

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

**MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE**



**UNIVERSITE MOHAMED KHIDER BISKRA
FACULTE DES SCIENCES EXACTES ET DES
SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUES**



OPTION: HYDRO PEDOLOGIE

THESE

Présenté par

GUERROUF NAOUAL

En vue de l'obtention du diplôme de doctorat

3 ème Cycle en sciences agronomique

**Etude comparative entre deux procédés du traitement : la phyto-
épuration et la coagulation-floculation dans l'élimination des composés
inorganiques présents dans les eaux usées de la ville de Biskra.**

Soutenu le: 04/07/2023

Devant le jury composé de :

Président : MASMOUDI ALI	Pr.	U. Biskra
Directeur de thèse : SEGHAIRI NORA	Pr.	U. Biskra
Examinatrice : MIMECHE LEILA	M.C.A	U. Biskra
Examineur : OUKOUAK ABDELKADER	M.C.A	U. El-Oued

Année universitaire : 2022-2023

Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier dieu le tout puissant de nous avoir donné la force et la patience d'accomplir ce modeste travail.

En second lieu, nous tenons à exprimer mon éternelle gratitude à mes parents qui ont veillé à ma réussite.

Nous tenons à remercier ma directrice de thèse Mme. SEGHAIRI Nora professeur à l'université Mohamed Kfider Biskra d'avoir accepté de diriger notre travail, pour ses précieux et judicieux conseils, son appui, ses orientations, son aide et ses encouragements durant toute la période de travail.

Je tiens également à remercier le directeur du laboratoire LARGHDE, Pr. DEBABECHE Mahmoud et le Co-directeur de la thèse pour son appui, ses conseils et ses orientations

Merci au Dr. BERRAKBLIA Mohammed, chercheur à INRAA Touggourt pour leur aide précieuse dans les traitements statistiques des résultats de la thèse.

Nos vifs remerciements vont également aux membres de jury pour l'intérêt qui ont apporté à notre recherche en acceptant d'examiner notre travail et, de l'enrichir par leurs propositions.

Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à tous les enseignants qui nous ont enseignés et qui, par leurs compétences, nous ont soutenus dans la poursuite de nos études.

Enfin, nous tenons également à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin dans la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

Mes parents, qui ont su me motiver afin de réussir dans ma vie, qui ont consacré leur vie en œuvrant pour mon bonheur et mon bien être.

Mes sœurs et mes frères qui ont toujours été un grand appui pour moi.

La mémoire de mon frère défunt.

Mon mari et mon fils.

Mon encadreur de recherche madame SEGHAIRI Nora qui m'a été d'une grande aide durant la réalisation de ce mémoire.

Mes amis

Enfin, tous ceux qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.

SOMMAIRE

Liste des figures

Liste des Tableaux

Liste des abréviations

Résumés

Introduction générale 01

LA PREMIERE PARTIE : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre 1 : Caractéristiques et composition des eaux usées

I.1. Introduction	04
I.2. Les origines des eaux usées	04
I.2.1. Les eaux usées domestiques	05
I.2.2. Les eaux usées industrielles	05
I.2.3. Les eaux usées pluviales	05
I.3. Les déversements des eaux usées dans le milieu naturel	06
I.3.1. La nécessité de l'épuration	07
I.4. Composition des eaux usées	07
I.4.1. Les matières en suspension (MES)	08
I.4.2. Les micropolluants organiques et non organiques	08
I.4.2.1. Métaux lourds	09
a) Le cuivre	09
b) Fer	10
c) Zinc	10
d) Plomb	11
I.4.2.2. Les composés azotés	11
a) Azote	11
b) Ammonium (NH_4^+) :	11
c) Nitrate (NO_3^-)	12
d) Nitrite (NO_2^-)	13
I.4.2.3. Phosphate	14
I.4.3. Qualité microbiologique	14
a) Les bactéries	15
b) Escherichia coli	15
c) Les streptocoques	15
d) Les salmonelles	16
e) Les virus	16
f) Les protozoaires	16
i) Les helminthes	17
I.5. Analyse de la qualité des eaux usées après traitement	17
I.5.1. Les paramètres physico-chimiques	17

a) La demande biochimique en oxygène (DBO)	17
b) La demande chimique en oxygène (DCO)	18
c) Matières en suspension (MES)	18
1. Les matières volatiles en suspension (MVS)	19
2. Les matières minérales (MM)	19
d) Les matières décantables	19
d) La température	19
f) La conductivité	19
i) pH :	19
I.5.2. Les paramètres microbiologiques	19
I.6. Les principales voies de réutilisation des eaux usées	20
I.7. Normes de rejets des eaux usées	21
I.7.1. Normes de rejets internationaux [.....]	22
I.7.2. Norme nationale :	22
I.8. Conclusion	23
<i>Chapitre II : Les différents procédés d'épuration des eaux usées</i>	
II.1. Introduction	24
II.2. Les procédés d'épuration classiques	24
II.2.1. Prétraitements	25
a) Dégrillage et tamisage	25
b) Dessablage	26
c) Dégraissage	26
II.2.2. Le traitement physico-chimique	26
II.2.3. Traitement biologique	27
a) les procédés à boues activées	28
b) Les procédés à lits bactériens	28
c) Le lagunage	29
II.3. L'épuration par lits plantés de macrophytes	31
II.3.1. Historique de la phyto-épuration	32
II.3.2. le principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophytes	33
II.3.2.1. les filtres plantés à écoulement horizontal	34
II.3.2.2. le filtre planté a écoulement vertical	35
II.3.3. Le rôle des macrophytes	36
II.4. Généralités sur le procédé de coagulation- floculation	38
II.4.1. Solutions colloïdales	38
II.4.2. Structure des colloïdes	39
II.4.3. Déstabilisation des colloïdes	40
II.4.3.1. Facteurs de déstabilisation	41
a) Influence de pH	41
b) Influence de la température de l'eau	41

c) Effet de la dose et de la nature du coagulant	41
d) Influence des sels dissous	42
e) Coagulation de la couleur	42
f) Influence du mélange	42
i) Influence De la turbidité :	43
II.4.3.2. Le potentiel Zéta	43
II.4.4. Coagulation-floculation	44
II.4.5. Les coagulants	45
II.4.6. Les adjuvants de floculation	46
II.4.7. Réactions d'hydrolyse de l'aluminium	46
II.5. Conclusion	48

LA DEUXIEME PARTIE : ETUDE EXPERIMENTALE

Chapitre 1 : Matériels et méthodes

I.1. Introduction	50
I.2. Présentation de la zone d'étude	50
I.2.1. Situation géographique	50
I.2.2. Synthèse Climatique	52
I.2.2.1. La pluviométrie	52
I.2.2.2. La température	52
I.2.2.3. Humidité relative	53
I.2.2.4. Le vent	53
I.2.3. Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN	53
I.2.4. Climagramme d'EMBERGER	54
I.3. Caractéristique de quelques plantes aquatiques	56
I.3.1. <i>Tamarix Africana</i>	56
I.3.2. <i>Typha Latifolia</i>	57
I.3.3. <i>Phragmites Communis</i>	57
I.4. Les eaux usées brutes utilisés	58
I.5. Prélèvement d'échantillons	59
I.6. Analyses physico-chimiques	60
I.7. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes	61
I.8. Essai de la phyto-épuration	62
I.8.1. Préparation et choix des plantes	62
I.8.2. Description du dispositif expérimental	62
I.8.3. Les différents types de substrat choisis	63
I.8.4. Rendements épuratoires	65
I.8.5. Analyse statistique	65
I.9. Essai de la coagulation-floculation	65
I.9.1. Les coagulants utilisés	65
I.9.2. Protocole du Jar - test	66
I.10. Conclusion	67

Chapitre II : Efficacité de l'épuration des eaux usées par filtre plante

II.1. Introduction	68
II.2. Evolution du pH à la sortie des filtres plantés et non plantés	68
II.3. Evolution de la conductivité électrique à la sortie des filtres	70
II.4. Evolution du phosphate à la sortie des filtres	71
II.5. Evolution d'Ammonium à la sortie des filtres	73
II.6. Evolution du nitrite à la sortie des filtres	75
II.7. Evolution du nitrate à la sortie des filtres	76
II.8. Evolution du Cuivre à la sortie des filtres	77
II.9. Evolution du Fer à la sortie des filtres	79
II.10. Evolution du Zinc à la sortie des filtres	80
II.11. Conclusion	82

Chapitre III : Epuration des eaux usée par coagulation-floculation en utilisant des coagulants à base de fer et d'aluminium

III.1 Introduction	83
III.2. Influence de la dose du coagulant	83
III.3. Evolution du pH en fonction de la dose des coagulants	84
III.4. Evolution de la salinité en fonction de la dose des coagulants	86
III.5. Evolution du Phosphate en fonction de la dose des coagulan	87
III.6. Evolution du Nitrate en fonction de la dose des coagulants	88
III.7. Evolution du Nitrite en fonction de la dose des coagulants	90
III.8. Evolution du Zinc en fonction de la dose des coagulants	91
III.9. Evolution du Cuivre en fonction de la dose des coagulants	92
III.10. Conclusion	93

Conclusion générale 95

Références bibliographiques

LA LISTE DES ABREVIATIONS

Abréviation	Signification
N-NH₄⁺	Ion Ammonium
N-NO₂⁻	Ion Nitrite
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
N-NO₃⁻	Ion Nitrate
P- PO₄³⁻	Ion Orthophosphate
pH	Potentiel hydrogène
CE	Conductivité électrique
Cu⁺	Ion Cuivre
Zn⁺	Ion Zinc
Fe⁺	Ion Fer
MES	Matières en suspension
ETM	Eléments traces métalliques
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
OMS	Organisation mondiale de la santé
MRE	Ministère des Ressources en Eau
CRSTRA	Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides de Biskra
A N A T	Agence Nationale pour l'Aménagement du Territoire
MO	Matières organiques
ISN	Institut sénégalais de Normalisation
MVS	Les matières volatiles en suspension
MM	Les matières minérales
ENICAB	entreprise algérienne pionnière dans la fabrication des câbles d'énergie
MRE	Ministère des Ressources en Eau

LA LISTE DES TABLEAUX

Le numéro du tableau	Le titre	p
01	Composition des eaux usées domestiques et valeurs limites de rejet	05
02	Types de substances qui peuvent être présentes dans des eaux usées	07
03	Normes de rejets internationaux	22
04	Normes de rejets national	22
05	La précipitation moyenne mensuelle en (mm) de la région de Biskra durant la période (2009-2018)	52
06	Températures mensuelles de la région de Biskra durant la période (2009-2018)	52
07	L'humidité relative moyenne mensuelle de la région de Biskra entre durant la période (2009-2018)	53
08	L'humidité relative moyenne mensuelle de la région de Biskra entre durant la période (2009-2018)	53
09	Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées domestiques et industrielles	60

LA LISTE DES FIGURES

Le numéro de la figure	Le titre	P
01	Réutilisation mondiale de l'eau après un traitement avancé (tertiaire)	20
02	Schéma de principe d'un lit bactérien	30
03	Schéma de principe d'une station d'épuration par lagunage naturel constitué de trois bassins	32
04	Coupe schématique de la phyto-épuration	34
05	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement Horizontal	36
06	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical	37
07	Illustration d'une double couche diffuse	41
08	Attraction et répulsion entre deux particules	41
09	Phénomène de coagulation-floculation chimique	46
10	Répartition des produits d'hydrolyse du sulfate d'aluminium selon le pH	48
11	Limites administratives de la wilaya de Biskra	51
12	Localisation de la commune de Mziraa dans la wilaya de Biskra	51
13	Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN dans la région de Biskra	54
14	Localisation de la région de Biskra sur le Climagramme d'EMBERGER	55
15	<i>Tamarix africana</i>	56
16	<i>Typha latifolia</i>	57
17	<i>Phragmite Communis</i>	58
18	Vue satellitaire du rejet de la commune de M'ziraa	59
19	Le développement des racines des jeunes tiges de phragmite et Typha	62
20	Le dispositif expérimental utilisé	63
21	Schéma représentatif du système filtrant - Coupe vertical de la structure du système filtrant utilisé	64
22	Différents substrats utilisés dans le dispositif	65
23	Floculateur utilisé pour les essais de jar test	67
24	Evolution du pH dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	69
25	Evolution de conductivité électrique dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	71

26	Evolution du phosphate dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	72
27	Evolution d'Ammonium dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	74
28	Evolution du nitrite dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	76
29	Evolution du nitrate dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	77
30	Evolution du Cuivre dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	78
31	Evolution du Fer dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	80
32	Evolution du Zinc dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté	81
33	Evolution du pH en fonction de la dose des coagulants	86
34	Evolution de la salinité en fonction de la dose des coagulants	87
35	Evolution du rendement d'élimination du phosphate en fonction de la dose des coagulants	88
36	Evolution du rendement d'élimination du Nitrate en fonction de la dose des coagulants	90
37	Evolution du rendement d'élimination du Nitrite en fonction de la dose des coagulants	91
38	Evolution du rendement d'élimination du Zinc en fonction de la dose des coagulants	92
39	Evolution du rendement d'élimination du Cuivre en fonction de la dose des coagulants	94

Résumé :

L'objectif principal de cette recherche est une comparaison entre deux procédés utilisés pour l'épuration des eaux usées provenant de deux rejets (domestique et industriel) de la ville de Biskra. Le premier est le procédé de coagulation floculation en utilisant des coagulants à base de fer et à base d'aluminium. Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés avant et après l'épuration. Le deuxième est la phyto-épuration, le but de cette expérimentation est d'étudier l'efficacité et la capacité des macrophytes (*Typha latifolia*, *Tamarix africana*, *Phragmites communis*) présentes dans la région de Biskra à épurer les eaux usées à l'aide d'un système à flux horizontal dans les conditions climatiques locales (climat désertique), et c'est à travers l'installation des bacs plantés et d'autre non plantés. Les résultats obtenus ont montré que les systèmes plantés utilisés étaient plus efficaces car ils permettaient l'élimination de quantités importantes de matières phosphorées, de matières azotées et de métaux lourds par rapport aux systèmes non plantés. En comparant les plantes entre elles, nous avons remarqué que la plante *Typha* est la plus efficace d'éliminer les polluants phosphorés et azotés selon les taux suivants (1.36 mg/l) pour le phosphate, (2.56 mg/l) pour l'ammonium. Par contre pour les métaux lourds, le *Tamarix* a donné des résultats très satisfaisants.

Pour le procédé de coagulation floculation, nous avons mené des expérimentations sur les eaux usées pour étudier l'efficacité de l'utilisation de coagulants (sulfate d'aluminium, sulfate de fer, chlorure d'aluminium, chlorure de fer) pour éliminer les composés inorganiques. Plusieurs paramètres réactionnels sont pris en compte tels que : Concentrations en coagulant et pH. Les résultats obtenus ont montré un bon rendement de plus de 99% en ce qui concerne l'élimination des composés phosphorés par la technique de coagulation floculation en utilisant un coagulant chlorure de fer à une concentration de 400 mg/l, 79,56 % pour les nitrates en utilisant le sulfate d'aluminium, et de plus de 70 % pour le zinc et le cuivre à l'aide de chlorure d'aluminium.

En générale, nos résultats révèlent que ce traitement naturel réalise un bon rendement épuratoire des polluants inorganiques ce qui indique l'importance du rôle des plantes épuratrices dans la diminution de la charge inorganique des eaux usées domestiques et industrielles.

Mots clés : Eaux industrielles, eaux usées, composés inorganiques, phyto-épuration, coagulation et floculation, coagulants, macrophytes, région de Biskra.

ملخص

الهدف الرئيسي من هذا البحث هو المقارنة بين عمليتين مستخدمتين لتنقية المياه العادمة من مصريفين (الصحي وصناعي) لمدينة بسكرة. الأول هو عملية تخثر التلبد باستخدام مواد تخثر قائمة على الحديد والألمنيوم. تم قياس العديد , الهدف من هذه التجربة هو دراسة مدى فعالية وقدرة النباتات (البوط عريض الاوراق ,الطرفه ,قصب اليراع) المتواجدة في منطقة بسكرة لتنقية المياه المستعملة بنظام التدفق الافقي في الظروف المحلية (مناخ صحراوي), وذلك من خلال وضع خزانات مزروعة واخرى غير مزروعة.

بينت النتائج المتحصل عليها ان الانظمة المغروسة المستعملة اكثر فعالية حيث سمحوا بإزالة كميات معتبرة من المواد الفوسفورية, الازوتية والمعادن الثقيلة مقارنة بتلك غير المغروسة.

وبمقارنة النباتات فيما بينها ,لاحظنا أن نبات البوط هو الأكثر فاعلية في التخلص من الفوسفور وملوثات النيتروجين حسب المعدلات التالية (1.36 مجم / لتر) للفوسفات و (2.56 مجم / لتر) للأمونيوم. من ناحية أخرى، بالنسبة للمعادن الثقيلة، أعطى نبات الطرفه نتائج جد مرضية.

بالنسبة لتقنية التخثر والتكتل, اجرينا تجارب على المياه المستعملة وذلك لدراسة مدى فعالية استعمال المخثرات (سلفات الألمنيوم, سلفات الحديد, كلورير الألمنيوم, كلورير الحديد) على ازالة الملوثات غير العضوية. عدة عوامل اخذت بعين الاعتبار مثل: تراكيز المخثرات, pH.

بينت النتائج المحصل عليها مردودية جيدة تفوق 99 % فيما يخص ازالة المركبات الفوسفورية عن طريق تقنية التخثير والتكتل باستعمال المخثر كلوريد الحديد بتركيز 400 مغ/ل, 79.56 % بالنسبة للنترات باستعمال سلفات الألمنيوم, وبنسبة تفوق 70 % بالنسبة للزنك والنحاس باستعمال كلوريد الألمنيوم.

بشكل عام, تكشف نتائجنا أن هذه المعالجة الطبيعية تحقق تصفية جيدة للملوثات غير العضوية, مما يشير إلى أهمية دور محطات التنقية في تقليل الملوثات غير العضوية لمياه الصرف الصحي والصناعية.

الكلمات المفتاحية: , مياه الصرف الصحي والصناعي ,المركبات غير العضوية ,المعالجة بالنباتات المائية ,التخثر والتكتل, المخثرات, النباتات ,منطقة بسكرة.

Abstract:

The main objective of this research is a comparison between two processes used for the purification of wastewater from two discharges (domestic and industrial) of the city of Biskra. The first is the flocculation coagulation process using iron-based and aluminum-based coagulants. Several physico-chemical parameters were measured before and after purification. The second is phyto-purification, the purpose of this experiment is to study the efficacy and capacity of marophytes (*Typha latifolia*, *Tamarix africana*, *Phragmite communis*) present in the Biskra region to purify wastewater using a horizontal flow system in local climatic conditions (desert climate), and it is through the installation of planted and other planted containers.

The results obtained showed that the planted systems used were more efficient because they enabled the removal of significant quantities of phosphorus, nitrogen and heavy metals from the planted systems. By comparing plants, we have noticed that the Typha plant is the most effective in eliminating phosphorus and nitrogen pollutants according to the following rates (1.36 mg/l) for phosphate, (2.56 mg/l) for ammonium. On the other hand, for heavy metals, Tamarix gave very satisfactory results.

For the coagulation flocculation process, we conducted wastewater experiments to study the effectiveness of using coagulants (aluminum sulphate, iron sulphate, aluminum chloride, iron chloride) to remove inorganic compounds. Several reaction parameters are taken into account such as: coagulant concentrations, Ph. The results obtained showed a good efficiency of more than 99% with regard to the removal of phosphorus compounds by the coagulation flocculation technique using an iron chloride coagulant at a concentration of 400 mg/l, 79,56 % for nitrates using aluminium sulphate, and more than 70% for zinc and copper using aluminum chloride.

In general, our results reveal that this natural treatment achieves a good purification performance of inorganic pollutants, which indicates the importance of the role of purifying plants in reducing the inorganic load of domestic and industrial wastewater.

Keywords:

Industrial water, waste water, inorganic compounds, phyto-purification, coagulation and flocculation, coagulants, plants, Biskra region.

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

L'Algérie est un pays au climat essentiellement aride à semi-aride, où les précipitations sont faibles et irrégulières, et les ressources en eau sont très limitées (**MRE, 2001**). Les ressources actuelles sont affectées par plusieurs facteurs comme, les changements climatiques, la demande croissante de la population, le manque des ouvrages d'immobilisation des ressources hydrique ainsi que le phénomène de pollution des eaux souterraines et superficielles par différentes activités humaines (**Hartani, 2004**). Les effluents urbains, industriels et agricoles sont les causes de la pollution aquatique, par le rejet de nombreux polluants organiques et inorganiques. Ces eaux usées sont riches en microorganismes pathogènes, matières en suspension, matières organiques (MO), azotés et phosphorés (**Rault, 2011 ; Brouillet et al, 2008 ; OMS, 1989 ; Tamrabet et al, 2003ba**).

Les technologies conventionnelles de traitement des eaux sont appliquées systématiquement pour garantir la satisfaction des normes de qualité de l'eau avant son rejet dans l'exutoire (**Moulin, 2013**) ou avant sa réutilisation.

Des efforts ont été investis afin d'épurer les eaux usées rejetées par les industries et les productions agricoles. Le contexte économique rend inadaptées des filières performantes telles que les stations de traitements à boues activées, dont les coûts d'investissement et de fonctionnement sont très élevés pour ce secteur (**Larakeb, 2015**).

La nécessité de disposer des solutions de traitement, dans ce cas ; le procédé le plus utilisé est le traitement physico-chimique par coagulation–floculation. Ce procédé est largement utilisé pour le traitement des eaux usées, car il est efficace et simple à utiliser (**Aguilar et al, 2003; Aharnad et al, 2005**). Le principe de la technique est basé sur la déstabilisation des particules en suspension par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques afin de favoriser leur agglomération et de permettre leur décantation (**bensadok, 2007**). De nombreux facteurs peuvent influencer l'efficacité de traitement, tel que le type du coagulant et sa dose (**Desjardins, 2002; Nandy et al, 2003**), le pH (**Dominguez, 2005**), etc. L'optimisation de ces facteurs peut augmenter considérablement l'efficacité du traitement. Il est intéressant de signaler que le processus de coagulation-floculation est le traitement de clarification de plus efficace mais beaucoup n'y voient qu'un simple traitement visant la seule élimination de la turbidité, négligeant ainsi l'élimination de la matière organique, notamment sous sa forme dissoute.

Mais aujourd'hui nous avons besoin de techniques, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes, comme l'application de la technique simple de

la phytoépuration. Les technologies développées exploitent les capacités d'adaptation des systèmes racinaires aux fortes charges polluantes et aux conditions d'anoxie ou d'hypoxie du substrat, entraînant des relations symbiotiques entre les microorganismes et les racines qui favorisent l'élimination des polluants (**Kern & Idler, 1999**).

Cette technologie est souvent appelée lagunage à mycophytes ou lagunage aéré et à macrophytes ou filtres plantes (**Vymazal, 2005**). Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques et plus particulièrement les roseaux ont été mises en évidence par Seidel dès 1946 pour traiter des effluents (**Abissy et Mandi, 1999**). Ces plantes ont la particularité d'être tolérantes aux polluants et capables de les dégrader (**Adriano, 2001**).

Au niveau d'un filtre planté de macrophytes, trois composants principaux participent au traitement des eaux usées. Ces composants sont comme suit : le matériau de remplissage, les plantes et les microorganismes. Les macrophytes ont montré que leur présence améliore significativement l'efficacité du traitement des eaux usées. Phragmites, Typha, Papyrus et Tamarix, Arundo donax sont les espèces végétales les plus couramment utilisées dans les filtres plantés. De ce fait, le traitement est effectué par une série complexe de mécanismes physiques, chimiques et biologiques où les différents agents qui constituent le système interagissent (**Gorito et al. 2017**).

L'objectif principal de notre travail est de comparer deux différents systèmes du traitement des eaux usées tels que les filtres plantés de macrophytes (Phragmite, Papyrus, Tamarix et Typha) et la coagulation floculation en utilisant des coagulants à base de fer et à base d'aluminium, afin de s'assurer de l'élimination de tous les éléments susceptibles de porter atteinte à l'environnement et à la santé publique.

Notre étude se présente en deux grandes parties :

La première partie de ce travail est relative à l'étude bibliographique, nous avons jugé utile de rappeler dans un premier chapitre, quelques généralités sur les eaux usées, les caractéristiques des composés inorganiques, ainsi que les effets indésirables de ces polluants sur l'environnement et la santé humaine,

Le deuxième chapitre traite les différentes techniques classiques utilisées pour l'épuration des eaux usées (traitement physique, chimique, et biologique...) et particulièrement la coagulation – Floculation ainsi que l'épuration par des lits plantés de macrophytes. La majeure partie s'est focalisée sur la description de l'interaction entre les microorganismes et la plante et les paramètres influençant sur le rendement épuratoire des filtres plantés.

La deuxième partie est consacrée sur l'expérimentation, elle est divisée en trois chapitres : Nous présentons dans le premier chapitre la méthodologie expérimentale mis en œuvre dans cette étude, le choix les plantes et des coagulants et les différents protocoles utilisés pour les analyses des composés inorganiques.

Le deuxième chapitre est consacré à la présentation et la discussion des résultats obtenus sur les performances des filtres plantés à dégrader les composés inorganiques présents dans les eaux usées de la commune de Mziraa Wilaya de de Biskra, et les métaux lourds de l'usine de l'ENICAB (entreprise algérienne pionnière dans la fabrication des câbles d'énergie). L'interprétation des résultats a été essentiellement basée sur le rendement épuratoire des paramètres physico-chimiques. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'un article publié dans le Journal algérien des sciences et technologies de l'environnement (2022).

Le troisième chapitre a pour but d'exposer les résultats des essais de coagulation floculation des composés inorganiques présents dans les eaux domestiques et industrielles par les coagulants utilisés, nous intéressons à l'effet de la dose de coagulant ainsi que l'effet du pH pour optimiser l'efficacité de ce procédé à éliminer les matières inorganiques.

LA PREMIERE PARTIE
ETUDE
BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. Introduction

Dans un monde où la demande en eau douce augmente sans cesse, et où les ressources en eau limitées subissent de plus en plus des contraintes du fait de la surexploitation, de la pollution et des changements climatiques, il est tout simplement impensable de négliger les opportunités qu'offre l'amélioration de la gestion des eaux usées (UNESCO, 2017).

Les eaux usées domestiques sont caractérisées par leur teneur élevée en matières organiques (MO) (Demande biologique en oxygène (DBO₅), Demande chimique en Oxygène (DCO) et matières en suspension (MES), leur concentration en azote et phosphore et par la présence de micro-organismes banaux et/ou pathogènes (Brouillet, 2008 ; Blumenthal et al, 2000). Outre ces substances habituelles, il existe des substances toxiques, dont les métaux et les substances chimiques organiques (Bontoux, 1993 ; Gupta et al, 2007). Ces polluants sont à l'origine de nuisances environnementales et de risques sanitaires. Si les eaux usées ne sont pas traitées, le milieu naturel sera dépassé dans sa capacité naturelle d'épuration. L'assainissement vise donc à protéger l'environnement et la salubrité publique contre les risques dus aux eaux usées, principalement issues d'un usage domestique, industriel, artisanal ou agricoles (Rault, 2011 ; Baumont et al, 2005) et d'éliminer ces pollutions à des niveaux plus ou moins poussés, en fonction des exigences des milieux récepteurs de ces eaux traitées (Brouillet, 2008).

Pour cela, les eaux usées brutes ne doivent pas être directement réutilisées, un traitement extensif et adéquat est toujours nécessaire. En effet, la connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations. La performance du processus de traitement est généralement affectée par de nombreux facteurs tels que les changements qualitatifs et quantitatifs dans les eaux usées.

Ce chapitre est donc de présenter l'origine et la composition des eaux usées. Par la suite, un aperçu est donné sur les différents procédés d'épuration de ces eaux.

I.2. Les origines des eaux usées

Les eaux usées urbaines sont des effluents polluants pour le milieu naturel ; elles sont caractérisées par un débit et une qualité qui peut être variables (Méotet Alamy, 1990). Ces eaux sont des eaux résiduaires (eaux usées domestiques et les effluents municipaux) émanant d'une collectivité donnée et qui ont été préalablement utilisées pour des usages multiples : domestiques, agricoles, industriels...etc. (Nsom Zamo A.C, 2003). Sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Du fait de cette charge polluante, il est important d'épurer ces eaux, au niveau de stations 'épuration, avant de les rejeter dans l'environnement ou le milieu récepteur (Rojsek, 2002).

I.2.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques contiennent des matières minérales et organiques dans les trois phases solide, liquide, et gazeuse, et dans tous les états de dispersion depuis le débris grossier jusqu'aux molécules dissoutes ou ionisées en passant par les dispersions grossières, fines et colloïdales (Gomella et Guerrée, 1978 ; Gaid, 1984), ces eaux sont essentiellement responsables de pollutions organiques (Cors, 2007). Elles se composent d'une part des rejets provenant des eaux issues des sanitaires (WC) très chargées de matières organiques azotées phosphorés et de germes fécaux et d'autre part des eaux ménagères qui correspondent à tous les autres usages : salle de bain, des cuisines chargées en détergents, graisses, solvants. On les appelle respectivement eaux grises et eaux brunes ou vannes (Gaid, 1984; Aurélien et al, 2010).

Tableau 01: Composition des eaux usées domestiques et valeurs limites de rejet après traitement (Aurélien et al, 2010)

	Eau usée (/personne/jour)	Rejet en milieu naturel après épuration
MES	70-90 g	3,75 g
Matière organique	60-70 g	5,25 g (DBO ₅) 18 g (DBO)
Matière azotée	15-17 g	2,25 g
phosphore	4 g	0,3 g
Germes	Plusieurs milliards/100 ml	

1.2.2. Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels (Baumont et al, 2005), ces eaux proviennent essentiellement des usines, leur composition est liée au type d'industrie. Elles contiennent très souvent des composés nocifs à l'environnement. En effet divers métaux lourds (cadmium, zinc, plomb, chrome, mercure), des composés organiques synthétiques non ou difficilement biodégradables, des graisses, y sont présents souvent en grande quantité. Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement (Baumont et al, 2005 ; Mamadou, 2010) :

- Soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- Soit ils sont pré-traités puis rejetés dans le réseau domestique ;

- Soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel (**Baumont et al, 2005 ; Mamadou, 2010**).

1.2.3. Les eaux usées pluviales

Ce sont des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées surtout en début de pluie par deux mécanismes : Le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées

- Les déchets solides ou liquides déposés par temps sur ces surfaces sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent
- Par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs des réseaux est lent ce qui favorise le dépôt de matières décantables. Lors d'une précipitation, le flux d'eau plus important permet la remise en suspension de ces dépôts (**Regsek, 2002**).

I.3. Les déversements des eaux usées dans le milieu naturel

La grande majorité des eaux usées sont directement rejetées dans l'environnement, sans traitement adéquat, ce qui a des effets néfastes sur la santé humaine, la productivité économique, la qualité des ressources d'eau douce environnementales, et les écosystèmes (**UNESCO, 2017**) perturbe l'équilibre aquatique en transformant les rivières en égouts à ciel ouvert (**Chellé, 2005**), Le rejet d'eaux usées non traitées ou partiellement traitées dans l'environnement entraîne la pollution des eaux de surface, du sol et des eaux souterraines. Une fois rejetées dans les plans d'eau, les eaux usées sont diluées et transportées en aval ou s'infiltrent dans les aquifères, où elles peuvent affecter la qualité (et donc la disponibilité) des approvisionnements en eau douce. L'eutrophisation, entraînée par l'excès d'azote et de phosphore, peut entraîner des proliférations d'algues potentiellement toxiques et une baisse de la biodiversité. La décharge d'eaux usées non traitées dans les mers et les océans explique en partie pourquoi les zones mortes désoxygénées sont en pleine croissance : environ 245 000 km² d'écosystèmes marins sont touchés, ce qui affecte la pêche, les moyens de subsistance et les chaînes alimentaires (**UNESCO, 2017**), les différents milieux récepteurs sont :

- Les cours d'eau, lacs, étangs et mer dans lesquels l'effluent est rejeté, soit directement soit par l'intermédiaire d'un ouvrage d'évacuation pourvu ou non à son extrémité d'une station d'épuration.
- Les puits absorbants artificiels (utilisés dans des cas exceptionnels). Leur utilisation reste subordonnée à une épuration préalable de l'effluent à enfouir afin d'éviter l'encrassement, le colmatage etc...

- Le sol, par voie d'épandage en vue de l'épuration naturelle ; la structure et la texture du sol sont ici les facteurs déterminants (ISN, 2001).

I.3.1. La nécessité de l'épuration

Les eaux usées constituent un contaminant au sens de la Loi sur la qualité de l'environnement. Non traitées ou mal traitées, elles présentent un risque pour la santé publique, pour la contamination des eaux destinées à la consommation et pour les eaux superficielles ainsi qu'une menace à l'équilibre écologique.

Le traitement des eaux usées est un processus très important pour la vie quotidienne des habitants des villes et du monde rural. On effectue l'épuration des eaux usées non seulement pour protéger la santé de la population et éviter les maladies contagieuses, mais aussi pour protéger l'environnement. Aujourd'hui, ce dernier but devient de plus en plus important et les techniques de traitement et les stations d'épuration évoluent constamment (Moulin, 2013). Ce a pour le moins deux finalités complémentaires : réduire la charge de matière organique en suspension et dissoute et diminuer la quantité de micro - organismes pathogènes et saprophyte véhiculés par les effluents (Guy, 1982).

I.4. Composition des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (Baumont et al, 2005) ainsi qu'un certain nombre de déchets divers (végétaux, plastiques...) (Sadowski, 2002), la connaissance de la composition des eaux usées domestiques est un paramètre essentiel pour assurer la pertinence du choix et du dimensionnement des filières de traitement appropriées (Mercoiret, 2010).

Tableau 02 : Types de substances qui peuvent être présentes dans des eaux usées
(Coquery et Martin, 2010).

Macropolluants	Micropolluants	
	Organiques	Inorganiques
Matières en suspension, matières organiques, Nitrates, Phosphates,	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), phénols, plastifiants, solvants organochlorés, détergents, pesticides, polychlorobiphényles, substances pharmaceutiques, hormones, nouveaux composés émergents, ...	Métaux et métalloïdes : Pb, Hg, Cd, Ni, Cu, Zn, As, Cr, Co, Fe, ...

I.4.1. Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) désignent toutes les matières minérales ou organiques (Koller, 2009), elles représentent la fraction qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal (Satin et Selmi, 1999 ; Régis, 1997). La détermination des matières en suspension dans l'eau s'effectue par filtration ou par centrifugation (D'ornano et Mehaignerie, 1979). Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel, qui permet une mesure directe de la turbidité et une bonne corrélation avec les autres paramètres. Les MES s'expriment en milligramme par litre d'effluent (mg/l) ou en grammes par habitant et par jour (Régis, 1997), les concentrations en MES dans les eaux usées sont variables, et sont de l'ordre de 100 à 300 mg/l (Gaid, 1984). Les MES diminuent la luminosité dans l'eau, donc freinent la photosynthèse. Les espèces végétales se développent plus difficilement, l'oxygène qu'elles produisent diminue dans le milieu, et les espèces animales en souffrent (Koller, 2009).

I.4.2. Les micropolluants organiques et non organiques

Le terme de «micropolluant» désigne des substances inexistantes (Levet, 2008) à des concentrations infimes (Levet, 2008 ; Baumont et al, 2005) de l'ordre du nano gramme ou du microgramme par litre. En raison de leur toxicité, de leur persistance, de leur bioaccumulation, sont de nature à engendrer des nuisances même lorsqu'elles sont rejetées en très faibles quantités (Koller, 2009). On trouve tout d'abord parmi les micropolluants une diversité de substances synthétiques 136, elles peuvent être de nature inorganique (Levet, 2008 ; Coquery et Martin, 2010). Ces micropolluants minéraux sont représentés

essentiellement par les éléments traces métalliques (ETM). Les principaux ETM rencontrés dans les eaux sont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le nickel (Ni), peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes (**Baumont et al, 2005**). On trouve par ailleurs des composés organiques tels que des hydrocarbures aromatiques polycycliques, qui sont produits principalement par les procédés de combustion au cours d'activités humaines. Parmi les composés organiques, on trouve également des composés d'usages très courants comme les détergents (usage domestique ou industriel) ou les pesticides (utilisés en traitement des voiries ou des jardins notamment). Tous ces micropolluants vont se retrouver, soit sous forme dissoute, soit associés aux particules en suspension (**Coquery et Martin, 2010**). Dans ce chapitre, nous allons donner une importance aux composés inorganiques.

