

UNIVERSITE KASDI MERBAH - OUARGLA -

**FACULTE DES HYDROCARBURES ET ENERGIES RENOUVELABLES ET
SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS**

Département des Sciences de la Terre et de l'Univers



Thèse

En Vue De L'obtention Du Diplôme de Doctorat en Sciences

Spécialité : Géologie

THEME

***CONTRIBUTION A L'EVALUATION ET AU TRAITEMENT DES
EAUX USEES DANS LE SUD EST DU SAHARA ALGERIEN.
APPLICATION AU SUD DE LA REGION D'OUED RIGH
(TOUGGOURT)***

Soutenue publiquement par :

AMIRI Khaled

Devant le jury :

HADJ-SAID Samia	Professeur	Université KASDI Merbah, Ouargla	Présidente
HARTANI Tarik	Professeur	Centre universitaire de Tipaza	Directeur de thèse
ZEDDOURI Aziez	Professeur	Université KASDI Merbah, Ouargla	Co-directeur de thèse
BOUSELSAL Boualem	MCA	Université KASDI Merbah, Ouargla	Examineur
KHERIFI Wahida	MRA	CRSTRA- Omar El Bernaoui, Biskra	Examinatrice
LABED Brahim	MCA	Ecole normale supérieure, Ouargla	Examineur

Année universitaire 2019 - 2020

Remerciement

Les travaux de cette thèse ont été réalisés au centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (C.R.S.T.R.A) de Touggourt. Je remercie tout particulièrement M. Hocine BEN AISSA, Directeur du CRSTRA pour m'avoir permis d'installer mon dispositif expérimental au sein de son établissement.

J'exprime ensuite ma plus profonde gratitude à mon directeur de thèse, Professeur Tarik HARTANI, Laboratoire de gestion des eaux agricoles, Centre universitaire de Tipaza, pour le suivi scientifique et les conseils pertinents apportés à ce travail. Merci Hartani pour votre aide, votre soutien et votre sympathie tout au long de la thèse, j'ai énormément appris et je suis bien content d'avoir été votre doctorant. Merci.

J'adresse également ma plus grande reconnaissance à Aziez ZEDDOURI, Professeur à l'université Kasdi MERBAH de Ouargla et co-directeur de cette thèse, pour son soutien scientifique, la confiance qu'il m'a témoignée. Je vous remercie infiniment pour tous vos conseils, pour la confiance que vous m'avez accordée, pour votre patience et votre gentillesse.

Je remercie également Monsieur Boualem BOUSELSAL, Maître de conférences à l'université d'Ouargla, Monsieur Brahim LABED, Maître de conférences à l'Ecole normale supérieure d'Ouargla, ainsi Madame Wahida KHERIFI, Maître de recherche au CRSTRA de Biskra pour avoir participé à ce jury en examinant mon travail de thèse. Merci également à Madame Samia HADJ-SAID, Professeur à l'université d'Ouargla pour avoir accepté d'être la présidente du jury.

Un grand merci à vous tous, membres du jury de ma thèse, pour votre amabilité, pour avoir accepté de juger ce travail de thèse et pour vos regards d'experts, vos remarques constructives et pertinentes lors de la discussion très enrichissante le jour de la soutenance.

De plus, je souhaite remercier Pascal MOLLE, Docteur en génie de l'environnement à IRSTEA du centre de Lyon-Villeurbanne (France), ainsi Nassim Ait Mouhab, Docteur et chargé de recherche à IRSTEA- UMR G-EAU (Montpellier, France). Merci pour vos suggestions et idées par rapport à mon travail, merci également pour le partage de votre savoir et notamment pour les bons moments passés ensemble en France

J'adresse tous mes remerciements aux membres du laboratoire CRSTRA pour leur aide précieuse et les bons moments partagés. Merci au directeur, le Docteur BENAÏSSA Hocine, pour m'avoir accueillie au sein du labo pour m'avoir accordé sa confiance.

Je tiens à remercier particulièrement Naceur Eddine BEKKARI, attaché de recherche au CRSTRA qui a apporté sa contribution aux travaux réalisés au cours de la thèse pour sa précieuse aide technique lors des analyses.

Je tiens également à exprimer toute ma sympathie pour le personnel de l'ONA pour leur aide dans l'alimentation périodique en eaux usées de mon expérimentation.

Je remercie mes amis et collègues du CRSTRA pour l'ambiance conviviale qu'ils ont contribué à entretenir, les bons moments passés en leur compagnie ainsi que leur sympathie.

Enfin, ma dernière pensée est destinée à ma petite famille, à mes parents et à mes frères et sœurs, merci pour tout ce que vous avez fait pour moi, merci de m'avoir toujours soutenue, merci de m'avoir permis d'aller si loin et merci pour toutes les valeurs humaines que vous nous avez transmises.

المساهمة في تقييم ومعالجة مياه الصرف الصحي في جنوب شرق الصحراء الجزائرية. حالة جنوب واد ريغ (تقرت)

الملخص

الهدف الأول من هذه الرسالة هو تقييم درجة تلوث مياه الصرف الصحي الحضرية في منطقة تقرت (تقرت ، تبسيست ، نزلة وزاوية العبيدية) من خلال تحليل العوامل الفيزيائية والكيميائية المختلفة لتحديد خصائص المياه المستعملة. وتستند الدراسة إلى أربع مواقع تصريف المياه المستعملة التي تصرف كمية كبيرة من المياه الملوثة في قناة وادي ريغ دون أي علاج مسبق. تم أخذ العينات أسبوعياً لمدة شهرين (جانفي وفيفري 2016) في كل موقع تصريف للمياه المستعملة. بالإضافة إلى ذلك، تتم مقارنة نتائج التحليلات التي تم العثور عليها مع معايير التدفق في الوسط الطبيعي لاستنتاج طرق العلاج المناسبة في هذا المجال.

كشفت نتائج التحليلات الفيزيائية والكيميائية لهذه المياه أن مياه الصرف الصحي تتميز بحمل ملوث بتركيز منخفض إلى متوسط في جميع نقاط التصريف التي تمت دراستها. يتميز موقع التصريف P2 بحمل ملوث أعلى من مواقع التصريفات الأخرى في معظم فترة الدراسة ، مع معدل التركيز عوامل التلوث كالتالي : 369 مغ/ل بالنسبة لـ DCO، 135 مغ/ل بالنسبة لـ DBO₅ و 391 مغ/ل بالنسبة لـ MES. بالنسبة لقابلية التحلل الحيوي COD / BOD₅ المقاسة في جميع مياه الصرف الناتجة عن التصريفات التي تمت دراستها كانت أقل من 2 ، مما يجعلها قابلة للتحلل الحيوي بسهولة ويمكن معالجتها بواسطة نظام بيولوجي مناسب.

الهدف الثاني هو تحديد وتقييم جودة المياه الناتجة عن عملية تجريبية لتنقية مياه الصرف الصحي ، تتكون من نظامين ، الأول هو مرشح حيوي (biofiltre) ذات تدفق عمودي تصاعدي مرتبط بثلاثة أحواض بنظام تدفق أفقي تحت سطحي، بينما يتكون النظام الثاني من مرشح حيوي ذات تدفق عمودي تنازلي مرتبط بثلاثة أحواض بنظام تدفق أفقي تحت سطحي ، اثنان مزروعان بشكل منفصل بـ *Phragmites australis* و *Typha latifolia* والثالث يبقى بدون زراعة ، وفقاً للخصائص التالية: أولاً ، اتجاه التدفق في المرشحات الحيوية (تصاعدي أو تنازلي) ، ثانياً ، الأحواض المزروعة مع أنواع النباتات المحلية ، وأخيراً النظام المشترك لإزالة الملوثات من المواد العضوية والمواد المغذية من الماء.

أظهرت نتائج هذه التجربة أن المرشح ذات تدفق عمودي تنازلي كان أكثر فاعلية من المرشح الحيوي ذات تدفق عمودي تصاعدي في إزالة MES، DCO، NTK، PO₄-P و PT من المياه الملوثة، والأحواض المزروعة بـ *Phragmite australis* و *Typha Latifolia* كانت أعلى درجة في إزالة الملوثات. بالإضافة إلى ذلك، كان أداء *Typha latifolia* أفضل من *Phragmite australis* بالنسبة لمعظم العناصر المقاسة خاصة في النظام الأول. في حين أشارت كفاءة الأحواض المزروعة إلى أن *Phragmite australis* كان مساهماً رئيسياً في إزالة الفسفور الكلي (PT) في النظام الأول و NO₃-N في النظام الثاني. بشكل عام، للحصول على أعلى كفاءة في إزالة الملوثات في النظام الأول و الثاني، أظهرت الدراسة الحالية أن النظام الأول كان أفضل من الثاني بالنسبة لاغلبية المعلمات المقاسة.

