pedro, R. A. Ferreira, F. G. Freire, J. M. Novais, ( 2008).** Constructed wetland treatment system in textile industry and sustainable development. Technical University of Lisbon, p.302-312.

**Edwards, A., Kay, D., Lowe, NN., Stapleton, C, Watkins, j., et Wyer, M, (2006).** A literature review of the efficacy of natural systems in removing faecal indicator bacteria. Environment agency northwest region and UK water industry research (UKWIR). 250 pp

**Environnement Québec (2001).** 25 ans d'assainissement des eaux industrielles au Québec: UN BILAN, QUEBEC, CANADA, 117 pp.

**Eric Tousignant, Olivier Fankhauser Sarah Hurd, (1999).** Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in Ontario funded by the canadpt program of the agricultural adaptation council, ONTARIO, Stantec. Research and Technology Transfer Group 497 pp.

## Références bibliographiques

---

**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.

**Fabio Masi, Nicola Martinuzzi (2007).** Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation *Desalination* 215. p 44-55.

**Faucteux A., (2002).** Des roseaux contre les eaux usées. *Revue de la science au QUEBEC*. Nouvelle édition 220 pp.

**Fazio A. (2001).** Principe et performances de la filière de traitement et de réutilisation des eaux résiduaires urbaines. Colloque de Noirmoutier, 10 pp.

**Fedro Tapia González<sup>1</sup>, Germán Giacoman Vallejos, Jorge Herrera Silveira<sup>1</sup>, Carlos Quintal Franco, Joan García<sup>3</sup> and Jaume Puigagut, (2009).** Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time *WATER SA VOL. 35*: p 615-622.

**Fonkou T., Fonteh M.F., Djousse Kanouo M. & Amougou Akoa,( 2010).** Performances des filtres plantes de *Echinochloa pyramidalis* dans l'épuration des eaux usées de distillerie en Afrique Subsaharienne *Tropicultura*, 2010, 28, 2, 69-76.

**Fonkou Theophile, Ivo Balock Sako, Lekeufack Martin, Mekontso Tankoua Fabrice and Amougou Akoa (2011).** Potential of *Cyperus Papyrus* in Yard-Scale Horizontal Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cameroon *Universal Journal of Environmental Research and Technology* p. 960-975.

**Gabriel Bitton, (2005).** Wastewater microbiology. Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, Edition Gainesville, Florida 142pp.

**Gabriela Vaccaa, Helmut Wandb, Marcell Nikolausza, Peter Kuschka, Matthias Ka., (2005).** Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands *Water Research* 39: p1361–1373.

**Gagnon, V. (2012).** Effet de l'espèce de plante en marais filtrants artificiels selon la saison, le type de marais filtrant et la nature des polluants. Rapport de Thèse de Doctorat Spécialité Génie des Procédés, Université de Montréal, Canada.

**Galvão, J. Matos, J. Rodrigues, P. Heath, (2005).** Sustainable sewage solutions for small agglomerations, *Water Science & Technology* © IWA Publishing 52 : p 25-32.

**García,J., Vivar, J, Aromir, M., et Mujeriego, R.,(2003).** Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water*.37, 2645–2653.

**Gianfreda, L. & Rao, M. A. (2004).** Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review. *Enzyme and Microbial Thechnology* **35**: 339-354.

**Gomella. C, Guerre. H., (1982).** Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales. Tomes I : La collecte, Edition : Eyrolles. Paris. 512 pp.

## Références bibliographiques

---

**Greenway Margaret (2010).** The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Journal water*, 2, p.530-549.

**Grosclaude .G, (1999).** L'eau : usage et polluant, Tome II. 4<sup>ème</sup> Edition: INRA, Paris. 11pp.

**Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux. (2005).** Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 200pp

**Gutknecht, J. L. M., Goodman, R. M. & Balsler, T. C. (2006).** Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetland ecosystems. *Plant Soil* **289**: p.17-34.

**Hammer, D. A. (1988).** Constructed wetland for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural, Lewis Chelsea, Michigan, 831 pp.

**Healy M.G., Rodgers M., Mulqueen J. (2007).** Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology* 98, p. 2268–2281.

**Imhoff's, K., Novotny, V., Olthof, M., Healy M.G., Rodgers M., Mulqueen J. (2007).** Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters *Bioresource Technology* 98, p. 2268–2281.

**Interstate Technology et Regulatory Council (ITRC) (2003).** Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands, The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team. 496pp.

**Jan Whittle, Martin Philcox (1996).** Constructed wetlands for water quality control for the lower Murray reclaimed swamps report prepared for the Lower Murray irrigation action. *management*, Cambridge University Press, Studies in landscape ecology, UK, 480 pp.