I.4.2.1. Métaux lourds

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité (**Belabed, 2010**). Les eaux usées peuvent véhiculer des quantités importantes en métaux lourds provenant soit de l'industrie, soit de pratiques ménagères des substances à base de métaux lourds, tels que les détergents, la peinture,...etc. mais à des concentrations excessives, ils peuvent être très toxiques. Les métaux lourds sont parmi les polluants chimiques les plus nuisibles (**Chiban, 2011**). Les micropolluants métalliques les plus présents dans les eaux usées sont le fer, le zinc, le manganèse, le cuivre et le nickel. Viennent ensuite le chrome, le plomb et le cadmium (**Lachassagne, 2014**). La forte toxicité de ces éléments peut engendrer des dégâts écologiques considérables rendant nécessaire le recours à un procédé d'élimination successible de réduire les teneurs des eaux usées en ces éléments avant rejet.

a) Le cuivre

Le cuivre est un métal très courant car il est utilisé dans de nombreuses applications industrielles et dans la vie courante. Dans l'environnement, il est répandu en grande quantité comme fongicide et il est généralement présent autour des sites sidérurgiques ou d'activités métallurgiques. Il présente l'originalité d'être peu toxique pour l'homme mais fortement toxique pour les plantes aquatiques (**Atteia, 2005**). Le cuivre est un oligo-élément essentiel pour le métabolisme humain. La quantité de cuivre nécessaire à l'organisme d'un adulte est d'environ 3 mg/j et de 2 mg/j pour les enfants (**Boudoukha, 2017**).

b) Fer

Le fer est un élément métallique blanc argenté, de symbole Fe, élément de transition de numéro atomique 26 (**Belabed, 2010**), il est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre par ordre d'abondance. Il s'emploie largement dans la métallurgie et ses utilisations secondaires dans la chimie sont très variées. Le fer est un élément indispensable au fonctionnement du corps humain (synthèse de l'hémoglobine du sang). Les besoins journaliers en fer sont estimés à environ 10 mg par jour, selon l'âge et le sexe. Les seules intoxications remarquées ont été liées à l'absorption de sels de fer chez les enfants (**Boudoukha, 2017**).

c) Zinc

Le zinc est un élément chimique de symbole Zn et de numéro atomique 30 (**Chassaing, 2009 ; Bensaha, 2010**) très répandu sur le globe (**Belhadj, 2017**), on ne le trouve pas à l'état libre dans la nature (**Bensaha, 2010**), les réserves mondiales de zinc sont estimées à 250 millions de tonnes, il est de couleur bleu gris, moyennement réactif, qui se combine avec de l'oxygène et autre non métaux. En contact avec de l'eau stagnante, il forme des taches blanchâtres constituées notamment d'hydroxyde et d'oxyde de zinc (**Chassaing, 2009**).

Ce métal est surtout utilisé pour sa conductivité électrique (**Djeffal, 2008 ; Bensaha, 2010 ; Belabed, 2010**). Il entre dans les alliages, la galvanisation des pièces métalliques et dans la fabrication des pigments pour la teinture (**Belhadj, 2017**), pour fabriquer des dispositifs électriques, tels que les câbles, (**Bensaha, 2010**), dans l'agriculture comme apport d'oligo-élément essentiellement en zone de sols fortement calcaires (**Chappuis, 1991**).

Le cuivre joue un rôle très important dans de nombreux processus biologiques, voir essentiel pour certains organismes qui l'incorporent dans de nombreuses enzymes (**D'Angelo, 2005**). La carence en zinc peut entraîner un retard de croissance, des troubles du goût, des problèmes immunitaires, des problèmes de peau et cicatrisation (**Chappuis, 1991**) des réactions immunitaires seraient altérées chez l'homme par l'absorption de trop grandes quantités de zinc. Pour une prise de 100 mg par jour sur une période prolongée, le zinc peut causer une carence en cuivre, de la diarrhée, une irritation gastro-intestinal, la nécrose de tube rénal et la néphrite interstitielle. Un excès de zinc peut aussi endommager le système nerveux central (**Miller, 2009**).

d) Plomb

Constituant naturel de l'écorce terrestre, le plomb, largement distribué, se trouve dans de nombreux minéraux, dont le plus important est la galène (sulfure de plomb). Ce métal est employé dans la fabrication des accumulateurs acides, des composés pour l'essence, de la soudure, des pigments, des munitions et pour le gainage des câbles. Les mines et les fonderies de plomb contribuent également à la pollution de l'environnement. Les eaux de surface peuvent atteindre des concentrations de l'ordre de 600 µg/l (**Boudoukha, 2017**).

I.4.2.2. Les composés azotés

a) Azote

L'azote est un macronutriment (**OMS, 2012**) présent en abondance dans la nature sous forme gazeuse, organique ou minérale (**Boudoukha, 2017**), la source principale de L'azote dans les eaux résiduaires d'origine urbaine est l'urine (**Chiban, 2011 ; Bechac et al, 1987 ; Guy, 1979**). Il est présent sous forme organique et forme oxydées (**Rejsek, 2002**) :

- Le premier correspond à l'azote organique que l'on trouve dans les eaux usées provenant notamment des déchets métaboliques (protéines, urée) d'origine humaine (**Satin et Selmi, 1999 ; Satin et Selmi, 2006 ; Satin et Selmi, 1999**), l'acide urique, la créatine, la créatinine, ainsi que des acides aminés, peptides et (**Rejsek, 2002**).

- L'azote oxydé se trouve de façon marginale dans les eaux usées, il s'agit des nitrites (NO_2^-) et des nitrates (NO_3^-), produit de la transformation chimique (oxydation) de l'azote réduit. (**Satin et Selmi, 2006 ; Satin et Selmi, 1999**).

Leur présence dans l'eau au-delà des normes peut être dangereuse pour la santé publique et pour l'environnement (**Ndayihanzamaso, 2011**), un autre problème, plus chronique, dû à la pollution azotée est le phénomène d'eutrophisation du milieu naturel. Ce phénomène, caractérisé par une profération excessive d'algues micro et macroscopiques (**Rejsek, 2002**) et la diminution de l'oxygène dissous ; ce qui appauvrit la faune et la flore aquatiques (**Mopili, 2012**).

b) Ammonium (NH_4^+) :

Sont désignées sous le terme ammoniac, des formes ionisées (ion ammonium, NH_4^+) et non ionisées (NH_3) (**Rejsek, 2002 ; Zouaoui, 2017**). L'azote ammoniacal, qui peut provenir de rejets industriels (chimie en particulier) ou de la transformation par des processus biochimiques naturels de l'azote organique des eaux usées domestiques (**Laurent, 1994**), il constitue un des maillons du cycle de l'azote. L'ammoniaque est un gaz soluble dans l'eau,

mais suivant les conditions de pH, il se transforme, soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée (**Boudoukha, 2017**). Le (NH_4^+) produit par l'ammonification peut ensuite être converti en NO_2^- (azote nitrite) et NO_3^- par nitrification microbienne. NH_4^+ est d'abord transformé en NO_2^- , qui est instable, puis en NO_3^- chimiquement stable (**Chiban, 2011**). La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle (industries chimiques, engrais, azotés, cokeries, fabrique de glace, industries textiles...).

L'oxydation biologique de l'ammoniaque peut développer des zones anaérobies dans certaines parties des réseaux de distribution et provoquer la corrosion des conduites (surtout si elles sont en cuivre), il présente aussi l'inconvénient de diminuer l'efficacité du traitement de désinfection car il réagit avec le chlore disponible et produit des composés organochlorés indésirables pour la santé.

L'azote ammoniacal peut servir de nutriment pour des microorganismes, responsables de saveurs et d'odeurs désagréables (**Boudoukha, 2017**). L'ammoniaque est un irritant qui affecte souvent les yeux, nez, la gorge et les poumons. S'il est ingéré, il corrode les parois de la bouche, l'œsophage et l'estomac. Des niveaux d'ammoniaque excessifs peuvent être également néfastes à la vie aquatique. Les poissons peuvent souffrir d'une perte d'équilibre, d'hyperexcitabilité, d'une augmentation de l'activité respiratoire et de la consommation d'oxygène (**Chiban, 2011**).

c) Nitrate (NO_3^-)

Les nitrates présents à l'état naturel partout dans l'environnement (**Chiban, 2011**). Ils sont abondamment répandus dans le sol, dans la plupart des eaux et dans les plantes où ils sont nécessaires à la synthèse des végétaux. Solubles dans l'eau, ils se retrouvent naturellement en faible concentration dans les eaux souterraines et superficielles. Sans apport artificiel, les eaux de surfaces ne contiennent pas plus de 10 mg/l de nitrates (**Boudoukha, 2017**). Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg /L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines.

Les nitrates constituent le stade final d'oxydation de l'azote organique (**Zouaoui, 2017 ; Metahri, 2012 ; Boudoukha, 2017**) dans l'eau par l'action des nitrobacters en transformant les nitrites en nitrates selon la réaction suivante :



La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/L/an, voire 2 mg/L/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines :

- Agricole : agriculture intensive avec utilisation massive d'engrais azoté ainsi que rejets d'effluents d'élevage. Cette source représente les 2/3 de l'apport en nitrates dans le milieu naturel ;
- Urbaine : rejet des eaux épurées des stations d'épuration où l'élimination de l'azote n'est pas totale et qui peuvent rejeter des nitrates ou des ions ammonium qui se transformeront en nitrates dans le milieu naturel.
- Industrielle : rejet des industries minérales, en particulier de fabrication des engrais azotés. Cette source représente 1/9 des apports (**Rejsek, 2002**).

Les effets des nitrates ne sont pas en eux-mêmes dangereux pour la santé mais c'est leur transformation en nitrites dans l'organisme qui présente un risque potentiel toxique (**Boudoukha, 2017**).

Les inconvénients dus à un excès de nitrates sont bien connus (méthémoglobinémie des nourrissons ; formation de nitrosamines cancérigènes) (**Kettab, 1992**). Les nitrates en excès contribuent, avec d'autres éléments nutritifs (phosphates), à l'eutrophisation des eaux superficielles et donc à la dégradation de la qualité des ressources en eau de surface (**Zouaoui, 2017**).

d) Nitrite (NO₂⁻)

Les nitrites sont répandus dans le sol, dans les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles (**Boudoukha, 2017**). Les ions nitrite (NO₂⁻) sont soit le produit de l'oxydation de l'ion ammonium (NH₄⁺) (**Metahri, 2012**) est essentiellement liée aux Nitrosobactéries (genre Nitrosomonas) (**Dhaouadi, 2008**), en particulier, mais également Nitrosococcus et Nitrospira était considérées comme jouant un rôle prépondérant dans ce processus (**GaelleDeronzier et al 2002**) selon la réaction simplifiée suivante (**Satin et Selmi, 1999**) :



Soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante (**Zouaoui, 2017**). La présence des nitrites dans l'estomac peut aussi entraîner une oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine (transformation de Fe²⁺, élément de l'hémoglobine, en Fe³⁺, inhibiteur du transport de l'oxygène dans les poumons ou les tissus), qui se manifeste par une cyanose (ou maladie bleue), surtout chez le nourrisson (**Chiban, 2011**).

I.4.2.3. Phosphate

Le phosphore est un élément très largement répandu dans le monde, il ne représente pourtant que 0.1 à 0.2 pour cent de la lithosphère (gervy, 1970), il existe dans les eaux sous forme de sels minéraux (Boudoukha, 2017 ; Bechac et al, 1987) (ortho et polyphosphates provenant surtout des lessives) et sous forme organique d'origine industrielle ou biologique (Bechac et al, 1987). L'ensemble de ces formes constitue le phosphore total (PT) (Bechac et al, 1987) (Mopili, 2012). Les principales sources de P sont les eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées; pratiques agricoles; ruissellement domestique, urbain et industriel (Vymazal, 2001).

Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme minérale d'ions d'orthophosphate, d'orthophosphate déshydraté (polyphosphate) soit sous forme organique (Gaid,1984 ; Vymazal, 1998 ; Shutes, 2003 ; Rejsek, 2002 ; Vymazal, 2001), de groupements phosphate liés aux molécules organiques (phospholipides, phosphoprotéines, nucléotides et dérivés...) (Rejsek, 2002). La quantité de phosphore rejeté dans les eaux urbaines est de l'ordre de 3 à 4 g par habitant et par jour (Selmi,1999). L'orthophosphate libre est un lien majeur entre le cycle du phosphore organique et inorganique dans les zones humides car c'est la seule forme de phosphore qui serait utilisée directement par les algues et les macrophytes (Vymazal, 1995).

Le Phosphore est un nutriment utile pour les plantes qui l'utilisent pour leur croissance (Stefanakis et al, 2017), il est un élément essentiel pour la croissance des différents organismes présents dans les eaux. (Mopili, 2012), et pour le métabolisme humain, dont les besoins quotidiens sont de l'ordre de 1 à 3 grammes. Sa carence peut entraîner faiblesse et douleurs osseuses. A doses élevées, les sels de pyro et méta phosphates peuvent inhiber l'utilisation des sels de calcium et engendrer nausées, diarrhées, hémorragie gastro-intestinales, ulcérations, atteintes rénales et hépatiques (Boudoukha, 2017).

Les phosphates (teneurs supérieures à 0.2 mg/l) favorisent la prolifération des algues (Boudoukha, 2017), contribuent à l'eutrophisation (Chiban, 2011 ; Stefanakis et al, 2017 ; Sultana, 2014 ; Mopili, 2012 ; Vilagínés, 2003 ; Rejsek, 2002 ; Laurent, 1994 ; Boudoukha,2017), qui favorise la prolifération des algues (Ndayihanzamaso,2011 ; Chiban ; 2011 ; Stefanakis et al,2017 ; Laurent, 1994 ; Boudoukha,2017)et des plantes et entraîne une diminution de la quantité d'oxygène dans la colonne d'eau avec des impacts négatifs sur les organismes aquatiques (Stefanakis et al, 2017).

I.4.3. Qualité microbiologique

Les eaux usées sont des milieux particulièrement favorables aux développements des micro-organismes de tout genre (Ait hamou et al, 2000). Les micro-organismes comprennent, par

ordre croissant de taille : les virus, les bactéries les protozoaires et les helminthes (**Baumont et al, 2005**). Ils proviennent principalement des matières fécales (**Vandermeersch, 2006**). La densité des microorganismes présents dans les eaux usées est extrêmement difficile à évaluer. Elle est variable dans la journée ou selon la saison (**Guy, 1982**). Ils ont des effets divers sur la santé. Ils sont la cause d'infections bénignes comme la gastro-entérite mais aussi de maladies mortelles comme le choléra (**Vandermeersch, 2006 ; Baumont et al, 2005**).

a) Les bactéries

La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes. Cependant, chez un hôte infecté, le nombre de bactéries pathogènes peut être très important. Les bactéries entériques sont adaptées aux conditions de vie dans l'intestin, c'est-à-dire une grande quantité de matière carbonée et de nutriments, et une température relativement élevée (37°C). Leur temps de survie dans le milieu extérieur, où les conditions sont totalement différentes, est donc limité. Par ailleurs, les bactéries pathogènes vont se trouver en compétition avec les bactéries indigènes, ce qui limitera leur développement (**Baumont et al, 2005**).

b) *Escherichia coli*

C'est une bactérie peu ou pas pathogène, hôte normal de l'intestin et des voies excrétrices de l'homme, des animaux sangs chauds et peut-être même à sang froid. *E. coli* représente la majeure partie des coli- formes fécaux ou thermo tolérants avec lesquels on le confond habituellement mais abusivement. *E. coli* est un bon indicateur de contamination fécale d'origine récente liée à la présence humaine, leur présence est considérée comme l'indication d'une grande probabilité de trouver des germes très pathogènes, donc dangereux pour l'homme. L'analyse consiste en une « culture » de l'effluent, puis un dénombrement des *E. coli*, le résultat s'exprimant en nombre de germes/100 ml (**Satin et Selmi, 1999**).

c) Les streptocoques

Ils forment un groupe hétérogène de bactéries pathogènes dont les caractéristiques morphologiques et métaboliques sont identiques. En revanche, leurs caractéristiques génétiques, écologiques et pathogéniques diffèrent. Les streptocoques fécaux du type D (saprophytes habituels des voies rhinopharyngées et intestinales de l'homme et des animaux) ont été choisis (norme T 90-416 ou T 90-411) comme indicateurs d'une pollution fécale plus ancienne, en raison de leur rémanence plus élevée dans le milieu (**Satin et Selmi, 1999**).

d) Les salmonelles

Ce sont des micro-organismes pathogènes, issus des matières fécales d'individus déjà contaminés (être humain ou animal). La pathogénicité peut s'exprimer sous forme soit de fièvres typhoïdes, soit de toxi-infections alimentaires. Ces dernières sont causées en très grande majorité par les salmonelles. La présence de ces bactéries dans l'eau de baignade est un indicateur de pollution fécale, mais l'absence de ces germes nés ne signifie pas l'absence de contamination. Les salmonelles sont recherchées en raison de la relative fréquence de leur présence, ainsi que l'importance du risque de maladie qu'elles peuvent entraîner.

Notons qu'une eau de baignade ne doit comporter aucun germe dans 100 ml pour être réglementairement correcte (**Satin et Selmi, 1999**). Les bactéries pathogènes d'origine hydrique sont responsables de la mort de 3 à 10 millions de personnes par an dans le monde (**Baumont et al, 2005**).

e) Les virus

Une large variété de virus peut être trouvée dans les eaux usées brutes (**Billault, 1989**) (poliovirus, adénovirus, hépatite A, etc.) (**Satin et Selmi, 1999**), ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nmi) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas (**Baumont et al, 2005**). En ce qui concerne les virus entériques, associés généralement aux infections des voies gastro-intestinales, ils peuvent également infecter d'autres parties du corps. En tant qu'agents pathogènes intestinaux, ces virus sont amenés, par l'intermédiaire des fèces, à entrer dans le système de traitement des eaux usées. Le grand nombre des virus excrétés par les personnes infectées (10^6 virus par gramme de fèces) explique leur charge importante dans les eaux usées brutes. Bien qu'une large fraction de ces virus soit éliminée au cours du procédé aérobie des eaux usées, les virus résistant à ce traitement sont associés à la phase solide produite (**Billault, 1989**).

f) Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. On peut citer parmi

ceux-ci *Entamoebahistolytica*, Responsable de la dysenterie amibienne ou encore *Giardia lamblia* (**Baumont et al, 2005**).

- Il s'agit de protozoaires et métazoaires, il est indispensable de rechercher à identifier ces organismes dans les boues, notamment lorsqu'elles sont destinées à des fins agricoles, dans la mesure où ils engendrent des maladies ou désagréments. Ce sont des parasites d'origine fécale ou tellurique dont : (*Entamoebia coli*, *Giardia sp*, *Ascaris sp*, *Taeniasp*, *Trichocephalesp*, *Fasciolahepatica*) (**Billault, 1989**).

i) Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³œufs/l (**Baumont et al, 2005**).

I.5. Analyse de la qualité des eaux usées

I.5.1. Les paramètres physico-chimiques

a) La demande biochimique en oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène (DBO) est une mesure des matières organiques aisément biodégradables (**Prudencio et Bernard, 1991**), c'est la quantité d'oxygène dissout dans l'eau nécessaire pour l'oxydation biologiquement des matières organiques par les micro-organismes contenus dans l'effluent (**Prudencio et Bernard, 1991 ; Gaid, 1984 ; D'ornano et Mehaignerie, 1979 ; Satin et Selmi, 1999 ; UNESCO, 2017 ; Koller, 2009**). Cette oxydation s'effectue en deux stades :

- Oxydation des composées du carbone, phénomène qui, à 20 °C, se trouve pratiquement terminé en 20 jours.
- Oxydation des combinaisons comprenant de l'azote, réaction qui ne s'amorce qu'au bout d'une dizaine de jours (**Gomella et Guerrée, 1978**).

Pour mesurer la DBO, il faut ajouter de l'oxygène en surplus et quantifier au bout de cinq jours l'oxygène restant (**Gaid, 1984**), dans des conditions expérimentales définies (obscurité, température de 20°C). Ce paramètre dont la détermination implique une incubation de cinq jours est le plus souvent complété par une mesure plus rapide et en général plus précise qui est la demande chimique en oxygène (DCO) (**D'ornano et Mehaignerie, 1979**).

La DBO₅ s'exprime en milligrammes d'oxygène « consommé » par litre (mgO₂/l) ou en grammes d'oxygènes par jour et par habitant. Cette mesure permet une certaine évaluation des

nuisances provoquées par le rejet de matières organiques biodégradables en mesurant une consommation d'oxygène (**Koller, 2009**), notons que dans les eaux usées domestiques, ce sont les phénomènes biologiques qui prédominent (**Satin et Selmi, 1999**).

b) La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la méthode standard de mesure indirecte de la quantité de pollution (qui ne peut être oxydée biologiquement) dans un échantillon d'eau. Plus la demande chimique en oxygène est élevée, plus la quantité de pollution (principalement inorganique) (**UNESCO, 2017**). La demande chimique en oxygène mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation non biologique de l'ensemble des matières organiques contenues dans les effluents (**Gaid, 1984 ; Koller, 2009 ; Prudencio et Bernard, 1991**).

La mesure de la DCO se fait à l'aide d'un oxydant énergétique comme le bichromate de potassium, en milieu acide, et à chaud pendant deux heures. On estime que cette oxydation détruit à 90-95 % des composés (**Gaid, 1984**). Le principe repose globalement aussi sur la recherche d'un besoin d'oxygène de l'échantillon pour dégrader la matière organique. Mais dans ce cas, l'oxygène est fourni par un oxydant puissant (bichromate de potassium) (**Satin et Selmi, 1999**).

Cependant, elle s'applique à des composés qui ne jouent aucun rôle dans le déficit en oxygène d'un cours d'eau. Il s'agit par exemple, des halogénures minéraux (sauf le fluor). Il est souvent recommandé d'effectuer la mesure de la DCO. Avant celle de la DBO, afin d'estimer la proportion des dilutions à effectuer (**Gaid, 1984**).

Le rapport DCO/DBO₅ augmente et s'établit à une valeur moyenne située entre 1.5 et 2. Dans une grande ville ou les activités industrielles et commerciales sont dispersées au sein de l'agglomération des valeurs plus élevées encore sont observées, par exemple à Paris 2,7 (**Gomella et Guerrée; 1978**), nous noterons cependant que certains composés chimiques ne sont pas oxydés complètement par cette méthode, comme par exemple l'azote organique (**Satin et Selmi, 1999 ; Régis, 1997**).

c) Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont des matières non solubles et non colloïdales, donc retenues par un filtre. Ces matières comportent des parties minérales et organiques (**Satin et Selmi, 1999 ; Régis, 1997**) permettent une bonne évaluation du degré de pollution d'une eau (**Mamadou, 2010**). Les techniques d'analyses (Afnor T 90-105) font appel à la séparation directe par filtration ou centrifugation, le résidu étant séché à 105 °C et ensuite pesé. Le résultat est exprimé en milligramme par litre (**Satin et Selmi, 1999**).

1. Les matières volatiles en suspension (MVS)

Elles représentent la fraction organique des MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525 °C pendant 2 h. La différence de poids entre MES à 105 °C et MES à 525 °C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS (en mg/l) d'une eau.

2. Les matières minérales (MM)

Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son « extrait sec », constitué à la fois par les matières minérales en suspension et les matières solubles (chlorures, phosphates, etc...).

d) Les matières décantables

Elles sont composées des matières en suspension qui sédimentent en 2 heures dans une éprouvette. Cette analyse est surtout réalisée sur les effluents de sortie de certains ouvrages d'épuration, pour juger de leur rendement d'élimination de la pollution. Ainsi, le niveau *a* de la circulaire du 4 janvier 1980 prévoyait un abattement de 90 % des matières décantables (Satin et Selmi, 1999).

e) La température

C'est un paramètre souvent négligé dans les collecteurs urbains, mais qui devrait être plus souvent mesuré, surtout dans le cas de rejets industriels dans le réseau. Le fonctionnement de certains ouvrages d'épuration, notamment les dégraisseurs, est sensible à des températures trop élevées ; ainsi tout rejet doit être inférieur à 30 °C (Satin et Selmi, 2006).

f) La conductivité

Cette mesure donne une indication précise sur la concentration totale en sels dissous (Mamadou, 2010). C'est une mesure simple, qui se pratique avec une électrode et fournit une indication précise sur la concentration totale en sels dissous (Satin et Selmi, 1999).

i) pH :

C'est une mesure qui donne des indications sur l'acidité des eaux. Grâce à un pH-mètre, les mesures se sont in situ. (Mamadou, 2010).

I.5.2. Les paramètres microbiologiques

Certaines des bactéries, virus et parasites identifiés dans les eaux résiduaires sont pathogènes pour l'homme, Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes (Baumont et al, 2005 ; Brice et al, 2015) :

- Les bactéries peuvent entraîner des maladies telles que le typhus, le parathyphus, Le Choléra, la gastro-entérite et la dysenterie;
- Les virus peuvent entraîner des maladies telles que l'hépatite, la polio et la grippe;
- Les parasites intestinaux peuvent entraîner des maladies telles que la dysenterie amibienne, la méningite, la gastro-entérite (Sadowski, 2002).

I.6. Les principales voies de réutilisation des eaux usées

Dans les pays en développement (PED) la forte pression démographique a pour corollaire une demande alimentaire et une pression sur la ressource en eau douce croissantes. Dans les zones arides et semi-arides, où le manque d'eau est particulièrement pressant, la gestion des EU en tant que ressource peut être une véritable opportunité (Catherinot, 2013), la valorisation des EU est une pratique très ancienne et répandue mondialement (Catherinot, 2013), la réutilisation de l'eau prend de l'ampleur en tant que source d'eau douce alternative, fiable, modifiant ainsi le paradigme de la gestion des eaux usées de « l'élimination » à « la réutilisation et récupération de ressources » (UNESCO, 2017), au cours des dix dernières années, le volume d'eaux usées traitées réutilisées a connu une croissance mondiale considérable avec une hausse d'environ 10 à 30% par an en Europe, aux Etats-Unis et en Chine et jusqu'à 41% en Australie. La production d'eau réutilisable atteint aujourd'hui environ 20 millions de m³/jour (Brice et al, 2015) (figure 01). La réutilisation des eaux usées est, par exemple, très développée aux Etats-Unis. Il faut citer aussi le Mexique et plusieurs pays d'Amérique du Sud, l'Australie, l'Afrique du Sud, le Japon, La Chine et les pays du Golfe persique (Grégorioet Badot, 2007).

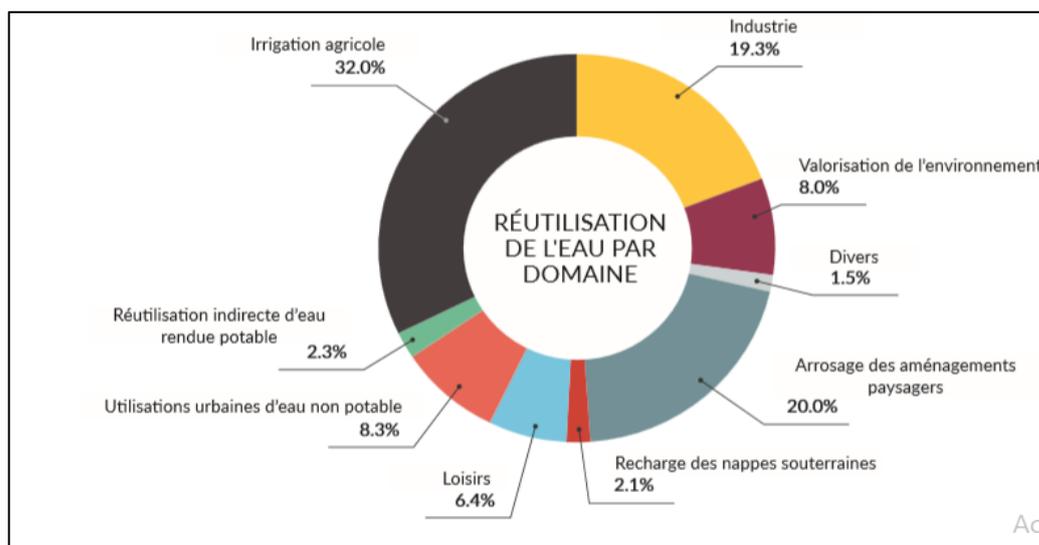


Figure 01: Réutilisation mondiale de l'eau après un traitement avancé (tertiaire) (UNESCO, 2017)

Plusieurs paramètres conditionnent le potentiel d'utilisation des eaux usées urbaines et municipales : le niveau de contamination croisée des eaux usées d'une part et l'application et le lieu où elles se trouvent d'autre part. La rareté de l'eau et le coût et la disponibilité des nouvelles sources d'eau sont également des facteurs importants (UNESCO, 2017).

La réutilisation des eaux usées traitées (REUSE) présente beaucoup d'intérêts, autant sur les plans environnementaux qu'économiques :

Des bénéfices environnementaux qualitatifs et quantitatifs

- Réduction des rejets de polluants dans le milieu naturel et notamment dans les milieux aquatiques protégés (zones de baignade, parcs naturels, espaces conchylicoles...).
- Limitation de la surexploitation des ressources naturelles.
- Amélioration du cadre de vie et de l'environnement (arrosage des espaces verts, terrains de loisirs...).

Des bénéfices économiques pour le maître d'ouvrage et l'utilisateur

- Création d'une ressource en eau fiable, de volume constant et indépendante des aléas climatiques.
- Développement de la production agricole dans les zones soumises à la sécheresse ;

Création d'une ressource en eau moins chère pour des usages autres que la consommation humaine (agriculture, industrie, zones de loisirs...) (Anonyme, 2012).

I.7. Normes de rejets des eaux usées

Les eaux usées collectées, dans les réseaux urbains ou les eaux usées directement émises par les industries, ne doivent être rejetées dans un milieu récepteur naturel (rivière, lac, littoral marine, ou terrain d'épandage) que lorsqu'elles correspondent à des normes fixées par voie réglementaire. Les eaux usées doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre tout type pollution.

Pour cela, elles sont acheminées vers une station d'épuration ou elles subissent plusieurs phases de traitement en fonction du flux de leur charge polluante et de la sensibilité du milieu aquatique récepteur (Metahri, 2012).

Chapitre I : Caractéristiques et composition des eaux usées

I.7.1. Normes internationales de rejets

Les normes des rejets internationaux autorisés, sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 03 : Les normes internationales des rejets

Caractéristiques	Unité	Normes Utilisées
pH	6.8-8.5
DBO ₅	mg/L	< 30
DCO	mg/L	< 90
MES	mg/L	< 20
NH ⁺ ₄	mg/L	< 0.5
NO ⁻ ₂	mg/L	1
NO ⁻ ₃	mg/L	< 1
P ₂ O ₅	mg/L	< 2
Température	°C	< 30
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

I.7.2. Normes nationales :

Selon les normes Algériennes les valeurs limites maximales de rejet d'effluents sont regroupées dans le tableau suivant :

Tableau 04 : Normes nationales de rejets

Caractéristiques	Unité	Normes Utilisées
pH	6.8-8.5
DBO ₅	mg/L	35
DCO	mg/L	120
MES	mg/L	35
Azote Kjeldahl	mg/L	30
Phosphates	mg/L	02
Phosphore total	mg/L	10
Cyanures	mg/L	0.1
Aluminium	mg/L	3
Cadmium	mg/L	0.2
Fer	mg/L	3

Chapitre I : Caractéristiques et composition des eaux usées

Manganèse	mg/L	1
Mercure total	mg/L	0.01
Nickel total	mg/L	0.5
Plomb total	mg/L	0.5
Cuivre total	mg/L	0.5
Zinc total	mg/L	3
Huiles et Graisses	mg/L	20
Hydrocarbures totaux	mg/L	10
Indice Phénols	mg/L	0.3
Composés organiques chlorés	mg/L	5
Chrome total	mg/L	0.5
Chrome III +	mg/L	3
Chrome VI +	mg/L	0.1
Solvants organiques	mg/L	20
Chlore actif	mg/L	1
Détergents	mg/L	2
Tensioactifs anionique	mg/L	10
Température	°C	30

I.8. Conclusion

Les rejets des effluents urbains sont des eaux usées très polluées, La grande majorité de ces eaux sont directement rejetées dans l'environnement, sans traitement adéquat, la majorité des industries évacue leurs eaux usées dans les réseaux unitaires également sans prétraitement. Les polluants présents dans les eaux usées peuvent présenter des effets nocifs appréciables sur la santé humaine et le milieu récepteur. Nous avons présenté dans ce premier chapitre d'une part, les origines et caractéristiques des différents types des eaux usées et d'autre part les techniques de la réutilisation des eaux usées principalement associées à l'agriculture.

II.1. Introduction

L'expansion des populations urbaines et l'augmentation de la couverture de l'approvisionnement en eau domestique et de l'assainissement donnent lieu à de plus grandes quantités d'eaux usées municipales (**FAO, 1992**). Le plus souvent l'eau utilisée est dégradée et polluée. Les rejets issus des utilisations domestiques et industrielles de l'eau peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogéniques, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble (**Tamrabet et al, 2003**).

Le traitement des eaux usées est un processus très important pour la vie quotidienne des habitants des villes et du monde rural. On effectue l'épuration des eaux usées non seulement pour protéger la santé de la population et éviter les maladies contagieuses, mais aussi pour protéger l'environnement (**Solène et al, 2013**). Le traitement des eaux usées urbaines nécessite des technologies reposant sur des principes physiques, chimiques, biologiques et d'ingénierie, afin d'assurer une qualité des eaux en accord avec les exigences légales (**Dagot et Laurent, 2014**).

Ce chapitre a pour principal objectif de présenter les différentes techniques classiques utilisées pour l'épuration des eaux usées (traitement physique, chimique, et biologique...) ainsi que l'épuration des effluents par des lits plantés de macrophytes dont cette filière d'épuration s'appuie sur le pouvoir épurateur des végétaux aquatiques tels que (Tamarix, Typha, Phragmite et Papyrus).

II.2. Les procédés d'épuration classiques

Une station d'épuration comporte généralement une phase de prétraitement, pendant laquelle les éléments les plus grossiers sont éliminés par dégrillage (pour les solides de grandes tailles), puis par flottation/décantation (pour les sables et les graisses). Vient ensuite un traitement dit primaire, une décantation plus longue, pour éliminer une partie des MES. Des traitements physico-chimiques et/ou biologiques sont ensuite appliqués, afin d'éliminer la matière organique (matière carbonée). Ils sont généralement suivis d'une phase de clarification qui est encore une décantation. Enfin, un traitement des nitrates et des phosphates est exigé en fonction de la sensibilité du milieu récepteur. Il existe également des traitements dits extensifs, comme le lagunage, qui combinent des traitements biologiques, physiques et naturels (**Baumont, 2005**). Les méthodes de traitement des eaux usées sont diverses et peuvent être classées en trois catégories : les traitements primaires, secondaires et tertiaires.

On peut également tenter une classification physique et biologique qui revient grossièrement à distinguer d'un côté les traitements primaires et de l'autre les traitements secondaires et tertiaires (Solène et al,2013).L'ensemble des ouvrages de traitement utilisés s'appelle la filière de traitement. Elle consiste à associer judicieusement différentes étapes pour satisfaire à une qualité d'eau traitée compatible avec la qualité du milieu récepteur (Rojsek, 2002).

II.2.1. Prétraitements

Les prétraitements permettent de débarrasser les fractions grossières contenues dans les eaux usées (Bernard, 2009 ; Sadowski, 2002 ; Justine, 2011; Justine, 2011 ; Gaid, 1984 ; Satin et Selmi, 1999 ; Baumont, 2005), afin de ne pas perturber le traitement et d'éviter le colmatage des installations (Justine, 2011). Le prétraitement ne concerne que les effluents hétérogènes comprenant des composés solides (particules solides, colloïdales ou dispersées) ou des liquides non miscibles. Les méthodes utilisées sont mécaniques, physiques ou chimiques (Grégorioet Badot, 2007). Ils font appel :

- à des procédés mécaniques, comme des grilles ou des tamis, pour éliminer des grosses particules transportées par les eaux ;
- à des procédés physiques, comme des phénomènes de décantation pour éliminer les sables, ou de flottation pour éliminer les graisses (matières grasses) (Franck, 2002).

a) Dégrillage et tamisage

Le dégrillage est réalisé par le passage des eaux usées à travers les grilles pour retenir les polluants les plus grossiers (Dagotet Laurent, 2014 ; Bernard Antoine, 2009 ; Gomella et Guerrée, 1978; Gaid, 1984), dont l'espacement est déterminé en fonction de la nature de l'effluent (Gaid,1984).On distingue l'écarterment des barreaux comme suit:

- le dégrillage fin pour un écartement de 3 à 10 mm,
- le dégrillage moyen pour un écartement de 10 à 25 mm,
- le pré-dégrillage pour un écartement de 50 à 100 mm (Laurent, 1994).

La grille doit être calculée de telle façon que la vitesse de passage de l'eau soit suffisante pour appliquer les matières sur les barreaux, sans pour autant créer une perte de charge importante. La quantité de déchets retenus sur une grille dépend largement de l'espacement entre barreaux. On peut en première approximation estimé à 5 à 10 dm³ de déchets/habitant et par an pour un espacement entre barreaux allant de 15 à 25 mm (Sadowski, 2002).

Le tamisage c'est un grillage posse consiste à filtrer les eaux brutes sur toile (**Gaid, 1984 ; Dagot et Laurent, 2014**),il existe un macro-tamisage (mailles supérieures à 0.3 mm) et un micro-tamisage (mailles inférieures à 100 μ). Le macro-tamisage destiné à retenir les matières en suspension (**Gaid , 1984 ; Dagot et Laurent, 2014**) les débris végétaux, les herbes, les insectes etc... (**Gaid, 1984**).

b) Dessablage

Le dessablage a pour but de retenir les sables et les graviers transportés par les eaux (**Bernard, 2009**), ont une granulométrie supérieure à environ 200 microns (**Sadowski, 2002**).Pour que l'eau se sépare du sable et des graviers, elle passe dans des bassins où la réduction de la vitesse d'écoulement est calculée pour permettre le dépôt des sables. Ces derniers sont ensuite raclés puis stockés. Cette opération découle d'un principe physique : la décantation. Les particules plus lourdes que l'eau tombent au fond du bassin (**Bernard, 2009**).

c) Dégraissage

C'est une opération destinée à réduire les graisses et huiles non émulsionnées par simple sédimentation physique en surface. Il est évident que les huiles et graisses présentent de multiples inconvénients dans le traitement biologique ultérieur, tels que une mauvaise diffusion de l'oxygène dans le floc bactérien, le bouchage des pompes et canalisation et une acidification du milieu dans le digesteur anaérobie avec toutes les conséquences que cela peut représenter (**Gaid, 1984**).