كلمات دالة: مياه الصرف الصحي، التحليلات الفيزيائية و الكيميائية، الهندسة، المرشح الحيوي، الأراضي الرطبة الاصطناعية، تقرت

Contribution à l'évaluation et au traitement des eaux usées dans le sud est du Sahara Algérien. Application au sud de la région d'oued Righ (Touggourt)

Résumé

Le premier objectif de cette thèse est l'évaluation du degré de la pollution des eaux de rejets urbains de la région de Touggourt (Touggourt, Tebesbest, Nezla et Zaouia el Abidia) par l'analyse de différents paramètres physicochimiques de caractérisation d'une eau usée. L'étude est basée sur quatre points de rejets déversant un important volume d'eau usée dans le canal Oued Righ sans aucun traitement préalable.

Les échantillons ont été prélevés chaque semaine pendant deux mois (Janvier et Février de l'année 2016) au niveau de chaque point de rejet des eaux usées. En outre, les résultats d'analyses trouvés sont comparés aux critères et normes de déversements pour en déduire enfin les procédés de traitement adaptés pour cette zone.

Les résultats des analyses physicochimiques de ces eaux, ont révélé que les eaux usées sont caractérisées par une charge polluante de concentration faible à moyenne dans tous les points de rejets étudiés. Dont le rejet P2 est caractérisé par une charge polluante plus importante que les autres rejets dans la majeure partie de la période d'étude, avec DCO (Moy = 369mg/l), DBO₅ (Moy = 135 mg/l), MES (Moy= 391mg/l), le rapport de la biodégradabilité DCO/DBO₅ mesuré dans tous les eaux usées des rejets étudiés est inférieur à 2 ce qui les rend facilement biodégradables et peuvent être traitées par un système biologique adéquat.

Le second objectif est de déterminer et d'évaluer les paramètres de qualité de l'eau qui résultent d'un pilote expérimental de purification des eaux usées, composé de deux systèmes, le premier est constitué d'un biofiltre à écoulement vertical ascendant suivi par trois marais filtrants à écoulement horizontal, tandis que le second, est composé d'un biofiltre à écoulement vertical descendant lié avec trois marais filtrants à écoulement horizontal, deux plantés séparément avec *Phragmites*

australis, *Typha latifolia* et le troisième reste sans plantation, selon les critères suivants : premièrement, de la direction du flux dans les biofiltres (ascendants ou descendants), deuxièmement, des zones humides artificielles avec des espèces végétales locales et, enfin, du système combiné pour l'élimination des polluants issus de la matière organique et des nutriments de l'eau.

Les résultats de cette expérience ont démontré que le biofiltre à flux descendant vertical était plus efficace que le biofiltre à flux ascendant en ce qui concerne l'élimination de MES, DCO, NTK, PO₄-P et PT des eaux usées, les zones humides plantées avec *Phragmite australis* et *Typha Latifolia* présentaient le degré d'élimination le plus élevé. De plus, *Typha latifolia* a obtenu de meilleurs résultats que *Phragmite australis* pour la plupart des paramètres, notamment dans le premier système, alors que l'efficacité des zones humides indiquait que *Phragmite australis* contribuait grandement à l'élimination du phosphore total (PT) dans le premier système et de NO₃-N dans le second système. En général, pour obtenir les rendements d'élimination les plus élevés du système combiné de biofiltres et de zones humides, la présente étude a montré que le premier système était plus performant que le second pour la majorité des paramètres étudiés.

Mot clés : Eaux usées, analyses physicochimiques, ingénierie, biofiltre, zones humides artificielle, Touggourt

Contribution to the evaluation and treatment of wastewater in the South-East of the Algerian Sahara. Application in the South of Oued Righ region (Touggourt)

Abstract

The first objective of this thesis is the assessment of the degree of pollution of urban wastewater in the Touggourt region (Touggourt, Tebesbest, Nezla and Zaouia el Abidia) by analyzing various physicochemical parameters for the characterization of a wastewater. The study is based on four discharge points discharging a large volume of waste water into the Oued Righ canal without any prior treatment.

Samples were taken weekly for two months (January and February of 2016) at each wastewater discharge point. In addition, the results of analyzes found are compared with the criteria and standards of spills to finally deduce the appropriate treatment processes for this area.

The results of the physicochemical analyzes of these waters revealed that the wastewater is characterized by a pollutant load of low to medium concentration in all the discharge points studied. The P2 discharge is characterized by a higher pollutant load than the other discharges during most of the study period, with COD (Avg = 369mg / l), BOD₅ (Avg = 135 mg / l), SS (Avg = 391mg / l), the ratio of the COD / BOD₅ measured in all the wastewaters of the discharges studied is less than 2, which makes them easily biodegradable and can be treated by an adequate biological system.

The second objective is to determine and evaluate the water quality parameters that result from an experimental wastewater purification pilot, consisting of two systems, the first is vertical up-flow biofilter followed by three horizontal subsurface constructed wetlands (CW), while the second consists of a down-flow biofilters bound with three horizontal subsurface constructed wetlands, two planted separately with *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and the third without planting, according to the following criteria: firstly, the flow direction in the biofilters (ascending or descending), secondly, artificial wetlands with local plant species and, finally, the

combined system for the removal of pollutants derived from organic matter and nutrients from the water.

The results of this experiment demonstrated that the vertical down-flow biofilter was more efficient than the up-flow biofilter in removing SS, COD, TKN, PO₄-P and TP from wastewater, planted wetlands with *Phragmites australis* and *Typha Latifolia* had the highest degree of elimination. In addition, *Typha latifolia* performed better than *Phragmites australis* for most parameters, especially in the first system, while wetland efficiency indicated that *Phragmites australis* was a major contributor to total phosphorus (PT) removal in the first system and NO₃-N in the second system. In general, to obtain the highest removal efficiencies of the combined biofilter and wetland system, the present study showed that the first system performed better than the second for most parameters.

Key words: Wastewater, physicochemical analyzes, engineering, biofilter, constructed wetlands, Touggourt

Table de matière

	Page
Remerciement	I
المخلص	III
Résumé	V
Abstract	VII
Table des matières	IX
Liste des tableaux	XIII
Liste des figures	XIV
Abréviations	XVII
Introduction générale	01
Les objectifs et l'organisation générale de la thèse	04
 PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	
 Chapitre I : Généralités sur les eaux usées	
I.1. Eaux usées et leurs origines	06
I.1.1. Rejets domestiques	06
I.1.2. Eaux industrielles	08
I.1.3. Eaux agricoles	08
I.1.4. Eaux de ruissellement	08
I.2. Pollution des eaux	09
I.2.1. Paramètres physiques	09
I.2.1.1. Potentiel d'hydrogène	09
I.2.1.2. Température	10
I.2.1.3. Particules en suspension	10
I.2.1.4. Matières sédimentables	11
I.2.1.5. Conductivité	11
I.2.1.6. Couleur et l'odeur	11
I.2.1.7. Turbidité	11
I.2.2. Paramètres chimiques	12
I.2.2.1. Demande en oxygène	12
1. Demande biologique en oxygène	12
2. Demande chimique en oxygène	12
I.2.2.2. Nutriments	13
1. Azote	13
2. Phosphore	14
I.2.2.3. Produits toxiques ou dangereux	14
1. Métaux lourds	14
I.2.3. Paramètres biologiques	14
I.2.3.1. Virus	15
I.2.3.2. Bactéries	15
I.2.3.3. Protozoaires	15
I.2.3.4. Helminthes	16
I.3. Traitements des eaux usées	16
I.3.1. Techniques de traitement des eaux usées	16
I.3.1.1. Techniques intensives classiques	16

I.3.1.1.1. Boues activées	16
I.3.1.1.2. Lit bactérien	17
I.3.1.1.3. Disque biologique	17
I.3.1.2. Techniques extensives	17
I.3.1.2.1. Infiltration-percolation	17
I.3.1.2.2. Milieu humide artificiel	18
I.3.1.2.3. Technique lagunaire	19
1. Lagunage naturel	19
2. Lagunage à macrophytes	20
3. Lagunage aéré	21
I.4. Réutilisation des eaux usées épurées	21