**Johnson, B.R., Hill, K., (2002),** Ecology and design, Frameworks for learning, Island Press, Washington D.C., 530 pp.

**Jonia Jianguo, L., William, W.T. (2002).** Integrating Landscape ecology into natural resource management, Cambridge University Press, Studies in landscape ecology, UK, 480 pp.

**Jonia Joseph. (2011).** Etudes de faisabilité d'un projet d'épuration des eaux pluviales par marais filtrants dans le bassin versant Ennery-Quinte en Haïti. Sherbrooke, Québec, Canada. USEPA (United States Environmental Protection Agency) 425pp.

**Kadlec, R.H., Knight, RL. (1996),** Treatment Wetlands, Lewis publishers, Boca Raton, FL, USA, 893 pp.

**Kadlec, R.H. (1996),** Overview: surface flow constructed wetlands, *Water Science and Technology* 32: p.1-12.

**Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., (2003).** Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group.99pp.

## Références bibliographiques

---

**Kadlec, R.H., Wallace, S. (2009).** Treatment wetlands *CRC Press/Taylor & Francis Group: Boca Raton, Florida, United States.* 2nd edition. 120pp.

**Keith R. Hench, Gary K. Bissonnette, Alan J. Sextone, Jerry G. Coleman, Keith Garbutt, Jeffrey G. Skousena, (2003).** Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands *Water Research* 37 p. 921–927.

**Lalmi Abdelmadjid (2009).** Evolution des caractères physiques et mécaniques d'un sol argileux sous irrigation du périmètre de l'ITDAS d'El-Outaya. (W. BISKRA). Incidence sur le travail du sol. Mémoire Pour l'obtention du diplôme de Magister en Sciences Agronomiques Option : Phytotechnie.

**Liu, W., Dahab, M.F et Surampalli, R.Y., (2005).** Nitrogen transformations modelling in subsurface-flow constructed wetlands. *Water environ. res.* 77, 246–258.

**Lynch, P.A., B.J. Gilpin, L.W. Sinton, and M.G. Savill. (2002).** The detection of *Bi.dobacterium adolescentis* by colony hybridization as an indicator of human faecal pollution. *J. Appl. Microbiol.* 92: p.526–533.

**Marika Truu, Jaanis Juhanson, Jaak Truu. (2010).** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the total environment*, 407, 3958-3971.

**Metcalf et Eddy (2003).** "Wastewater Engineering- Treatment and Reuse", Editions McGraw Hill, 4<sup>ème</sup> édition, 233pp.

**Mimeche Leila Mahmoud Debabeche, Halima Mancor (2012).** Analyse du Pouvoir Epuratoire D'un Filtre Implante de Phragmite Australis Pour le Traitement des Eaux Usées Sous Climat Semi-Aride- Region de Biskra. *Journal International Environmental Conflict Management, Santa Catarina – Brazil*, 1, pp. 10-15.

**Mireille Vila (2006).** Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. Le titre de docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse

**Odum H.T., Odum B. (2003).** Concepts and methods of ecological engineering, *Ecological Engineering* 20: p.339-361.

**Olanrewaju B. S, Moustier P, Mougeot L .A, Fall A, (2004).** Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone Enjeux, concepts et méthodes, CIRAD et CRDI, Sénégal, 173 pp.

**Organisation mondiale de la santé (OMS) (2000).** Global Water Supply and Sanitation. Assessment Report, <http://www.who.int/topics/sanitation/>.

**Paul Daniel Sindilariu, Alexander Brinker, Reinhard Reiter. (2009).** Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecologie modelling* 520-532.

## Références bibliographiques

---

**Payment P., Godfree A., and Sartory D. (2002).** Encyclopedia of Environmental Microbiology, pp. 861–871, Wiley-Interscience, N.Y.

**Pétémanagnan O. J-M, Coulibaly L, Manizan P N, Gourene J, (2008).** Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec *Panicum Maximum* sous Climat Tropical, European Journal of Scientific Research,11. pp.25-40

**Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I., et Eskridge, K.M., (2007).** Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season; substrate, hydraulic load and frequency of application of simulate urban sewage. ECOL. ENG. 31.p57–66.

**Prochaska, C.A. Zouboulis, A.I. (2009)** Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. Desalination 237 p. 367–377.

**Prochaska, C.A., Zouboulis, Molle, P., Liénard,A., Grasmick, a., et Jwema, A, (2006).** Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. Water res. 40 p. 606–612.

**Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I., (2006.)** Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. ECOL. ENG. 26, p293–303.

**Queensland Government (2005).** Trees and Artificial Wetlands, Wetlands improve water quality by filtering the waste water, Between the leaves publishing, the DPI forestry and department of natural resources, Australie, 200 pp.

**Rahmmani., A (2010) :** Traces elements in sols and plants , Zinc in Biskra region. Boca Raton, CRC Press, pp.120-131, 2nd Ed.