II.2.2. Le traitement physico-chimique

Lorsqu'un effluent contient des toxiques, il ne doit pas être introduit dans un traitement biologique car il en détruirait les micro-organismes. La plupart des effluents rejetés par l'industrie chimique et de l'industrie des métaux contiennent des toxiques et font l'objet d'un traitement particulier (**Anonyme b, 2014**).Ce procédé d'épuration physico-chimique est particulièrement adapté pour éliminer les matières en suspension (**Sadowski, 2002 ; D'ornano et Mehaignerie, 1979**),les systèmes physico-chimiques sont reconnus comme étant efficaces pour enlever les métaux lourds et certains composés organiques dissous ou en suspension, ces procédés assurent un rendement épuratoire variant de 50 à 70 % de la DBO₅ et 80 à 90 % de MES (**D'ornano et Mehaignerie, 1979**).Ce procédé est composé de:

- la coagulation: une injection de chlorure ferrique (=coagulant) permet de coaguler chimiquement les matières en suspension. Notons que le coagulant est injecté au niveau des dessableurs.

- La floculation: l'injection de polymères synthétiques (floculant) va favoriser l'agglomération des matières en flocons volumineux facilement décantables.
- la décantation: séparation de l'eau et des flocons par décantation dans un décanteur (**Anonyme, 2005**) par contre, ils ont l'inconvénient de générer beaucoup de boues.

II.2.3. Traitement biologique

L'épuration biologique a également pour objectif de dégrader les polluants organiques dissous contenue dans les eaux usées. Grace à l'action des micro-organismes capables de les consommer (**Laurent, 1994 ; Solène et al, 2013 ; Dhaouadi, 2008**).Le traitement par voie biologique dont la pollution organique dissoute constitue le mode de traitement secondaire des effluents urbains et de certaines eaux usées industrielles le plus couramment utilisé en raison de son efficacité et de sa relative universalité (**Laurent, 1994**). Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées(**Dhaouadi, 2008**).

Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation, parmi ces organismes (**Dhaouadi, 2008**),on cite les bactéries, les protozoaires(**Dhaouadi, 2008**).Des algues, des champignons (**Dhaouadi, 2008**),les bactéries hétérotrophes contaminant banalement les eaux usées. Leur développement sous forme de culture libre ou fixée va permettre l'oxydation biologique des matières organiques qui constituent la pollution soluble (**Laurent, 1994**).Trois types de système d'épuration peuvent être décrits : les étangs d'oxydation ou de stabilisation (ou lagunes d'eaux douces), les systèmes à biomasse fixée (lits bactériens, bio-disques, lits fluidisés), les systèmes à biomasse floculée (boues activées). Ils sont généralement choisis en fonction des caractéristiques et du volume des effluents à traiter et en accord avec les normes de rejet à atteindre (**Guy, 1982**). L'élimination de l'azote se réalise en deux étapes:

1. en présence d'air, des bactéries transforment l'azote ammoniacal en nitrates ;
2. en absence d'air, d'autres bactéries transforment les nitrates en azote gazeux (**A I D E, 2005**).

La voie biologique constitue, en raison de son efficacité et de sa rusticité, le mode le plus utilisé d'épuration secondaire des eaux résiduaires urbaines et de certaines eaux industrielles (**Dhaouadi, 2008**).

a) les procédés à boues activées

Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester et repose sur la constatation suivante:

Une eau d'égout aérée permet le développement rapide d'une flore bactérienne capable de dégrader des matières organiques polluantes. Dans les conditions idéales d'aération, les micro-organismes d'une eau usée se développent et s'agglomèrent en floccs. Au repos, ces derniers se séparent très bien de la phase liquide par décantation. C'est dans le clarificateur que cette séparation entre la boue et l'eau clarifiée a lieu (**Dhaouadi, 2008**).

Le principe du procédé consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation) en brassant suffisamment le milieu pour éviter la décantation des floccs et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des microorganismes. La dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des microorganismes épurateurs et de l'effluent à traiter (**Prudencio et Bernard, 1991**). Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables et sera toujours suivi d'un clarificateur qui assurera la séparation de l'effluent épuré d'avec les boues ; celles-ci seront recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer la concentration permanente et en partie extraites (excès) vers le traitement des boues (**Laurent, 1994**).

C'est actuellement le procédé le plus répandu pour traiter des eaux résiduaires urbaines et au vu des recherches en cours, on peut penser que cette suprématie durera encore de nombreuses années. Les systèmes par boues activées ont une action épuratoire sur la plupart des polluants (soluble et particulaire), mais le degré d'efficacité dépend du dimensionnement choisi. La principale difficulté est souvent de maîtriser par une exploitation soignée la phase de clarification finale et la recirculation de la biomasse active de façon à éviter à la boue de rencontrer des conditions néfastes (anaérobiose), qui affecteraient son activité et ses propriétés de décantation (**Sadowski, 2002**). Le domaine d'application est celui des stations d'une capacité supérieure à 500 équivalents habitants. Les rendements épuratoires en azote et carbone obtenus par cette filière sont excellents et le traitement du phosphore est possible. (**D.R.E.A.L, 2012**).

b) Les procédés à lits bactériens

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire circuler l'eau usée auparavant décantée à travers des matériaux minéraux poreux (pouzzolane, cailloux) ou plastiques, ces derniers servent des supports pour les micro-organismes (**Laurent, 1994** ;

Sadowski, 2002). Une aération est pratiquée le plus souvent par tirage naturel, et quelquefois par une ventilation forcée. Cette aération a pour but d'apporter, dans toute la masse du lit, l'oxygène nécessaire au maintien en aérobie de la microflore qui se développe à la surface des matériaux, sous la forme de pellicules membraneuses très riches en colonies microbiennes qui assurent l'épuration des eaux usées (**Laurent, 1994 ; Dhaouadi, 2008**). En sortie du lit bactérien, est recueilli un mélange d'eau traitée et de biofilm. Ce dernier est piégé au niveau d'un décanteur secondaire sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel (Figure II.2). Cette technique épuratoire repose sur la capacité des bactéries contenues dans les effluents à synthétiser et libérer des exopolymères visqueux (longs filaments polysaccharides appelés Glycocalix) lesquels assurent leur fixation sur un support inerte. Les bactéries s'agglomèrent pour former un biofilm qui assure son développement à partir de l'effluent qui ruisselle à sa surface et de l'oxygène contenu dans l'air atmosphérique (**Anonyme, 2007**).

Le film biologique, ou mucilage, comporte des bactéries hétérotrophes généralement proches de la surface et des autotrophes (bactéries nitrifiantes) près du fond. Dans les couches supérieures, on note souvent la présence de champignons (*Fusarium*, *Géotricium*) et, en surface, la présence d'algues. La faune prédatrice est généralement abondante : protozoaires, ainsi que des animaux plus évolués : vers, escargots... (**Laurent, 1994**).

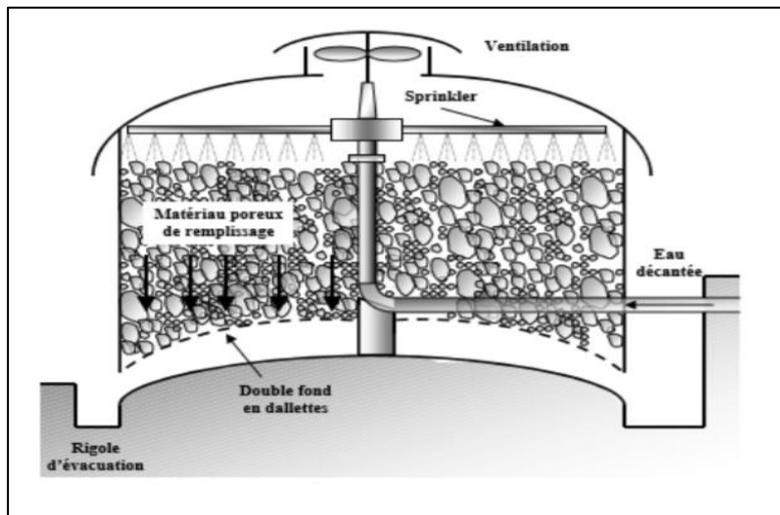


Figure 02: Schéma de principe d'un lit bactérien (Dhaouadi, 2008)

c) Le lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'autoépuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur (**Dhaouadi, 2008**). Ce procédé est rustique, peu coûteux en investissement et en

entretien (**Bayon, 2011**). Historiquement, c'est au début de ce siècle en Amérique du Nord que le lagunage a réellement été considéré comme une technique d'épuration, Le traitement des effluents urbains par la technique du lagunage (appelé aussi dans certains pays étang de stabilisation) (**Sadowski, 2002**). Le procédé de lagunage se constitue d'un plusieurs bassins de faible profondeur pour une bonne pénétration de la lumière, disposés en série rassemble les étangs, dans ces bassins existent les bactéries, les algues et zooplancton. Les bactéries aérobies consomment oxygène résulte de mécanisme de photosynthèse des algues pour détruire la matière organique (**Prudencio et Bernard, 1991 ; Brouillet et al, 2008 ; Bayon, 2011**). Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique (**Prudencio et Bernard, 1991**).

Une installation de lagunage fonctionne par la gravité et se compose des ouvrages suivants:

- Un dégrilleur à l'arrivée : c'est un petit bassin équipé d'une grille qui arrête les gros détrit.
- un décanteur à la suite qui permet l'élimination des huiles, des sables, des graisses et objets flottants.
- Trois bassins de lagunage en série, le premier ayant la moitié de la surface totale environ. Ce sont des bassins creusés en pleine terre avec, éventuellement, une étanchéité par feuille plastique (cas de proximité de nappe d'eau potable). La profondeur varie de 0.8 à 1.20 m avec une surface de 15 à 20 m² par usager (**Figure 03**).

Ces bassins sont placés à 500 m au moins des habitations et bordés de plantation ; ils seront clos pour éviter les baignades intempestives mais ils peuvent être empoisonnées (**Brouillet et al, 2008**).

Selon les régions, on peut traiter par ce procédé de 25 à 50 kg de DBO₅ par hectare et par jour. L'inconvénient majeur de ce type de procédé est le dépôt qui se produit à la longue et qui reste en phase anaérobie (**Dhaouadi, 2008**). On distingue deux types de lagunes :

- les lagunes naturelles, anaérobies, facultatives ou aérobies qui peuvent recevoir des effluents bruts ou prétraités. Alimentés d'effluents traités, les lagunes naturelles sont nommées "étangs de stabilisation",

- les lagunes aérées (avec aérateurs artificiels) qui constituent un dispositif très proche du procédé des boues activées à faible charge (Laurent, 1994).

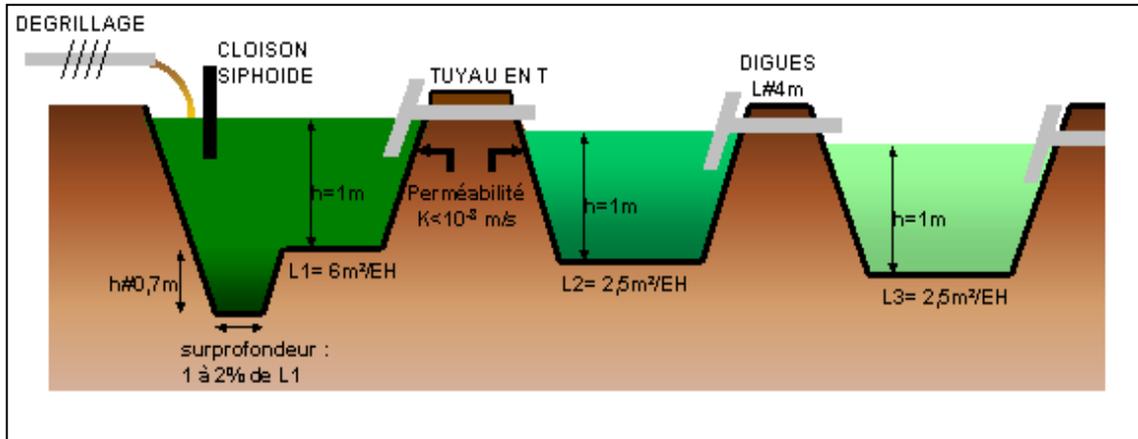


Figure 03: Schéma de principe d'une station d'épuration par lagunage naturel constitué de trois bassins (D.R.E.A.L, 2012)

II.3. L'épuration par lits plantés de macrophytes

Il s'agit d'infiltrer un effluent brut d'origine, généralement, domestique à travers des lits composés de terre ou d'un mélange de sables et de graviers et plantés de macrophytes (Poulet *et al*, 2004) dans lesquels minéraux et végétaux favorisent l'activité épuratoire (Anonyme, 2008), cette technique a été développée par un botaniste (SEIDEL). Le procédé SEIDEL est basé sur l'utilisation de plusieurs étages de lits plantés. Les eaux usées sont filtrées à travers un substrat grossier composé de sables et graviers qui, de même que les racines des plantes sert de support aux microorganismes. Ces stations d'épuration se distinguent par leur régime d'écoulement, le nombre de lits et le type de plantes. Elles sont généralement composées de 4 à 5 étages en série.

Les eaux usées s'écoulent dans les deux premiers étages par percolation jusqu'aux drains, puis en translation dans les suivants par maintien d'un niveau d'eau constant à quelques centimètres sous la surface du substrat. Les résultats épuratoires montrent généralement une très bonne transformation des matières organiques en minéraux (plus de 80 %) et une dégradation excellente des matières en suspension (plus de 90 %). La transformation des composés azotés est moyenne (40 %) et l'élimination des germes pathogènes est d'un niveau moyen. Ces résultats épuratoires dépendent de plusieurs paramètres, parmi lesquels on peut citer :

1. **L'aération du substrat** : Qui représente comme le plus important de ces paramètres car il est limitant. En effet, l'élimination des matières organiques et la nitrification sont deux réactions qui demandent beaucoup d'oxygène.
2. **La température** : Une température élevée augmente l'activité des microorganismes dégradeurs. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est amoindrie et sa consommation par les bactéries est accrue. Une faible température abaisse fortement l'activité de certains micro-organismes.
3. **La composition du substrat** : Un sol fin permet un plus grand contact de l'effluent avec les micro-organismes fixés sur la surface des granulats et un temps de rétention plus important. Un sol grossier permet quant à lui une meilleure aération du substrat et permet d'éviter au maximum le colmatage des pores ou de la surface du substrat.

Actuellement, dans les lits où l'écoulement se faisait en percolation, on utilise un sol à granulométrie croissante du haut vers le bas. Une nouvelle méthode consiste à superposer deux couches distinctes du même type et ainsi tirer profit de toute la granulométrie du substrat, tout en améliorant l'apport d'air par convection dans le substrat. (Poulet *et al*, 2004).

II.3.1. Historique de la phyto-épuration

La phyto-épuration, connue naguère sous le vocable de « lagunage ». Il s'adresse autant aux particuliers qu'aux petites collectivités. Ce système est assez répandu aux Pays-Bas ou en Belgique, depuis une trentaine d'années, et dans quelques régions françaises. Ce n'est pas le cas en Haute-Normandie, qui, pourtant, dès la fin des années 1970 (Arehn, 2002). La phyto-épuration permet de traiter les eaux usées en le dirigeant vers des filtres plantés d'espèces végétales soigneusement sélectionnées (Justine, 2011).

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 (Figure 4). Le roseau (ou phragmite) et autres plantes vigoureuses ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de « macrophytes ». Ces dernières consomment les composés polluants dissous dans l'eau – azote et phosphore, qui constituent pour eux des éléments nutritifs (Arehn, 2002). Les macrophytes et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmite australis*) ont la particularité de former un tissu racinaire et un réseau de galeries qui drainent apportent de l'oxygène et servent de support aux bactéries aérobies. Ces bactéries, ainsi que la macrofaune

du sol, ont un rôle de dégradation et de minéralisation de la matière organique, qui devient assimilable par les plantes (Medjdoub, 2014).

Les fonctions attribuées à chacune des composantes, se résume comme suit :

- Le substrat de gravier et galet joue le rôle de filtration, captant les matières solides présentes dans les eaux (Boutin, 1987).
- Les végétaux développent la faculté de transférer l'oxygène vers le système racinaire, ou se développe un métabolisme assurant l'assimilation de certaines substances nutritives (N. P).
- Les micro-organismes colonisant les racines, complètent le mécanisme de dégradation de la matière organique par les différents processus d'oxydation et de réduction (Benslimane et al. 2013).

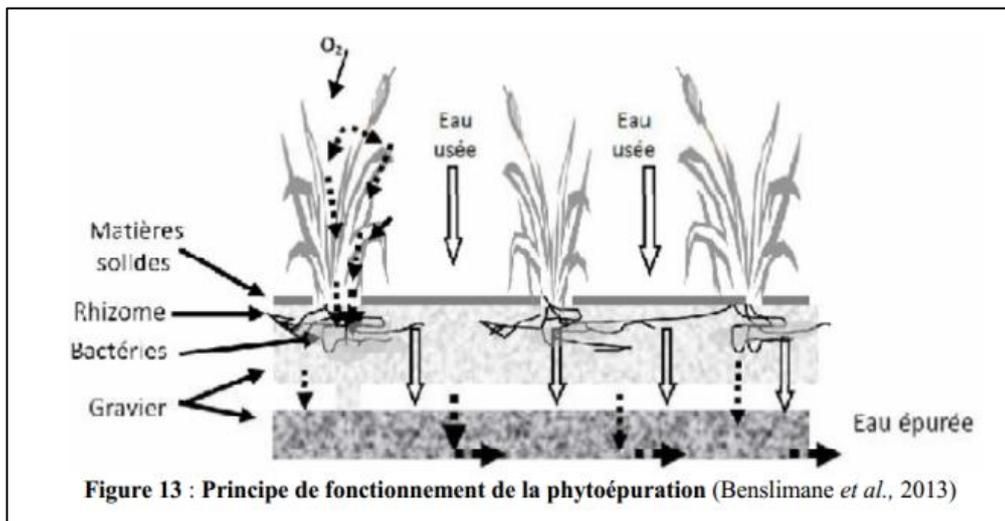


Figure 04: Coupe schématique de la phyto-épuration (Benslimane et al. 2013)

II.3.2. le principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophytes

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 minéraux. 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 (Cors, 2007), l'existence des macrophytes dans ce système favorise l'oxygénation du milieu (Cors, 2007 ; Allouche, 2006), tout en servant de support aux bactéries qui font l'essentiel du travail. Les graviers de granulométrie croissante en évoluant vers la profondeur (80 cm à 1m), permettent la filtration

mécanique des eaux usées. Les végétaux fixent les colonies de bactéries sur la base de leurs tiges et leurs rhizomes, ce qui améliore les performances des organismes épurateurs. Par ailleurs, ils absorbent par leurs racines une partie (10 % environ) des sels minéraux - nitrates et phosphates - issus de la décomposition de la matière organique présente dans les eaux usées. La plupart des macrophytes sont capable d'assimiler les métaux lourds, toujours présents dans les eaux usées et nocifs pour l'environnement (**Allouche, 2006**). Le rôle essentiel des roseaux est de limiter les phénomènes de colmatage dus à l'accumulation des boues en surface des filtres. Cette protection contre le colmatage est possible grâce au mode de croissance des racines de ces végétaux. Cette rhizosphère génère un système décolmatant grâce aux racines tubulaires et aux nouvelles tiges qui poussent à travers le massif filtrant et les boues accumulées (**Anonyme, 2008**).

II.3.2.1. les filtres plantés à écoulement horizontal

Les filtres horizontaux ne sont pas alimentés par la surface, comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent, via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant (**Poulet et al, 2004**). Dans les filtres à écoulement horizontal, le massif filtrant est quasi totalement saturé en eau. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation s'effectue en continu, car la charge organique apportée est faible. L'évacuation se fait par un drain placé à l'extrémité opposée du lit, au fond et enterré dans une tranchée de pierres drainantes (**Peeters, 2014**), la profondeur du filtre se situe entre 0,45 et 0,6 m (profondeur maximal des racines de roseaux) (Figure 05).

La pente du fond du filtre correspond à 10 % de la profondeur entre l'entrée et la sortie (par exemple : 6 cm de différence entre les niveaux bas des gabions d'alimentation et d'évacuation pour une longueur de 15 m). La pente du fond doit être impérativement supérieure à 0,5 %. La ligne d'eau est à 5 cm en dessous de la surface du massif filtrant (**Peyraut, 2011**) le temps de séjour plus long permet une interaction prolongée entre les polluants, les microorganismes et les racines des plantes. La dégradation microbienne et l'assimilation végétale sont ainsi plus complètes dans cette étape que dans le filtre vertical. Par ailleurs, les conditions anaérobies qui sont majoritairement présentes sont favorables à la dénitrification. Par conséquent, la réduction de la charge azotée est très importante durant cette étape (**Anonyme a, 2014**).

Les filtres horizontaux sont utilisés :

- en traitement secondaire pour traiter des eaux peu concentrées de petites collectivités. Ces eaux ont obligatoirement subi une décantation préalable.
- en traitement tertiaire après un traitement biologique classique ou après des filtres plantés à écoulement vertical
- pour le traitement des eaux pluviales (Anonyme, 2008).

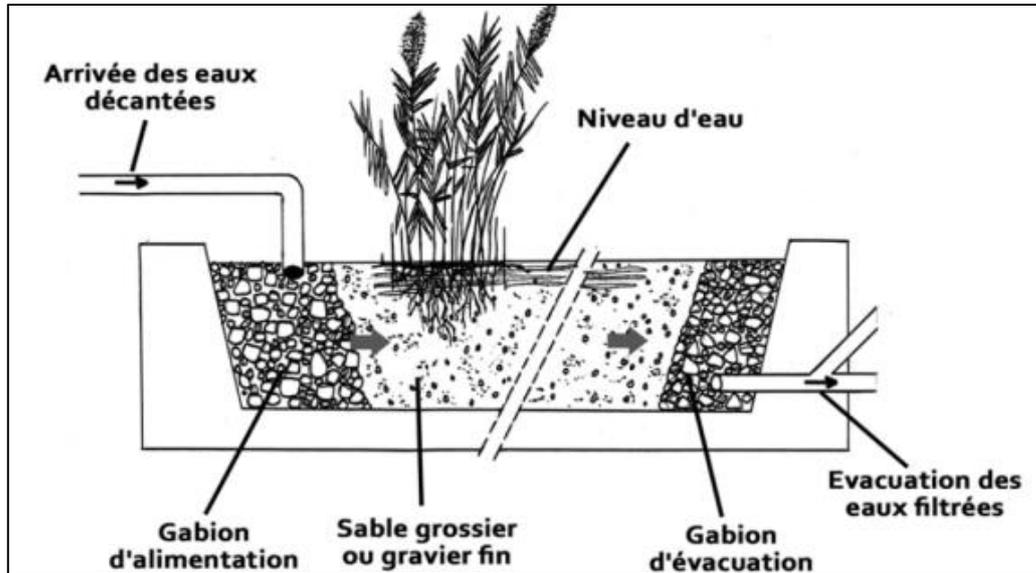


Figure 05: Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement Horizontal (Environnement Québec, 2001)

II.3.2.2. le filtre planté à écoulement vertical

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). Les filtres à écoulement vertical sont alimentés en surface avec des eaux usées brutes, ayant subi un dégrillage grossier puis l'effluent percole verticalement à travers le massif filtrant. Le massif filtrant est rempli de couches superposées de graviers ou de sable à granulométries différentes (Anonyme, 2008), le premier étage reçoit les eaux usées par bâchées. Il est fractionné en 3 filtres parallèles et est soumis alternativement à deux phases. La première phase, dite d'alimentation dure 3-4 jours, où les eaux alimentent un seul filtre sur trois, puis s'ensuit une phase de repos, dont la durée est deux fois supérieure à celle de la phase d'alimentation (Figure 06).

Les eaux percolent verticalement à travers les filtres. L'effluent subit alors une première étape de filtration permettant une rétention physique des matières en suspension

(MES) à la surface du 1^{er} étage. On observe ainsi une accumulation de boues en surface. Pour le deuxième étage, les temps de repos et de fonctionnement sont équivalents. La rotation s'effectue le plus souvent tous les 3-4 jours. Le principe de fonctionnement est le même qu'au premier étage, mais il n'y a pas accumulation de boues. Le deuxième étage joue un rôle de filtre plus puissant et son rôle principal est d'assurer la nitrification (**Risch et al, 2011**).

Les eaux issues du filtre vertical ont des teneurs en matières solides (MES) et organiques (DCO, DBO5) significativement réduites. Ces eaux sont collectées au fond du filtre puis dirigées vers le filtre horizontal pour subir un traitement de finition.

Les plantes choisies ont des fortes capacités de multiplication végétative via leurs rhizomes à croissance rapide, ce qui permet la formation d'un système racinaire dense dans le substrat. En plus, les études scientifiques ont montré que ces plantes choisies peuvent bien vivre dans les sols riches en matières organiques comme c'est le cas du filtre vertical (**Anonyme a, 2014**).

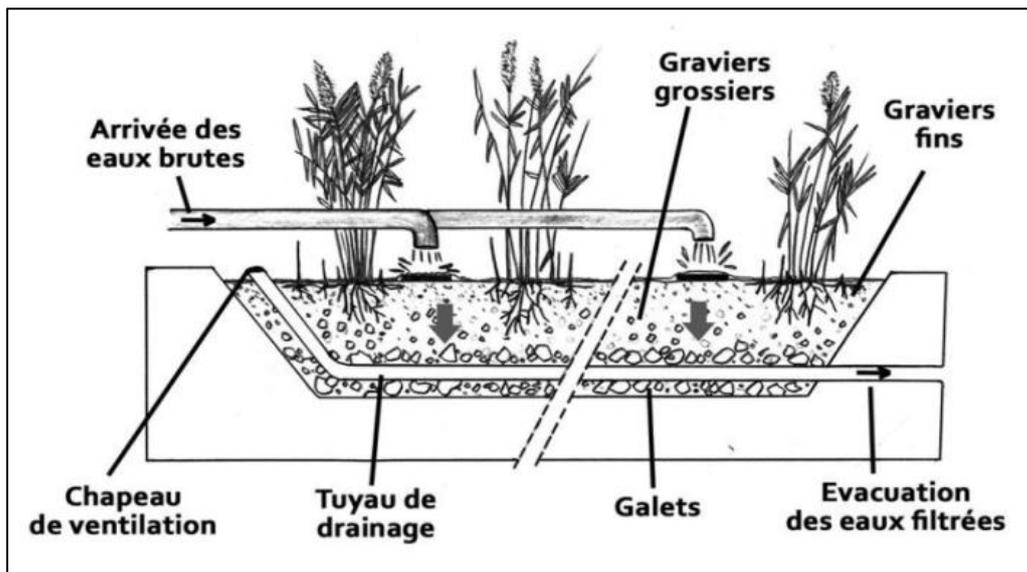


Figure 06: Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical
(Environnement Québec, 2001)

II.3.3. Le rôle des macrophytes

Le rôle que jouent les végétaux dans le processus d'épuration ne se marque pas tant en termes d'exportation d'azote et de phosphore qu'en termes plus physiques (**Cors M ; 2007**). Les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières volatiles en suspension (MVS) de l'effluent brut.

- a) **La croissance des racines et des rhizomes :** permet une régulation de la conductivité hydraulique initiale. La faible granulométrie du substrat (sable ou gravier) ainsi que

l'apport important de matière organique sont propices au colmatage du filtre. La croissance des parties racinaires limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines qui se développent. Toutefois, dans des filtres à écoulement horizontal, il ne faut pas escompter une conductivité hydraulique supérieure à celle des matériaux d'origine.

- b) **La couverture foliaire** : est un régulateur thermique ayant un impact sur les rendements épuratoires sous des climats froids.
- c) **De petites quantités d'oxygène** : provenant des parties aériennes sont rejetées à l'apex des radicules des plantes, mais elles sont insuffisantes pour contribuer seules à la satisfaction des besoins d'oxygène de la biomasse bactérienne, responsable de la dégradation.
- d) **Le développement racinaire** : accroît la surface de fixation pour le développement des micro-organismes et pour des réactions de précipitation. A cet accroissement de surface active, s'ajoute très certainement aussi un facteur encore très mal documenté de stimulation de l'activité, voire de la diversité et de la densité des micro-organismes, impliqués à divers titres dans les processus épuratoires. Il s'agit d'un concept bien connu en agronomie et qui peut se résumer sous la forme triviale suivante "un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu". Les tissus racinaires et leurs exsudats constituent vraisemblablement des niches plus accueillantes pour les micro-organismes que des substrats minéraux inertes.
- e) **Le rôle du métabolisme des plantes** : (assimilation de nutriments) affecte plus ou moins le traitement en fonction des surfaces mises en jeu. Si pour les filtres plantés verticaux l'assimilation est négligeable, les surfaces plus importantes mises en jeu dans les filtres horizontaux peuvent conduire à des prélèvements pouvant être raisonnablement pris en compte dans les bilans, mais qui devraient cependant se situer au maximum à 20 % pour l'azote et 10 % pour le phosphore. Tous ces éléments ne sont pas directement exportables dans la biomasse faucardable, mais se trouvent aussi piégés dans le système racinaire dont le devenir à long terme, c'est-à-dire 10-15 ans, n'a pas encore été très étudié (Poulet et al, 2004).

II.4. Généralités sur le procédé de coagulation- floculation

La plupart des eaux polluées, et en particulier les eaux usées domestiques, renferment en suspension des matières solides dont la nature, les dimensions et la densité sont très diverses. Si la séparation des particules solides de grande taille et de forte densité s'effectue sans difficulté, par contre l'élimination des matières finement dispersées et des colloïdes, à l'origine de la turbidité et de la coloration des eaux, ne peut être obtenue, en un temps suffisamment court, par simple décantation (**Laurent, 1994**), la solution qui s'impose est le recours à la coagulation chimique (**Dayihanzamaso, 2011**). La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes.

La coagulation consiste à les déstabiliser. Il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre.

La floculation rend compte de leur agglomération en agrégats éliminés par décantation et/ou filtration (**Cardot, 2010**). On ajoute alors des agents coagulants ou flocculants qui agglomèrent les particules en éléments suffisamment importants pour avoir une vitesse de sédimentation suffisante (**Degrémont, 2006**). Il est donc important de choisir les produits chimiques appropriés au traitement d'une eau donnée. Ces derniers et les doses à utiliser peuvent varier en fonction des variations de qualité de l'eau à traiter.

II.4.1. Solutions colloïdales

Les particules colloïdales sont des matières inertes ou vivantes (**Kettab, 1992**), soit hydrophiles, soit hydrophobes (**Desjardins, 1997**). Les particules hydrophobes sont en général des éléments inorganiques (**Desjardins, 1997 ; Cardot, 2010**) (protéine, sucre) constituent les particules hydrophiles. Elles présentent des groupements électro-négatifs de type R-NH₂, R-OH, R-COOH. Ces radicaux créent des liaisons hydrogènes avec les molécules d'eau (**Cardot, 2010**). L'origine des colloïdes est très diverse, on peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles (**Cardot, 2010**).

Les particules colloïdales présentes dans les eaux naturelles ne peuvent pas sédimenter en raison de leur faible dimension. Elles ne peuvent pas s'agglomérer puisqu'elles sont chargées négativement et que les forces électriques de répulsion prédominent sur les forces d'attraction. (**Mottot, 2000**). Pour pouvoir les précipiter ou les filtrer, on doit faire appel à des coagulants minéraux, sels d'Aluminium d'Al ou de Fer (**Berné et Cordonnier, 1991**). Les colloïdes

formés et déstabilisé s'agrègent progressivement pour constituer des floes dont la taille sera suffisante pour les séparer (**Graindoegre et Landot, 2012**).

II.4.2. Structure des colloïdes

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique habituellement négative se trouve sur leur surface (**Desjardins, 1997 ; Crini et Badot, 2007 ; Cardot, 2010 ; Pillai, 1997**) engendrent des forces de répulsion inter colloïdales. Celles-ci permettent d'expliquer la grande stabilité de ces particules mises en solution, l'ensemble constitue la charge primaire de la particule qui a pour origine l'ionisation de groupements chimiques tels que OH, COOH et NH₂ et l'adsorption d'anions présents dans l'eau. Les colloïdes présentent un diamètre compris entre 1µm et 1nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface/volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. (**Cardot, 2010**).

Les ions positifs présents dans l'eau adhèrent fortement à la particule colloïdale forment la couche liée (**Desjardins, 1997; Crini et Badot, 2007 ; Cardot, 2010**) ou de Stern (**Cardot, 2010**), qui se déplace avec la particule (théorie de Helmholtz) (**Crini et Badot P; 2007**). La couche de Stern attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité de cations. Cette nouvelle formation comporte une alternance d'anions et de cations. C'est la couche diffuse ou couche de Gouy (théorie de Gouy-Chapman) (**Cardot, 2010**). Cette dernière ne se déplace pas avec la particule d'où l'inégalité dans la densité et la répartition des ions la composant (**Crini et Badot, 2007**). Il y a donc formation d'une double couche ionique, présente au niveau de tout colloïde (Figure 07).

Les macromolécules organiques (protéine, sucre) constituent les particules hydrophiles. Elles présentent des groupements électro-négatifs de type R-NH₂, R-OH, R-COOH. Ces radicaux créent des liaisons hydrogènes avec les molécules d'eau. Les colloïdes hydrophobes sont en général de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Leur surface présente des charges négatives qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération (**Cardot, 2010**).

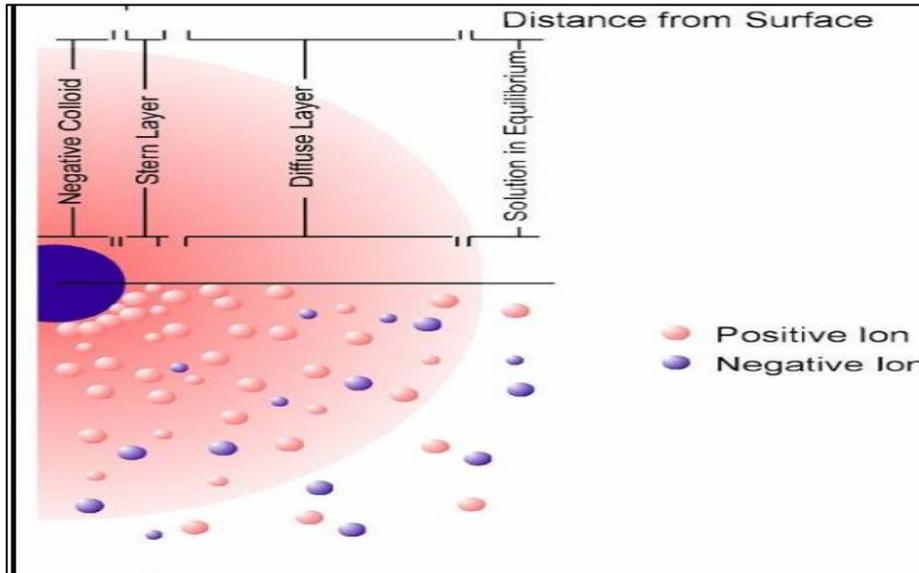


Figure 07: Illustration d'une double couche diffuse (Edney) (Engelhardt, 2010)

II.4.3. Déstabilisation des colloïdes

Pour déstabiliser les particules colloïdale, on peut en outre les emprisonner dans une particule de floc, lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents, $Al_2(SO_4)_3$ ou $FeCl_3$ (desjardins, 1997). Les interactions de quelques espèces coagulantes avec une particule colloïdale sont purement électrostatiques. De ce fait, la déstabilisation par les contre-ions est accomplie par compression de la double couche diffuse entourant la particule (Figure 08).

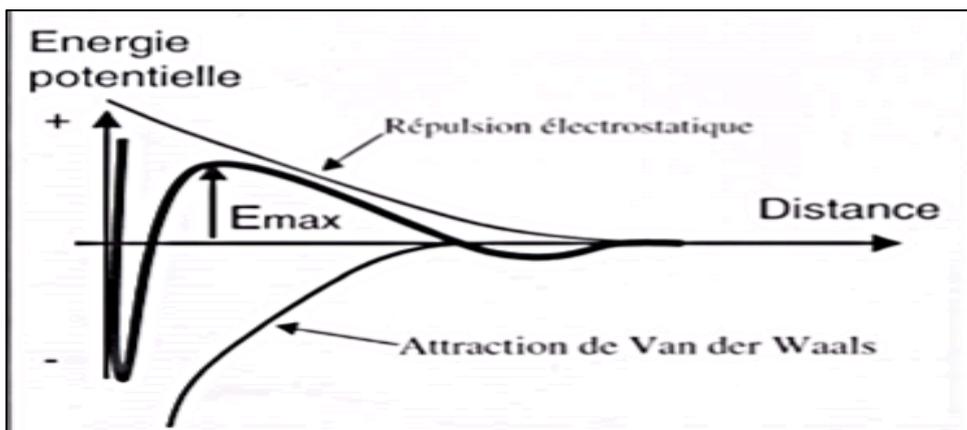


Figure 08: Attraction et répulsion entre deux particules : Théorie DLVO (Mottot, 2000)

Le volume de la couche diffuse nécessaire pour maintenir une électro neutralité diminue et par conséquent, l'épaisseur de cette couche se trouve réduite, l'effet de la répulsion entre

particules colloïdales similaires décroît et la barrière d'énergie d'activation peut disparaître. La déstabilisation a lieu aussi par neutralisation des charges par suite d'adsorption des colloïdes sur le coagulant (**Kettab, 1992**).