Chapitre II: Epuration des eaux usées par les biofiltres

II.1. Biofiltres	23
II.2. Principe de la biofiltration	23
II.3. Principales caractéristiques techniques	24
II.3.1. Circulation de fluides (air et eau)	24
II.3.2. Matériau de filtration	25
II.3.3. Lavages	26
II.3.4. Pertes de charge en biofiltration	27
II.4. Dynamique de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants	27
II.5. Efficacités et limites des biofiltres	28
II.6. Paramètres de dimensionnement	30
II.6.1. Charge volumique	30
II.6.2. Charge hydraulique	30
II.6.3. Temps de séjour hydraulique	31
II.7. Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées	31
II.8. Application à échelle industrielle	32
II.9. Biofiltration et effluents particuliers	33
II.9.1. Comportement des biofiltres face à des effluents peu concentrés	33
II.9.2. Comportement des biofiltres face à des effluents très concentrés	33
II.9.3. Comportement des biofiltres face aux variations des charges hydrauliques	34
II.10. Avantages et inconvénients de la biofiltration	34

Chapitre III: Epuration des eaux usées par filtres plantés de macrophytes (Constructed wetland)

III.1. Marais filtrants artificiels	36
III.2. Types de marais filtrants	36
III.2.1. Marais filtrant surfacique à flux horizontal	37
III.2.2. Marais filtrant sous-surfacique à flux horizontal	37
III.2.3. Marais filtrant sous-surfacique à flux vertical	38
III.2.4. Marais hybride	39
III.3. Rôle de composants des marais filtrants	40
III.3.1. Matériaux de remplissage	40
III.3.2. Rôle des végétaux	40
III.3.3. Microorganisme	41
III.4. Principes généraux des marais filtrants artificiels	42

III.4.1. Processus physiques	43
III.4.2. Processus chimiques	44
III.4.3. Processus biologiques	44
III.5. Données de base de conception des marais filtrants	44
III.5.1. Flux hydrauliques	44
III.5.2. Flux massiques.....	45
III.5.3. Niveaux de rejet	46
III.6. Processus épuratoires et pilotage du système	47
III.6.1. Rétention physique et gestion des boues	47
III.6.2. Traitement biologique et aération	49
III.6.3. Traitement de l'azote, filtration et épaisseur du massif filtrant	50
III.7. Procèdes d'élimination de polluants et d'agents pathogènes	51
III.7.1. Matière organique	51
III.7.1.1. Matière organique particulaire	51
III.7.1.2. Matière organique soluble	51
III.7.1.3. Dénitrification	52
III.7.2. Azote	52
III.7.2.1. Ammonification	52
III.7.2.2. Nitrification	52
III.7.2.3. Dénitrification	53
III.7.3. Phosphore	53
III.7.4. Agents pathogènes	54
III.8. Avantages et limites des marais filtrants	54
III.8.1. Avantages	54
III.8.2. Inconvénients	55

PARTIE II : PARTIE EXPERIMENTALE

Chapitre IV : Matériels et méthodes

IV.1. Présentation de la région d'étude (Touggourt)	56
V.1.1. Situation géographique	56
V.1.2. Caractéristiques climatiques de la région de Touggourt	57
IV.2. Etude expérimentale.....	58
IV.2.1. Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie).....	58
V.2.1.1. Situation de l'assainissement et des rejets des eaux usées dans la ville de Touggourt.....	59
V.2.1.2. Echantillonnage et méthode d'analyse.....	60
IV.2.2. Epuration des eaux usées par un système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt.....	62
IV.2.2.1. Pilote expérimental	65
IV.2.2.1.1. Description du pilote expérimental	65
IV.2.2.2. Alimentation en eau du pilote expérimental	66
IV.2.2.2. Méthodologies d'échantillonnage et d'analyse	68
IV.2.2.2.1. Plantation des marais filtrants	68
IV.2.2.2.2. Prélèvement des échantillons d'eau usée et épurée	69
IV.2.2.2.3. Matériels et méthodes d'analyse physicochimique des eaux	69
IV.2.2.3. Critères de choix des macrophytes	70
IV.2.2.4. Macrophytes utilisées	71

IV.2.2.4.1. <i>Phragmites australis</i>	72
IV.2.2.4.2. <i>Typha latifolia</i>	74
IV.2.3. Analyses statistiques	76
PARTIE III : RESULTATS ET INTERPRETATIONS	
Chapitre V : Résultats et interprétations	
V.1. Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie).....	77
V.1.1. Détermination des paramètres physico-chimiques	80
V.1.1.1. Variation du pH	80
V.1.1.2. Variation de la température	80
V.1.1.3. Variation de la conductivité électrique (CE)	80
V.1.1.4. Variation de la salinité	81
V.1.1.5. Variation de la matière en suspension (MES).....	81
V.1.1.6. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	82
V.1.1.7. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)	82
V.1.1.8. Variation des teneurs en nitrites (NO ₂ ⁻).....	83
V.1.1.9. Variation des teneurs en azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	83
V.1.1.10. Variation des teneurs en Orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	84
V.1.2. Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO ₅)	85
V.2. Epuration des eaux usées par un système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt.....	85
V.2.1. Caractéristiques des eaux brutes alimentant le dispositif expérimental	85
V.2.2. Performances et efficacité d'élimination	87
V.2.2.1. Détermination des paramètres physico-chimiques	89
V.2.2.1.1. Variation de la température	89
V.2.2.1.2. Variation du pH	91
V.2.2.1.3. Variation de la conductivité électrique	93
V.2.2.1.4. Variation de l'oxygène dissous	95
V.2.2.1.5. Détermination des pollutions organiques	97
V.2.2.1.5.1. Variation de la matière en suspension	97
V.2.2.1.5.2. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	100
V.2.2.1.5.3. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)	102
V.2.2.1.6. Détermination des pollutions azotées	105
V.2.2.1.6.1. Variation d'azote nitrique ou azote des nitrates (N-NO ₃)	105
V.2.2.1.6.2. Variation d'azote nitreux ou azote des nitrites (N-NO ₂ ⁻)..	107
V.2.2.1.6.3. Variation d'azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺)	109
V.2.2.1.6.4. Variation d'azote kjeldahl	112
V.2.2.1.7. Détermination des pollutions phosphorées	114
V.2.2.1.7.1. Variation de phosphate-phosphore (P-PO ₄ ³⁻)	114
V.2.2.1.7.2. Variation du phosphore total (Pt)	115
V.2.3. Comparaison des performances entre les systèmes 1 et 2	118
V.2.4 Conclusion	124
Conclusion générale	127
Références bibliographiques	130
Annexes	149

Liste des Tableaux

		Page
Tableau 01	Situation de l'assainissement et des rejets des eaux usées dans la ville de Touggourt (Situation au 31/12/2013).....	59
Tableau 02	Paramètres de qualité et leurs appareils de mesure.....	61
Tableau 03	Paramètres physico-chimiques des eaux usées des rejets de la ville de Touggourt.....	78
Tableau 04	Caractéristiques des eaux usées brutes (EB) entrant dans la station.....	86
Tableau 05	Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie dans le système1 (n=29). (a : Moyenne ± Ecart-type. b :Min-Max).....	88
Tableau 06	Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie dans le système2 (n=29). (a : Moyenne ± Ecart-type. b :Min-Max).....	89
Tableau 07	Performances mensuelles de traitement (rendements) dans le premier système.....	122
Tableau 08	Performances mensuelles de traitement (rendements) dans le deuxième système.....	123

Liste des figures

	Page
Figure 01 Schéma de classification des eaux usées domestiques.....	07
Figure 02 Composition d'une eau usée domestique.....	08
Figure 03 Voies d'élimination de pollution organique, azotée et phosphorée par lagunage naturel.....	20
Figure 04 Principe d'un biofiltre à courant ascendant et descendant en cycle de filtration.....	24
Figure 05 Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées résiduaires.....	32
Figure 06 Vue en coupe d'un marais surfacique à flux horizontal.....	37
Figure 07 Vue en coupe d'un marais sous-surfacique à flux horizontal.....	38
Figure 08 Vue en coupe d'un marais sous-surfacique à flux vertical.....	39
Figure 09 Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais sous-surfacique à flux vertical suivi d'un marais sous-surfacique à flux horizontal.....	39
Figure 10 Situation géographique de la région de Touggourt.....	56
Figure 11 Localisation de points des rejets de la Daïra de Touggourt.....	60
Figure 12 Photo présentant le dispositif expérimental.....	66
Figure 13 Représentation schématique du système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt.....	67
Figure 14 Types d'écoulement d'eau usée dans les biofiltres, (a gauche : flux descendant, a droite : flux ascendant).....	68
Figure 15 Type du substrat utilisé dans la filtration des eaux usées.....	68
Figure 16 Photo présentant l'espèce <i>phragmite australis</i>	74
Figure 17 Photo présentant l'espèce <i>Typha latifolia</i>	76
Figure 18 Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes de la ville de Touggourt.....	79
Figure 19 Variations mensuelles des valeurs moyennes de la température des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental.....	91
Figure 20 Variations mensuelles des valeurs moyennes du pH des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental.....	93
Figure 21 Variations mensuelles des valeurs moyennes de la conductivité électrique (CE) des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental.....	95
Figure 22 Variations mensuelles des valeurs moyennes de l'oxygène dissous des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental.....	97