**Reddy K.R., Debusk T.A. (2007).** State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. Wat. Sci. Tech. 19, p 61-79.

**Reed, S.C., R. W. C&es B.J. Middlebrooks (1995).** Natural Systems for Waste Management and Treatment, McGraw-Hill, NY. 140pp.

**Renee Lorion (2001).** Constructed wetlands: passive systems for wastewater treatment technology status report prepared for the US EPA technology innovation office under a national network of environmental management studies fellowship completed august. 367pp.

**Resjeck.F., (2002).** Analyse des eaux, aspects réglementaires et techniques. Edition : SCERENE. p. 166-198.

**Rodier Jean, Legube Bernard , Merlet Nicole , Brunet Régis. (2009).** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9<sup>ème</sup> Édition 1383p.

**Salghi R. (2010).** Différents filières de traitement des eaux université Ibn Zohr Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir. 220pp.

## Références bibliographiques

---

**Samecka-Cymerman, A., Stepien, D., Kempers, A.J. (2004)**, Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland, *Journal Toxicology and Environment Health, Part A*, 67: p 265-275.

**Sarena M. Selbo, Allison A. Snow. (2004)**. The potential for hybridization between *Typha angustifolia* and *Typha latifolia* in a constructed wetland. Department of Evolution, Ecology & Organismal Biology, The Ohio State University, 1735 Neil Avenue, Columbus, OH 43210 USA *Aquatic Botany* 78: p 361–369.

**Scholz, M. (2003)**. Performance predictions of mature experimental constructed wetlands which treat urban water receiving high loads of lead- and- copper. *Water Research* 37: p1270-1277.

**Scholz, M. & Xu, J. (2001)**. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology* 83 : p71-79.

**Schueler, T. (1992)**, Design for Storm water Wetland System: Guideline for Creating Effective and Diverse Storm water Wetlands in the Mid-Atlantic Region. Metropolitan Washington Council of Governments. 520pp.

**Scott D. Wallace, P.E. (2004)**. **Constructed Wetlands: Design Approaches** doctorat University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Treatment North American Wetland Engineering P.A.

**Siracusa. G. La Rosa A.D. (2006)**. Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town an environmental evaluation using emergy analysis. *Ecologie modelling* 490-497.

**Sivakumar. D, Shankar. D, Vijaya Prathima. A.J.R, Valarmathi. M, (2013)**. Constructed wetland treatment of textile industry wastewater using aquatic macrophytes. *European Journal of Scientific Research* Vol.23, p.25-40.

**Soulwène Koukia, Fadhel M'hirib, Neila Saidia, Samir Belaïdb, Abdennaceur Hassena (2009)** Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle *Desalination* 248, p 131–146

**Sridhar M.K,C, (2010)**. Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigeria, volume 67' number 10 *sixteenth international water technology conference, IWTC 16 2010, Istanbul, turkey*

**Stottmeister. A, Wiebner. P. Kuschk. P, Kappelmeyer.U (2013)**. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnologie Advances* 22, p 93-117.

**Suwasa Kantawanichkul and Wanida Duangjaisak, (2011)**. Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice *Water science et technologies* 2376-2380 *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39:p754–781.

## Références bibliographiques

---

**Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Headley, T.R., Yates, C.R., Stott, R. (2012).** Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering*, 42, p112-123.

**Tchobanoglous, G., Burton, F, L. (1991).** Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, McGraw-Hill, New York, Montréal, 1334 pp.

**Urios, L. (2005).** Technique D'épuration des eaux usées. Technique et documentation. Paris.

**U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1988).** Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, 92 pp.

**U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (1993).** Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, a Technology Assessment, 87 pp.

**U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2000).** Manual Constructed Wetlands Treatment. a Technology Assessment, 200 pp.

**U.S.EPA /625/R-99/010 September (1999)** Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268

**Van Rijn, J., Tal, Y., Schreier, H. J. (2006).** Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*, 34 p. 364-376.

**Vilagines R. (2003).** Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie, 2<sup>e</sup> édition,

**Vymazal, J. (2002).** The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech republic: 10 years' experience. *ecol. eng.* 18, p.632–646.

**Vymazal, J. (2005).** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, *Ecol. Eng.* 25 p. 478–490.

**Vymazal, J. (2005b).** Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. *J. Environ. Sci. Health* 40, p. 1355–1367.

**Vymazal, J. (2007).** Removal of nutrients in various types of constructed wetland. *Sci. Total Environ.* 380, p.48–65.

**Vymazal, J. (2008a).** Constructed wetlands, Subsurface flow. *Ecological Engineering*, 32, p. 748-764.

**Vymazal, J (2010).** Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Sciences, Prague, Náměstí Smiřických 1, 281 63 Kostelec and Černými Lesy, Czech Republic; E-Mail: vymazal@knc.czu.cz.