II.4.3.1. Facteurs de déstabilisation

Pour arriver à un bon rendement de coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables.

a) Influence de pH

Le pH est un des paramètres qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation (**Julien, 1983**). Le pH a une influence primordiale sur la coagulation. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant (**Beaudry, 1984**).

La plage du pH optimal est la plage à l'intérieur de laquelle la coagulation a lieu suffisamment rapidement. En effet, la plage est en fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 de 5 à 7 (**Jekel, 1986**).

b) Influence de la température de l'eau

La température joue un rôle important au cours de la coagulation-floculation. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du Ph optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons (**Beaudry, 1984**).

c) Effet de la dose et de la nature du coagulant :

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut pas se déterminer facilement. La difficulté principale est de déterminer la quantité optimale de réactif à injecter en fonction des caractéristiques de l'eau brute. A l'heure actuelle, il n'existe pas de modèle de connaissance simple qui permet de déterminer le taux de coagulant en fonction des différentes variables affectant le procédé. La détermination du taux de coagulant

est effectuée par analyse hors ligne au laboratoire tous les jours, à l'aide d'un essai expérimental appelé Jar-test (Lefebvre et Legube. 1993).

d) Influence des sels dissous

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation et la floculation :

- modification de la plage de pH optimale.
- modification du temps requis pour la floculation.
- modification de la quantité de coagulant requis.
- modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent.

e) Coagulation de la couleur

Les particules responsables de la couleur sont de natures organiques, hydrophiles, petites et chargées négativement. Les mécanismes qui permettent l'élimination de la couleur ne sont pas les mêmes que ceux utilisés pour celle de la turbidité. La quantité de coagulant requise est fonction de la couleur initiale : pour un pH optimal, la couleur résiduelle décroît proportionnellement avec l'augmentation de la quantité de coagulant utilisée. Le pH optimale pour l'élimination de la couleur varie entre 4 et 6, alors que le pH optimal pour celle de la turbidité varie entre 6,5 et 7,5 .Le pH optimal pour l'élimination de la couleur étant faible, on doit dans certains cas le rehausser avant la filtration, afin de faire précipiter les composés de fer et d'aluminium, qui sont solubles à des pH faible.

f) Influence du mélange

Au cours de la coagulation et de la floculation, on procède au mélange des produits chimiques en deux étapes :

A la première étape, le mélange est énergique et de courte durée (180 s au maximum) c'est le mélange rapide .Ce mélange a pour but principal de disperser les produits dans la totalité du volume d'eau à traiter .On effectue le mélange rapide en injectant les produits chimique dans une zone de forte turbulence ou en utilisant des équipement de mélange mécanique .Un mélange rapide inadéquat entraîne en général un accroissement de la quantité de produits chimique nécessaires.

A la deuxième étape, le mélange est lent et il a pour but de favoriser les contacts entre les particules de floc. Cependant, le mélange doit être suffisamment énergique pour engendrer des différence de vitesse de l'eau dans le bassins, mais pas trop .En effet

risquent de briser ce dernier, même si la durée du mélange dans un bassin de floculation peut n'être que de 10 min (elle varie en général de 30 à 60 min) (**Desjardins, 1997**).

i) Influence De la turbidité :

La turbidité des eaux de surface en grande partie due à la présence de particules de glaise dont le diamètre varié de 0,2 à 0,5 μm . Il s'agit donc là de grosses particules colloïdales qui peuvent se déposer naturellement. La coagulation de ces particules est assez facile à réaliser lorsqu'on maintien le pH dans sa plage optimale. On peut faire par ailleurs les constatons générales suivantes.

- Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une certaine quantité de floc.
- Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration de coagulant. L'augmentation de la quantité de coagulant ne varie toutefois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- Lorsque la turbidité est très élevée, la quantité de coagulant nécessaire est relativement faible, car la probabilité de collision entre les particules est très élevée .Par contre, lorsque la turbidité est faible, la coagulation est difficile.
- La matière organique adsorbée sur les particules de glaise n'exerce aucune influence sur la quantité de coagulant nécessaire.
- Lorsque la turbidité est due à des particules de diamètres variées, il est plus facile d'effectuer la coagulation que lorsqu'elle est imputable à des particules de diamètre sensiblement égal.
- La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau (**Desjardins, 1997**).

II.4.3.2. Le potentiel Zéta

La limite entre la couche de STERN et celle de GOUY- CHAPMAN définit le plan de cisaillement (**Ndayihanzamaso 2011 ; Cardot, 2010**), c'est la limite entre la couche liée qui se déplace avec la particule et la couche diffuse qui se déplace indépendamment de la particule (**Cardot, 2010 ; Desjardins, 1997**). Pour une particule hydrophobe, ce plan est situé à la limite de la couche liée. Alors que pour une particule hydrophile, il est situé à la limite extérieure de la couche d'eau liée à la particule. Le potentiel électrostatique mesuré au plan de cisaillement est appelé potentiel zêta (pour une particule hydrophobe, ce potentiel est de l'ordre de 50 à 100 mV) (**Desjardins, 1997**). Les particules de potentiel zêta négatif se

repoussent très fortement inhibant toute agglomération. Elles peuvent rester très longtemps en suspension quel que soit leur densité (**Cardot, 2010**).

(**Cardot, 2010**) a rapporté que les solutions possible pour annuler le potentiel zêta sont :

- ✓ Ajustement du pH pour atteindre le point isoélectrique des groupements fonctionnels portés par les colloïdes.
- ✓ Augmentation de la salinité pour obtenir une compression de la couche diffuse.
- ✓ Neutralisation chimique de la charge primaire par des cations polyvalents ou polymères.
- ✓ Piégeage dans des précipités de type Al (OH) ou Fe (OH)
- ✓ Adsorption et pontage par des polymères chargés à longue chaîne.

II.4.4. Coagulation-floculation

La coagulation-floculation est un procédé physico-chimique de clarification des eaux. (**Kettab, 1992**). Ce procédé est spécifique à l'élimination des matières colloïdales (particules de diamètre de 0.1 micron à 0.001 micron) qui sont principalement des agents de la turbidité et de la couleur. Leur décantation naturelle est très longue (au minimum plusieurs années) (**Graindoegre et landot, 2012**). Le but de coagulation est de déstabiliser les particules colloïdales en jouant sur leur potentiel zêta, et ainsi de leur permettre de s'agglomérer pour facilement les éliminer lors des étapes de séparation ou filtration (**Crini et Badot, 2007**) (figure II.9), ce procédé comporte deux phases :

La coagulation : addition de réactifs coagulants, essentiellement des sels métalliques (sels de fer et/ou d'aluminium) dont l'hydrolyse libère des composés intermédiaires qui neutralisent les charges des colloïdes et les déstabilisent (**Tharreau, 2009**). Les produits formés ont le plus souvent besoin d'un flocculant pour leur extraction. Actuellement, les flocculants utilisés sont des matières organiques naturelles (comme l'amidon) ou de synthèse (à base d'acrylamide). L'ajout du flocculant : se fait de quelques secondes à deux minutes après celui du coagulant (**Graindoegre et landot, 2012**).

Enfin, si la coagulation-floculation présente un intérêt évident pour séparer certains matières en suspension elle est coûteuse es produit et en fonctionnement (**Graindoegre et landot, 2012**).

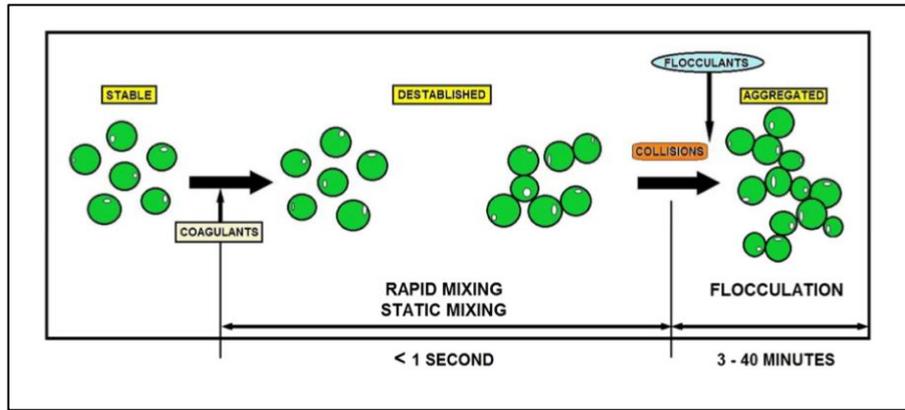


Figure 09: Phénomène de coagulation-floculation chimique (Six, 2018)

II.4.5. Les coagulants

Ce sont des produits qui neutralisent ou inversent les charges de surface des matières en suspension (Kettab, 1992). Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et pour produire un floc sont:

Le sulfate d'alumine, $(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 14 \text{ H}_2\text{O})$, l'aluminate de sodium, NaAlO_2 , le chlorure d'aluminium, (AlCl_3) , le chlorure ferrique, (FeCl_3) (Desjardins, 1997). Pour un pH de 6 à 7.4, Sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (Gomella et Guerrée, 1978). Le sulfate ferreux, FeSO_4 (Desjardins, 1997). Pour un pH de 8.7 à 9.5 (Graindoegre et landot, 2012), le sulfate de cuivre, CuSO_4 (Desjardins, 1997) les poly électrolytes (Divet et Schulhof, 1980). Ce sont les coagulants les plus fréquemment utilisés. La charge cationique est amenée par les ions métalliques, Fe^{3+} ou Al^{3+} , qui formeront les hydroxydes de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou les hydroxydes d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Au contact de l'eau, les sels d'aluminium sont très largement utilisés dans le domaine de l'eau potable. Les sels de fer sont plutôt destinés aux eaux résiduaires et en particuliers pour l'élimination physico-chimique du phosphore. Le chlorure ferrique a sa place dans les filières de traitement des boues hydroxydes ou organiques (Cardot, 2010). Lorsque on additionne à l'eau les sels d'aluminium ou de fer, ces derniers réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Insoluble et formant un précipité. (Desjardins, 1997), l'ajout de coagulant permet aussi de réduire la turbidité, la concentration en polluants dissous (métaux, phosphore, matière organique) par précipitation ou encore la couleur (Crini et Badot, 2007).

II.4.6. Les adjuvants de floculation

On utilise parfois un réactif complémentaire appelé adjuvant de floculation, qui permet au floc formé par les sels métalliques d'atteindre une taille plus grande par agglomération

(Kettab, 1992). On utilise de nombreux adjuvants chimiques que l'on peut classer en deux catégories selon leur mécanisme d'action :

- a) **Les électrolytes minéraux à polycations** (sels de fer, d'aluminium et chaux), qui provoquent l'agglomération mutuelle des solides finement divisés par l'intermédiaire d'un processus de coagulation, consistant à assurer l'annulation des charges électriques répulsives des colloïdes, c'est-à-dire de leur potentiel Zêta,
- b) **Les polymères organiques de synthèse**, macromolécules de masse moléculaire élevée, à caractère anionique, non ionique ou cationique, qui engendrent ce qu'on a coutume d'appeler la floculation, procédé qui permet l'union des particules solides élémentaires par "pontage", par mise en œuvre d'un processus d'adsorption, puis de réticulation conduisant à la formation d'un "floc" tridimensionnel de structure fibreuse à la suite d'une agitation modérée du milieu réactionnel (Laurent, 1994).

II.4.7. Réactions d'hydrolyse de l'aluminium

Les principaux produits commercialisés sont le sulfate d'aluminium, le chlorure d'aluminium, l'aluminate de sodium, et les sels polymérisés : polychlorure et polychloro-sulfate d'aluminium (Mottot, 2000). Le sulfate d'aluminium communément appelé alun ou sulfate d'alumine, est encore très largement utilisé, bien que des inquiétudes concernant les éventuels effets néfastes de l'aluminium dissous aient récemment été exprimées. (Bourke et al, 2002).

Les sels d'aluminium commerciaux sont généralement caractérisés par leur teneur en aluminium, exprimée en % Al_2O_3 (représentative de la « matière » active contenue) et par la « basicité » du produit, exprimée par le rapport molaire $(OH^-) / 3 (Al_3^+)$ (représentative du degré de polymérisation des ions aluminium) (Mottot, 2000), lorsque le sulfate d'aluminium est utilisé comme coagulant, une fois introduits dans l'eau, (Desjardins C ; 1999), ces réactions forment plusieurs radicaux hydroxy- alumineux monomères ou polymères précipités et libérer des ions H^+ (Mottot, 2000 ; Desjardins, 1999 ; Mujawamariya, 2012). Ces produits complexes ont une solubilité qui varie avec le pH (Desjardins, 1997). Des quantités suffisantes de produits chimiques doivent être ajoutées à l'eau pour dépasser la limite de solubilité de l'hydroxyde de métal et provoquer la formation d'un précipité (floc). Le floc résultant sera alors adsorbé sur les particules (turbidité) de l'eau (figure 10).

L'alcalinité sert à neutraliser l'acide sulfurique qui se forme avec l'hydroxyde lorsque les sulfates s'hydrolysent. S'il restait dans l'eau, l'acide se recombinerait avec l'hydroxyde et redeviendrait du sulfate. L'hydroxyde est le produit final souhaité, car il est insoluble, plus lourd que l'eau, et il supporte la charge électrique positive nécessaire pour neutraliser les

charges négatives des particules colloïdales. (Bourke *et al*, 2002). L'hydrolyse de ces sels conduit dans la première étape très rapide à la formation de monomères selon les réactions suivantes (Stumm *et Lee*, 1960).

Hydrolyse d' Aluminium

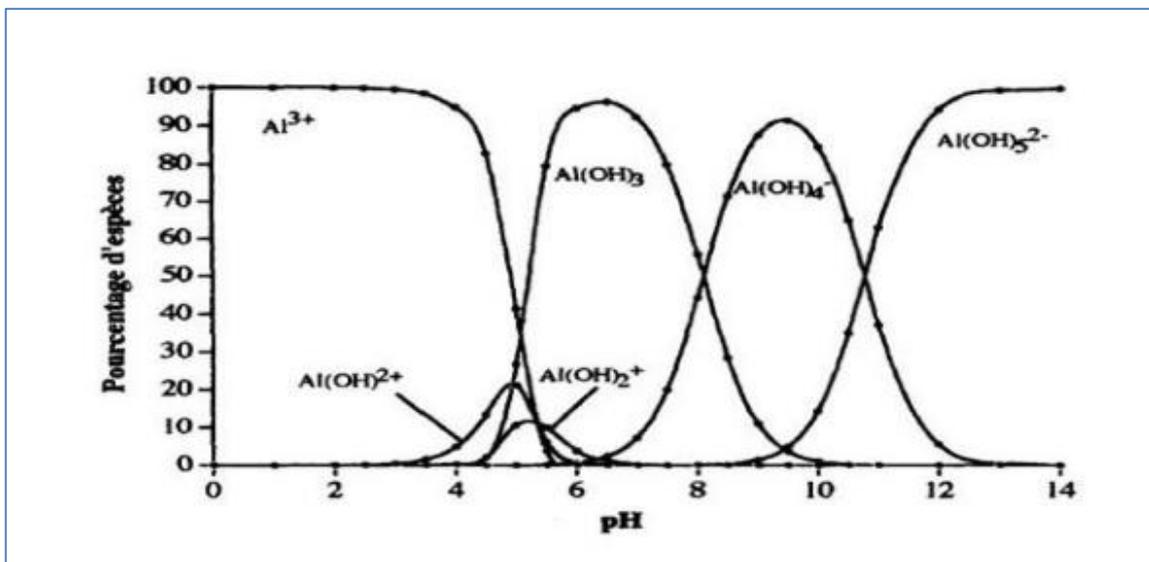
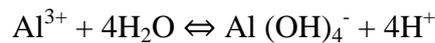
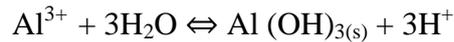
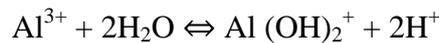
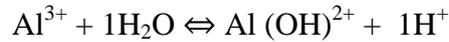


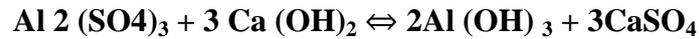
Figure II.10: Diagramme de répartition des espèces hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH (Black *et Willems*, 1961).

La réaction à lieu suivant l'équation :



L'ion trivalent d'aluminium résultent de l'hydrolyse forme un précipité d'hydroxyde d'aluminium avec libération d'acide. L'acide formé sert à neutraliser les forces de répulsions tandis que le précipité assure la coalescence des colloïdes déstabilisés (Mujawamariya, 2012). Si une eau a une alcalinité ou une capacité tampon insuffisante, vous devez ajouter à la réaction des bases supplémentaires telles que la chaux hydratée, l'hydroxyde de sodium

(soude caustique) ou le carbonate de sodium (soude), comme indiqué par l'équation (**Bourke et al, 2002**):



II.5. Conclusion

Le traitement de l'eau usée a pour objectif de réduire le niveau de contamination en métaux lourds et en micro-organismes pour la rendre plus utilisable en agriculture, grâce aux procédés de traitements il est possible d'abaisser la concentration des polluants sous toutes leurs formes et d'atténuer donc le risque sanitaire à un niveau qui sont actuellement considérés comme non dangereux.

Dans ce chapitre nous avons cité d'une part les différents procédés biologiques de traitement des eaux usées dans une station d'épuration tels que (boues activées, lits bactériens et lagunage) et le procédé de coagulation floculation d'autre part pour dégrader et éliminer les polluants présents dans ces eaux.

La technologie des filtres plantés de macrophytes pour le traitement des eaux usées est une technique nouvelle visant la protection de l'environnement et la sauvegarde du milieu naturel. Il s'agit d'une technologie fiable, simple à exécuter, moins coûteuse. 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. L'eau usée traitée collectée à la sortie des stations d'épuration représente une eau renouvelable non conventionnelle, qui pourrait être une source attrayante et bon marché à employer en agriculture.

II.2.3. Traitement secondaire

Le traitement secondaire c'est un traitement biologique des eaux usées représente l'élimination des matières organiques (**Franck, 2002 ; Grégorioet Badot, 2007**), et par l'intervention des micro-organismes vivants. Ces dernières substances composés des matières dissoute et en suspension qui n'ont pas été éliminées par les traitements précédents va être dégradées (**Franck, 2002**). Ces Procédés biologiques, le plus souvent aérobies, reposent sur la biodégradation des matières organiques en présence d'oxygène par des microorganismes hétérotrophes. Ils reproduisent les phénomènes naturels d'autoépuration qui se réalisent dans le milieu naturel. On retrouve deux groupes de procédés :

- les procédés à culture fixée où la biomasse épuratrice est fixée sur des supports. L'eau à traiter coule au contact de ces supports. Les microorganismes fixent donc la pollution organique et la dégradent (bio filtration par exemple).

- les procédés à culture libre où la biomasse est en suspension dans l'eau à traiter. Les microorganismes fixent la pollution et se développent sous forme de floes biologiques que l'on peut séparer de l'eau traitée par décantation (boues activées par exemple) (Franck, 2002).

LA DEUXIEME PARTIE ETUDE EXPERIMENTALE

MATERIELS ET METHODES

I.1. Introduction

Les différents traitements des eaux usées résiduaires existant de nos jours ont tous pour but d'améliorer la qualité des effluents rejetés dans l'environnement (**Méot et Alamy, 1990**), protéger la santé de la population et éviter les maladies contagieuses, mais aussi pour protéger l'environnement (**Moulin et al, 2013**).

Ce chapitre a pour objectif de décrire la méthodologie expérimentale pour deux procédés de traitements la phyto-épuration et la coagulation-floculation ainsi que pour évaluer la performance épuratoire des macrophytes utilisées d'une part et d'apprécier les doses optimales de tous les coagulants utilisés d'autre part au cours de l'élimination des polluants. Nous présenterons le matériel et les protocoles de dosages des paramètres physico-chimiques des eaux usées.

I.2. Présentation de la zone d'étude

I.2.1. Situation géographique

La région de Biskra constitue un trait d'union phare entre le nord sud, et ouest de l'Algérie, du fait de sa situation de côte sud - est de l'Algérie, aux portes du Sahara (**A.N.D.I, 2013**). Située au piémont sud de l'Atlas saharien. Elle se trouve à une altitude de 87 mètres. La wilaya de Biskra est située dans le Sud-est Algérien, au piémont sud de l'Atlas saharien. Elle s'étend sur une superficie de 20 986 Km² environ 422 Km de la capitale. Elle se trouve à une altitude de 87 mètres au niveau de la mer. Sa latitude est de 34° 48' et sa longitude est de plus de 5° 44' (figure 11).

Administrativement, elle est limitée au Nord par la wilaya de Batna, à l'Est par la wilaya de Khenchela, au Sud par la wilaya de Ouargla et El-Oued et à l'Ouest par la wilaya d'Ouled Djellal, M'Sila et Djelfa. Issue du découpage administratif 2019, la Wilaya de Biskra se composait de dix daïra et vingt-sept communes.

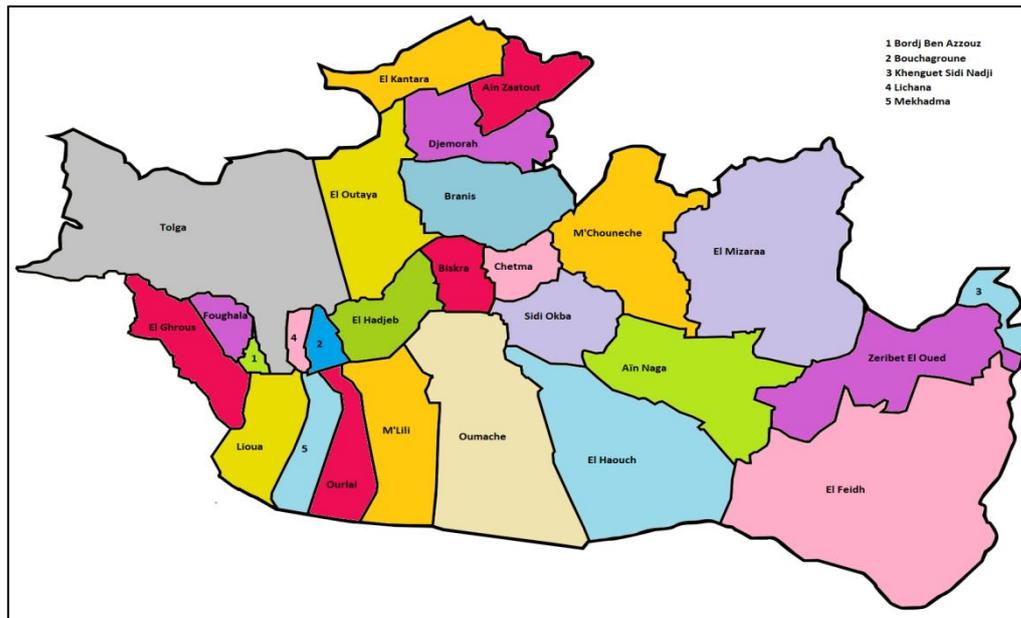


Figure 11 : Limites administratives de la wilaya de Biskra

La commune de M'ziraa est située à l'Est de la wilaya de Biskra 60 km loin du chef-lieu, et fait partie de la daïra de Zeribet El Oued. Elle s'étend sur 7.601 Km² La commune se trouve sur le versant sud-est du Djebel Ahmar Khaddou. Elle est connue, essentiellement, pour sa vocation agricole depuis plus d'une vingtaine d'années. (Figure 12).

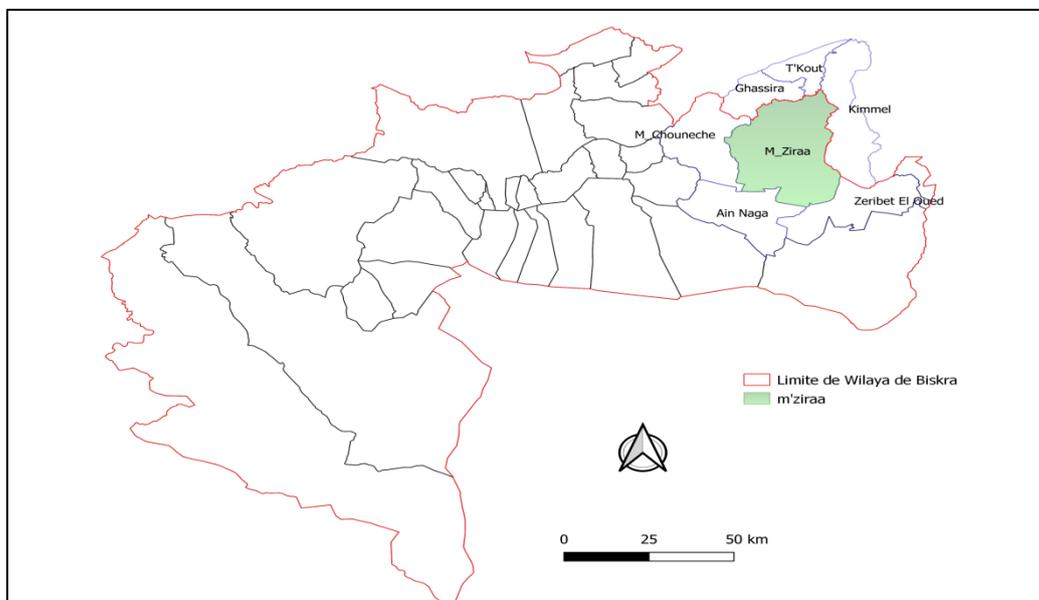


Figure 12 : Localisation de la commune de Mziraa dans la wilaya de Biskra (Logiciel Google earth pro, 2019)

I.2.2. Synthèse Climatique

Le climat est un ensemble fluctuant de phénomène météorologique (Rogre, 2006). Le climat saharien est caractérisé notamment par la faiblesse et l'irrégularité des précipitations, une luminosité intense, une forte évaporation et de grands écarts de température (Ozenda, 1991).

I.2.2.1. La pluviométrie

La pluie est parmi les facteurs les plus importants en raison de l'influence bénéfique ou néfaste qu'elle exerce sur l'agriculture. Dans la région, la pluviométrie est insignifiante, en plus des faibles quantités de précipitations annuelles s'ajoute à une grande irrégularité dans la distribution. En effet, aucune agriculture n'est possible sans irrigation (Laib, 2014) (Tableau 05).

Tableau 05: La précipitation moyenne mensuelle en (mm) de la région de Biskra durant la période (2009-2018) (Tutiempo, 2019)

	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	Totale
Précipitation (mm)	13,77	5,87	16,28	17,5	13,37	5,59	0,8	2,03	18,14	29,31	10,16	4,62	123.67

La précipitation moyenne annuelle de la région de Biskra est très faible (123.67 mm), Ce paramètre couvre une grande alternance durant cette période la valeur moyenne la plus faible est enregistré durant le mois de juillet avec une pluviométrie de 0.8 mm. En revanche, le mois le plus pluvieux c'est le mois d'octobre avec un maximum de 29,31 mm.

I.2.2.2. La température

La température est le second facteur après la précipitation qui conditionne le climat d'une région (Laib, 2014) (Tableau 06).

Tableau 06: Températures mensuelles de la région de Biskra durant la période (2009-2018) (Tutiempo, 2019)

	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	Moy
Température Moyenne °C	12,39	13,32	17,34	21,92	26,41	31,44	35,26	34,03	29,38	23,76	17,24	12,88	22,95
Température minimale °C	7,2	7,81	11,44	15,36	19,67	24,42	28,27	27,65	23,56	18,15	12,14	7,84	16,96
Température maximale °C.	18,02	19,03	23,07	27,95	32,49	37,58	41,46	40,12	35,16	29,58	22,92	18,62	28, 83

La région de Biskra est caractérisée par des fortes températures moyennes annuelles durant la période (2009-2018), pouvant atteindre 22,95 °C. La température moyenne du mois le plus chaud est enregistrée au mois de juillet avec 41,46 C°. Alors que la température minimale la plus basse durant la même période est notée au mois de janvier 7,2 C°

I.2.2.3. Humidité relative

L'humidité relative pendant la période s'étale entre 2009 et 2018 de la région de Biskra Est présenté dans le tableau ci-dessous (Tableau 07).

Tableau 07: L'humidité relative moyenne mensuelle de la région de Biskra entre durant la période (2009-2018) (Tutiempo, 2019)

	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	moy
Humidité (H%)	55,61	49,4	43,5	40,23	34,53	29,68	26,11	31,11	40,9	45,66	52,77	57,69	42,27

L'humidité relative la plus faible est estimée de 26,11 % au mois de Juillet. Par contre le mois le plus humide est le mois de Décembre avec un taux de 57,69 %.

I.2.2.4. Le vent

C'est un phénomène continu au désert ou il joue un rôle considérable en provoquant une érosion intense grâce à la particule sableuse qu'il transporte en contrepartie une sédimentation également importante qui se traduit par la formation des dunes (Ozenda, 1983).

Les vents dominants à Biskra sont ceux du Nord-Ouest et à un degré moindre ceux du Nord. Les vents du Nord-ouest soufflent de Novembre à Mai, sont des vents moyens. De Juillet à Septembre sévissent les vents du Sud, vents Chauds (ANAT, 2002).

Tableau 08: L'humidité relative moyenne mensuelle de la région de Biskra entre durant la période (2009-2018) (Tutiempo, 2019)

	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	moy
Vent (Km/h)	10,92	13,69	16,9	16,03	15,83	14,34	11,72	11,03	10,25	8,92	10,13	8,74	13.09

La vitesse maximale du vent a été enregistrée dans le mois d' Mars avec une moyenne de 16,9 Km/h. Le vent minimum est marqué au mois de février avec une vitesse de 8,74 Km/h.

I.2.3. Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN

Le diagramme ombrothermique de GAUSSEN met en évidence la notion des saisons humide et sèche. La figure I.3 présente en abscisse les mois et en ordonnée les

températures (T) et les précipitations (P) ayant une échelle double pour les premières tel que $P = 2 T$.

GAUSSEN considère qu'il y a une sécheresse lorsque les précipitations mensuelles exprimées en millimètres sont inférieures au double de la température moyenne mensuelle exprimée en degrés Celsius (Dajoz, 1971).

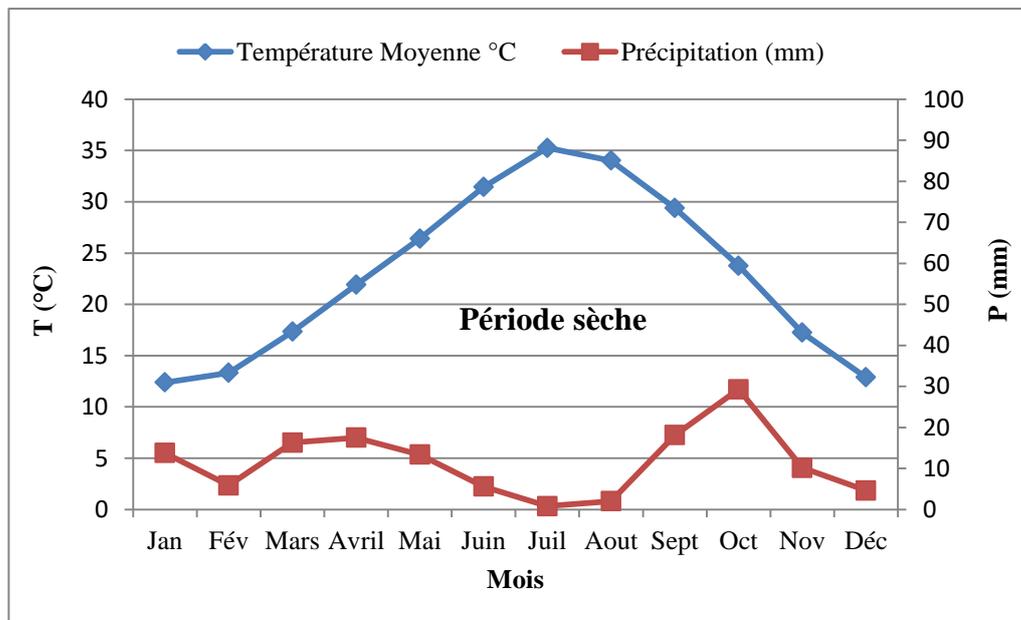


Figure 13: Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN dans la région de Biskra

L'intersection des deux courbes de pluviométrie et des températures notées respectivement par P et T où l'air comprise entre les deux courbes représente les périodes sèches. A Biskra, L'analyse du diagramme durant la période (2009-2018) montre que la période sèche s'étale sur la toute l'année (figure I.2).

I.2.4. Climagramme d'EMBERGER

Pour déterminer l'étage bioclimatique de la région de Biskra, nous avons calculé le quotient pluviométrique d'Emberger "Q₂". Ce dernier tient compte de la pluviométrie annuelle et de la température moyenne minima, du mois le plus froid et de température moyenne maxima du mois le plus chaud

Selon la formule établie par Stewart (1969), l'expression de la formule du quotient pluviométrique d'Emberger "Q₂" est comme suit.

$$Q=3.43 P/M-m$$

Avec :

Q_2 : quotient pluviométrique d'Emberger des Stewart de la période (2009-2018).

P : Précipitation annuelles en (mm) = 123.67 mm

M : Moyenne maximale du mois le plus chaud en $C^\circ = 41,46 C^\circ$.

m : Moyenne minimale du mois le plus froid en $C^\circ = 7,2 C^\circ$.

D'après les données climatiques, la région de Biskra a un indice Q_2 calculé par la formule précédente est égal : 12.38.

En reportant cette valeur obtenue sur le climagramme d'Emberger dans le but de déterminer l'étage bioclimatique, la région de Biskra se situe dans l'étage bioclimatique Saharien à hiver chaud (Figure I.4).

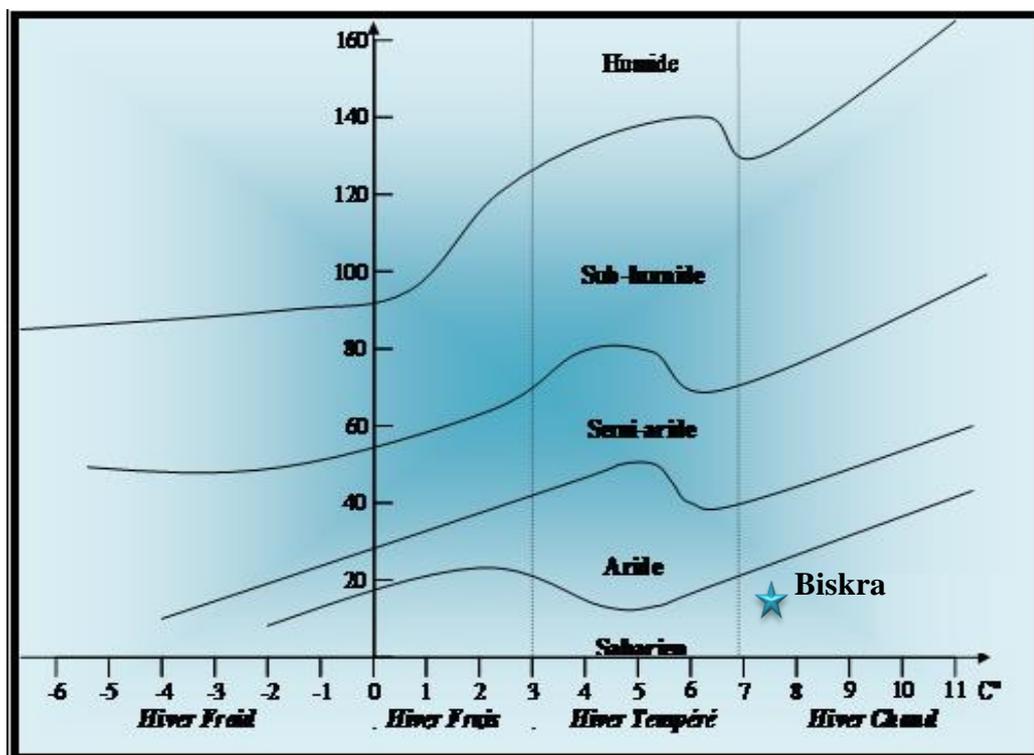


Figure 14 : Localisation de la région de Biskra sur le Climagramme d'EMBERGER

I.3. Caractéristique de quelques plantes aquatiques

Dans notre travail, nous avons utilisé trois plantes macrophytes, à savoir : *Phragmites Australis*, *Tamarix africana* et *Typha Latifolia*. Elles sont réputées pour leur fort pouvoir épurateur des eaux usées domestiques et industrielles.

I.3.1. *Tamarix Africana*

C'est un arbuste qui peut atteindre 2 à 3 mètres de hauteur, à rameaux assez fournis et qui croît au bord des étangs, non loin de la mer, sur le littoral méditerranéen. Ses fleurs roses ou rosées, sont réunies en grappes cylindrique disposées le long de la partie supérieure des rameaux principaux, et s'épanouissent depuis le mois de juin jusqu'au mois d'aout. On reconnaît surtout cette espèce à ses fleurs qui ont chacune plus de 2 mm de largeur lorsqu'elles sont épanouies, à ses feuilles assez largement blanches-membraneuses et translucides sur les bords et à ses grappes de fleurs qui ont 4 à 6 mm de margeur.

Les étamines ne dépassent pas sensiblement la corolle et leurs anthères sont obtuses au sommet. Ce sont des arbustes à tiges dressée, à rameaux principaux un peu étalés, dont l'écorce se couvre de gerçures en longueur (**Bonnier et Douin, 1990**) (Figure 15).