Figure 23	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la MES moyenne.....	99
Figure 24	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la MES moyenne.....	99
Figure 25	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DBO ₅ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la DBO ₅ moyenne.....	101
Figure 26	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DBO ₅ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la DBO ₅ moyenne.....	102
Figure 27	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DCO en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la DCO moyenne.....	104
Figure 28	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DCO en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la DCO moyenne.....	104
Figure 29	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO ₃ ⁻ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la N-NO ₃ ⁻ moyenne.....	106
Figure 30	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO ₃ ⁻ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NO ₃ ⁻ moyenne.....	107
Figure 31	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO ₂ ⁻ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la N-NO ₂ ⁻ moyenne.....	108
Figure 32	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO ₂ ⁻ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NO ₂ ⁻ moyenne.....	109
Figure 33	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NH ₄ ⁺ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la N-NH ₄ ⁺ moyenne.....	111
Figure 34	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NH ₄ ⁺ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NH ₄ ⁺ moyenne.....	111
Figure 35	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de NTK en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la NTK moyenne.....	113
Figure 36	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de NTK en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la NTK moyenne.....	113
Figure 37	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de P-PO ₄ ⁻³ en	

	entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la P-PO ₄ ⁻³ moyenne.....	115
Figure 38	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de P-PO ₄ ⁻³ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la P-PO ₄ ⁻³ moyenne.....	115
Figure 39	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de Pt en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la Pt moyenne.....	117
Figure 40	(a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de Pt en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la Pt moyenne.....	118
Figure 41	Performances de traitement (rendements) totales et de biofiltre du premier système.....	121
Figure 42	Performances de traitement (rendements) totales et de biofiltre de deuxième système.....	121

Abréviations

% : Pour cent

°C : Degré Celsius

µg : Microgramme

µm : Micromètre

Al : Aluminium

Ba : Biofiltre à écoulement ascendant

Bd : Biofiltre à écoulement descendant

C₀ : Concentration de polluant à l'entrée

C₁ : Concentration de polluants à la sortie

Ca : Calcium

Cd : Cadmium

CE : Conductivité électrique

CO₂ : Dioxyde de carbone

C.R.S.T.R.A : Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides

Cv : Charge volumique

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène durant cinq (05) jours d'incubation

DCO : Demande biochimique en oxygène

EB : Eau brute

EH : Equivalent habitant

Fe : Fer

FHS : Marais surfacique à flux horizontal

FHSS : Marais sous-surfacique à flux horizontal

FPV : Filtres plantés de végétaux

FV : Flux vertical

FVSS : Marais sous-surfacique à flux vertical

H₂O : Eau

Hab : Habitant

HF : Flux horizontal

Hg : Mercure

JORA : Journal officiel de la république algérienne

kW/kg : kilowatt/kilogramme
m : Mètre
m² : Mètre au carré
m³ : Mètre au cube
Max : Maximum
MES : Matière en suspension
Mg : Milligramme
Min : Minimum
mm : Millimètre
MMS : Matière minérale en suspension
MO : Matières organiques
ms/ cm : milli-Siémens/centimètre
MVS : Matière volatile en suspension
N₂ : Diazote
NH₃ : molécule d'ammoniac
Ni :Nickel
N-NH₄⁺: Azote ammoniacal
N-NO₂:Azote nitreux ou azote des nitrites
N-NO₃ : Azote nitrique ou azote des nitrates
Npa : Non planté ascendant
Npd : Non planté descendant
Ø : Diamètre
ONM: Office National de la Météorologie
O₂ : Oxygène dissous
OMS : Organisation mondiale de la santé
ONA : Office nationale d'assainissement
Pb : Plomb
PDC: Perte de charge
pH : Potentiel d'hydrogène
Phra : Phragmite dans le système ascendant
Phrd : Phragmite dans le système descendant
P-PO₄³⁻: Phosphate-phosphore
PT: Phosphore total

Q_e : Débit d'entrée des eaux usées

R : Rendement épuratoire des polluants

S : Concentration en DBO₅ des eaux usées

SO₂ : Dioxyde de soufre

TKN: Azote total Kjeldahl

T_p : Temps de séjour hydraulique

T_{ya} : Typha dans le système ascendant

T_{yd} : Typha dans le système descendant

V : Volume du média filtrant

V_e : Charge hydraulique

V_i : Volume occupé par l'eau dans le biofiltre

WWG : Wastewater Gardens

Introduction générale

Introduction générale

L'eau est une ressource naturelle de vie très limitée dans les régions arides et semi-arides (Ounoki et Achour, 2014). La croissance démographique et le développement économique et urbain conduisent à une augmentation de la quantité d'eau consommée. Il en résulte une importante augmentation des volumes des rejets liquides et des flux de matières organiques polluantes qu'ils engendrent (Kanbouchi et al., 2014). La production d'eaux usées souvent rejetées dans l'environnement naturel sans traitement préalable provoque une menace considérable pour les écosystèmes, et génère de nombreuses maladies d'origine hydrique pouvant être à l'origine de certaines épidémies (Azami Idrissi et al., 2015).

En Algérie, les ressources en eau existantes sont menacées par une pollution causée par les rejets d'eaux urbaines et industrielles dans les milieux récepteurs. Ces rejets peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogènes, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble (Degrémont, 2005; Von Sperling, 2007).

Devant ces besoins en eau douce qui ne cessent de croître et vu l'impossibilité de se contenter seulement de ces ressources naturelles conventionnelles, la recherche de moyens d'épuration adéquats et réutilisation des effluents d'eaux usées traitées est devenue une option attrayante et une alternative incontournable afin de mobiliser de plus importants volumes d'eau et satisfaire ainsi la demande de plus en plus croissante, particulièrement dans les pays arides et semi arides (Metahri, 2012).

Dans la région de Touggourt, Il existe une seule station d'épuration (Boues activées) dont sa capacité est de 62 500 équivalent/habitant, ce qui correspond à presque 38% de la population pour les quatre communes du Grand-Touggourt, cette station traite aujourd'hui une partie des rejets d'eaux usées domestiques déversées par la ville de Touggourt et le reste de la quantité produite est déversée sans traitement à travers des stations de refoulement dans le canal d'Oued Righ. Le deversement de ces eaux usées dans les oueds constitue un problème qui se traduit par un déséquilibre du milieu écologique d'une part, et d'autre part par la perte de ces eaux sans récupération. Ces eaux usées ont une part importante dans la

dégradation du milieu récepteur et risquent de constituer à l'avenir la cause essentielle de la pénurie d'eau et des problèmes de santé publique (Ghadbane, 2003).

Aujourd'hui, dans de nombreux pays du monde, des projets ont été implantés pour assainir les polluants dans les eaux usées domestiques et / ou industrielles utilisant des zones humides naturelles ou artificielles pour réutiliser les eaux traitées à des fins agricoles ou industrielles (Vymazal, 2014; Wu et al., 2015), et offrir également un traitement fiable et adapté dans les pays en développement et les zones rurales en raison de leur faible coût, de facilité d'exploitation, et de maintenance (Ghrabi et al., 2011).

Les zones humides artificielles sont largement utilisées depuis leur première application à grande échelle à la fin des années 1960 (Ranbin et al., 2015). Ce sont des systèmes de traitement d'ingénierie qui ont été conçus et construits pour utiliser des processus biologiques, chimiques et physiques se déroulant dans des zones humides naturelles (Strong et Burgess, 2008; Serrano et al., 2011; De la Varga et al., 2013), mais dans un environnement plus contrôlé (Vymazal et Br ezinová, 2016).

Le traitement des eaux usées dans les zones humides artificielles est un procédé biotechnologique capable d'éliminer efficacement un large éventail de polluants notamment les métaux, les matières organiques, les matières inorganiques et les agents pathogènes, provenant de différentes eaux usées (Choudhary et al., 2011)

Les zones humides artificielles peuvent être classées en fonction de plusieurs critères, à savoir l'hydrologie des zones humides, systèmes de surface d'eau libre (FWS: free water surface) et de souterrains. Les systèmes d'écoulement souterrains peuvent également être classés en fonction du sens d'écoulement (vertical et horizontal) (Vymazal, 2010). À l'heure actuelle, le type de zones humides artificielles le plus couramment utilisé est celui avec écoulement souterrain horizontal (Vymazal et Br ezinová, 2016).