**Virendra Kumar Mishra, B.D. Tripathi Bioresource Technology (2008).** Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes 7091–7097 Centre for Advanced Studies in Botany, Banaras Hindu University, Varanasi 221005, India

## Références bibliographiques

---

*Yi Chen, Yue Wen, Junwei Zhou, Zhiru Tang, Ling Li, Qi Zhou, Jan Vymazal (2014).* Effects of cattail biomass on sulfate removal and carbon sources competition in subsurface-flow constructed wetlands treating secondary effluent. Water Research Volume 59, p 1–10.

*Zurita, F., de Anda, J., et Belmont, M.A., (2006).* Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water. Res.* 41, p410–417



## Références bibliographiques

---

## *Annexes*

Tableau A.1: Moyenne, écart type et la variance des filtres plantés de macrophytes.

		Eaux usées	Témoin	<i>Phragmite australis</i>	<i>Typha Latifolia</i>	<i>Tamaris africana</i>	<i>Arundo donax</i>	<i>Nerium oleander</i>	<i>Cyperus papyrus</i>
MES	Moyenne	726,190	117,522	8,258	8,161	19,967	20,436	29,672	14,833
	Ecart-type d'échantillon	39,836	6,365	1,251	1,866	4,220	5,203	8,956	2,495
	Variance d'échantillon	1586,916	40,514	1,564	3,480	17,812	27,075	80,210	6,225
DCO	Moyenne	385,395	230,124	65,002	76,674	160,333	117,333	120,952	91,493
	Ecart-type d'échantillon	15,813	11,417	6,479	3,924	29,583	16,932	7,755	5,370
	Variance d'échantillon	250,044	130,345	41,982	15,394	875,175	286,698	60,141	28,833
DBO <sub>5</sub>	Moyenne	279,870	140,218	43,166	44,946	109,555	78,587	77,530	62,604
	Ecart-type d'échantillon	13,862	10,831	6,160	10,696	11,398	7,579	6,416	6,901
	Variance d'échantillon	192,165	117,314	37,950	114,396	129,911	57,441	41,171	47,621
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Moyenne	3,492	1,740	0,081	0,084	0,073	0,063	0,207	0,090
	Ecart-type d'échantillon	0,683	0,495	0,021	0,054	0,019	0,034	0,106	0,027
	Variance d'échantillon	4,67E <sup>-01</sup>	2,45E <sup>-01</sup>	4,44E <sup>-04</sup>	2,94E <sup>-03</sup>	3,61E <sup>-04</sup>	1,13E <sup>-03</sup>	1,13E <sup>-02</sup>	7,15E <sup>-04</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Moyenne	27,824	26,252	5,052	3,120	3,230	5,644	15,990	6,125
	Ecart-type d'échantillon	4,203	3,659	0,750	1,229	0,605	0,717	1,904	0,819
	Variance d'échantillon	17,665	13,388	0,563	1,510	0,365	0,514	3,626	0,670
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Moyenne	64,147	28,090	9,786	8,091	7,020	14,401	15,904	9,899
	Ecart-type d'échantillon	4,612	2,576	1,264	0,794	0,744	3,139	2,534	1,322
	Variance d'échantillon	21,268	6,634	1,597	0,631	0,553	9,852	6,422	1,749
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Moyenne	29,708	20,966	0,759	1,025	0,691	0,962	1,427	1,086
	Variance d'échantillon	2,833	1,830	0,025	0,050	0,056	0,037	0,112	0,069
	Ecart-type d'échantillon	1,683	1,353	0,159	0,224	0,237	0,192	0,335	0,263

**Tableau A2 : Matrice de corrélation**

XLSTAT 7.5.2 - Analyse Factorielle des Correspondances

(AFC) - le 30/05/2014 à 14:37:01

Tableau de contingence : classeur = LEILA(m).xlsx / feuille = MOY /

plage = \$C\$2:\$K\$8 / 7 lignes et 9 colonnes

Nombre de facteurs associés à des valeurs propres

non triviales : 6

**Tableau A.3. Tableau de contingence**

	Eaux usées	Témoin	<i>Phragmite australis</i>	<i>Typha Latifolia</i>	<i>Tamaris africana</i>	<i>Arundo donax</i>	<i>Nerium Oleander</i>	<i>Cyperus papyrus</i>
MES	726	118	8	8	20	20	30	15
DCO	385	230	65	77	160	117	121	91
DBO5	280	140	43	45	110	79	78	63
NO3	3	2	0	0	0	0	0	0
NH4	28	26	5	3	3	6	16	6
PO4	64	28	10	8	7	14	16	10
SO4	30	21	1	1	1	1	1	1