Milieu répartition : Dans l'ouest de la zone méditerranéenne jusqu'en Italie comprise et le nord-ouest de l'Afrique. En France, uniquement autour de la Méditerranée ; particulièrement abondant en Corse. Cultivé comme arbuste d'ornement (**Polese, 2010**).



Figure 15 : *Tamarix africana* (Mimeche, 2014)

I.3.2. *Typha Latifolia*

Grande plante aquatique provient des régions tempérés et chaudes des deux hémisphères et on la retrouve particulièrement en Europe, en Asie et en Amérique. Elle atteint régulièrement entre 2-3 m, à feuilles très allongées vivant en colonie (**Couplan et Styner, 2009**). Plante souvent appelée roseau à massette à très grande herbe vivace, pouvant dépasser 2 mètres, à tige rigide, dressée persistante en hiver (**David, 2010**).

- Feuilles partant en touffe de la base, très longues et étroites (larges de 12-20 mm), épaisses, spongieuses, de couleur un peu bleutée, parcourues de nervures parallèles, renfermant une moelle blanche. (**Francois et Eva, 2009**).
- Fleurs minuscules, dioïques, fleurs mâles verdâtres groupées en un long épi grêle terminant la tige et surmontant le gros épi cylindrique (2 cm de diamètre environ), très dense, de fleurs femelles brunâtres. Les deux épis se touchent ou en sont séparés que par un très court intervalle.
- Fruits petits akènes plumeux, portés en très grand nombre dans l'épi femelle (Figure 16) (**Francois et Eva, 2009**).



Figure 16 : *Typha latifolia* (Photo originale, 2018).

I.3.3. *Phragmites Communis*

Le nom générique des roseaux, Phragmites, désignait en latin une plante servant à faire des clôtures (**Francois, 2012**), il est réparti un peu partout au Sahara septentrional, occidental et central. On peut le rencontrer, en général, dans toute la région Méditerranéenne (**Lahmadi S et al, 2013**), forme souvent de larges ceintures autour des lacs et autres eaux stagnantes.

(Hans, 2007). C'est une Grande graminée vivace de 1-4m, presque glabre, formant de grandes colonies (Francois et Eva, 2009), à gros rhizome rampant et très ramifié (Nègre, 1961 ; Ozenda, 1991), ont les jeunes extrémités sont couvertes d'écailles jaunâtres, lisse. Tiges dressés abondamment feuillées.

- Feuilles glauques à gaines aussi longues que les entre-nœuds, glabres (sauf les oreillettes velues), à ligule longuement ciliée à limbes plans, striés sur les deux faces glabres et scabres.
- Inflorescence en grande panicule fauve à axe velu sur les entre-nœuds inférieurs, à rameaux presque tous réunis en fascicules, et portant des épillets 4-10 flores de 7 à 18 mm de long, à glumes très inégales (Nègre, 1961). La floraison a lieu de juin à novembre (Kherraze et al, 2014).
- Espèce cosmopolite, surtout représentée au Sahara par une forme à feuilles courtes, raides et piquantes un peu enroulées en long (Ozenda, 1991; Ozenda, 1958).

Cette plante prolifère aussi en bordure qu'à l'intérieur du canal provoquant le bouchage du collecteur et donc entrave la circulation des eaux (Figure 17) (Kherraze et al, 2014).



Figure 17 : *Phragmite Communis* (Photo originale, 2018)

I.4. Les eaux usées brutes utilisés

Deux types d'eau ont été utilisés dans les essais de la phyto-épuration et de la coagulation- floculation durant cette expérimentation. L'eau usée domestique a été prélevée du rejet communal de la commune de Mziraa, qui se trouve immédiatement à la sortie de la

zone urbaine de cette région. Les eaux usées domestiques de ce rejet sont déversées sans traitement préalable dans le milieu naturel (Figure 18).

Pour le rejet industriel, l'eau a été mené de l'usine ENICAB (entreprise algérienne pionnière dans la fabrication des câbles d'énergie). 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 phyto-épuration.

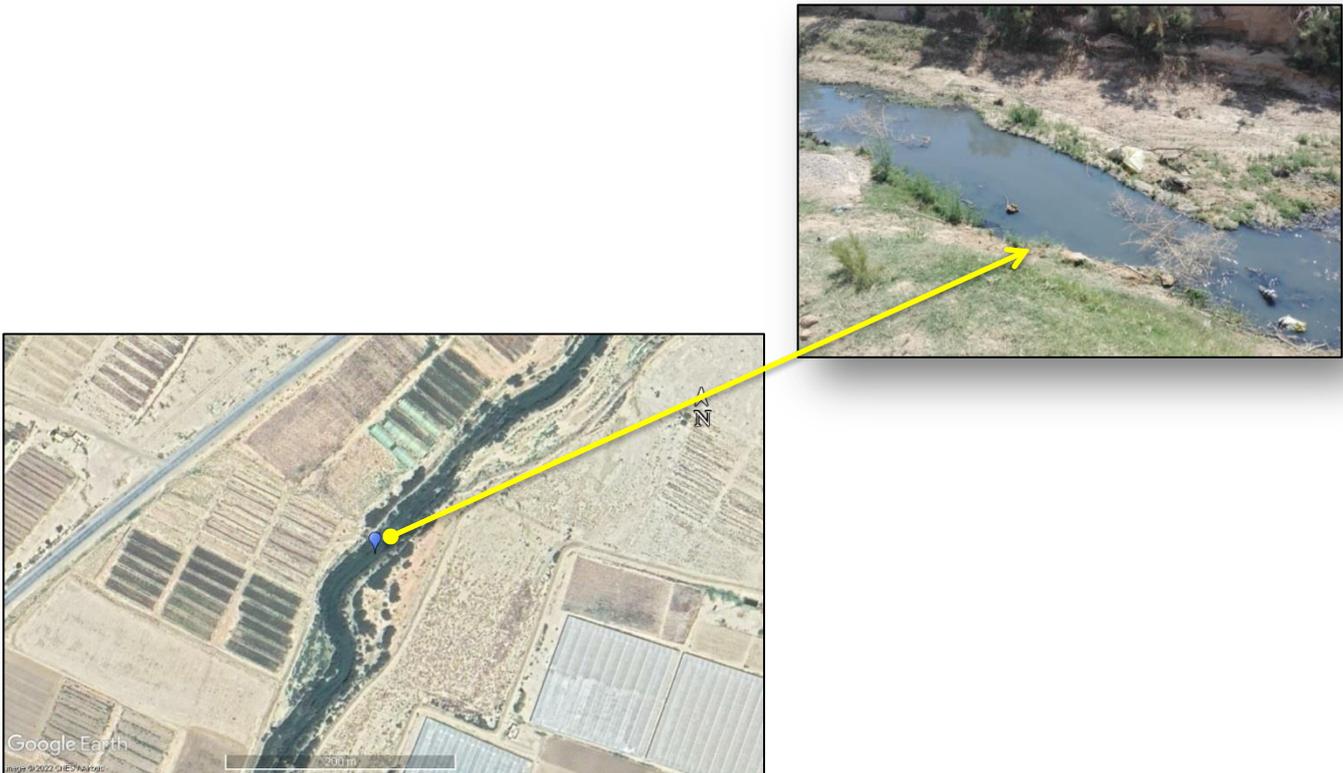


Figure 18 : Vue satellitaire du rejet de la commune de M'ziraa (Image satellitaire Logiciel Google earth pro, 2019)

I.5. Prélèvement d'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. Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière (Derradji, 2015).

Les échantillons des eaux usées ont été prélevés dans des bouteilles en plastique de 0.25 l préalablement rincées par l'eau distillée étiquetées et conservés à 4°C pour servir la totalité des analyses physico-chimiques. Certaines analyses sont pratiquées sur place comme la température, pH, CE (conductivité électrique).

I.6. Analyses physico-chimiques

Pour déterminer les caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes ainsi que les eaux récupérées, les analyses de tous les paramètres ont été effectuées au niveau de quatre laboratoires (laboratoire pédagogique de l'hydraulique et de l'agronomie, le laboratoire de recherche en Génie Civil, Hydraulique, Développement, Durable et Environnement (LARGHYDE), Centre de Recherche Scientifique sur les Régions Arides (CRASTRA).

- La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Swaine, 2006).
- Le pH est un indicateur de l'acidité ou de la basicité de l'eau (Mopili, 2012 ; Arouya, 2011 ; Ndayihanzamaso, 2011 ; FAO, 1992 ; Ndiaye, 2010), Il est déterminé à partir de la quantité d'ions d'hydrogène hydronium (H^+) ou d'ions hydroxide (OH^-) (Tandia, 2007), il est mesuré par un pH mètre de type Ohaus (Starter 2100).
- La conductivité électrique indique la concentration totale des sels dissous (Mopili, 2012 ; Ndiaye, 2010 ; Mujawamariya, 2012 ; FAO, 1992 ; Satin et Selmi, 1999) elle est exprimée en micro siemens (mS/cm) (Mopili, 2012), elle est mesurée par un conductimètre.
- Les nitrites sont dosé suivant la méthode colorimétrique, ils réagissent avec la sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui après copulation avec le (N-1) naphtyéthylénediamine dichloride donne naissance à une coloration rose mesurée à une longueur d'onde 543 nm.
- Le dosage de nitrates est fait à l'aide de spectromètre UV-visible. La lecture est effectuée à la longueur d'onde $\lambda = 220$ nm.
- Les orthophosphates, en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, donnent un complexe phosphomolibdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue (Arouya, 2011). L'analyse de cet élément est déterminée par un dosage colorimétrique en utilisant la méthode spectrophotométrie UV-Visible.

- Nous avons utilisé pour le dosage du cuivre (Cu) et du zinc (Zn), un spectrophotomètre d'absorption atomique de type de Shimadzu AA- 6200 piloté par ordinateur qui se trouve au sein du département d'Agronomie à l'université de Biskra et le Centre de Recherche Scientifique et Techniques sur les Régions Arides (CRSTRA). La spectrométrie d'absorption atomique repose sur l'absorption par les éléments à l'état atomique d'un rayonnement issu d'une lampe à cathode creuse ou à décharge. Compte tenu de la nature discrète des niveaux d'énergie des atomes, la source lumineuse doit contenir l'élément à analyser ; ainsi son spectre d'émission correspond exactement au spectre d'absorption de l'élément à analyser. Autrement dit, les photons issus de la lampe remplissent les conditions de résonance pour les atomes cible donc induisent des transitions électroniques ce qui provoque l'absorption (Galez, 2011).

I.7. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes

Les caractéristiques physico-chimiques pour les deux types des effluents sont illustrées dans le tableau 09.

Tableau 09 : Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées domestiques et industrielles

Paramètres	Eau domestique							Eau industrielle		
	CE dS/cm	pH	PO ₄ ⁻³ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	DCO (mg/l)	Zn ⁺ (mg/l)	Cu ⁻ (mg/l)	Fe ⁺ (mg/l)
Valeurs moyennes de la Concentration d'échantillon	3,5	8,51	8,75	8,05	0,50	43,90	284.4	5,74	1,54	2,54
Les normes de l'OMS	/	6.8-8.5	2	< 1	1	< 0.5	<120	3	0.5	3

D'une manière générale, l'eau usée résiduaire brute collectée du rejet de la commune de Mziraa se caractérise par un pH relativement proche de l'alcalinité, un taux du sel moyen de l'ordre de 3.5 dS/m. Le taux des phosphates est 3,385 mg/l. La pollution azotée générée dans ce rejet est de 43,90 mg/l d'ammonium, 8,05 mg/l pour le nitrate, et 0,502 mg/l pour le nitrite.

Selon les normes de l’OMS, ces valeurs sont supérieures aux valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées domestiques.

L’eau d’origine industrielle présente des taux des traces métalliques comme le zinc, le cuivre, et le fer dépassent les normes Algériennes et Internationales de rejet d’effluents.

I.8. Essai de la phyto-épuration

I.8.1. Préparation et choix des plantes

Les macrophytes utilisés dans cette expérimentation appartiennent au groupement des hélrophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée.

Les jeunes tiges de ces macrophytes ont été recueillies le mois de Février, de leur l’aire de répartition à coté de l’oued et les bassins d’accumulation, Ces plantes ont été immédiatement mis en eau de robinet pendant 15 jours jusqu’ au développement remarquable des racines (nouvelles racines) (Figure 19).



Figure 19 : Le développement des racines des jeunes tiges de phragmite et Typha

I.8.2. Description du dispositif expérimental

L’expérimentation de notre pilote a été installée au sein de la station de phyto-épuration du département de l’hydraulique de l’université de Biskra, nous avons construit un système marais à écoulement vertical. Ce pilote est composé d’ onze bacs identiques en plastique à section circulaire et d’une capacité de 90 l, remplis d’un substrat composé de graviers alluvionnaire. Les neuf bacs sont plantés des macrophytes (*Phragmites communis*,

Typha latifolia, *Tamarix africana*) Trois bacs pour chaque plante avec une densité de 10 plants par bac. Le dixième et l'onzième considéré comme un témoin afin de déterminer le rôle de la plante et du substrat (Figure 20). Un tube de PVC perforé de 04 cm de diamètre et 50 cm de longueur a été installé pour assurer l'aération du milieu filtrant. Des robinets ont été installés en plastique au fond des bassines pour la collecte du filtra.

Pour tester l'efficacité de l'épuration par les filtres plantés à macrophytes, il est nécessaire d'effectuer des analyses physico-chimiques sur des échantillons prélevés après un certain temps de séjours variant de deux, cinq, sept, dix et quinze jours. Cette performance sera évaluée après une comparaison entre la qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de différents filtres plantés et le filtre nu. L'alimentation de système se fait exclusivement par des eaux usées domestiques et industrielles par la méthode de l'écoulement horizontal, le filtrat est récupéré par un robinet placé en bas de chaque bac.



Figure 20 : Le dispositif expérimental utilisé

I.8.3. Les différents types de substrat choisis

Le massif filtrant est composé d'une superposition des couches qui sont constituées comme suit en bas vers le haut (Figure 22) :

1^{ère} couche (Galets) $\varnothing = 40-60$ mm, 2^{ème} couche (Gravier grossier) $\varnothing = 20-30$, 3^{ème} couche avec une couche étroite (Gravier moyen) $\varnothing = 10-16$ mm, et finalement une 4^{ème} couche (Gravier fin) à un 3-6 mm de diamètre, Après une période d'adaptation les plantes sont bien développées et sont installées à la troisième couche. Une couche d'eau a été maintenue à 5 cm

au-dessus de la surface du substrat (Figure 21). Avant le remplissage des bacs, les substrats sont bien lavés par l'eau de robinet pour débarrasser tous types des impuretés qui peuvent nuire le traitement.

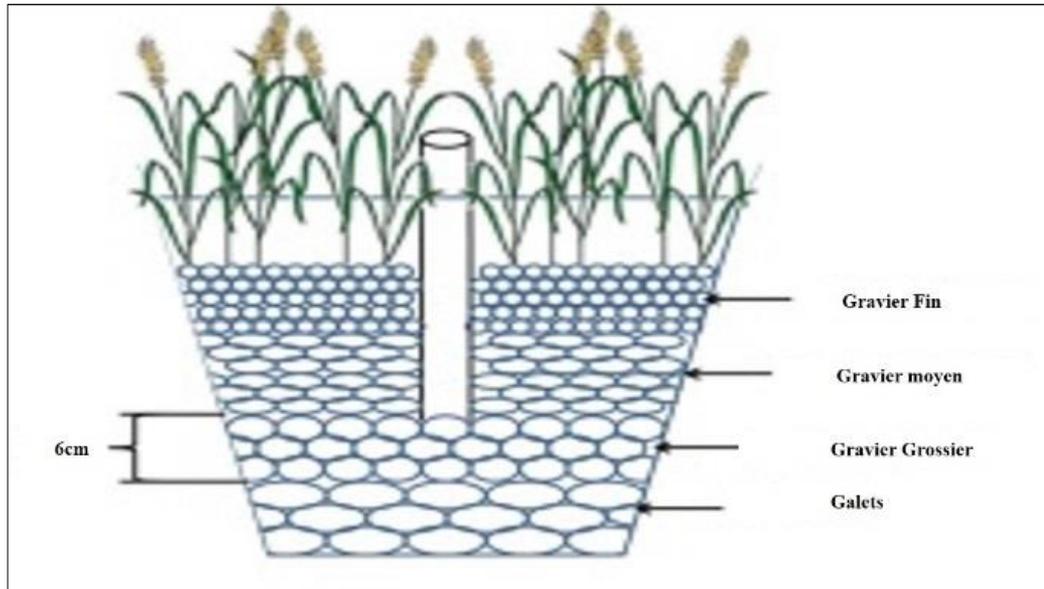


Figure 21 : Schéma représentatif du système filtrant - Coupe verticale de la structure du système filtrant utilisé



Galets



Gravier grossier



Gravier moyen



Gravier fin

Figure 22 : Différents substrats utilisés dans le dispositif**I.8.4. Rendements épuratoires**

Nous avons déterminé le pouvoir épuratoire des paramètres chimiques par la formule suivante :

$$\text{Rendement \%} = 100(X_{\text{ERU}} - X_f) / X_{\text{ERU}}$$

Tels que :

- X_{ERU} : Concentration du paramètre considéré dans l'eau résiduaire urbaine ou industrielle appliquée sur le lit filtrant (mg/l).
- X_f : Concentration du paramètre considéré dans l'eau récupérée des filtres plantés de macrophytes (Laabassi, 2016 ; Mancner, 2010 ; El-Abed, 2015)

I.8.5. Analyse statistique

Une analyse de variance ANOVA à mesures répétées a été utilisée pour vérifier s'il existe des différences statistiquement significatives dans les paramètres physico-chimiques des eaux usées dans les filtres utilisés dans notre étude pour les deux variables (temps séjour et le système filtrant). Le test ANOVA à mesures répétées a été effectué par un logiciel SPSS Version 25.

I.9. Essai de la coagulation-floculation

Ce procédé est consacré aux essais de coagulation et floculation qui ont été conduits selon le protocole bien connu du « Jar-Test » dans le laboratoire pédagogique du département d'hydraulique de l'université de Biskra, afin de choisir le coagulant adéquat et la dose optimale de ce dernier pour une meilleure élimination des polluants existants dans les eaux usées utilisées. La préparation des coagulants chimiques utilisés ainsi que les étapes du protocole du jar test sont décrites dans les sous-sections suivantes.

I.9.1. Les coagulants utilisés

Les réactifs utilisés au cours de nos essais de coagulation-floculation sont les sels de fer (chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$) et sulfate de fer (FeSO_4) et les sels d'aluminium (sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$) et chlorure d'aluminium AlCl_3) comme coagulants. Les solutions mères de chaque coagulant sont préparées par la dissolution de 10 g/l de chaque réactif dans de l'eau distillée. Dans lesquelles les solutions des coagulants sont à préparer le même jour de l'essai.

I.9.2. Protocole du Jar - test

Depuis plus de 50 ans, le Jar Test est la technique standard utilisée pour optimiser l'addition de coagulant et de flocculant dans le domaine du traitement de l'eau. (**Colin Lafleur et al, 2008**). Les essais au laboratoire à l'aide d'un Jar-Test restent jusqu'à ce jour la méthode la plus couramment utilisée pour le choix des réactifs et de leurs concentrations (**Ezziane, 2007**). Ces essais sont effectués afin d'évaluer le pouvoir de coagulation-floculation (**Bensaid, 2009**).

Le Jar-test est un appareil qui permet de déterminer la concentration optimale du coagulant pour le processus de coagulation floculation. Toutes les doses sont exprimées en poids de produits commerciaux (solution ou poudre) (**Achour et Guesbaya, 2005**).

Il consiste à remplir un bécher contient une suspension témoin (sans addition de coagulant). Les autres contiennent la même suspension mais soumise à des doses croissantes de coagulant (la dose optimale de coagulant) (**Salghi, 2005**), cet appareil permet d'assurer une agitation rigoureusement identique pendant une même période (**Harrat, 2013**).

Les essais de Jar-test ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs (flocculateur GLT4 6 POSTES) (Figure 23) avec une vitesse de rotation individuelle entre 0 et 200 tr min. Les pales sont de type à hélices et le volume des béchers est de 500 ml.

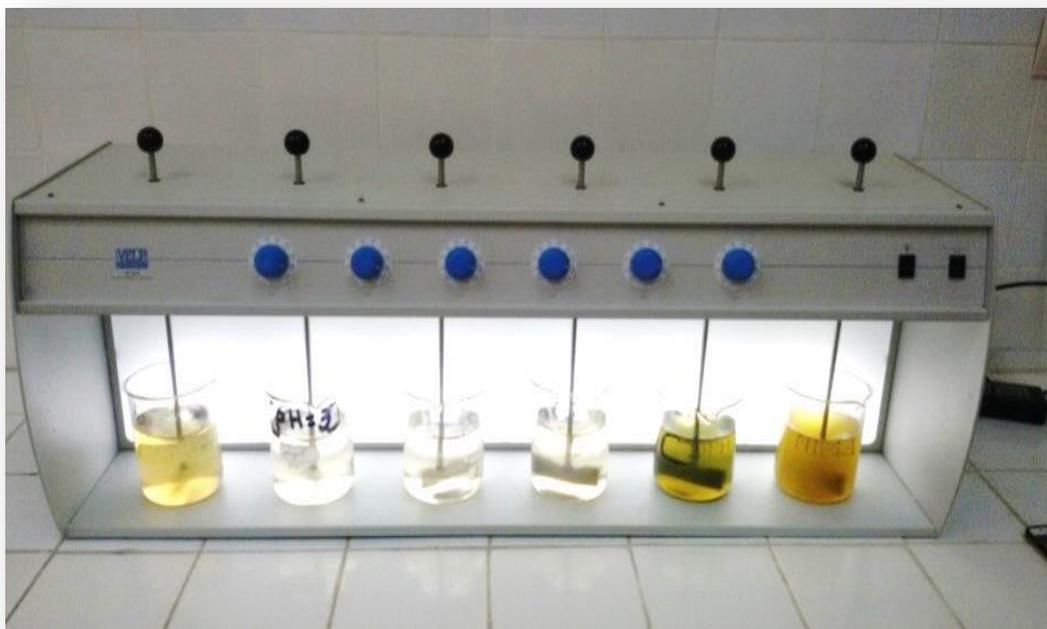


Figure 23 : Flocculateur utilisé pour les essais de jar test

Nous avons placé les béchers du flocculateur après leur remplissage par une eau brute (domestique et industrielle) à tester (500 ml) et l'ajout des doses du coagulant d'une façon croissante dans tous les béchers avec des doses variant de 0 mg/l à 500 mg/l.

Au cours de notre étude, l'eau brute et le coagulant sont soumis :

- Une phase d'agitation rapide de 150 tr/min pendant 3 min, permettant d'assurer une très bonne déstabilisation chimique des colloïdes
- Une phase d'agitation lente de 45 tr/min pendant 15 mn. Les particules en suspension, préalablement déstabilisées sont alors adsorbées, et forment des floccs d'une densité assez élevée pour décanter.
- Une phase de décantation de 30 min, la vitesse d'agitation est nulle, pour permettre la sédimentation des matières en suspension flocculées.
- Après la décantation le surnageant a été prélevé soigneusement de chaque bécher à l'aide d'une pipette pour éviter toute perturbation du flocc formé.
- L'évaluation de l'efficacité des coagulants sur le traitement des eaux usées a été appréciée visuellement et analytiquement par le suivi du taux d'abattement des paramètres étudiés.
- Le calcul du taux d'abattement d'un paramètre X, exprimé en pourcentage, est basé sur la formule suivante :

$$\% \text{ abattement (x)} = [(C_i(x) - C_f(x)) / C_i(x)] * 100$$

- C_i : concentration initiale de X dans les eaux usées.
- C_f : concentration finale dans les eaux traitées. (Khelili et Achour, 2011 ; Larkeb Manal, 2015 ; Achour et Guesbaya, 2005 ; Aoudjehane et al, 2010)

I.10. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisés afin d'évaluer dans la première partie d'essai, le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes (*Phragmites communis*, *Typha latifolia* et *Tamarix africana*). Nous avons opté pour l'analyse au laboratoire, à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés et dans le filtre non planté. Le dispositif préparé est constitué d'un ensemble de bacs identiques remplis du substrat de différents diamètres plantés de ces espèces.

La deuxième partie de nos essais a été réalisé pour identifier les différentes étapes des essais du coagulation-floculation (le choix et la préparation des coagulants, et les essais au laboratoire à l'aide d'un Jar-Test) afin de déterminer la dose optimale du coagulant pour ce processus.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

EFFICACITE DE L'EPURATION DES EAUX USEES PAR FILTRE PLANTE

II.1. Introduction

Les systèmes d'épuration des eaux usées 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. Les eaux à travers un lit de gravier planté avec des espèces dont les racines se nourrissent des éléments nutritifs de l'eau. C'est un système qui permet non seulement de traiter les eaux usées sans produits chimiques ni énergie mais aussi d'irriguer des plantes utiles avec ces eaux épurées. Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques et plus particulièrement du (*Papyrus*, *Phragmites*, *Typha*...) ont été mises en évidence par plusieurs chercheurs pour traiter des effluents domestiques et industriels contenant des substances organiques et inorganiques. L'utilisation des macrophytes dans les marais artificiels sont largement utilisés pour le traitement des eaux usées.

L'objectif de ce travail est d'évaluer les performances globales de traitement d'un système de filtres plantés pour l'élimination des polluants des effluents domestiques et industriels. A ce sujet, nous avons réalisé la présente étude en choisissant des espèces aquatiques comme *Phragmite communis*, *Typha latifolia*, et *Tamarix africana*. Différents paramètres physico-chimiques ont été testés tels que (pH, CE, Phosphore, nitrate, nitrite...) à fin de déterminer l'efficacité des plantes utilisées sous un climat aride.

II.2. Evolution du pH à la sortie des filtres plantés et non plantés

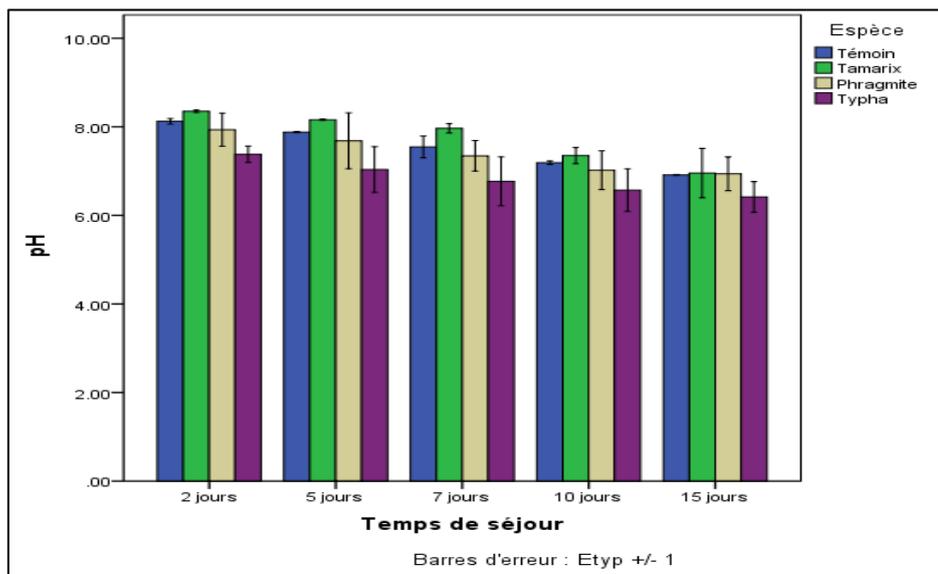


Figure 24 : Evolution du pH dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Chapitre II : Efficacité de l'épuration des eaux usées par filtres plantés

L'évolution des moyennes des valeurs du pH est indiquée dans la figure n° 24. Une diminution de valeurs du pH dans les eaux usées purifiées par les systèmes plantés de *Typha latifolia*, *Phragmite comminus*, *Tamarix africana* et le système non planté a été enregistrée pour différents temps de séjours choisis.

Les valeurs moyennes du pH ont diminué dans les temps de séjour plus long que dans les temps de séjour les plus petits respectivement (15, 10, 7, 5 et 2 jours), où les pH les plus faibles ont été enregistrés au temps de séjour 15^{ième} jours, avec une valeur moyenne de 6.92, 7.35, 6.67, 6.17 respectivement pour témoin, *Tamarix africana*, *Phragmite comminus* et *Typha latifolia*

L'analyse statistique a montré une différence significative ($p=0.040 < 0.05$) du taux du pH seulement entre le filtre planté de *Tamarix africana* et le témoin pour le facteur mode du traitement, D'autre part également, il existe des différences statistiquement significatives pour le facteur temps de séjour ($p= 0.000 < 0.05$).

La croissance et la reproduction des micro-organismes sont affectées par le pH de l'eau. La plus part des bactéries peuvent croître à l'intérieur d'une gamme de pH comprise entre 5 et 9 (**Chiban ; 2011**). La diminution des valeurs de pH pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs :

- L'accumulation de H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes.
- La production des ions H^+ par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) (**Mancer, 2010**).
- La sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines (**Ndzomo, 1994**).
- L'accumulation de CO_2 due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (**Attionu, 1976 ; Jedicke et al., 1989, Mancer, 2010**).

Ces résultats sont similaires à ceux trouvés par (**Zeghdi et al, 2016 ; Mancer, 2010 ; Ouattara et al, 2008 ; Derradji, 2015 ; Abissy et Mandi, 1999 ; Yahiaoui et al, 2018 ; Suhail et al, 2019**).

II.3. Evolution de la conductivité électrique à la sortie des filtres

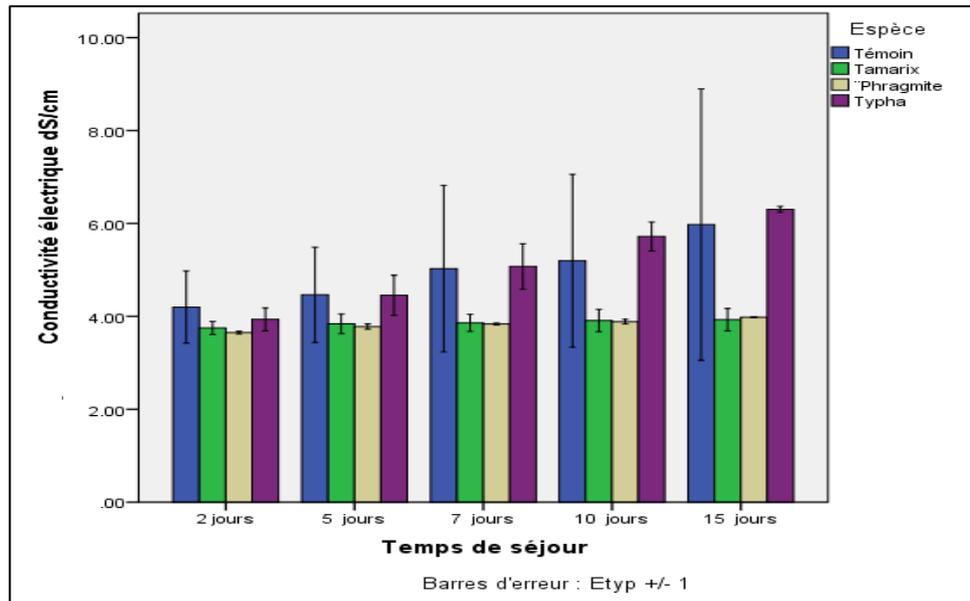


Figure 25 : Evolution de conductivité électrique dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Les résultats des taux de la salinité des eaux usées domestiques après l'épuration par tous les filtres utilisés (filtres plantés et non plantés) sont présentés dans la figure n° 25. La conductivité électrique augmente d'une manière exponentielle pour tous les systèmes installés jusqu'aux 15^{ème} jours aux taux de CE des eaux brutes initiales (3.5 dS/m).

La salinité des eaux usées récupérées des bacs plantés par les *Tamarix africana*, *Typha Latifolia* et *Phragmite cmmunis* de 15^{ème} jours est 3.93 ds/m, 6.31 ds/m, 3.98 ds/m respectivement est inférieur à celle des eaux usées épurées par le témoin 5.97 ds/m.

L'analyse statistique a montré qu'il n'y était t pas une différence statistiquement significative à un niveau de significativité de 0.05 entre les systèmes utilisés (plantés et non plantés). Inversement il existe une différence significative entre le variable temps de séjour ($p= 0.000 < 0.05$).

Les filtres plantés de notre étude ont tendance d'accumuler les sels minéraux dissous ce qui explique la diminution de la salinité de l'eau au niveau des bacs plantées par rapport au filtre non planté.

Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés dans les études de (Zeghdi et al, 2016 ; Abissy et Mandi, 1999 ; Mancner, 2010 ; Yahiaoui et al, 2018 ; Kone et al, 2011; Harrat et al, 2013) pour une plantation de *Typha Latifolia*, *Arundo donax*, *Nerium Oleander*, *Androgopon Gayanus* et *roseau* respectivement.

La salinisation du milieu d'étude pourrait être due à la diminution des quantités d'eau dans le système suite au phénomène de l'évapotranspiration (Harrat et al, 2013) et décomposition de la matière organique par amélioration de l'activité bactérienne (Katsenovich et al, 2009 ; Mancner, 2010).

II.4. Evolution du phosphate à la sortie des filtres

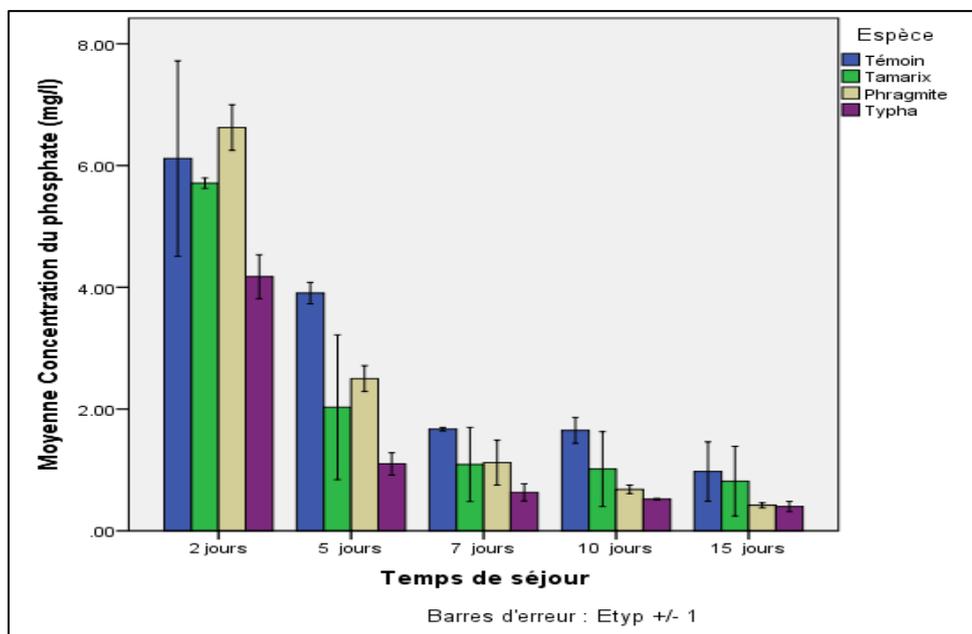


Figure 26 : Evolution du phosphate dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Le taux des eaux usées brutes en ortho-phosphate ($P- PO_4^{3-}$) est de 8,75 mg/l, il est supérieur à ceux trouvés dans une autre étude préparée par (Derradji, 2015) à Annaba (7,80 mg/l), ainsi qu'inférieur dans une autre étude (El abed ibrahim, 2015) à la région de tibesbest de Touggourt (34.26 mg/l). Des teneurs supérieures à 0.2 mg/l en phosphates favorisent la prolifération des algues qui contribuent à l'eutrophisation entraînant une diminution de la quantité d'oxygène dans le milieu aquatique avec des impacts négatifs sur les organismes aquatiques.

Chapitre II : Efficacité de l'épuration des eaux usées par filtres plantés

L'évolution du taux d'orthophosphate après le traitement par les filtres plantés et non plantés durant un temps de séjour est représentée dans la figure n ° 26. La teneur des phosphates a diminué dans les eaux usées récupérées de tous les filtres plantés et non plantés utilisées au cours du temps de séjour. L'efficacité d'épuration du phosphate est plus importante dans les filtres plantés par rapport le système nu. Cette performance a atteint le maximum pour le filtres plantés pour le quinzième jour 0.82 mg/l, 0.42 mg/l, 0.40 mg/l, 0.97 mg/l pour les filtres plantés par *Tamarix africana*, *Phragmite communis*, *Typha latifolia* et le témoin respectivement.

Les taux d'abattelements des ortho- phosphates dans notre étude sont similaires avec les résultats obtenus par différents auteurs tels que (Coleman, 2000; Kouki et al, 1986 ; Sudarsan et al, 2017 ; Linfeng et al, 2008 ; Gottschalla et al, 2007 ; Zeghdi e et al, 2016 ; Guerrouf et al, 2018) qui ont enregistré une efficacité d'élimination dans le *Typha latifolia*. Alors que (Mimeche et al, 2016 ; Seghairi et al, 2013 ; Leiva et al, 2018 ; Kaoru et Yasuo, 1998) ont signalé un abattement du phosphate dans le système planté par le *Cyperus papyrus*, en revanche une diminution de la teneur de cet élément a été trouvée par les études (Mimeche et al, 2013 ; Brix, 2005 ; Guerrouf et Seghairi, 2018 ; Coulibaly et al, 2008 ; Ouattara et al, 2008; Konnerupa, 2009; Temel et al, 2018 ; Chang et al, 2012 ; Kone et al, 2011) dans les *Phragmites australis*, *Phragmites communis*, *Amaranthus hybridus*, *P.maximum*, *Heliconia psittacorum*, *Juncus acutus*, *Tyha orientalis*, *Androgopon gayanus* respectivement.