Afin d'optimiser le fonctionnement d'une station d'épuration et de maximiser l'élimination des éléments nutritifs, il est essentiel de bien comprendre les processus hydrodynamiques et de qualité de l'eau, ainsi que la végétation dans les zones humides (Zhen-Gang et Kang-Ren, 2016).

Les systèmes naturels de traitement des eaux usées tels que les zones humides artificiels, les biofiltres et d'autres solutions décentralisées deviennent une alternative de plus en plus pertinente aux systèmes conventionnels pour le

traitement des eaux usées de petites communautés (Stottmeister et al., 2003). L'évolution réglementaire concernant la qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel a conduit au développement de procédés de traitement de plus en plus efficaces. Ainsi, de nombreuses stations d'épuration intègrent aujourd'hui des unités de biofiltration dans leur filière de traitement des eaux. Cette technologie combine les processus d'épuration physique et biologique par l'utilisation d'un matériau filtrant immergé sur lequel se fixent les populations bactériennes qui vont participer à la dégradation de la pollution (Rocher et al., 2009). Les biofiltres et les zones humides à écoulement souterrain de configuration similaire ont été utilisés pour le traitement des eaux usées des animaux d'élevage comme l'a décrit Kadlec et Wallace (2009), Vymazal (2009). Le processus de biofiltration a été progressivement adopté par les petites communautés, car il est simple à gérer et à éliminer simultanément les matières organiques et les matières solides en suspension (Kim et al., 2008). Cette technologie des biofiltres a été le premier procédé de traitement connu dans les systèmes de traitement biologiques des eaux usées contemporains (Guodong et al., 2013). Les processus biologiques sont principalement responsables de l'élimination de l'azote dans les biofiltres et les zones humides construites. Conventionnellement, l'élimination biologique de l'azote se fait par nitrification et dénitrification (Vymazal, 2009).

Pour traiter efficacement les eaux usées, plusieurs facteurs doivent être pris en compte, par exemple: la capacité du système, les espèces végétales utilisées, les caractéristiques de colonisation de certains groupes microbiens et les interactions de composés biogéniques et de contaminants particuliers (composants des eaux usées) avec le matériau du lit filtrant (Stottmeister et al., 2003).

Aujourd'hui, la préservation de notre environnement et de nos ressources en eau dépend de notre capacité à nettoyer les eaux usées à bas prix avant qu'elles ne reviennent à la nature (Kendouci et al., 2013).

Les objectifs et l'organisation générale de la thèse

L'objectif de cette étude consiste d'abord à caractériser les eaux usées brutes de rejets urbains de la ville de Touggourt, puis de mener ensuite une analyse physico-chimique par la détermination de certains paramètres majeurs et globaux, indicateurs de l'état de pollution par les eaux usées, et enfin à dégager les techniques d'épuration à adopter en se référant aux caractéristiques des eaux usées et au contexte local. A cet effet, nous présentons une étude du traitement des eaux usées de la ville de Touggourt par un pilote expérimental composé d'un système intégré de biofiltres (à flux ascendant ou descendant) liés en série avec un filtre planté de macrophyte (*Phragmite australis* ou *Typha latifolia*) à écoulement horizontal afin de réduire les polluants dans les eaux usées et d'obtenir des performances épuratoires satisfaisantes à des valeurs adéquates aux normes de rejets requises avant d'être déversées dans les milieux récepteurs.

Pour rendre notre étude claire nous allons développer cinq chapitres subdivisés en trois parties : bibliographie, matériel et méthodes et résultats.

I. Partie théorique est composée essentiellement de trois chapitres

- Le premier chapitre est réservé à l'étude bibliographique traitant un aperçu général sur les eaux usées en présentant les points suivants :
 - Les eaux usées et leurs origines
 - La pollution des eaux
 - Le traitement des eaux usées
 - La réutilisation des eaux usées épurées
- Le deuxième chapitre est consacré au support théorique du procédé d'épuration des eaux usées par les biofiltres en exposant les points suivants :
 - Les biofiltres et principe de la biofiltration
 - Les principales caractéristiques techniques et efficacités des biofiltres
 - Les paramètres de dimensionnement
 - L'insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées et application à l'échelle industrielle
 - Les avantages et inconvénients de la biofiltration

- Le troisième chapitre est une étude bibliographique sur l'épuration des eaux usées par filtres plantés de macrophytes (Constructed wetland) en se basant sur les points suivants :
 - Les marais filtrants artificiels
 - Les types de marais filtrants et le rôle de leurs composants
 - Les principes généraux des marais filtrants artificiels et leurs données de base de conception
 - Les processus épuratoires et pilotage du système ainsi les procédés d'élimination de polluants et d'agents pathogènes
 - Les avantages et limites des marais filtrants

II. Partie expérimentale

- Le quatrième chapitre présente la démarche expérimentale suivie au cours de cette thèse et décrit également les techniques utilisées et les analyses effectuées.

III. Partie résultats et interprétations

- Le cinquième chapitre s'intéressera à l'analyse et l'interprétation des résultats obtenus. Tout d'abord, les résultats issus de l'étude de la caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt, puis les résultats des performances d'épuration de deux systèmes intégrés de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt en terme d'abattement de la pollution.

En fin, le travail s'achève par une conclusion générale comprenant les principaux résultats et interprétations et dégage les perspectives futures qui permettront de poursuivre certains aspects du travail.

Partie 1

Synthèse bibliographique



Chapitre I

Généralités sur les eaux usées

General information on wastewater

CHAPITRE I : Généralités sur les eaux usées

I.1. Eaux usées et leurs origines

Les eaux usées, aussi appelées eaux polluées sont toutes les eaux qui sont de nature à contaminer les milieux dans lesquelles elles sont déversées.

Ces eaux sont en général le sous-produit d'une utilisation humaine soit domestique soit industrielle.

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être traitées.

Elles sont parfois qualifiées d'eaux grises quand il s'agit d'eaux peu chargées en matières polluantes par exemple des eaux d'origine domestique, résultant du lavage des assiettes, des mains, des bains ou des douches, et d'eaux noires lorsque elles contiennent diverses substances plus polluantes ou plus difficiles à éliminer tels que matières fécales, produits cosmétiques, ou tous types de sous-produit industriel mélangés à l'eau. Il peut également s'agir d'eau d'écoulement de surfaces imperméables, ainsi les eaux de ruissellement des places de stationnement sont considérées comme des eaux usées du fait de la présence de divers polluants comme les hydrocarbures ou les poussières d'usure des pneumatiques (Baumont et al., 2004).

Les problèmes liés aux eaux usées sont aussi anciens que ces eaux elles même et ils s'aggravent suivant la croissance démographique, l'amélioration de la qualité de vie des populations et le développement des activités industrielles.

Suivant l'origine des substances polluantes on distingue quatre catégories d'eaux usées :

- Les eaux domestiques
- Les eaux industrielles
- Les eaux agricoles
- Les eaux de ruissellement.

I.1.1. Eaux domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux

domestiques se retrouvent dans les égouts. On distingue généralement deux « types » d'eaux usées domestiques qui arrivent toutes deux dans le réseau d'assainissement (Figure 1) :

- les eaux vannes, qui correspondent aux eaux de toilettes ;
- les eaux ménagères qui correspondent à tous les autres usages : lave-linge, lave-vaisselle, douche/bain, etc.

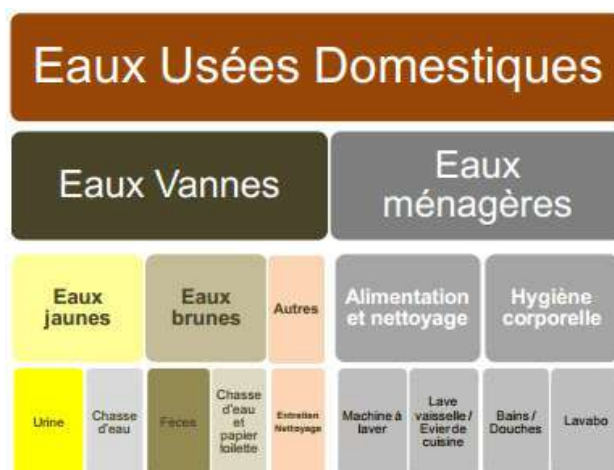


Figure 01 : Schéma de classification des eaux usées domestiques (Boutin et Eme, 2016)

La composition des eaux usées d'origine domestique peut être extrêmement variable, et dépend de trois facteurs :

- la composition originelle de l'eau potable, qui elle-même dépend de la composition de l'eau utilisée pour produire l'eau potable, de la qualité du traitement de cette eau, des normes sanitaires du pays concerné, de la nature des canalisations, etc. ;

- les diverses utilisations par les particuliers qui peuvent apporter un nombre quasi infini de polluants : tous les produits d'entretien, lessives mais aussi, solvants, peintures, mercure de thermomètre, colle, etc.