L'analyse de l'ANOVA à mesures répétées a montré qu'il y a une différence significative pour le variable mode du traitement entre *Typha latifolia* et le système non planté pour l'élimination du taux du Phosphate dans les eaux récupérées ($p= 0.015 < 0.05$). Par contre l'analyse statistique a montré que le taux du phosphate était non significatif à un niveau de significativité de 0.05 entre l'ensemble des plantes utilisées, et entre le témoin et les filtres plantés de *Tamarix africana*, *Phragmite communis*). Où la plus faible concentration de Phosphate a été enregistrée pour la plante (*Typha latifolia*), avec une moyenne de 1,365 mg/l.

Alors que l'analyse statistique a montré d'une part que la différence a été signalée significativement pour le variable temps de séjour entre (deux et cinq jours ($p = 0.001 < 0.05$), deux et sept jours ($p= 0.000 < 0.05$), deux et dix jours ($p = 0.000 < 0.05$), deux et quinze jours ($p= 0.000 < 0.05$). d'autre part l'analyse était non significative entre le temps de séjour sept et dix jours ($p = 0.152 > 0.05$) et entre dix et quinze jours ($p = 0.068 > 0.05$).

Cette diminution pourrait résulter par différentes manières : Soit par assimilation bactérienne et / ou, une assimilation par la plante (Zeghdi e et al, 2016 ; Tanaka et al, 2011 ; Coulibaly et al, 2008 ; Vymazal, 2007 ; Gottschalla et al, 2007 ; Seghairi et al, 2013), certaines plantes consomment une quantité appréciable de phosphore lors de leur croissance (Brix, 1994). Ils peuvent être emmagasinés dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (Kucuk et al, 2003), soit par l'adsorption par le substrat (Brix, 1994 ; Vymazal, 2007 ; Coulibaly et al, 2008) désorption (Coulibaly et al, 2008 ; Vymazal, 2007), et les réactions de précipitation (Coulibaly et al, 2008 ; Brix, 1994 ; Vymazal, 2007; Laabassi, 2016).

II.5. Evolution d'Ammonium à la sortie des filtres

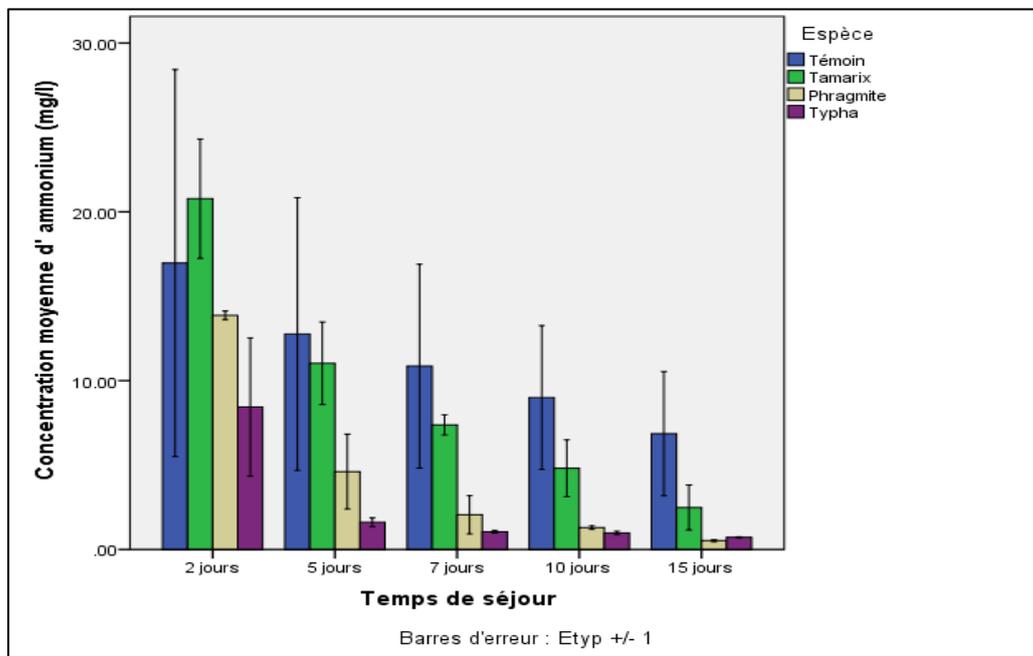


Figure 27 : Evolution d'Ammonium dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Le graphe n° 27 regroupe les résultats $N-NH_4^+$ obtenus durant notre étude, la valeur de l'eau brute utilisée pour alimenter le système (43.09 mg/l) dépasse les normes Algériennes 0.5 mg/l (Medjdoub, 2014). Après le passage par le filtre planté et non planté, au cours de temps de séjour, nous constatons une réduction très marquée de concentration de cet composant dans les eaux récupérées des filtres plantés (*Tamarix africana*, *Phragmite communis* et *Typha latifolia*) par rapport aux eaux usées récupérées du témoin. La plus grande quantité d'élimination d'ammonium a été remarqué (après 15^{ème} jours pour chaque bac) 0.52 mg/l, 0.71 mg/l, 2.49 mg/l, était du filtre planté de *Phragmite communis*, *Typha latifolia* et

Tamarix africana respectivement. Inversement le pourcentage d'élimination d'ammonium le plus bas était dans le filtre non planté avec un taux de 6.86 mg/l.

Les résultats de ANOVA à mesures répétées a montré que l'Ammonium était non significatif entre les systèmes plantés (*Typha*, *Phragmite*, *Tamarix*) et le système non planté ($p= 0.185 > 0.05$), en revanche était significatif entre tous les temps de séjour ($p= 0.001 < 0.05$). La plus faible concentration d'Ammonium a été enregistrée pour la plante (*Typha latifolia*), avec une moyenne de 2,56 mg/l.

Les plantes et les micro-organismes photosynthétiques éliminent les nutriments inorganiques solubles (ammonium, nitrite, nitrate, phosphate) et métaux lourds par absorption directe. L'interaction entre les macrophytes et les microbes est essentielle pour élimination de l'azote. La nitrification est définie comme l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrate avec le nitrite en tant qu'intermédiaire dans la séquence réactionnelle (TaNaka *et al*, 2011 ; Vymazal, 2007 ; Norio *et al*, 2011). Elle est le mécanisme principal pour la transformation et l'élimination de l'ammoniac par rapport à d'autres mécanismes (Alexandros *et al*, 2014 ; Mar-yam, 2014 ; Norio *et al*, 2011), cette dernière est un processus aérobie mis en œuvre par une action bactérienne nitrifiante hétérotrophe Nitrosomonas et Nitrobacter (Norio *et al*, 2011) Nitrosococcus, Nitrosolobus et Nitrospira. L'oxygène nécessaire à la nitrification est délivré soit directement de l'atmosphère par la surface de l'eau ou des sédiments, soit par fuite des racines des plantes. L'oxygénation est souvent l'étape limitant N-NH₄⁺ nitrifiés, même si l'ammonium a des capacités de s'adsorber sur le massif en partie (Kone *et al*, 2011). (Coulibaly *et al*, 2008 ; Gersberci *et al*, 1986 ; Linfeng *et al*, 2008 ; Aboubacar, 2018 ; Coulibaly *et al*, 2008 ; Gottschalla *et al*, 2007 ; Kone *et al*, 2011; Abissy et Mandi, 1999 ; Coulibaly *et al*, 2008 ; Mimeche *et al*, 2016 ; Mimeche *et al*, 2013 ; Seghairi, 2013) ont trouvé des résultats similaires pour *Amaranthus hybridus* 69%, *Scirpus validus* 1,4 mg l⁻¹ I *Typha angustifolia* 46%, *Arundo donax*, *Corchorus oliterius* *Typha latifolia* 96 et 97% pour les deux filtres d'*A. gayanus* *V. Nigritana*, *Arundo donax* (86,5%) *P. maximum*, *Cypripis papyrus* 72,2%, *Phragmites Australis*. *Papyrus*, *Typha*, *A. gayanus* et *V. nigritana*.

II.6. Evolution du nitrite à la sortie des filtres

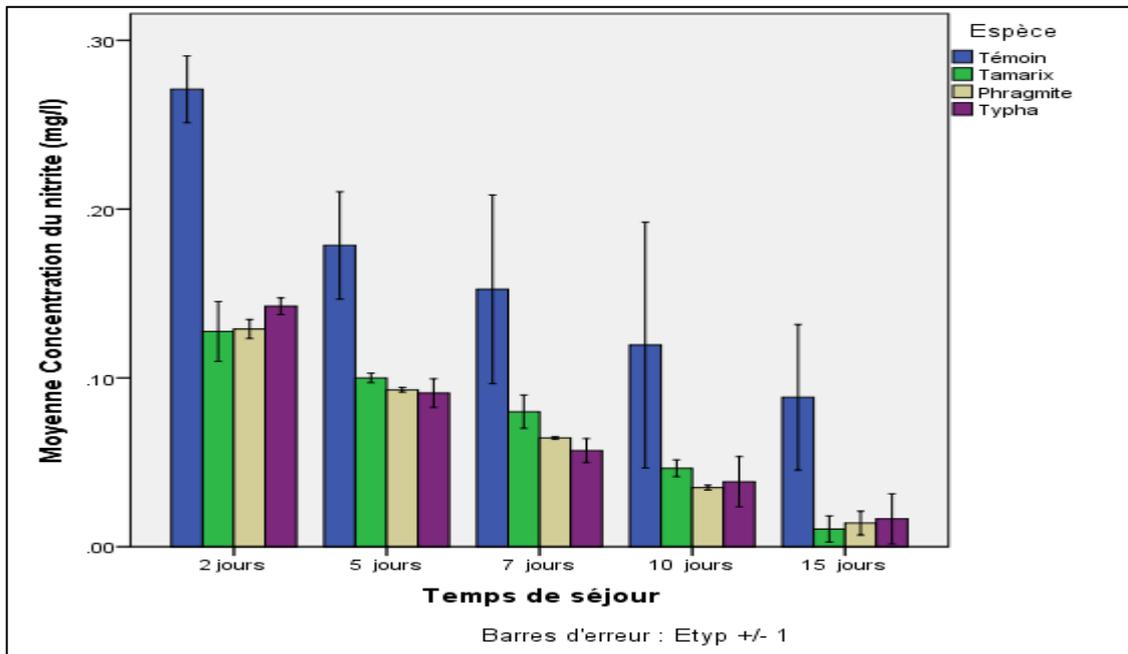


Figure 28 : Evolution du nitrite dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Les valeurs moyennes de la concentration ($N-NO_2^-$) des eaux récupérées des systèmes plantés de *Typha Latifolia*, *Phragmite communis* et *Typha latifolia* et les systèmes non plantés sont respectivement représentées graphiquement dans la figure n° 28. Après passage par les filtres, il existe une variation de la concentration de nitrite dans les eaux usées à l'entrée et à la sortie du système étudié. nous remarquons une réduction significative du taux du nitrite au cours du temps de rétention qui passe de 0,50 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs entre 0.02 mg/l (*Typha*) 0.015 mg/l (*Phragmite*, *tamarix*) après un temps de séjour 15 jours à la sortie de chaque système planté, l'élimination la plus basse a été enregistré chez le système non planté (0.09 mg/l).

L'analyse statistique entre le témoin et les systèmes d'épuration plantés (*Tamarix africana*, *Phragmite communis*, *Typha latifolia*), a donné des différences significatives ($p = 0.018 < 0.05$, $0.015 < 0.05$, $0.016 < 0.05$) respectivement.

L'analyse précédente montre également la diminution de la moyenne des concentrations de Nitrite dans les bassins d'épuration dans lesquels les plantes ont été utilisées Par rapport au témoin. Où la plus faible concentration de Nitrite a été enregistrée pour la plante (*Typha*), avec une moyenne de 0,069 mg/l. Contrairement la différence est non significative entre

Phragmite communis et les deux filtre plantés par *Tamarix africana* et *Typha latifolia*, ($p = 0.813 > 0.05$, $0.935 > 0.05$) respectivement.

L'analyse de l'ANOVA à mesures répétées pour le variable temps de séjour a enregistré une différence significative ($p = .000 < 0.05$) pour l'ensemble des temps de séjour. La plus faible concentration du Nitrite était enregistrée au temps de séjour de 15 jours, avec une valeur moyenne de 0,32 mg/l. En général, l'élimination des nitrites est suffisamment importante dans les massifs plantés par rapport aux massifs non plantés.

Les ions nitrite (NO_2^-) sont le produit de l'oxydation de l'ion ammonium (NH_4^+) (Metahri, 2012). La diminution de la concentration en NO_2^- dans les filtrats des lits plantés suggère un processus de nitratisation (les nitrites sont oxydés séquentiellement en nitrates par les bactéries Nitrobacter (Zeghdi et al, 2016 ; Vymazal, 2006 ; Shutes, 2003 ; Okurut, 2000 ; Vymazal, 2007) et une partie est assimilée par les plantes (Zeghdi et al, 2016). Les résultats de cette étude sont similaires à ceux de (Lacina et al, 2008 ; Mimeche et al, 2013 ; Zeghdi et al, 2016; Linfeng et al, 2008) pour *Cyperus papyrus*, *Phragmites Australis*, *Typha Latifolia* et *Typha angustifolia*.

II.7. Evolution du nitrate à la sortie des filtres

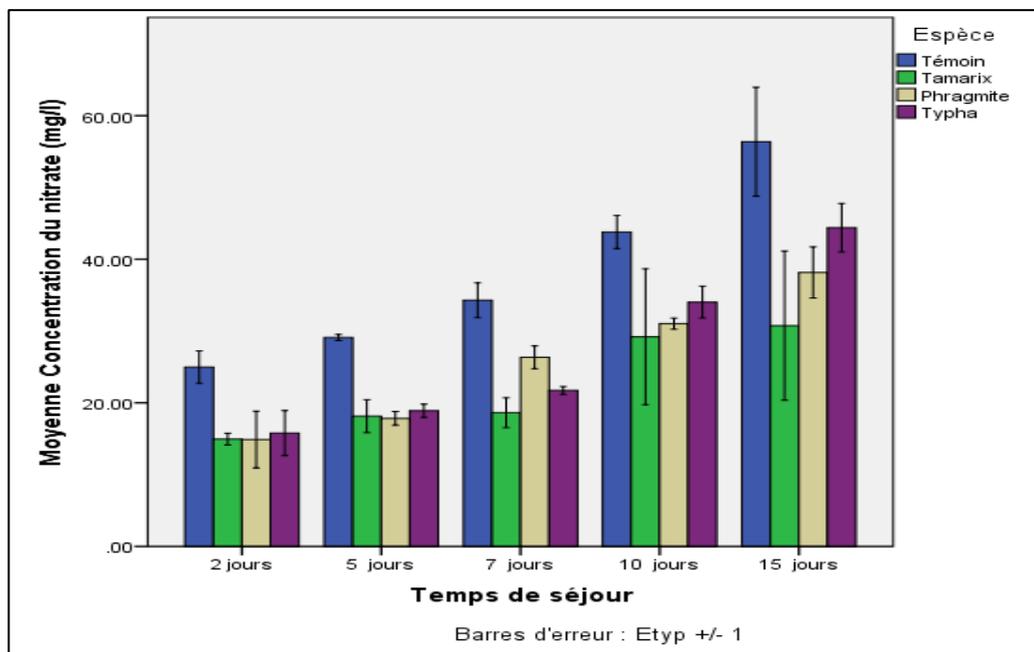


Figure 29 : Evolution du nitrate dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

La figure n ° 29 représente respectivement l'évolution de la teneur du nitrate en fonction du temps de séjour dans les filtres plantés de macrophytes (*Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmite communis*) et les filtres non plantés. Une augmentation de la teneur en nitrates a été enregistrée à la sortie des deux systèmes par rapport au l'eau brute utilisée dans l'alimentation des bacs (8.05 mg/l), cette augmentation atteint des valeurs 56.37 mg/l, 44.39 mg/l, 38.16 mg/l, 30.75 mg/l pour le filtre nu, *Typha*, *Phragmite* et *Tamarix* respectivement. Les teneurs élevées en nitrates dans les deux filtres montrent qu'il y a une bonne nitrification dans les deux systèmes (Abissy et Mandi, 1999) (transformation de l'ammonium en nitrate) (Vymazal, 2008 ; Alexandros et al, 2014 ; Okurut, 2000; Vymazal, 2008; Brian, 2003). Les fortes concentrations de NO₃-N obtenues à la sortie des filtres installés comparativement à celles des eaux usées brute, témoignent généralement de la grande activité nitrifiante (Laabassi, 2016). L'analyse statistique a révélé des différences significatives entre le témoin et tous les macrophytes utilisés dans notre étude (*Tamarix africana*, *Phragmite communis*, *Typha latifolia*), ($p = 0.03 < 0.05, 0.006 < 0.05, 0.010 < 0.05$) respectivement, et des différences non significatives entre *Tamarix africana* et les deux macrophytes *Phragmite communis* et *Typha latifolia* ($p = 0.226 > 0.05, 0.116 > 0.05$) respectivement, et entre *Phragmite communis* et *Typha latifolia* ($p = 0.600 > 0.05$). Pour le variable temps de séjour, le test ANOVA à mesures répétées montre que la différence entre tous les temps de retentions est significative ($p = 0.001 < 0,05$).

II.8. Evolution du Cuivre à la sortie des filtres

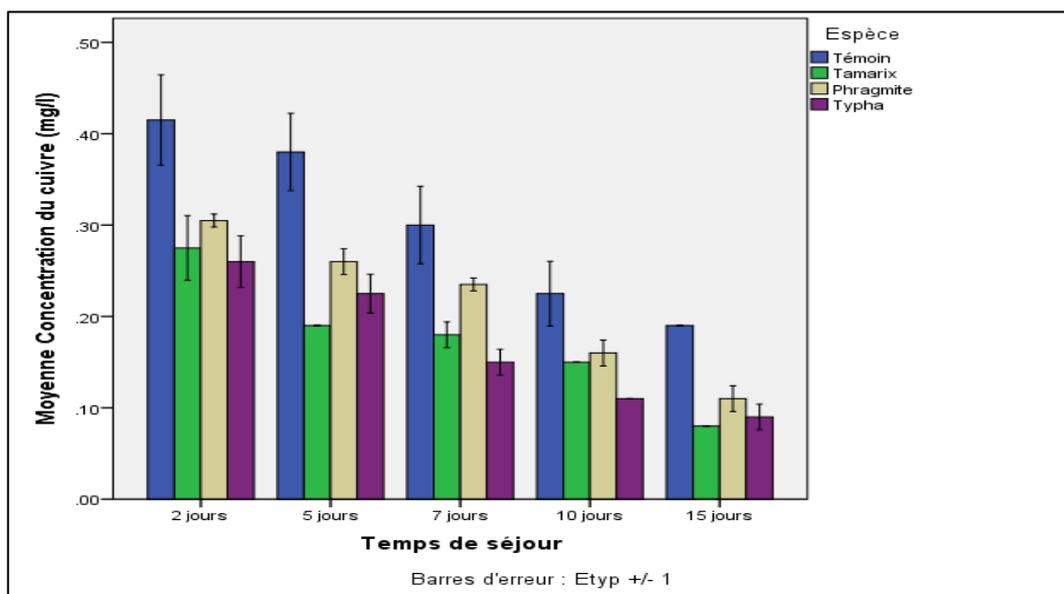


Figure 30 : Evolution du Cuivre dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

Chapitre II : Efficacité de l'épuration des eaux usées par filtres plantés

Les valeurs moyennes de la concentration du Cuivre des eaux récupérées des systèmes plantés par *Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmite communis* durant la période d'étude, sont respectivement représentées graphiquement dans la figure n ° 30. Au vu de ces résultats, les analyses montrent un abattement très important de la teneur du Cu^{2+} avec l'accroissement du temps de séjour. Pour une concentration de 1,54 mg/l en cuivre de l'eau brute ; le filtre non planté présente une surcharge de l'effluent à la sortie en Cuivre de l'ordre de 0.19 mg/l pour le lit non planté contre 0.09 mg/l, 0.08 mg/l, 0.11 mg/l pour les filtres plantés *Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmite communis* respectivement.

L'analyse statistique a montré qu'il y a des différences statistiquement significatives à un niveau de significativité de 0.05, d'une part entre les systèmes d'épuration non plantés et les systèmes plantés (*Tamarix africana*, *Phragmite communis* et *Typha latifolia*) ($p = 0.001 < 0.05$, $0.003 < 0.05$, $0.002 < 0.05$), d'autre part entre le *Phragmite communis* et *Tamarix africana* ($p=0.034 < 0.05$). Le Cuivre était non significatif entre *Typha latifolia* et *Tamarix africana*, *Typha latifolia* et *Phragmite communis*. Où la plus faible concentration du Cuivre a été enregistrée dans le filtre planté de *Typha latifolia*, avec une moyenne de 0,174 mg/l, *Typha* a une capacité dans l'épuration des eaux usées, et cela s'explique par les faibles concentrations du Cuivre relevées dans les bacs d'épuration de cette plante.

L'analyse statistique a montré que la différence a été signalée significativement pour le variable temps de séjour entre (deux et cinq jours ($p = 0.009 < 0.05$), deux et sept jours ($p= 0.000 < 0.05$), deux et dix jours ($p = 0.012 < 0.05$), deux et quinze jours ($p= 0.001 < 0.05$), d'autre part l'analyse était non significative entre le temps de séjour sept et dix jours ($p = 0.086 > 0.05$) et entre dix et quinze jours ($p = 0.189 > 0.05$). la plus faible concentration du Cuivre était enregistrée au temps de séjour de 15 jours, avec une valeur moyenne de 0,115 mg/l.

Des résultats similaires ont été rapportés par des travaux précédents de (Seghairi, 2013). La présence des filtres plantés par *Tamarix* assure une efficacité importante pour la rétention du cuivre contenu dans les eaux usées industrielles à épurer avec un abattement atteint 75,96 % pour un temps de séjour de 15 jours. D'autre part comme il a été indiqué par (Suhail et al, 2019), l'épuration des eaux usées avec *P. australis* a conduit une réduction significative du Cuivre contenu dans les effluents.

Les éléments traces métalliques ne sont pas dégradables et ont donc tendance à s'accumuler dans l'environnement. Les principaux mécanismes d'élimination sont : l'adsorption sur les

substances organiques, la co-précipitation avec des oxyhydroxydes de fer, la précipitation sous forme de sulfures métalliques, la présence de végétaux contribue à la rétention des particules d'hydroxyde métallique précipitées (Stefanakis *et al b*, 2014).

II.9. Evolution du Fer à la sortie des filtres

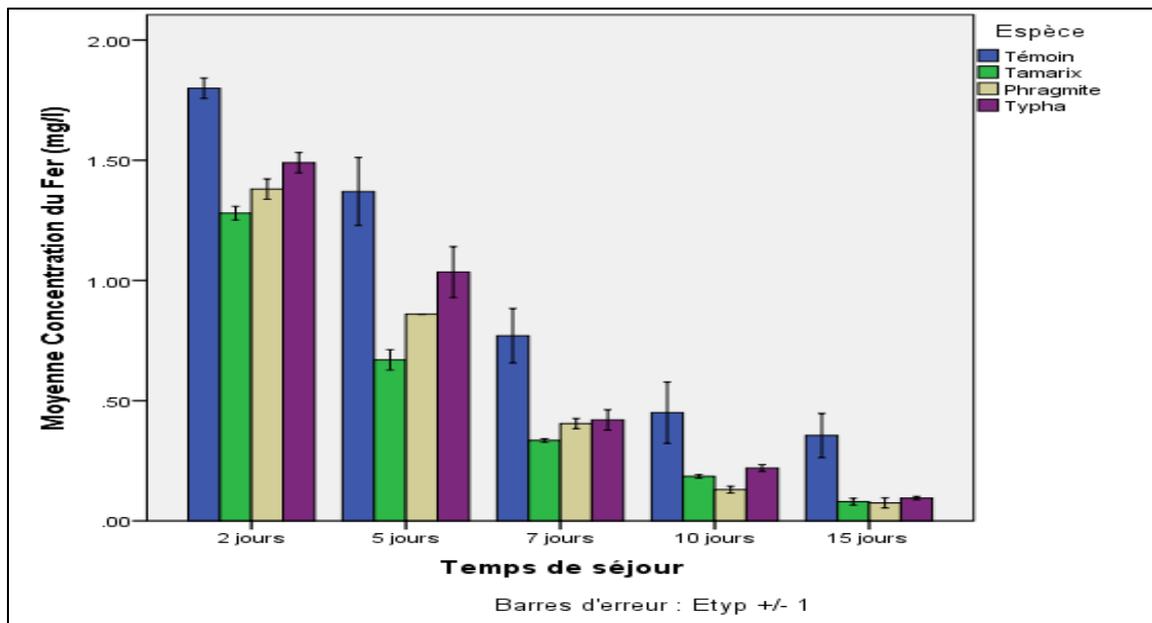


Figure 31 : Evolution du Fer dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

La figure n ° 31 représente l'évolution du taux du Fer des eaux usées utilisées pour l'alimentation des systèmes de filtration plantés par différents macrophytes *Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmite communis* au cours du temps de séjour. La charge en Fer se présente en quantité très importante dans les eaux usées brutes 2,54 mg/l qui dépasse les normes Algérienne (1 mg/l).

Le suivi des performances épuratoires des systèmes installés par les macrophytes de notre étude montre que ces derniers assurent une bonne élimination concernant les ions Fe^{2+} , où le taux d'abattement moyen pour le lit planté est de 0.08 mg/l pour *Tamarix africana* et *Phragmite communis*, 0.10 mg/l pour *Typha latifolia*, par rapport au filtre non planté, le témoin présente une surcharge de l'effluent à la sortie en Fer 0.36 mg/l par rapport aux autres bacs plantés. Les résultats de notre expérimentation concordent avec les travaux de (Stefanakis *et al a*, 2014).

L'analyse statistique de l'ANOVA à mesures répétées a donné des différences significatives entre le témoin et les macrophytes *Tamarix africana*, *Phragmite communis* et *Typha latifolia*

($p = 0.002 < 0.05$, $0.003 < 0.05$, $0.007 < 0.05$) respectivement, Par contre l'analyse statistique a montré que le taux du Fer était non significatif à un niveau de significativité de 0.05 entre l'ensemble des plantes utilisées, la plus faible concentration de Fer a été enregistrée dans le filtre planté de *Tamarix africana*, avec une moyenne de 0,510 mg/l.

En revanche l'analyse a révélé une différence non significative entre tous les filtres plantés.). Inversement il existe une différence significative entre le variable temps de séjour ($p = 0.000 < 0.05$), la plus faible concentration de Fer était enregistrée au temps de séjour de 15 jours, avec une valeur moyenne de 0,151 mg/l.

II.10. Evolution du Zinc à la sortie des filtres

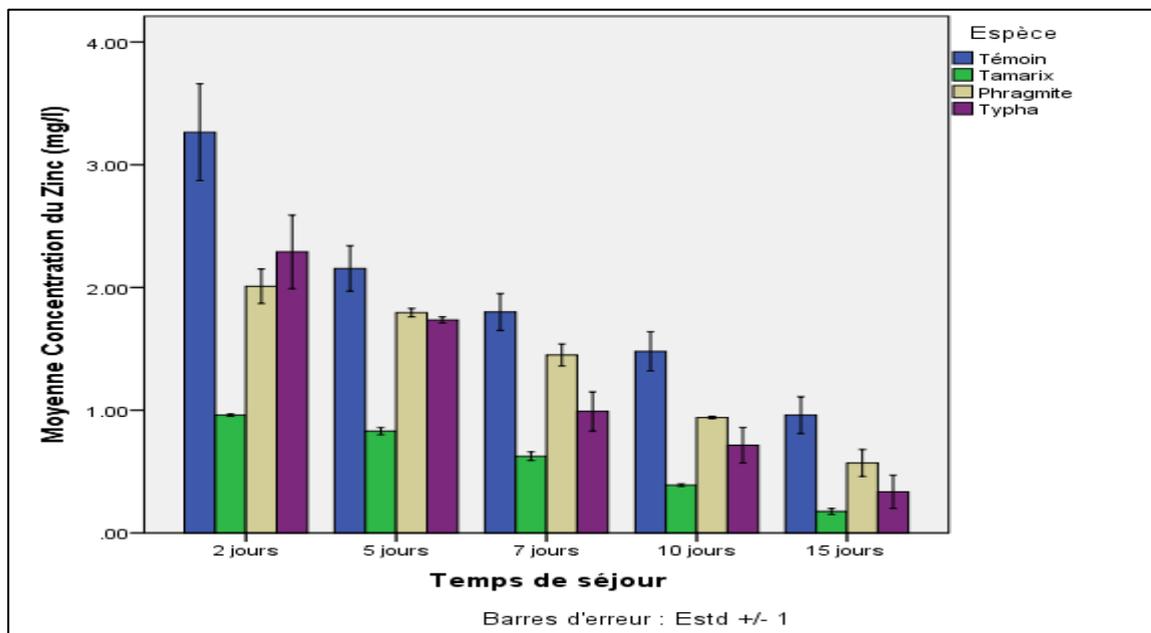


Figure 32: Evolution du Zinc dans les eaux récupérées des filtres plantés et non planté

L'évolution des valeurs du Zinc des eaux usées industrielles à la sortie du systèmes plantés et non plantés pendant la période d'étude, sont regroupées dans la figure n ° 32. Les eaux d'alimentation de l'installation des marais artificiels, étant des eaux usées industrielles n'ayant subi aucun prétraitement, sont caractérisées par une forte concentration en Zinc en moyenne de 5,74 mg/l. A travers les résultats obtenus, l'absorption du Zn^{+} par les systèmes plantés et non plantés sont différentes, ces derniers démontrent que lorsque les eaux polluées qui sont traversées les filtres plantés par *Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmite communis*, ont subi également un abattement dans ses concentrations au cours du temps de

Chapitre II : Efficacité de l'épuration des eaux usées par filtres plantés

séjour 0.18 mg/l, 0.34 mg/l, 0.57 mg/l respectivement pour *Tamarix africana*, *Typha latifolia* et *Phragmite communis*. Les plus faibles concentrations d'élimination du Zinc ont été observées en particulier dans le témoin (0.96 mg/l).

Sur la base des résultats du test Analyse répété, nous pouvons affirmer avec un risque global de 5 % que les résultats de diminution des taux du Zinc dans les systèmes des macrophytes utilisés dans notre expérimentation était différent significativement avec le filtre nu. Egalement la différence a été trouvée entre le *Tamarix africana* et *Phragmite communis*, *Tamarix africana* et *Typha latifolia* ($p = 0.000 < 0.05$, $0.001 < 0.05$) respectivement. Le zinc était non significative entre *Phragmite communis* et *Typha latifolia* ($p = 0.109 > 0.05$). Contrairement pour le variable temps de séjour, l'analyse statistique a révélé une différence significative pour tous les temps de retentions.

Les zones humides, y compris les zones humides artificielles, sont déjà utilisées pour éliminer les métaux des effluents industriels (**Stottmeister et al, 2003**). Les exsudats racinaires correspondent à des produits racinaires (sucres, acides organiques, acides aminés, mucilages, bicarbonates,...) que la plante introduit dans le sol afin d'influencer l'acquisition des éléments nutritifs, les composés solubles présentent une plus grande capacité à lier les métaux lourds. L'effet de ces produits sur la mobilisation des métaux traces non essentiels a été beaucoup étudié. Les métaux sont également retenus dans les systèmes à macrophytes par immobilisation au niveau du substrat via des mécanismes tels que l'adsorption. Au niveau des sites d'échange, fixation à la matière organique, incorporation. Dans la structure du sol et par précipitation sous forme de composés insolubles. Les teneurs en éléments métalliques des sols et des sédiments sont liées à la taille des particules et aux concentrations en argile et en matière organique contenues dans ces matériaux. Les argiles et les matières organiques sont en principe capables de piéger et de concentrer les métaux lourds par des mécanismes d'adsorption et de complexation (**Tiglyene et al ; 2005**). Les résultats d'élimination du Cuivre sont similaires à ceux rapportées par des travaux précédents (**Suhail et al, 2019**).

II.11. Conclusion

Les systèmes de filtres plantés de macrophytes sont utilisés pour l'épuration des eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes.

À partir de notre étude Les espèces *Typha latifolia*, *Tamarix africana*, *Phragmite communis* grandissent bien dans les systèmes des marais artificiels à écoulement vertical à base de gravier alluvionnaire de différents diamètres alimentés avec les eaux usées domestiques et industrielles. L'étude a été réalisée pour déterminer les performances des macrophytes à éliminer les polluants inorganiques présents dans les effluents.

Généralement, les lits plantés avec *Typha latifolia*, *Tamarix africana* et *Phragmites communis* ont montré une efficacité très supérieure à celle du témoin que ce soit les paramètres physico-chimiques et cela s'explique par les hautes concentrations des éléments inorganiques enregistrés dans ces bassins de purification. Ces macrophytes ont la capacité d'épurer le phosphate, Azote, les éléments traces métalliques.

La diminution du pH à la sortie des filtres due à la production des ions H^+ par la plante, L'accumulation de H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes. L'augmentation de la salinité dans les systèmes filtrants liés à la minéralisation de la matière organique et au phénomène de l'évapotranspiration.

L'abattement des polluants azotés et phosphatés dans les systèmes des marais artificiels peut s'expliquer par (l'absorption par les plantes aquatiques, l'adsorption.....)

Enfin, ces résultats, nous encouragent à exploiter ces systèmes dans le domaine du traitement des eaux usées. Ces eaux traitées par ce système peuvent être réutilisées dans l'irrigation restreinte et peuvent être respectueuses de l'environnement.

EPURATION DES EUX USEE PAR COAGULATION-FLOCCULATION

III.1 Introduction

La plupart des eaux polluées, et en particulier les eaux usées domestiques, renferment en suspension des matières solides dont la nature, les dimensions et la densité sont très diverses.

Si la séparation des particules solides de grande taille et de forte densité s'effectue sans difficulté, par contre l'élimination des matières finement dispersées et des colloïdes, à l'origine de la turbidité et de la coloration des eaux, ne peut être obtenue, en un temps suffisamment court, par simple décantation (**Laurent, 1994**)

Dans le processus de traitement, leur élimination ne peut pas se faire par une simple décantation. Leur vitesse de sédimentation est trop lente et le temps serait très long (mouvement brownien). La solution qui s'impose est le recours à la coagulation chimique (**Ndayihanzamaso, 2011**).

L'objectif de la deuxième étape de notre étude expérimentale est de tester l'élimination des composés inorganiques présents dans les eaux usées par un traitement chimique (coagulation flocculation). Cette étude vise également à préciser l'influence de chacun des réactifs sur le processus de coagulation-flocculation, à étudier la stabilité d'un tel procédé et à comprendre les modalités de mise en œuvre et de contrôle, jusqu'à un niveau d'application à grande échelle. Les coagulants utilisés pour traitement des eaux sont nombreux (**Tardat-Henry. M, 1989 ; Achour.S, 1997**). L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Sulfate d'aluminium ; sulfate ferreux et chlorure ferrique sont généralement les coagulants utilisés. A partir des essais de Jar test nous allons évaluer l'effet des différents paramètres comme la dose du coagulant, le pH.

III.2. Influence de la dose du coagulant

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant a tendance à abaisser le pH de l'eau. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La difficulté principale est de déterminer la quantité optimale de réactif à injecter en fonction des caractéristiques de l'eau brute (**Hecini ; 2016**) La détermination du taux de coagulant est effectuée par l'essai expérimental de Jar –test.

L'action de ces coagulants est la neutralisation directe des charges négatives de surface des colloïdes par les cations métalliques (Fe^{3+} , Al^{3+} ...) ou indirecte par ces complexes formés avec l'eau ($\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$...), ce qui provoque une déstabilisation des colloïdes et un

abaissement du potentiel Zéta et de l'énergie d'activation des électrons d'où le piégeage des colloïdes par précipitation des hydroxydes métalliques (Metahri, 2012).

L'essai de Jar-Test a été effectué sur une eau brute domestique de la Daira de Mziraa et une eau industrielle de l'usine ENICAB. Nous avons utilisé pour tous les essais de coagulation-flocculation comme coagulant les sels d'aluminium (sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$) et Chlorure d'aluminium) et les sels de fer (sulfate de fer et Chlorure de fer), nous avons varié la concentration des coagulants utilisé de 0 jusqu'à 500 mg/l. Après une décantation d'une heure, nous avons prélevé le surnageant pour mesurer les différents paramètres (pH, CE, PO_4^{-3} , NO_3^- , NO_2^-).

III.3. Evolution du pH en fonction de la dose des coagulants

Le pH est un paramètre fondamental car il influe sur les réactions d'hydrolyse de sel d'aluminium. A pH entre 4 et 6, l'hydrolyse du sulfate d'aluminium aboutit à la formation de plusieurs composés cationiques $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_2^+$ et du précipité $Al(OH)_3$ à des concentrations différentes. Cependant à pH entre 6 et 8, lors de l'hydrolyse du sulfate d'aluminium, il se produit un précipité de l'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_3$ à des concentrations importantes. Cet hydroxyde possède une solubilité minimale dans l'intervalle de pH 5.5 à 7, il se forme d'une part, aux dépens de la dureté temporaire (bicarbonatée) tel que le bicarbonate de calcium qui se trouve transformé en dureté permanente selon la réaction suivante (Degremont, 1989). Après la récupération des surnageant, les résultats d'analyse obtenu qui représentent l'évolution du pH en fonction de la dose de différents coagulants sont représentés graphiquement dans la figure n ° 33.

L'eau brute utilisée pour les essais de coagulation flocculation est basique car la valeur initiale de cette l'eau est 8,51. A cause des charges négatives des colloïdes, nous avons constaté que l'addition des doses progressives des coagulants a provoqué la diminution de la valeur du pH pour atteindre des valeurs de (8,51 à 7,14 et de 8,51 à 6,72) pour le sulfate de fer et chlorure de fer. Alors que pour les sels à base d'aluminium le pH est de (8,51 à 7,36 et de 8,51 à 6,83) pour le sulfate d'Aluminium et pour le chlorure d'Aluminium respectivement pour une dose optimale de 500 mg/l des coagulants testés. Les valeurs du pH sont proche de de la neutralité, les particules du coagulant apportent des charges positives ce qui contribue aussi à la diminution de la valeur du pH (Lakhdari, 2011). Ce dernier a testé l'effet de l'augmentation des doses du coagulants à l'aide de sulfate d'aluminium sur l'évolution du pH, il a expliqué la diminution du valeur du pH existant dans l'eau traitée de la station d'épuration STEP AIN AL

HOUTZ par l'ajout du coagulant qui entraîne la formation d'hydroxyde du métal avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse).

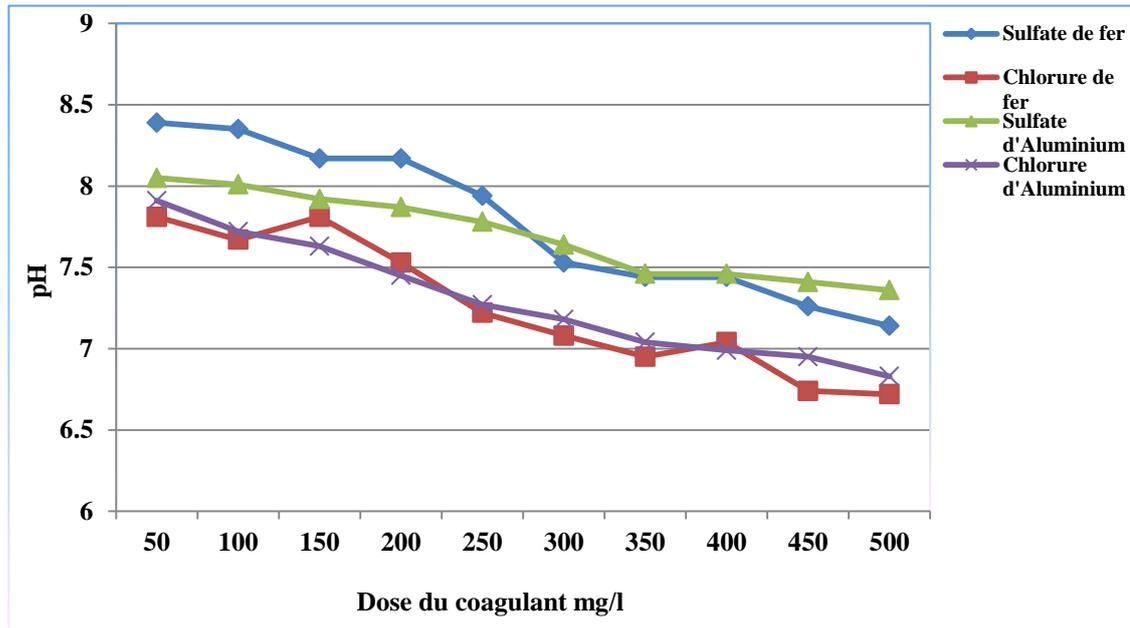


Figure 33: Evolution du pH en fonction de la dose des coagulants

On peut également citer les travaux de (Lounnas, 2009) sur la coagulation des eaux de la station de traitement Hamadi-Krouma de SKIKDA, il a expliqué la diminution du pH par l'utilisation du sulfate d'alumine, où chaque Al_3^+ nécessite pour passer à l'état $Al(OH)_3$, $3OH^-$ provenant des bicarbonates et de l'eau elle-même, des protons H^+ sont libérés et le pH s'abaisse donc également, la réaction peut se schématiser comme suit (Larakeb, 2015 ; Hecini, 2016).



Les résultats obtenus par (Chaouki et al, 2014) ont montré que l'addition progressive de Polalumine / sulfate d'aluminium aux eaux usées en amont de la Step de la Société Salam Gaz SKHIRAT Maroc du bassin de coagulation a provoqué une baisse du pH de 6,77 à 4,26 pour le Polalumine, et de 6,77 à 5,01 pour le sulfate d'aluminium.

III.4. Evolution de la salinité en fonction de la dose des coagulants

La conductivité électrique en fonction de la concentration des coagulants sulfatés et chlorurés allant de 50 à 500 mg/l pour les eaux usées domestiques, a permis d'obtenir des courbes représentées dans la figure n° 34.

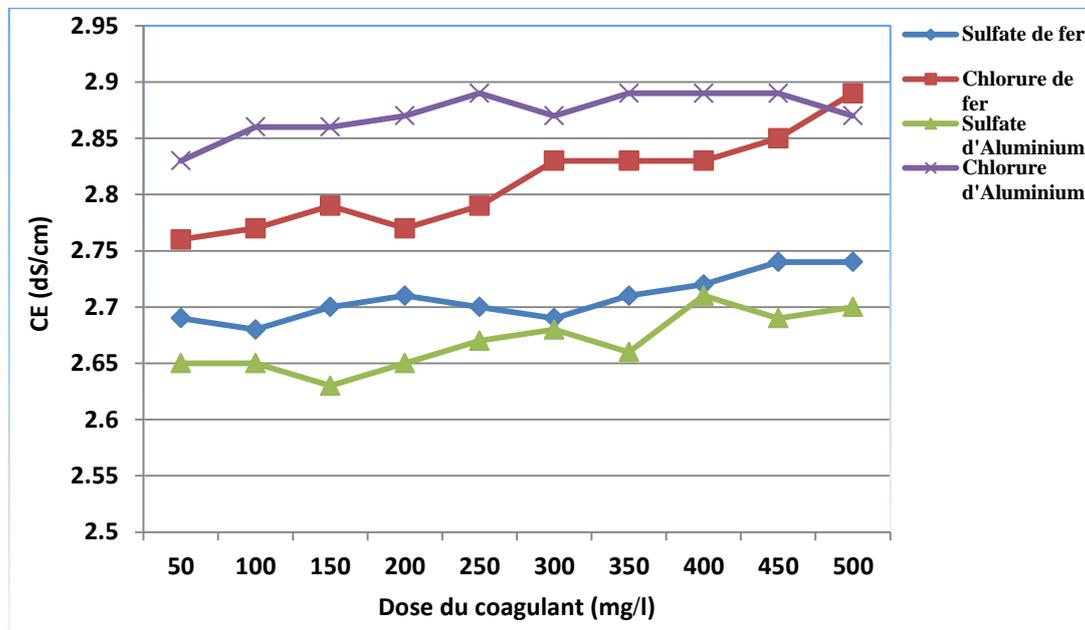


Figure 34 : Evolution de la salinité en fonction de la dose des coagulants

D'après les résultats obtenus, nous remarquons que les valeurs de la conductivité électrique augmentent au fur et à mesure avec l'augmentation de la dose de tous les coagulants utilisés dans le traitement variant de 3,5 dS/cm à 2,74 dS/cm, 2,89 dS/cm, 2,7 dS/cm et 2,87 dS/cm respectivement pour Sulfate de fer, Chlorure de fer, Sulfate d'Aluminium, et Chlorure d'Aluminium. En effet, l'ajout du coagulant dans l'eau fait automatiquement augmenter leurs charges chimiques. Cette augmentation est due à la solubilité des coagulants et aux sels solubles tels que les chlorures et les sulfates (Abouzaid, 2021).

Lounnas, 2009, a trouvé que la conductivité des eaux naturelles destinées à la consommation humaine au niveau de la station de potabilisation Hamadi-Krouma augmente avec l'augmentation de la dose du sulfate d'alumine.

Abouzaid, 2021 ; a signalé des résultats similaires pour le traitement d'effluents de l'industrie textile de la société de textile SCIM par le sulfate d'aluminium.

III.5. Evolution du Phosphate en fonction de la dose des coagulants

Les résultats présentés dans la figure n° 35 montrent l'effet de l'ajout des différents coagulants utilisés lors des essais du jar test sur l'abattement du phosphate présent dans une eau brute domestique proche de l'alcalinité (pH = 8,51) non ajusté où sa concentration initiale est 8,75 mg/l.

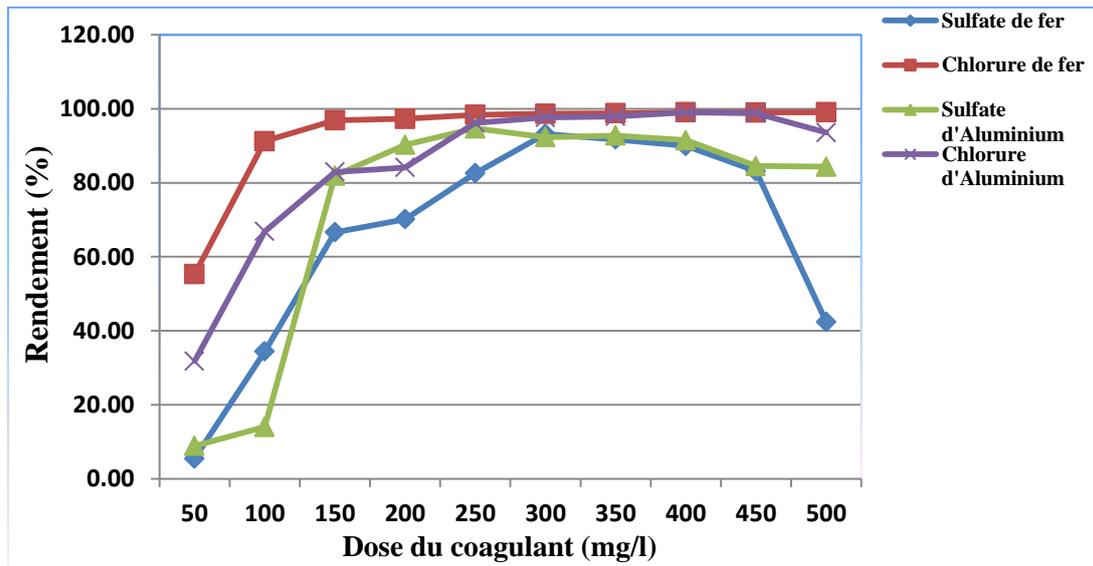


Figure 35 : Evolution du rendement d'élimination du phosphate en fonction de la dose des coagulants

D'après ces résultats nous observons que la dose optimale du coagulant c'est la dose qui permet d'obtenir une valeur minimale de la concentration résiduelle en phosphate. L'addition des doses du coagulant compris entre 50 et 500 mg/l provoque une diminution de concentration du phosphate jusqu'aux doses optimales de 300 mg/l et 250 mg/l respectivement pour les coagulants Sulfate de fer et Sulfate d'Aluminium avec un abattement de 93,21 % et 94,70 % Au-delà de ces derniers, nous remarquons une augmentation de la concentration du phosphate.

Pour une dose de 400 mg/l et 450 mg/l de Chlorure de fer et Chlorure d'Aluminium, nous obtenons un rendement d'élimination du phosphate de 99,09 %, et 98,80 % respectivement, Au-delà de ces doses optimales des coagulants, le rendement d'élimination reste constant.

Ceci est dû à la surdose en coagulant qui provoque la restabilisation des particules colloïdales ainsi la disponibilité de leurs sites diminue et empêche la formation des ponts inter particules

(Ayeche et balaska, 2010). Ces résultats confirment les données bibliographiques de (Seghairi et al, 2017) concernant l'élimination du phosphate.

Dans des essais réalisés à différentes valeurs du pH (4, 6 et 9) et en faisant varier la dose de sulfate d'aluminium pour chaque cas. (Youcef et Achour, 2005) ont signalé que, quel que soit le pH de traitement chaque courbe d'efficacité passe par un maximum correspondant à une valeur optimale de sulfate d'aluminium de 300 ou 400 mg/l selon le pH.

Pour un traitement des eaux usées domestiques par coagulation-flocculation par l'utilisation des sels de fer, (Mouchmouche, 2018) a mentionné que la dose optimale pour un bon rendement d'élimination du phosphate est de 97 %.

III.6. Evolution du Nitrate en fonction de la dose des coagulants

Les résultats obtenus lors des essais de Jar test, sont illustrés sur la figure n ° 36, ces derniers donnent la variation du taux du Nitrate en fonction de différentes doses de coagulants ajoutés, celle-ci nous a permis de connaître la dose optimale pour obtenir une bonne coagulation correspondant à une quantité résiduelle du Nitrate minimale.

Toutes les courbes du graphe renferment un point d'intersection qui est la dose optimale du Nitrate. La partie gauche correspond à la neutralisation des charges des particules qui se grossissent par l'agglomération et la sédimentation.

La partie droite où le taux du Nitrate commence à croître, traduit la restabilisation des particules, due à l'excès des charges de même signe qui empêchent ces particules de s'agglomérer. Ce sont des forces stabilisatrices.

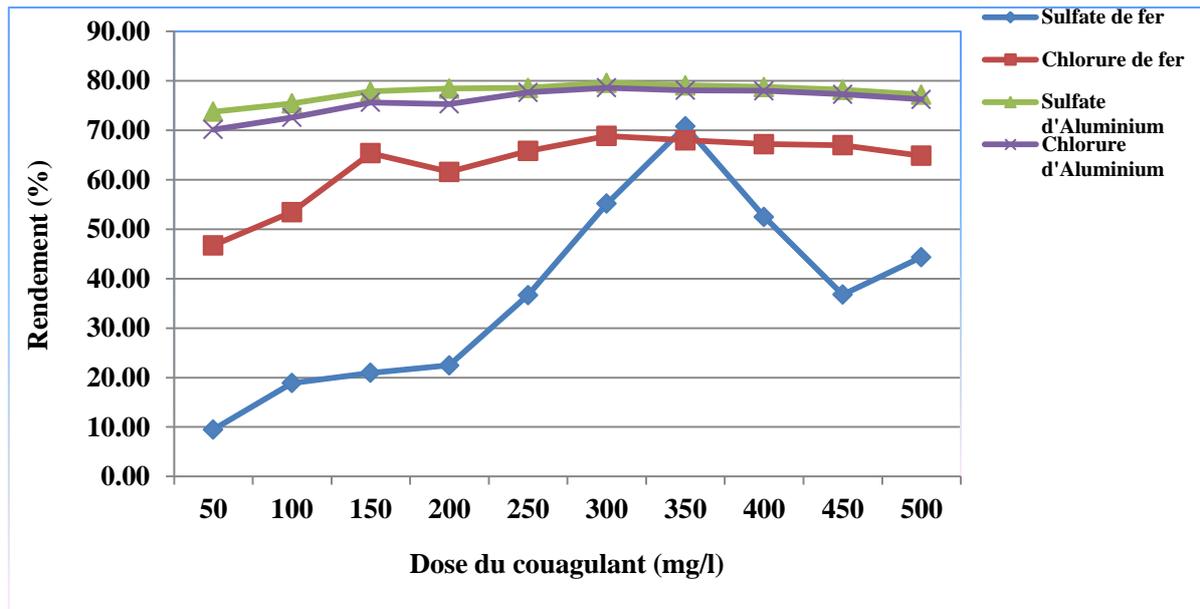


Figure 36 : Evolution du rendement d'élimination du Nitrate en fonction de la dose des coagulants

Ce qui explique que, la surdose en coagulant provoque la restabilisation des particules colloïdales ainsi la disponibilité de leurs sites diminue et empêche la formations des ponts inter-particulaires et on aura donc une eau très chargée en coagulant avec une mauvaise clarification. (Claude, 1999).

L'allure des quatre courbes montre que la dose optimale du coagulant Sulfate de fer est 300 mg/l et la dose 350 mg/l représente la dose optimale pour les autres coagulants Chlorure de fer, Chlorure d'Aluminium, Sulfate d'Aluminium. Ces doses correspondant à la concentration la plus faible du Nitrate, à partir de ces points la courbe décroît pour le coagulant Sulfate de fer et reste stable pour les trois autre coagulants Chlorure de fer, Chlorure d'Aluminium, Sulfate d'Aluminium.

Ces résultats confirment les données bibliographiques de (Seghairi et al, 2017), la dose optimale de sulfate d'aluminium est de 400 mg/l avec un abattement de 82,44% pour l'élimination de nitrate.

(Kheliel et al, 2015) ont montré que le procédé de la coagulation-flocculation au sulfate d'aluminium nécessite de fortes doses de du coagulants sont de 400 mg/l en une eau fortement chargée en nitrates (61,05 mg/l).

III.7. Evolution du Nitrite en fonction de la dose des coagulants

Les résultats de la concentration ($N-NO_2^-$) des eaux usées domestiques après les essais du jar test sont respectivement représentés graphiquement dans la figure n° 37.

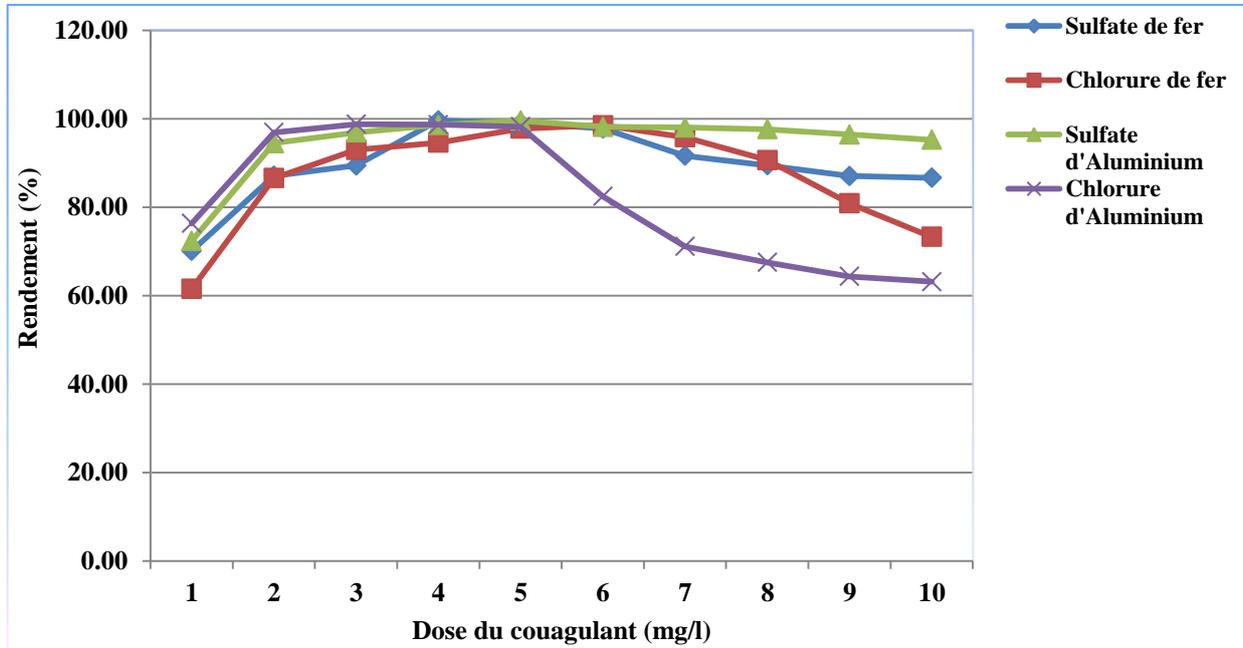


Figure 37 : Evolution du rendement d'élimination du Nitrite en fonction de la dose des coagulants

Après la coagulation flocculation sur les eaux traitées par des différentes doses croissantes des coagulants ajoutées, nous remarquons une variation de la concentration de nitrite qui passe de 0,50 mg/l dans les eaux usées brutes à des valeurs minimales 0,002 mg/l, 0,008 mg/l, 0,002 mg/l et 0,006 mg/l correspondant aux doses optimales 200 mg/l, 300 mg/l, 250 mg/l et 150 mg/l respectivement pour Sulfate de fer, Chlorure de fer, Sulfate d'Aluminium et Chlorure d'Aluminium. L'élimination la plus élevée a été enregistrée chez les eaux coagulées par le réactif Chlorure d'Aluminium avec un rendement d'élimination 98,78 %.

L'ajout du coagulant permet la coagulation du fait de l'effet lié à l'augmentation de la force ionique (compression de la couche diffuse), le mécanisme de la coagulation repose sur la neutralisation de la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui deviennent alors positive, les particules seraient ainsi restabilisées (Ezziane, 2007).

(Mouchmouche, 2018) a mentionné que la dose optimale pour un bon rendement d'élimination du nitrite est de 69 % pour un traitement des eaux usées domestiques par coagulation-floculation par l'utilisation des sels de fer.

III.8. Evolution du Zinc en fonction de la dose des coagulants

Les résultats des analyses résumés dans la figure n ° 38, montrent que la présence des coagulants dans les béchers entraîne une amélioration des rendements d'élimination par rapport à ceux observés dans l'eau brute. Nous avons ajouté des doses croissantes des coagulants sulfaté et chloruré de 20 allant jusqu'à 250 mg/l. la concentration initiale en Zinc est 5,742 mg/l.

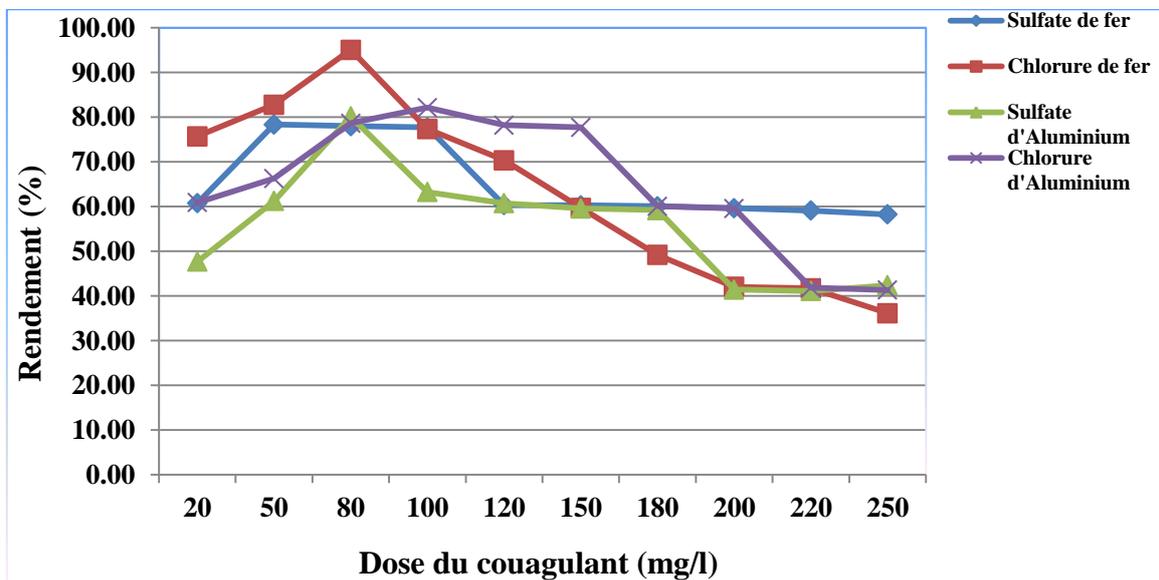


Figure 38 : Evolution du rendement d'élimination du Zinc en fonction de la dose des coagulants

Au vu de ces résultats présentés sur la figure 38 nous constatons que :

Pour les quatre coagulants utilisés pour le traitement des eaux industrielles de l'usine ENICAB, le rendement d'élimination du Zinc augmente avec l'augmentation de la dose du coagulant jusqu'à la dose optimale. Au-delà de cette dernière on observe, une augmentation du taux du Zinc.

Cela peut être expliqué par la restabilisation des particules colloïdales, provoquée par le surdosage du coagulant, ce dernier se trouvant en excès, joue un rôle inverse, en neutralisant toutes les particules, ces dernières se retrouvent chargées positivement et des forces de répulsion sont une autre fois exercées entre elles. On aura donc une eau très chargée en coagulant avec une mauvaise clarification.

Les doses optimales de chaque coagulant utilisé pour la clarification sont de 50 mg/l, 80 mg/l, 80 mg/l et 100 mg/l. ainsi que les rendements d'élimination des concentrations résiduelles du Zinc sont élevés de 78,35 %, 95,09 %, 80,20% et 82,15 % respectivement pour Sulfate de fer, chlorure de fer, Sulfate d'Aluminium et Chlorure d'Aluminium. D'après les résultats obtenus, le coagulant qui permet une meilleure élimination du zinc est de chlorure de fer avec un rendement de 95,09 %.

(**Larakeb, 2015**) a montré que la dose optimale du sulfate d'aluminium pour l'élimination du Zinc dans l'eau distillée contenant une concentration initiale 5 mg/l du Zinc est 60 mg/l, et 150 mg/l en eau minéralisée.

(**El samrani et al, 2008**) ont utilisé deux coagulants chlorure ferrique et chlorure poly d'aluminium dans le traitement par la coagulation pour éliminer le Zinc présent dans un bassin de rétention Boudonville, Nancy, la France. Ils ont signalé une diminution de la concentration du Zinc par une accumulation sélective de métaux lourds présents dans le bassin, ce qui provoque une interaction spécifique entre l'espèce de coagulant hydrolysé et métaux solubles.

(**Johnson et al, 2008**), ont testé l'efficacité du traitement primaire par la coagulation flocculation pour l'élimination du Zinc. Où la teneur initiale de cet élément est 476,84 µg/l, après le traitement par la coagulation le taux d'élimination du Zinc est 57 %.

III.9. Evolution du Cuivre en fonction de la dose des coagulants

Les essais de coagulation-flocculation ont été conduits sur des eaux industrielles contenant une concentration du cuivre 1,54 mg/l à pH non ajusté. Des différentes doses croissantes des coagulants ont été introduites dans ces eaux, dans le but de mettre en évidence l'effet du taux de ces coagulants sur le pourcentage d'élimination.

La figure n ° 39 représente le suivi de la variation du taux du cuivre résiduels en fonction de la dose des coagulants pour les eaux industrielles de l'usine ENICAB.

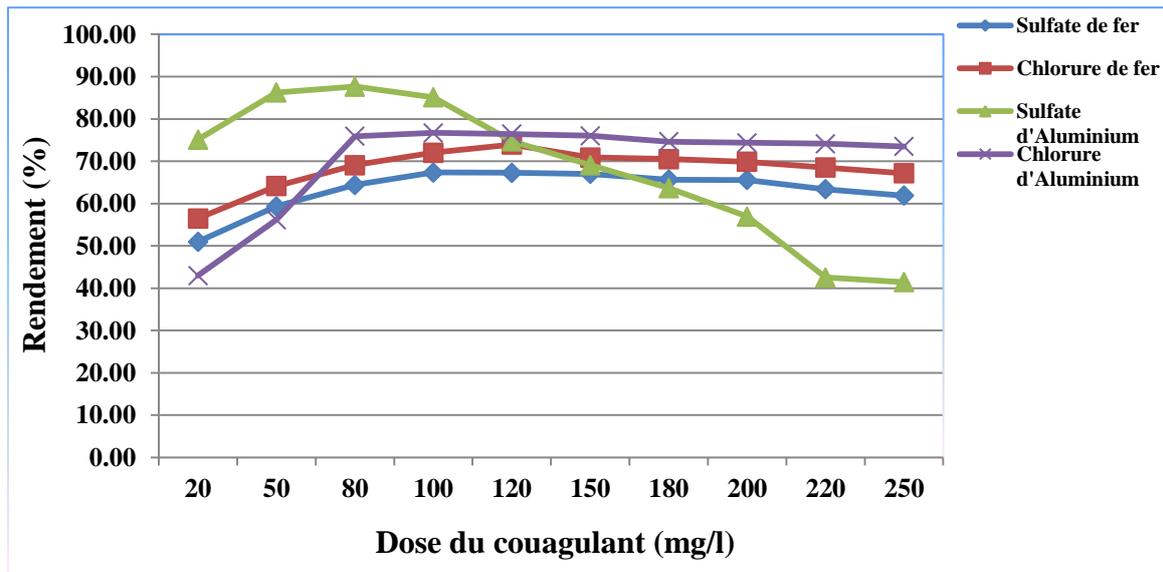


Figure 39 : Evolution du rendement d'élimination du Cuivre en fonction de la dose des coagulants

Les résultats de la coagulation par le chlorure ferrique et chlorure d'aluminium ont montré que la concentration optimale varie autour de 120 mg/l et 100 mg/l respectivement. Le rendement d'élimination de ce métal varie respectivement vers 73,96 % et 76,69 %. Par contre les pourcentages d'élimination du cuivre en utilisant les deux coagulants à base d'aluminium sont de 87,66 %, 67,34 % avec des doses de 80 mg/l et 100 mg/l respectivement pour le sulfate d'aluminium et sulfate de fer.

Au-delà de la dose optimale de tous les coagulants, on a observé une diminution du rendement d'élimination du cuivre. Selon (Marañón *et al*, 2008 ; Eaton *et al*, 1995). Ceci est dû à la surdose en coagulant qui provoque la déstabilisation des colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes.

III.10. Conclusion

Les chercheurs s'intéressent de plus en plus à optimiser le processus de coagulation - flocculation pour un meilleur abattement des polluants, organiques et notamment inorganiques. Ils ont porté leur choix sur l'amélioration des performances des réactifs coagulants et adjuvants de flocculation.

Chapitre III : Epuration des eaux usées par Coagulation – Flocculation

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination des composés inorganiques, par coagulation-flocculation en utilisant des coagulants à base de fer et d'aluminium.

A partir des résultats et discussions présentés, nous avons pu conclure que :

- Les essais de coagulation flocculation montrent que l'emploi de différents coagulants donne des résultats efficaces pour l'élimination des composés phosphatés et azotés présents dans les effluents.
- Le pH des eaux diminue avec l'augmentation de la dose des coagulants par contre la conductivité augmente.
- L'élimination des éléments traces métalliques (cuivre et de zinc) présents dans l'effluent de l'industrie de l'ENICAB par différents coagulants utilisés conduit à une élimination de ces derniers. Le meilleur résultat est enregistré avec le sulfate d'aluminium et chlorure de fer pour le cuivre et le zinc respectivement.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

La recherche de ressources non conventionnelles comme les eaux usées traitées et d'alternative pour une utilisation plus efficace, est d'actualité. A cet égard, les pouvoirs publics se penchent de plus en plus sur la question de l'assainissement, et le traitement des eaux usées. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées sont chargées d'éléments nocifs qui affectent la qualité des produits et la santé des utilisateurs directs et indirects. Le traitement de l'eau usée a pour objectif de réduire le niveau de contamination en métaux lourds et en micro-organismes pour la rendre plus utilisable en agriculture, grâce aux procédés de traitements il est possible d'abaisser la concentration des polluants sous toutes leurs formes et d'atténuer donc le risque sanitaire à un niveau qui sont actuellement considérés comme non dangereux. Le traitement nécessite des technologies reposant sur des principes physiques, chimiques, biologiques et d'ingénierie, afin d'assurer une qualité des eaux en accord avec les exigences légales.

L'objectif principal de cette étude est de comparer les performances de purification des eaux usées provenant de deux rejets différents l'un domestique et l'autre industriel par la technique de la phytoépuration tels que (*Phragmite*, *Tamarix*, et *Typha*) d'une part et la technique de coagulation-floculation d'autre part en optimisant le volume des coagulants utilisés en comparant leur efficacité dans l'élimination des composés inorganiques présents dans les eaux testées.

L'utilisation des milieux humides pour le traitement des eaux usées représente plusieurs avantages par rapport aux systèmes de traitement conventionnels. Les filtres plantés de macrophytes suscitent de plus en plus d'intérêt grâce à leur simplicité, son faible coût par rapport aux méthodes conventionnelles et son excellente intégration paysagère.

Nous avons déterminé dans un premier temps les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de la commune de Mziraa et les eaux industrielles de l'ENICAB. Les résultats ont révélé que la qualité de ces effluents demeure médiocre pour tous les paramètres (phosphore, azote, métaux lourds) dépasse les normes algériennes.

Les résultats des essais de l'efficacité des filtres plantés de *Phragmite communis*, *Typha latifolia*, et *Tamarix africana* et non planté pour traiter les eaux usées domestiques et industrielles avec un temps de rétention deux, cinq, sept, dix et quinze jours, ont montré que :

- Une diminution de la valeur du pH au cours du temps de rétention a été enregistrée pour les deux systèmes installés, cette diminution pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs : La production des ions H^+ par la plante, la sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines....
- Une augmentation des concentrations de la salinité pour les filtres plantés et non plantés dépassent celles des eaux usées brutes. La salinisation du milieu pourrait être due à la diminution des quantités d'eau dans le système suite au phénomène de l'évapotranspiration et la décomposition de la matière organique par amélioration de l'activité bactérienne.
- La réduction du taux du phosphate qui dépasse 90 % pour tous les filtres plantés utilisés par rapport au témoin. Certaines plantes consomment une quantité de phosphore lors de leur croissance ce qui a favorisé cette diminution, ou soit par assimilation bactérienne.
- En général, l'élimination d'ammonium et de nitrite est suffisamment importante dans les massifs plantés par rapport aux massifs non plantés. Les racines des plantes qui diffusent d'oxygène dans la rhizosphère sont responsables du phénomène de l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrate (La nitrification).
- Les éléments traces métalliques contenus dans les rejets industriels ont été traités d'une façon plus efficace dans les systèmes plantés de macrophytes que les systèmes nus. La présence de végétaux contribue à la rétention de ces éléments métalliques.
- Les filtres plantés et non plantés, assurent une élimination importante des polluants inorganiques, dont les meilleurs rendements sont obtenus à la sortie des filtres plantés par rapport aux filtres nus. La présence des macrophytes réduit le colmatage et maintient la porosité pour assurer la percolation des eaux.

Les résultats obtenus au cours du procédé de la coagulation-floculation font ressortir les points suivants :

- La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes lors des essais de traitement par coagulation-décantation. Les quatre coagulants utilisés permettraient de débarrasser les charges phosphatées et azotées de l'effluent brut du rejet de la commune de Mziraa. La concentration optimale du coagulant qui donne la meilleure élimination de phosphore, nitrate et nitrite est de

chlorure de fer 400 mg/l, sulfate d'aluminium 350 mg/l, sulfate de fer 200 mg/l avec un taux d'abattement de 99.09 %, 79.60 %, 99.59 % respectivement.

- Dans l'étude du pH pour les quatre coagulants utilisés, on a remarqué une influence sur ce paramètre, quel que soit la dose du coagulant introduite, la valeur du pH diminue pour atteindre des valeurs proche de la neutralité pour la dose des coagulants ajoutée 500 mg/l. Les particules du coagulant apportent des charges positives ce qui contribue aussi à la diminution de la valeur du pH.
- La conductivité électrique augmente avec l'augmentation des concentrations des coagulants testés.
- L'évolution des rendements du traitement des éléments traces métalliques (cuivre et de zinc) par coagulation floculation aux différents coagulants utilisés s'améliorent avec l'augmentation des doses des coagulants, Les meilleurs résultats ont été enregistré avec le sulfate d'aluminium et le chlorure de fer avec des performances d'abattement de 87.66 %, et 95.09 % respectivement pour le cuivre et le zinc ce qui garantit le respect des normes algériennes en vigueur pour ces deux paramètres.
- La coagulation-floculation des eaux usées permet d'éliminer une bonne part des charges polluantes, tout en générant une quantité de boue physico- chimique qu'il faudra sécher et éliminer par la suite. Donc, il faudrait envisager un mode d'élimination de ces boues comme l'incinération et la mise en décharge.
- Malgré la variation des concentrations, liées à la nature même des eaux usées et des incertitudes, liées au mode de prélèvement, les abattements de pollution ont toujours été significatifs avec les rendements très important suivant les paramètres.

Les résultats obtenus nous paraissent très acceptables pour les deux procédés étudiés sauf que dans la coagulation floculation, les boues produites contiennent en plus d'une quantité de réactifs chimiques utilisés sous forme de précipité, une fraction particulaire et colloïdale décantable enlevée des eaux usées.

Donc, il faudrait envisager un mode d'élimination de ces boues comme l'incinération et la mise en décharge. Bien que l'incinération aboutisse à une réduction optimale des boues tant en volume qu'en poids et l'obtention d'un produit inerte (cendre), elle nécessite une déshydratation plus poussée et par conséquent une forte consommation d'énergie, d'où le problème du coût et

des moyens à mettre en œuvre. Concernant la mise en décharge, elle peut se heurter aux problèmes de siccité qui risquent d'être imposés aux produits réceptionnés en décharge.

A travers les résultats obtenu pour identifier l'importance de traitement des eaux usées par les deux procédés , la phytoépuration constitue une solution praticable vu son pouvoir épurateur et sa simplicité . En plus, son avantage est lié au fait que les plantes et les micro-organismes jouent un rôle essentiel et capital dans le système de traitement biologique des eaux usées.

En résumé, l'utilisation des filtres plantés dans l'épuration des eaux usées pour l'élimination des polluants organiques et particulièrement inorganiques, nous semble être une solution intéressante. 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.