- les utilisateurs eux-mêmes qui vont rejeter de la matière organique dans les égouts (urines et fèces) ; la matière organique est le polluant majoritaire des eaux domestiques. Ce type de rejets apporte également des micro-organismes et des contaminants divers (médicaments), etc (Baumont et al., 2004).

La composition et les caractéristiques d'une eau domestique sont peu variables par rapport aux eaux usées industrielles (voir figure 2).

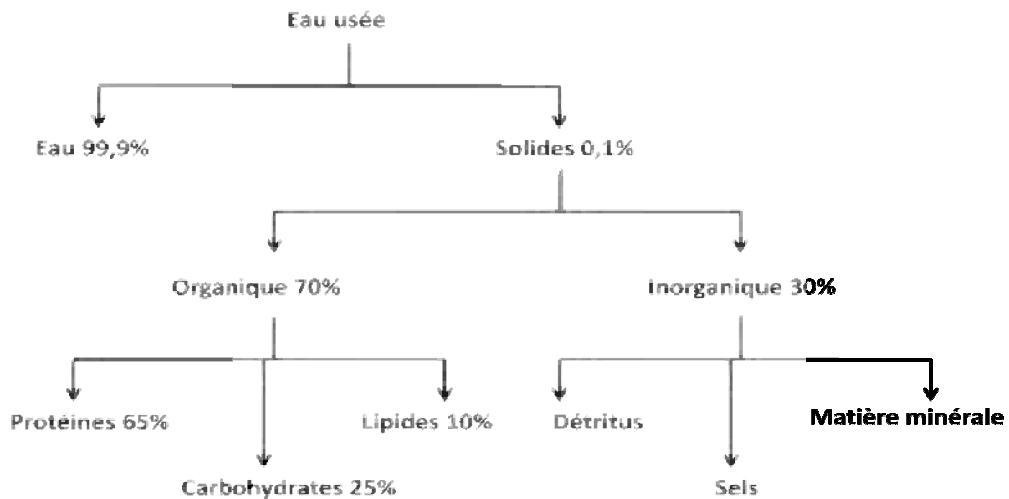


Figure 2 : Composition d'une eau usée domestique (Salghi, 2004).

I.1.2. Eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ou des hydrocarbures (El Rhazi et al., 2007).

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- soit, ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- soit, ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

I.1.3. Eaux agricoles

Il s'agit de rejets liquides agricoles issus du ruissellement d'eau d'irrigation qui entraîne des engrais, des pesticides, des herbicides ou des rejets organiques dus à un élevage important (Belokda, 2009).

I.1.4. Eaux de ruissellement

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non. On distingue :

- les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station

d'épuration sont très variables. Pour éviter qu'un débit supérieur à sa capacité n'arrive à la station d'épuration, des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau ;

- les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, l'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement. En principe seules les eaux usées arrivent à la station d'épuration pour traitement, c'est-à-dire que les eaux de pluie ne sont pas traitées et rejetées directement. La station ne doit donc théoriquement recevoir qu'un effluent brut de qualité relativement régulière et de débit relativement bien déterminé (Baumont et al., 2004).

I.2. Pollution des eaux

Toute pollution est une altération d'une ou plusieurs caractéristiques physico-chimique ou biologique d'une eau.

La pollution des eaux se rapporte à : jeter, déverser ou laisser écouler dans les cours d'eau directement ou indirectement, des substances quelconques, dont l'action ou les réactions ont détruit l'environnement (Nour, 2007).

La pollution hydrique regroupe trois catégories :

I.2.1. Paramètres physiques

I.2.1.1. Potentiel d'hydrogène

Le pH mesure la concentration des ions H⁺ dans l'eau. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique. La valeur du pH altère la croissance et la reproduction des micro-organismes existants dans une eau, la plupart des bactéries peuvent croître dans une gamme de pH comprise entre 5 et 9, l'optimum est situé entre 6,5 et 8,5, des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent la croissance et la survie des micro-organismes aquatiques selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

Exprime le degré d'acidité ou d'alcalinité des eaux usées. Ce paramètre joue un rôle primordial :

- dans les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité) ;
- dans les processus biologiques, dont certains exigent des limites de pH très étroites se situent entre 6,5 et 8,5 (Achouri, 2003).

I.2.1.2. Température

La température est un paramètre important pour le bon fonctionnement des systèmes d'épuration dans la mesure où il peut influencer de différentes manières sur:

- La solubilité des sels et des gaz. Il est établi que la solubilité d'un gaz diminue pour une augmentation de la température. Ce phénomène est particulièrement important dans le cas de l'oxygène dissous.

- Aussi, plus l'eau n'est chaude, plus la concentration de saturation de l'oxygène devra diminuer, ce qui conduit à la diminution de la réserve d'oxygène mis à la disposition des micro-organismes intervenants dans les processus d'autoépuration.

- Sur la multiplication des micro-organismes, affectant ainsi l'épuration biologique (Rodier et al., 2005).

I.2.1.3. Particules en suspension

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS} \dots\dots\dots\text{Eq 01}$$

- **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 heures. La différence de poids entre les MES à 105°C et les MES à 525°C donne la « perte feu » et correspond à la teneur en MVS en (mg/l) d'une eau.

- **Matières minérales (MMS)**

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 en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc.

L'abondance des matières minérales en suspension dans l'eau augmente la turbidité, réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité d'un cours d'eau, entraînant ainsi une chute en oxygène dissous et freinant les phénomènes

photosynthétiques qui contribuent à la réaération de l'eau. Ce phénomène peut être accéléré par la présence d'une forte proportion de matières organiques consommatrices d'oxygène (Duguet et al., 2006).

I.2.1.4. Matières sédimentables

Substances qui se déposent sous l'effet de la force de pesanteur. Le test consiste à mesurer la quantité de matières qui s'est déposée spontanément après 2 heures et exprimée en ml/l (Bruno, 2008).

I.2.1.5. Conductivité électrique

Elle donne une idée sur la salinité de l'eau. Des variations de cette dernière peuvent influencer le traitement biologique et la décantation.

I.2.1.6. Couleur et odeur

Dans les eaux usées brutes la couleur est due à la présence de matières organiques dissoutes ou colloïdes par des composés chimiques solubles qui sont colorés. L'odeur est due à une fermentation des matières organiques.

- **Couleur** : Elle est normalement grisâtre. La couleur noire indique une décomposition partielle des matières contenues dans les eaux usées, tandis que les autres teintes sont d'origine industrielle. Elle est déterminée à l'aide d'un comparateur optique.

- **Odeur** : L'eau d'égout fraîche à une odeur fade qui n'est pas désagréable. Une odeur nauséabonde indique une eau qui commence à fermenter par stagnation soit dans le réseau d'égout soit avant le rejet (Aoulmi, 2007).

I.2.1.7. Turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des particules en suspension, notamment colloïdales : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, etc. L'appréciation de l'abondance de ces particules mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace (Rodier et al., 2009).

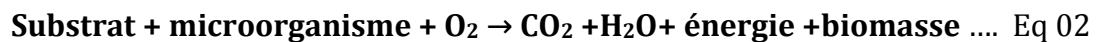
I.2.2. Paramètres chimiques

I.2.2.1. Demande en oxygène

1. Demande biologique en oxygène

On entend par la demande biochimique en oxygène (DBO₅), la quantité d'oxygène (O₂) consommée dans les conditions de l'essai d'incubation durant cinq (05) jours à une température de 20°C et à l'obscurité, pour assurer la dégradation par voie biologique de certaines matières organiques présentes dans l'eau. Cet important paramètre nous fournit par ailleurs des indications sur le temps, qu'il sera nécessaire de prévoir pour l'épuration biologique et sur les quantités d'air à employer.

Pratiquement, nous mesurons la consommation d'oxygène dissous (O₂) des microorganismes pendant cinq (05) jours. Elle se résume à la réaction chimique suivante :

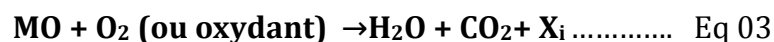


La DBO d'une eau résiduaire est généralement inférieure à sa demande chimique en oxygène (DCO) (Rodier et al., 1996).

2. Demande chimique en oxygène

Elle représente la quantité d'oxygène consommée par oxydation chimique de la totalité des matières organiques et minérales dissoutes dans l'eau.

La détermination de la DCO repose sur la mesure de la quantité d'oxygène ou d'oxydant consommée par les matières dissoutes en suspension lors de la réaction suivante:



Les matières organiques, notées MO, vont s'oxyder pour former du dioxyde de carbone et de l'eau en réduisant l'oxygène ou l'oxydant chimique.

La DCO traduit donc, en quantité d'oxygène, le potentiel d'oxydation d'un oxydant chimique décomposé par les substances réductrices contenues dans l'échantillon de l'eau. Cette méthode permet de doser des composés susceptibles d'épuiser l'oxygène dissous d'un milieu récepteur, s'exprime aussi en milligrammes d'oxygène par litre (mg O₂/l) (Loudadji, 2007).

1.2.2.2. Nutriments

Parmi les éléments présents dans l'eau, deux sont très importants parce qu'ils sont indispensables à la synthèse des micro-organismes et des végétaux dans le milieu aquatique. Il s'agit de l'azote N et du phosphore P assimilés généralement par les plantes sous forme de nitrates NO_3^- et de phosphates PO_4^- .

1. Azote

L'azote rencontré dans les eaux usées peut avoir un caractère organique ou minéral, il se présente sous quatre formes:

- L'azote organique se transforme en azote ammoniacal.
- L'azote ammoniacal (NH_4) traduit un processus d'ammonification de la matière organique azotée. Les ions ammoniums subissent une nitrification par action des bactéries nitrifiantes.
- L'azote nitreux (NO_2^-) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates.
- L'azote nitrique (NO_3^-) est produit par nitrification de l'azote ammoniacal. Il joue un rôle important dans le développement des algues et participe au phénomène d'eutrophisation.

Dans les eaux usées, l'azote se trouve principalement sous forme ammoniacale.

Les concentrations des formes oxydées de l'azote sont faibles (Salghi, 2004).

L'azote est donc principalement trivalent comme dans la molécule d'ammoniac NH_3 . Aussi la molécule de diazote N_2 comporte une triple liaison $\text{N}\equiv\text{N}$, très stable. Sous cette forme gazeuse et diatomique (N_2).

L'azote organique contenu dans les eaux usées peut provenir d'une foule de produits organiques azotés synthétiques en particulier du fait des rejets industriels, Cet azote peut aussi être d'origine naturelle, résultant de la décomposition des végétaux, des animaux ou de leur métabolisme (acides aminés, protéines, urée, ..., etc.).

Ces dérivés organiques azotés naturels sont biodégradés par les micro-organismes et transformés en azote ammoniacal avant d'être oxydés. Certains dérivés organiques, surtout les produits synthétiques résistent à la biodégradation c'est le cas de la pyridine (Rachule et al., 1998).

2. Phosphore

Le phosphore se trouve dans l'eau usée sous deux formes.

- De sels minéraux (Ortho phosphates, poly phosphates)
- De composés organiques.

La présence des ortho phosphates dans les eaux naturelles est liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration.

Les poly phosphates sont utilisés dans des nombreuses unités industrielles, industries pharmaceutiques.

Les poly phosphates peuvent être toxiques pour l'homme et sont considérés responsables des accidents cardiaques et vasculaires (Benhacine et al., 1983).

I.2.2.3. Produits toxiques ou dangereux

1. Métaux lourds

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces. Leur origine est multiple : ils proviennent des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseau unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels (Cauchi et al., 1996).

Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) (Vilagines, 2003).

I.2.3. Paramètres biologiques

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé par ordre croissant de taille en quatre grands groupes : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes.

I.2.3.1. Virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) 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, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation.

I.2.3.2. Bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g (Asano, 1998). 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.

Les eaux usées contiennent en moyenne 10⁷ à 10⁸ bactéries/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10⁴/l (Faby, 1997). Le nombre de germes peut être multiplié par 1000 dans les eaux de rivières après un rejet urbain (Miquel, 2003).

I.2.3.3. 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 *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne ou encore *Giardia lamblia*.

I.2.3.4. 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 10³ œufs/l (Faby, 1997).

I.3. Traitement des eaux usées

I.3.1. Technique de traitement des eaux usées

Nombreux sont les procédés physiques, chimiques et biologiques qui sont utilisés pour épurer l'eau usée ; devant cette diversité, le choix d'une technique ou l'autre reste tributaire d'une multitude de considérations socio-économiques, techniques et climatiques.

I.3.1.1. Technique intensive classique

I.3.1.1.1. Boues activées

Le procédé de traitement par boues activées est un procédé de traitement biologique à culture en suspension. Il est constitué d'un réacteur biologique, où les micro-organismes flottent librement dans un liquide aéré sous forme de petits agglomérats de 3-5 mm.

Ces flocons de boues comprennent des microorganismes hétérotrophes et autotrophes nitrifiants lorsque le temps de séjour de la boue est suffisant pour que leur multiplication produise une biomasse active dans le traitement.

Le substrat contenu dans les eaux usées sert de nourriture pour la multiplication et le développement des microorganismes contenus dans la biomasse. Ils y trouvent leur source de carbone, d'azote, de phosphore et d'oligoéléments.

Dans le bassin d'aération, la fourniture en oxygène est assurée par des organes électromécaniques: aérateurs de surface (turbine ou brosse), ou par insufflation d'air (suffleur + diffuseurs immergés) (Catherine, 2004).

I.3.1.1.2. Lit bactérien

L'eau est préalablement décantée, passe dans un dégrillage puis est introduite dans un ouvrage contenant une masse de matériaux (pouzzolane ou plastique) servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique qui assimile la pollution.

La dispersion de l'eau à traiter en surface du lit est réalisée par un dispositif tournant en contre-réaction des jets d'eau. Une aération naturelle est réalisée grâce à des ouïes d'aération. Le film biologique se décroche au fur et à mesure que l'eau percole. En sortie du lit bactérien se trouve un mélange d'eau traitée et de biofilm. Ce dernier sera piégé dans le décanteur sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel. La recirculation des boues vers le décanteur digesteur est essentielle.

I.3.1.1.3. Disque biologique

Une biomasse est fixée sur des disques tournant autour d'un axe horizontal et baigne en partie dans l'eau à traiter, de manière à se trouver alternativement en contact avec l'eau et l'oxygène de l'air. Un film bactérien se forme sur les disques. Lorsque ce film devient trop épais il se détache et est entraîné vers un décanteur où il forme des boues qui sont en partie recerclées vers l'amont du traitement.

Le dimensionnement (nombre de disques, capacité des cuves...) est effectué par le constructeur. Les données à fournir sont : la charge hydraulique, la charge biologique, la température extérieure, la température de l'effluent, la nature du prétraitement s'il existe, la qualité de l'effluent désirée à la sortie (Michel et al., 2003).

I.3.1.2. Technique extensive**I.3.1.2.1. Infiltration-percolation**

Après décantation primaire, la matière organique des eaux usées est dégradée par une biomasse épuratoire fixée sur les grains de sable et localisée principalement dans les trente premiers centimètres du massif filtrant.

Afin de préserver un équilibre fragile entre l'efficacité de traitement, le maintien d'une conductivité hydraulique suffisante au regard de la finesse du matériau et les risques d'engorgement biologique, des périodes de non alimentation doivent être ménagées.

Pour ce faire, une station est normalement constituée de trois massifs filtrants en parallèle dont un seul est alimenté pendant trois ou quatre jours alors que les deux autres sont au repos pour une semaine.

L'oxydation des composés azotés se déroule sous deux formes :

- Nitrification directe de l'azote ammoniacal au cours de la migration dans le massif tant que l'aération le permet localement.
- Nitrification décalée de l'azote réduit préalablement absorbé sur le biofilm qui s'opère progressivement pendant la phase de repos.

Elle se traduit par un important lessivage de nitrates avec l'eau des premières bâchées dont la concentration peut largement excéder la teneur moyenne des eaux usées en azote réduit.

En fin de phase d'alimentation, une dénitrification conjointe peut se produire simultanément dans des zones du massif filtrant devenues anoxiques, sans qu'il soit cependant aisé de la quantifier (Deronzier, 2001).

I.3.1.2.2. Milieu humide artificiel

Les milieux humides artificiels, sont de plus en plus populaires et leur utilisation pour le traitement secondaire des effluents liquides est grandement avantageuse pour l'environnement, un milieu humide est un milieu construit spécifiquement pour le traitement des eaux usées et limitant le plus possible le fonctionnement des milieux humides naturels.

Les plantes caractéristiques des milieux humides sont capables de tolérer une grande gamme de régimes hydriques allant d'une brève sécheresse à une inondation permanente.