Comme perspectives des travaux de recherches, on suggère :

- Les marais artificiels pourraient être adéquats dans les conditions climatiques de notre région (climat aride).
- Réaliser des applications sur un plus grand nombre d'échantillons d'eaux de rejets.
- Nous recommandons ce procédé biologique naturel ou artificiel pour une large application au niveau national où les conditions se réunissent.
- La possibilité de réutilisation des eaux traitées par les différents procédés utilisés dans notre étude dans l'irrigation des cultures.
- Le faucardage périodique de la biomasse végétale produite et leur valorisation par la préparation du compost, biogaz, fabrication d'articles d'artisanat.
- L'utilisation d'autre macrophytes de la région aride pour comparer le pouvoir d'épurer les effluents.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références Bibliographiques

Références bibliographiques

- **A N A T., 2002.** Etude Schéma directeur des ressources en eau. Wilaya de Biskra.7-10 p.
- **Abdelmadjid N., 2007.** Traitement biologique des eaux usées par les bactéries anaérobies butyriques (*Clostridium butyricum*) qui produisent de l'hydrogène. 2IWH, 27-29 October, Ghardaïa – Algeria 8 p.
- **Abissy M, Mandi. L., 1999.** Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. Revue. Sci. Eau. vol. 12. N° 3. 285-315.
- **Aboubacar S., 2018.** Traitement des eaux usées domestiques utilisant des zones humides artificielles à écoulement vertical plantées d'*Arundo donax* et l'impact intermittent des filtres à sable. Ecohydrologie & Hydrobiologie 10 p.
- **Achour S, Guesbaya N., 2005.** Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques. Journal Larhyss. N° 04. 153-168.
- **Achour S., 1997.** Optimisation des étapes de clarification au cours du traitement des eaux de surface algériennes, Trib. de l'Eau (Cebedeau), 587 35-39.
- **Adriano D.C., 2001.** Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. SpringerVerlag, New York.
- **Aguilar M.I, Saez J, Llorens M, Soler A, Ortuno J.F., 2003.** Observation microscopique de la réduction des particules dans les eaux usées des abattoirs par coagulation-floculation en utilisant du sulfate ferrique comme coagulant et différents auxiliaires coagulants. Wat. Res., 37, 2233-2241.
- **Aharnad Al., Ismail S.*, Batia S., 2005.** Optimisation du processus de coagulation-floculation pour les effluents des usines d'huile de palme en utilisant la méthodologie de surface de réponse. Envir. Sci. Technol., 39, 2828-2834
- **Ait hamou R, Roulahbal F, Haddadi., 2000.** Impact microbiologique des eaux usées traitées sur le poivron et le maïs fourrager Recherche INRAA 77-85 p.
- **Alexandre O, Lagrange C, et Victoire R, Torterotot J., 2006.** Stations d'épuration des petites collectivités Méthodologie et analyse des couts d'investissement et d'exploitation par unité fonctionnelle. Ed, Cemagref 114 p.

Références Bibliographiques

- **Alexandros, S, Christos S.A, Vassilios A.T., 2014.** Systèmes d'éco-ingénierie pour le traitement des eaux usées et des boues d'épuration 378 p.
- **ANDI., 2013.** Wilaya de Biskra. Invest in Algeria.
- **Anonyme a., 2014.** Guide de l'utilisateur Dispositif de traitement des eaux usées domestiques Phytostation Recycl'eau®6 EH 33 p. www.recycleau.fr.
- **Anonyme b., 2014.** La pollution et l'épuration de l'eau Cahier pédagogique n°2 Agence de l'eau Loire-Bretagne 28 p.
- **Anonyme., 2007.** Les procédés d'épuration des petites collectivités du bassin RHIN – MEUSE éléments de comparaison techniques et économiques. Agence de l'eau RHIN – MEUSE 173 p.
- **Anonyme., 2008.** Recommandations pour l'exploitation des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical et Synthèse bibliographique
- **Antoine B., 2009.** Visite des stations d'épuration AIVE p 50. www.Aive.be
- **Aoudjehane Malika, Rezzouk Malika, Kellil Amara, Aurelle Yves et e Guigui C., 2010.** Étude comparative de l'électrocoagulation et de la coagulation floculation vis-à-vis de la déstabilisation d'une émulsion d'huile de coupe. Revue des sciences de l'eau. vol. 23, N°1. 17-30.
- **Arehn., 2002.** Agence régionale de l'environnement de Haute-Normandie L'épuration des eaux usées par les plantes 4 p.
- **Arouya K., 2011.** Pollution des eaux impact des eaux usées sur la qualité des eaux de surface. Ed, universitaires européennes Berlin 124 p.
- **Atteia O., 2005.** Chimie et pollutions des eaux souterraines. Ed, Lavoisier.
- **Attionu R., 1976.** Quelques effets de la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*, L.) sur son habitat. Hydrobiologie. vol. 50. N°3. 245-254.
- **Aurélien D, Graillet D, Bourgois J, Tardy A., 2010.** Outil d'aide au choix de procédés d'épuration des eaux usées en milieu isolé. Colloque Eau, Déchets et Développement Durable Alexandrie, Egypte 61-67.
- **Ayeche R, balaska A., 2010.** Caractérisation et traitement par coagulation-floculation d'un effluent de laiterie. J. Soc. Alger .Chim. vol. 20. N°2. 83-93.

Références Bibliographiques

- **Baumont S, Camard J.P, Lefranc A, Franconi A., 2005.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France 176 p.
- **Baumont S, Camard J-P, Lefra A, Franconi A., 2005.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport de stage. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France ENSAT (Toulouse). 169 p.
- **Bayer E, Buttler K.P, Finkenzeller X, Grau J., 2009.** Guide de la flore méditerranéenne Caractérisation, habitat, distribution et particularités de 536 espèces.Ed,Delachaux et niestlé Paris 287 p.
- **Bayon R., 2011.** V.R.D Voirie Réseau divers Terrassement-Espaces verts. Ed, Eyrolles.
- **Bechac Je, Boutin P, Mercier B, Nuer P., 1987.** Traitements des eaux usées. Ed, Eyrolles 2^{ième} édition.
- **Belabed B., 2010.** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques.Thèse Doctoratuniversité de Annaba 176 p.
- **Belhadj M., 2017.** Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda.Thèse doctorat université de Biskra 153 p.
- **bensadok K., 2007.** Procédé de traitement d'émulsion huile/eau et eau/huile cas particulier d'émulsion d'huile de coupe, thèse de Doctorat, université des sciences et de technologie Haouari boumadienne.
- **Bensaha S., 2010.** La décontamination des eaux usées sur un support naturel. Thèse Magister université de Tlemcen 117 p.
- **Bensaid J., 2009.** Contribution à la dépollution des eaux usées par Electrocoagulations et par Adsorption sur des Hydroxydes d'Aluminium.Thèse doctorat université de Rabat 196 p.
- **Berné F, Cordonnier J., 1991.** Traitement des eaux .Ed, Technip Paris 306 p.
- **Billault C., 1989.** Le rôle épurateur du sol Tome 1 Le sol, l'eau et les polluants, office international de l'eauEtude de synthèse 146 p.
- **BLACK A.P., D.G. Willems (1961).** Electrophoretic studies of coagulation for removal of organic color. J. Am. Water Works Assoc., 53-589.

Références Bibliographiques

- **bonnier G, Douin R., 1990.** La grande flore. Ed, Belin Paris 676 p.
- **Bouaoun D, Aoun J., 2004.** Élimination du phosphore, de l'ammonium et des nitrates par alternance de phases dans des réacteurs biologiques. Université libanaise, Revue francophone d'écologie industrielle - N° 35 - 3e trimestre 28-32.
- **boudoukha A., 2017.** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse doctorat université de Biskra 181 p.
- **Bourke N, Carty G, O'Leary G, Dcrowe M, Pagearragh D., 2002.** Manuels de traitement de l'eau (coagulation, floculation & clarification), Environmental Protection Agency 85 p.
- **Brian S., 2003.** Utilisation de zones humides construites pour le traitement des eaux usées. Ed, Wetlands International 24 p.
- **Brice B, Guillaume L, Vincent L, Claire L, Julie M, Mélanie P., 2015.** Les traitements tertiaires : Pour quoi faire 14^{ème} Séminaire eau univ Montpellier 2 Science et technique 26 p.
- **Brix H., 1994.** Utilisation des zones humides artificielles dans le contrôle de la pollution de l'eau : développement historique, état actuel et perspectives futures. Sci Eau Tech. Vol 30. N° 8. 209-223.
- **Brix H., 2005.** L'utilisation de zones humides artificielles à écoulement vertical pour le traitement sur site des eaux usées domestiques: nouvelles directives danoises, Carlos A. Arias. Génie écologique. Vol.25. 491-500
- **Brix, H., 1994.** Fonctions des macrophytes dans les zones humides construites. Revue EauSci. Technol Vol 29. 71-78.
- **Brouillet J.L, Picot B, Sambuco J.P, Gaillard L, Soteras G, Valarié I., 2008.** Ecotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques : évolution et perspectives XIIIe Congrès Mondial de l'Eau – 1er au 4 septembre - Montpellier 17 p.
- **Cardot C., 2010.** Les traitements de l'eau pour l'ingénieur Procédés physico-chimiques et biologiques cours et problèmes résolus.
- **Catherinot J., 2013.** Réutilisation des eaux usées et des excréta Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement 24 p.

Références Bibliographiques

- **Chang J, Wua S, Daia Y, Liang W, Wu Z., 2012.** Performances de traitement des parcelles marécageuses construites à écoulement vertical intégré pour les eaux usées domestiques. Génie écologique vol. 44. N°152. 159 153.
- **Chaouki A, Dkhis L, Mouhir M, Fekhaoui S, El Morhit S.M., 2014.** Optimisation de traitement par coagulation-floculation des effluents industriels. Cas du centre emplisseur de la société SALAM GAZ – SKHIRAT Maroc. Science Lib Editions Mersenne. Vol 6. N ° 14.
- **Chappuis P., 1991.** Les oligo-éléments en médecine et biologie, lavoisier.
- **Chassaing P., 2010.** Quelques illustrations du rôle de la surface dans des nanoparticules de ZnO, Thèse d'université de Toulouse III France.
- **Chellé F, Dellale M, Dewachter M, Mapakou F, Vermeyleylen A., 2005.** L'épuration des eaux : pourquoi et comment épurer, lavons l'eau usée 15 p.
- **Chiban M., 2011.** Elaboration et évaluation d'un nouveau procédé d'épuration des eaux. Ed, universitaires européennes.
- **Claude C., 1999.** Les traitements d'eau, ellipses. Ed, marketing S.A, 1999 247 p.
- **Coleman J, Hench K, Garbut K, Sexstone A, Bissonnette G, Skousen J., 2000.** Traitement des eaux usées domestiques par trois espèces végétales dans les zones humides artificielles Coleman. Pollution de l'eau, de l'air et du sol vol. 128. 283–295.
- **Cors M., 2007.** Techniques extensives d'épuration des eaux usées domestiques Inter-Environnement Wallonie 34 p.
- **Couplan F, Styner E., 2009.** Guide des plantes sauvages comestibles et toxiques. Ed, Delachaux et Niestlé paris 415 p.
- **Couplan F., 2012.** Les plantes et leurs noms Histoires insolites. Ed, Quae 223 p.
- **Crini G, BadotP. M., 2007.**Traitement et épuration des eaux industrielles polluées Procédés membranaires, bio adsorption et oxydation chimique.Ed, Presses universitaires de France 352 p.
- **CRSTRA., 2018.** Cartes de la wilaya de Biskra. Service de géomatique, de cartographie et de la base de données satellitaires multi-sources, Biskra, Algérie.
- **D R E A L., 2012.** Etudes d'impact des projets Stations d'épuration et choix des filières de traitement. Fiche de cadrage de l'autorité environnementale 13 p.
- **D'Angelo P., 2005.** Biochemistry ; 44, pp 13144-13150.

Références Bibliographiques

- **Dagot C, Laurent J., 2014.** Module d'enseignement ASTEP, université virtuelle environnement et développement durable 167 p.
- **Dajoz R., 1971.** Précis d'écologie, 2eme Edition. Ed. Dunod, Paris.
- **David J., date.** Les plantes des marais. Ed, Jean-Paul Gisserot 62 p.
- **Degremont., 1989.** Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, tome 1, 1459 p.
- **Degrémont., 2006.** Traitement des eaux de refroidissement. Ed, Tec et Doc.
- **Delacourt V., 2009.** Techniques du traitement de l'eau dans les Bâtiments habitat-collectivités- industrie 3ieme édition. Ed, Le monteur Paris.
- **Deronzier G, Schétrite S, Racault Y, Canler J, Héduit A, Duchène P., 2002.** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques des petites collectivités. Document technique FNDAE n° 25. Ed, Cemagref 79 p.
- **Derradji, M., 2015.** Contribution à l'étude de la tolérance des plantes épuratrices dans l'épuration des eaux usées : stratégie et application. Thèse Doctorat université d'Annaba 114 p.
- **Desjardins C, Koudjonou B, Desjardins R., 2002.** Étude en laboratoire de la floculation lestée, Revue Wat. Rés., Vol 36, N° 3. 744-754.
- **Desjardins C., 1999.** Simulation et étude en laboratoire de la floculation testée (actiflo) a l'aide d'une procédure modifiée de jar test université de Montréal 96 p.
- **Desjardins R., 1997.** Le traitement des eaux, 2^{ème} édition. Ed, de l'École Polytechnique de Montréal, 317 pages.
- **Dhaouadi H., 2008.** Traitement des Eaux Usées Urbaines Les procédés biologiques. université Virtuelle de Tunis 30 p.
- **Divert L, Schulhof P., 1980.** Le traitement des eaux 1 édition. Ed, Presse universitaire France.
- **Djefal L., 2008.** Elimination par adsorption sur argile locale, des ions métalliques contenus dans les eaux de rejet industriel de la région de Annaba. thèse Magister université de Annaba 59 p.
- **Dominguez J.R, De Heredia J.B, Gonzalez T, Sanchez-Lavado., 2005.** Évaluations du chlorure ferrique comme coagulant pour le traitement du liège. Influence des conditions

Références Bibliographiques

opératoires sur l'élimination des matières organiques et les paramètres de décantabilité. Industrie. Revue Ing. Chim. Rés. 44 (17). 6539-5548.

- **D'ornano M., 1979.** lagunage naturel et lagunage aéré procédés d'épuration des petites collectivités 74 p.
- **Eaton A. D, Clescen L. S, Greenberg editors A. E., 1995.** Méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées, 19th editions. Ed, Washington.
- **El samrani A.G,lartiges B.S, Villieras F., 2008.** Coagulation chimique des trop-pleins d'égouts unitaires : Optimisation de l'élimination et du traitement des métaux lourds, recherche sur l'eau .N°42. 951-960.
- **El-Abed I., 2015.** Traitement des eaux usées de la zone Touggourt par plantes purificatrices locales. Thèse doctorat université d'Ouargla 134 p.
- **Emilian K., 2009.** Traitement des pollutions industrielles Eau. Air. Déchets. Sols. Boues deuxième. Ed, Dunod 576 p.
- **Engelhardt T. L., 2010.** Coagulation, floculation et clarification de la boisson Water 57 p.
- **Environnement Québec., 2001.** 25 ans d'assainissement des eaux industrielles au Québec: UN BILAN, QUEBEC, CANADA, 117 p.

Ezziane S., 2007. Traitement des eaux de rejets de l'unité de TENES. Thèse Magister université de Chlef 168 p.

- **FAO., 1992,** Traitement et utilisation des eaux usées en agriculture - Document de la FAO sur l'irrigation et le drainage 47 169 p.
- **FAO., 2017.** Pollution from agriculture: a global review 29 p.
- **Francois, C, Eva S., 2009.** Guides des plantes sauvages comestibles et toxiques. Ed, Delachaux et niestlé SA paris. 415 p.
- **Gaid A, 1984.** Epuration biologique des eaux usées urbaines Tome 1 Office des publications universitaires 261 p.
- **Galez P., 2011.** Techniques spectroscopiques d'analyse/ Absorption atomique et émission de flamme, Mesures Physiques Annecy-MPh2 SE3 ME3.

Références Bibliographiques

- **Gersberci R. M, Elkins' B. V, Lyon S. R, Gold Man C. R., 1986.** Rôle des plantes aquatiques dans le traitement des eaux usées par les zones humides artificielles Eau. Rec. Vol. 20.N° 3. 363-368.
- **Gervy R., 1970.** Les phosphates et l'agriculture. Ed, Dunod Paris 298 p.
- **Gomella Cyril Guerrée Henri., 1978.** Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales. Ed, Eyrolles Paris 284 p.
- **Gorell J.M, Johnson C.C, Rybicki B.A., 1999.** Exposition professionnelle au manganèse, cuivre, plomb, fer, mercure et zinc et risque de maladie de Parkinson. Neurotoxicologie vol.20 (2-3). 239-247.
- **Gottschalla N, Boutin C, Crolla A, Kinsley C, Champagne P., 2007.** Le rôle des plantes dans l'élimination des nutriments dans une zone humide artificielle traitant les eaux usées agricoles (laitières), Ontario, Canada Ingénierie écologique de Champagne 29 154-163
- **Graindorgre J, Landot E., 2012.** La qualité de l'eau potable Techniques et responsabilités.Ed, Territorial 143 p.
- **Guerraiche Z., 2017.** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse doctorat université de Biskra 181 p.
- **Guerrouf, N., Seghairi N, Badaache S., 2018.** Elimination de l'ammonium et du phosphore présents dans les eaux usées domestiques par un filtre planté de *Typha latifolia*. Colloque international Eau-Environnement-Climat Communication orale. Tunisie.
- **Guy M., 1979.** Le problème de l'azote dans les eaux. Ed, technique et documentation Paris 279 p.
- **Guy M., 1982.** Point sur l'épuration et le traitement des effluents Eau Air, Volume 1 .Ed, Lavoisier Paris p.
- **Hans W. kothe., 2007.** ' 1000 plantes aromatiques et médicinales. Ed, Terres. 336 p.
- **Harrat N, Hachemi A, Ben said M, Benzaoui T, Djabri L., 2013.** Le lagunage naturel : Une solution pour l'épuration des eaux usées dans les régions arides. Journal Algérien des Régions Arides.89-96.
- **Harrat N., 2013.** Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface.Thèse doc université de Biskra 168 p.

Références Bibliographiques

- **Hartani T., 2004.** La réutilisation des eaux usées en irrigation: cas de la Mitidja en Algérie. In *Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée* (pp. 11-p). IAV Hassan II.
- **Hecini L., 2016.** Incidence de la coagulation-floculation des eaux sur l'élimination de la matière organique aromatique en présence de sels calciques, sulfatés et phosphatés. Thèse doctorat université de Biskra 169 p.
- **ISN., 2001.** Eaux usées : normes de rejet, 27 p.
- **Jan Vymazal., 2005.** Écoulement horizontal souterrain et systèmes hybrides de zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées *Ingénierie écologique* 25. 478–490
- **Jedicke A, Furch B, Saint PU, Schlueter UB., 1989.** Augmentation de la concentration d'oxygène dans les eaux amazoniennes résultant de l'exsudation des racines de deux plantes aquatiques notoires, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) et *Pistia stratiotes* (Araceae). vol. 11. N°1. 53-70.
- **Johnson D.P, Girinathannair P, Ohlinger K.N, Ritchie S, Teuber L, Kirby J., 2008.** Élimination améliorée des métaux lourds dans le traitement primaire par coagulation et floculation. *Recherche sur l'environnement aquatique*. Vol 80. N°5. 472-479.
- **Kaoru A ,Yasuo O., 1998.** Comparaison des espèces de plantes terrestres et aquatiques utiles pour l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques. *Sol. Sci. Plante Nutr.* vol.44N° 4. 599-607,
- **Katsenovich Y.P, Hummel b. A, Ravinet A.J, Miller J.F, 2009.** Revue de génie écologique.vol. 35. 1529-1537.
- **Kern J, Idler, C., 1999.** Traitement des eaux usées domestiques et agricoles par roselière. *Ingénierie écologique*, 12 (1-2), 13-25.
- **Kettab A., 1992.** Traitement des eaux Ed Office des publications universitaires Alger .
- **Khelil O, Ouakouak A.E.K, Youcef L, Achour S., 2015.** Dénitrification des eaux souterraines par adsorption sur charbon actif et par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. *Journal Larhyss.* N°21, 191-200.
- **Khelili H, Achour S., 2011.** Effet de pH sur la combinaison charbon actif avec le sulfate d'aluminium sur l'élimination des composés organiques aromatiques phloroglucinol et l'acide pyromellitique par coagulation-floculation. 1er Séminaire International sur la Ressource en eau au sahara : Evaluation, Economie et Protection. Ouargla.

Références Bibliographiques

- **Kherraze M. E, Lakhdari K, Benzaoui T, Berroussi S, Bouhanna M, Sebaa A., 2014.** Atlas floristique de la vallée de l'Oued Righ par écosystème deuxième édition. Ed, CRSTRA p 173.
- **Koller., E. 2009.** Traitement des pollutions industrielles Eau. Air. Déchets. Sols. Boues deuxième. Ed, DUNOD.
- **Kone M, Zongo I, Bonou L, Kouliadiati J, Joly P, Bouvet Y, Sodre S., 2011.** Traitement d'eaux résiduaires urbaines par filtres plantés à flux vertical sous climat Soudano-Sahélien. Revue Int. J. Biol. Chem. Sci. Vol. 5. N°1. 217-231.
- **Konnerupa D, Koottatep T, BrixH., 2009.** Traitement des eaux usées domestiques dans les zones humides artificielles tropicales à écoulement souterrain plantées de Canna et d'Heliconia. génie écologique 35. 248–257.
- **Kouki S, Saidi N, Ben Rajeb A, M'hiri F., 2012.** Potentiel d'une polyculture d'Arundo donax et de Typha latifolia pour la croissance et le phyto traitement de la pollution des eaux usées. African Journal of Biotechnology vol. 11 N° 87. 15341-15352.
- **Laabassi, A., 2016.** L'épuration des eaux usées par le système le lagunage à Macrophytes. Thèse doctorat université de Sétif 70 p.
- **Lachassagne D., 2014.** Devenir de micropolluants présents dans les boues d'épuration, du traitement à l'épandage agricole : application aux micropolluants métalliques (Cd, Cu) et organiques (médicaments) issus du traitement biologique conventionnel d'effluents urbains ou hospitaliers. Thèse doctorat Université de limoges 268 p.
- **Lacina C, Issiaka S, Germain G., 2008.** Traitement des eaux usées domestiques avec une zone humide pilote verticale complètement drainée construite à l'échelle plantée de Corchorus oliterius African. J. Journal de recherche agricole, vol .3. N° 9. 587-596.
- **Lacina C, Jacques K, Issiaka S, Germain G., 2008.** Traitement des eaux usées domestiques avec une zone humide verticale construite à l'échelle pilote complètement drainée plantée d'Amaranthus hybridus African Journal of Biotechnology vol. 7. N° 15. 2656-2664.
- **Lafleur C, Fortier J, Kharoune L, Kharoune M., 2008.** Évaluation d'un procédé de coagulation-floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles. Rapport final Univ Québec 43 p.

Références Bibliographiques

- **Lahmadi S, Zeguerrou R, Guesmia H., 2013.** La flore spontanée de la plaine d'el-outaya (Ziban). Ed, Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides Omar El-Barnaoui 112 p.
- **Laib K., 2014.** Evaluation des performances des systèmes irrigués dans les ziban, cas de la plasticulture dans la commune d'Elghrous (W. Biskra). Thèse Magister. Ecole Nationale Supérieure Agronomique El Harrach – Algérie. 139 p.
- **Lakhdari b., 2011.** Effet de la coagulation f - floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP d'Ain El Houtz. Thèse Magister université de Telemcen 85 p.
- **Larakeb M., 2015.** Elimination du Zinc par adsorption et par coagulation-floculation. Thèse doctorat université de biskra 122 p.
- **Laurent J., 1994.** L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions, Agence de l'eau et le ministère de l'environnement 170 p.
- **Léa Mercoiret., 2010.** Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2000 Equivalent Habitants, Rapport final, office national de l'eau et des milieux aquatiques 55 p.
- **Leiva et al. Leiva A. M, Núñez R, Gómez G, López D, Vidal G., 2018.** Performance des plantes ornementales en monoculture et polyculture à écoulement souterrain horizontal construit des zones humides pour le traitement des eaux usées. vol. 120. 116–125.
- **Levet D., 2008.** Guide pratique des Substances Toxiques dans les Eaux Douces et Littorales du Bassin Seine-Normandie. Ed, AESN 29 p.
- **Lieutaghi P., 2004.** Le livre des arbres, arbustes, arbrisseaux. Ed, Actes sud France 1322 p.
- **Linfeng L, Yinghao L, Dilip K. B, Yuegang N, Gaoming J., 2008.** Potentiel des zones humides artificielles dans le traitement des eaux eutrophes : preuves du lac Taihu en Chine. Bioressources Technologie. vol. 99. 1656–1663.
- **Lounnas A., 2009.** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station hamadi-kroma de skikda. Thèse Magister université de Skikda 120 p.
- **Mamadou L. N., 2010** Impact des eaux usées sur la chimie et la microbiologie des sols étude de cas de Pikine (Dakar-Sénégal). Ed, universitaires européennes 77 p.

Références Bibliographiques

- **Mancer H., 2010.** Analyse du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides. Thèse Magister université de Biskra 101 p.
- **Marañón E, Castrillón L, Fernández-Nava Y, Fernández-Méndez A, Fernández Sánchez A., 2008.** Coagulation-floculation en tant que processus de prétraitement dans une usine de nitrification et dénitrification de lixiviat de décharge. Journal des Matériaux Dangereux. vol 156, N° 1-3. 538-544.
- **Marina C, Samuel M., 2010.** L'eau, sa purification et les micropolluants La chimie et la nature 80-97 p.
- **Martin G., 1982.** Point sur l'épuration et le traitement des effluents Eau Air Volume 1. Ed, Technique et documentation Lavoisier Paris.
- **Mar-Yam, S., 2014.** Traitement des eaux usées industrielles et agro-industrielles à l'aide de zones humides aménagées. thèse doctorat université de Patras 249 p. 27
- Méot B, Alamy Z., 1990. Les eaux usées urbaines Réglementation des rejets urbains traitement de finition par géo épuration 59 p.
- **Méotet Alamy., 1990.** Ces eaux sont des eaux résiduaires (eaux usées domestiques et les effluents municipaux) émanant d'une collectivité donnée et qui ont été préalablement utilisées pour des usages multiples : domestiques, agricoles, industriels...etc.
- **Metahri M. S., 2012.** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas de la STEP est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse doctorat université de Tizi-Ouzou 148 p.
- **Michel d, Pierre M., 1979.** Lagunage naturel et lagunage aéré procédés d'épuration des petites collectivités 74 p.
- **Miller S., 2009.** Dietary Apports de référence pour la vitamine A, la vitamine K, l'arsenic, le brome, le chrome, le cuivre, l'iode, le fer, le manganèse, le molybdène, le nickel, le silicium, le vanadium et le zinc, Institut de médecine, Université Mc Gill.
- **Mimeche L, Debabeche M, Seghairi N, Benameur N., 2016.** possibilité d'élimination des polluants des eaux usées urbains sous climat aride par filtre plante du cyperus papyrus. Revue Courrier du Savoir. N° 21. 61-66.
- **Mimeche L., Debabeche M, Seghairi N., Benameur N., 2013.** capacité de filtres plantes macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. Courrier du Savoir .N°17.33-37.

Références Bibliographiques

- **Mimeche L., 2014.** 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. Thèse doctorat université de Biskra 159 p.
- **Mopili L. M., 2012.** Traitement des eaux usées par macrophyte. Ed, universitaires européennes Berlin 100 p.
- **Mottot Y., 2000.** Coagulants et floculants l'Université de tous les savoirs 10 p.
- **Mouchmouche D., 2018.** Elimination des phosphates, nitrates et nitrites présents dans les eaux usées par coagulation-floculation en utilisant les sels de fer.
- **Moulin Solène, Rechels David Rozen, Stankovic Milena., 2013.** Traitement des eaux usées ATELIER L'EAU Qualité vs Quantité 1^{er} semestre 2013 12 p.
- **MRE., 2003.** Le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 2003.
- **Nandy T, Shastry S, Pathe P. P, Kaul S. N., 2003.** Prétraitement des eaux usées d'encre d'impression monétaire par le processus de coagulation-floculation, pollution de l'eau, de l'air et du sol. Septembre. Vol 148, N° 1-4, 15-30.
- **Nsom zamo A. C., 2003.** Pollution par les eaux usées : Analyse parasitologique des eaux usées brutes et des cultures maraîchères, étude de la viabilité des helminthes et évaluation du risque sanitaire humain dans la région du Gharb (Kénitra). Thèse de Doctorat de Parasitologie : Kénitra 152 p.
- **OMS., 1989.** L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques N° 778. Genève.
- **Ouattara J P, Coulibaly L, Manizan P N, Gourene G., 2008.** Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec Panicum Maximum sous Climat Tropical. European Journal of Scientific Research. Vol.23 N°1.25-40
- **Ozenda P., 1991.** Flore et végétation du Sahara 3^{ième} édition. Ed, CNRS paris. 662 p.
- **Ozenda, P., 1958.** Flore du Sahara septentrional et central. Ed, CNRS paris.
- **Peeters H., 2014.** Les filières de traitement extensif des eaux usées – Des procédés en expansion dans le secteur de l'épuration, Centre d'expertise en traitement et gestion de l'eau 48 p.

Références Bibliographiques

- **Perera P, Baudot B., 1991.** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. Office des publications officielles des Communautés européennes Luxembourg 44 p.
- **Pillai J., 1997.** Flocculants and Coagulants: Les clés de la gestion de l'eau et des déchets dans la production d'agrégats Stone Review 5 p.
- **Polese J., 2010.** Arbres et arbustes de méditerranée. Ed, Edisud 135 p.
- **Poulet J B, Terfous A, Dap S, Ghenaim A., 2004.** Stations d'épuration a lits filtrants plantes de macrophytes. Courrier du Savoir. N° 05, pp. 103-106.
- **Prudencio P, Bernard B., 1991.** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités, Office des publications officielles des Communautés européennes Luxembourg 44 p.
- **Rault J., 2011.** Etat des lieux et point d'avancement sur la mise en œuvre opérationnelle des services publics d'assainissement non collectif du département de la réunion Office de l'Eau Réunion 55 p.
- **Régis Bourrier., 1997.** Les réseaux d'assainissement Calculs, Applications, Perspectives. Ed, Lavoisier New york 4^{ième} édition.
- **Rejsek F., 2002.** Analyse des eaux Aspects réglementaires et techniques. Ed, Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine 360 p.
- **Risch E, Boutin C, Roux P, et Heduit A., 2011.** Modèle ACV – Filière de traitement des eaux usées par filtres plantés de roseaux à flux verticaux (FPRV) Rapports d'ACV et données d'inventaire 48 p.
- **Rodier J Jean Rodier, Bernard Legube, Nicole Merlet., 2009.** L'analyse de l'eau 9^{ième} édition. Ed, Dunod 1526 p.
- **Roger D., 2006.** Climat et sol des régions agricoles. Ed, Québec Canada 443 p.
- **Rojsek F., 2002.** Analyse des eaux Aspects réglementaires et techniques. Ed ; Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine 360 p.
- **Sadowski A., 2002.** Traitement des eaux usées urbaines 428 p.
- **Salghi R., 2005.** Différents filières de traitement des eaux. Université Ibn zohr Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir 22 p.

Références Bibliographiques

- **Satin M, Selmi B., 1999.** Guide technique de l'assainissement 2^{ème} édition. Ed, Le moniteur Paris pp.
- **Satin M, Selmi B., 2006.** Guide technique de l'assainissement 3 édition. Ed, Le moniteur Paris 726 p.
- **Seghairi N, Mimeche L, Debabeche M, Khider S., 2013.** Possibilités d'élimination des phosphates et de l'azote à partir des eaux usées domestiques en utilisant un filtre planté de papyrus. The 4th International Congress Water, Waste & Environment (EDE4) Agadir Morocco.
- **Seghairi N, Mimeche L, Debabeche M, Hamzaoui A., 2013.** Elimination du cuivre présent dans les eaux usées industrielles sur un filtre plante de tamarix. Courrier du Savoir. N°15.53-57.
- **Seghairi N, mimecheL, ayachiY., 2017.** Traitement des eaux usées par coagulation-floculation en utilisant le sulfate d'aluminium comme coagulant. Journal science de l'eau .Vol.1. N° 2. 230-234.
- **Shutes B., 2003.** L'utilisation de zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. Ed, Wetlands International Malaisie 24 p.
- **Six J. L, CamerataJ, BevanJ, GreerP, White J., 2018.** Coagulation floculation bases du processus de coagulation/floculation collègue d'enseignement technique pp 595.
- **Sophie V., 2006.** Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes, Université Libre de Bruxelles 57 p.
- **Stefanakis A, Akrotos C. S., Tsihrintzis V. A., 2014.** Systèmes d'éco-ingénierie des zones humides construites à flux vertical pour le traitement des eaux usées et des boues. Ed, Elsevier 378 p.
- **Stewart P., 1969.** Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique: quelques réflexions. Soc Hist Natur Afr Nord Bull 59, 23- 36.
- **Stottmeister U, Wießner A, Kusch P, Kappelmeyer U, Kastner M, Bederski O, Muller R.A, Moormann H., 2003.** Effets des plantes et des micro-organismes dans les zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. Avancées de la biotechnologie vol. 22. 93 - 117.

Références Bibliographiques

- **Stumm W, Lee G.F., 1960.** La chimie du fer aqueux, Schweiz. Z. Hydrol., 22, 295319.
Naima bacha
- **Sudarsan J. S, Annadurai R , Mukhopadhyay M, Chakraborty P, Nithiyantham S., 2017.** Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiel : une voie efficace et alternative. Soutenir. Ressource en eau. Gérer 10 p.
- **Sultana M., 2014.** Traitement des eaux usées industrielles et agro-industrielles à l'aide de zones humides aménagées. Thèse doctorat université de Greece 249 p.
- **Swaine M. D, Adomako J, Ameka G, Johnston K. A Cheek M., 2006.** Forest plantes fluviales et qualité de l'eau au Ghana. Botanique aquatique vol. 85. 299-308.
- **Tamrabet L, Bouzerzour H, Kribaa M, Golea D., 2003.** Le devenir des eaux usées traitées : Réponse de deux graminées fourragères, l'orge et l'avoine, aux apports d'eau usée traitée. Actes du Colloque international Oasis, Eau et Population. Université Biskra, Algérie.
- **Tandia C. T., 2007.** Contrôle et suivi de la qualité des eaux usées protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologiques 43 p.
- **Tardat-Henry M., 1989.** Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. Sciences et Techniques de l'Eau. 297-304.
- **Temel F. A, Ozyazıcı G, Uslu V.R, ArdalıY., 2018.** Zones humides construites à écoulement souterrain à grande échelle pour le traitement des eaux usées domestiques : 3 ans. Journal Experience Progrès Environnemental & Energie Durable.
- **Typhaine P., 2011.** État de l'art sur la technique « filtres plantés de roseaux » pour l'épuration domestique en Adour-Garonne. Focus sur les filtres plantés de roseaux en zone de montagne. Rapport de stage université de limoges 114 p.
- **UNESCO., 2017.** Les eaux usées une ressource inexploitée, Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 184p.
- **Vilagines R., 2003.** Eau, environnement et santé publique introduction à l'hydrologie2 édition. Ed, Lavoisier.
- **Vymazal J., 2006.** Élimination des éléments nutritifs dans divers types de zones humides aménagées Science de l'environnement total 380 48–65.
- **Vymazal J., 2007.** Élimination des éléments nutritifs dans divers types de zones humides artificielles Science de l'environnement total. vol. 380 .48-65.

Références Bibliographiques

- **Vymazal J., 2008.** Zones humides aménagées pour le traitement des eaux usées: compte rendu des délibérations de Taal 2007: la 12^{ième} Conférence mondiale sur les lacs 965-980.
- **Vymazal, J., 1995.** Le cycle des algues et des éléments dans les zones humides. CRC Press / Lewis Publisher, Boca Raton, Floride.
- **Vymazal, J., 1998.** République tchèque, dans: Zones humides construites pour le traitement des eaux usées en Europe, J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green et R. Haberl, éd., BackhuysPublishers, Leiden, Pays-Bas, pp. 95-121.
- **Vymazal, J., 2001.** Transformations des nutriments dans les zones humides naturelles et construites. Éditeurs Backhuys Leiden, Pays-Bas.
- **Yahiaoui et al Yahiaoui K, Zoubeidi A, Rouahna N, Ouakouak A., 2018.** Etude du traitement des eaux usées domestiques par une usine de macrophytes dans la région aride de l'Algérie du Sud-Est (cas de la région d'Oued Oued). Revue Fundam Appl Sci. vol. 10. N° 2. 265-276.
- **Yahiaoui KH, Ouakouak A, Zoubeidi A, Rouahna N., 2018.** Étude du traitement d'un effluent domestique par filtre planté à flux vertical sous un climat aride (Sud-Est Algérien).AGROSEM II. Biskra.
- **Youcef L, Achour S., 2005.** Elimination des phosphates par des procédés physico-chimiques. Journal Larhyss. N° 04.129-140.
- **Zeghdi S, Bebba A, Laouini S., 2016.** Traitement chimique des eaux usées de la ville d'El-Oued (sud-est de l'Algérie) par l'utilisation de Typha Latifolia. .Revue oriental de chimie Vol. 32. N° 6.3044-3052.