Plusieurs études comportant une comparaison entre un milieu humide avec macrophytes et un autre possédant les mêmes caractéristiques physiques mais sans macrophyte ont démontré que la présence de ces dernières améliore significativement l'efficacité du traitement des eaux usées.

- **Enlèvement des matières organiques** : la matière organique présente dans un milieu humide lors du traitement des eaux usées provient en bonne partie des eaux usées elles mêmes, mais une partie vient aussi de la sénescence des algues et des macrophytes. La décomposition de cette matière organique dans les sédiments est principalement contrôlée par la disponibilité d'accepteurs d'électrons. Pour une

décomposition efficace, il est important d'avoir une alternance de zones réductrices et oxydantes.

- **Enlèvement de l'azote** : les principaux mécanismes d'enlèvement d'azote dans les milieux humides sont la nitrification et la dénitrification, la sédimentation, l'assimilation par les plantes et les microorganismes et la volatilisation. Les macrophytes absorbent principalement de l'azote inorganique sous forme de nitrate et d'ammonium, cependant, même si les macrophytes sont en général des plantes très productives, la quantité de nutriments qui peuvent être assimilés par celles-ci est insignifiante par rapport à la charge présente dans les eaux usées (El Aazzouzi, 2008).

I.3.1.2.3. Technique lagunaire

Le lagunage est une technique extensive de traitement des eaux usées constituée de plusieurs bassins étanches en série où se développent les bactéries, algues et zooplancton.

L'épuration de la matière organique repose sur l'activité de bactéries libres, essentiellement aérobies qui utilisent l'oxygène provenant de la photosynthèse algale, et sur de longs temps de séjour de l'eau dans les bassins. Le lagunage s'appuyant sur des processus naturels d'autoépuration très dépendants des conditions climatiques locales (ensoleillement, température) s'est développé de façon très diverses selon les pays (Brouillet et al., 2008).

1. Lagunage naturel

Le lagunage naturel est souvent défini par plusieurs termes: "oxidation pond", "sewage oxydation pond", "sewage lagoon", "waste stabilization-ponds", "étang de mâturation", "étang de stabilisation". C'est un procédé biologique de traitement des eaux usées. Il consiste à laisser l'eau se reposer dans des bassins ouverts peu profonds de 1 à 5 m de profondeur pendant une durée variant de 30 à 60 jours. Il aboutit d'une part à l'abattement de la charge polluante et d'autre part à la stabilisation des boues produites, sous l'action des organismes se développant dans le milieu.

Le lagunage naturel repose sur une décantation directe au fond des bassins des matières en suspension, et indirecte des substances solubles introduites ou remises en solution par les sédiments après leur absorption par les microphytes. Ce procédé

est proche de l'auto-épuration. Il est basé sur un cycle biologique, où les bactéries assurent l'élimination des matières organiques en présence d'O₂ fourni par les algues (Figure 3) (Khattabi, 2002).

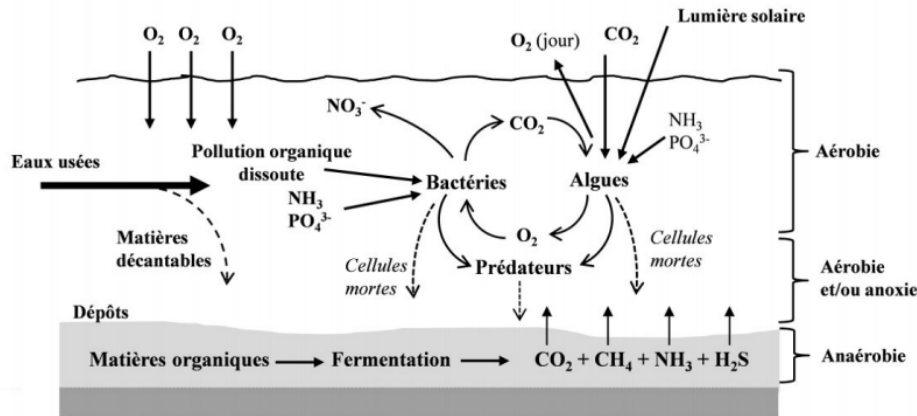


Figure 3. Voies d'élimination des pollutions organiques, azotées et phosphorées par lagunage naturel (De Laat, 2018).

2. Lagunage à macrophytes

Le lagunage à macrophytes est effectuée dans des bassins étanches en séries dans lesquelles on cultive la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*). Les bassins sont en général totalement couverts de plantes qui maintiennent ainsi des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique initiée dans le décanteur-digesteur. Les boues qui remontent sont piégées par les racines des plantes où se développe une intense activité bactérienne. La fourniture d'oxygène au milieu se fait par l'intermédiaire des racines des plantes.

Le retour progressif aux conditions aérobies se fait dans le dernier tiers des bassins où on maintient seulement 20 % de surface couverte par la laitue d'eau. Les deux premiers tiers sont totalement couverts et destinés à la dégradation de la matière carbonée.

La profondeur optimale est de 0,7 m, et la largeur conseillée est de 3-4 m pour faciliter l'accès et l'exploitation des bassins. Pour atteindre les performances des traitements classiques, l'auteur estime qu'une superficie minimale de 1,3 m² par équivalent habitant est nécessaire, la durée de traitement des eaux usées est fixée à 8 jours pour atteindre une qualité minimale de l'effluent de 70 mg/l de DCO, 20 mg/l de

DBO₅, 10 mg/l de MES et une concentration de 8 mg O₂/l en oxygène dissous (Kone, 2002).

3. Lagunage aéré

L'oxygénation est dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu. La consommation en énergie des deux filières est, à capacité équivalente, comparable (1,8 à 2 kW/kg DBO₅ éliminée).

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

Dans l'étage de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues. Ces boues sont pompées régulièrement ou enlevées du bassin lorsqu'elles constituent un volume trop important. Cet étage de décantation est constitué d'une simple lagune de décantation, voire, ce qui est préférable, de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément pour procéder à leur curage (Berland et al., 2001).

En lagunage aéré, la population bactérienne sans recirculation conduit :

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

I.4. Réutilisation des eaux usées épurées

Après utilisation, les eaux potables, devenues eaux usées, sont éliminées par une des filières suivantes :

- rejet direct dans le milieu naturel quand le pouvoir auto épurateur de celui-ci est suffisant,
- traitement en station d'épuration et rejet dans le milieu naturel,
- traitement en station d'épuration et réutilisation pour divers usages :
 - soit directement, après traitement, généralement tertiaire,

- soit indirectement, après passage par les milieux naturels qui apporte souvent un complément d'épuration (recharge de nappes, stockage dans des réservoirs artificiels ou des lacs, rejets en rivière avec transport jusqu'au point d'utilisation),

- épandage, éventuellement après traitement ou prétraitement, pour l'évacuation et l'épuration par le sol.

Les principales utilisations sont les suivantes :

- utilisations urbaines : arrosage des espaces verts, lavage des rues, alimentation de plans d'eau, fontaines.

- utilisations agricoles : irrigation,

- utilisations industrielles : cette réutilisation est importante en raison du recyclage fréquent des eaux de process qui est souvent justifié par la réduction des consommations mais aussi par la récupération des sous-produits. Mais elle peut aussi concerner les eaux de refroidissement. La réutilisation est plus difficile à envisager pour des eaux de chaudière qui doivent être fortement déminéralisées et pour les eaux des industries agroalimentaires qui doivent avoir la qualité des eaux potables.

- amélioration des ressources et de la qualité des eaux : recharge des nappes, protection contre l'intrusion du biseau salé en bord de mer par recharge de nappes (Aviron et al., 2000).

Chapitre II

Épuration des eaux usées par les biofiltres

Wastewater treatment by biofilters

CHAPITRE II : Epuration des eaux usées par les biofiltres

II.1. Biofiltres

Les biofiltres sont des milieux poreux constitués d'un matériau granulaire solide à forte surface spécifique, à travers lesquels s'infiltrent des effluents liquides ou gazeux chargés de polluants. Pour ce procédé, plus connu sous le nom de « biofiltration », les bactéries chargées de dégradation des polluants sont accrochées à des surfaces, contrairement aux procédés à cultures libres. Si les conditions physiologiques et environnementales sont favorables (matière organique, matière minérale, acidité, température...), la biomasse épuratrice se développe et forme un biofilm. S'il agit d'un procédé aérobie, l'oxygène nécessaire à la biomasse est soit directement dissous dans l'effluent à traiter, soit injecté directement dans le biofiltre sous forme gazeuse ; ce dernier cas donne lieu à un écoulement triphasique (gaz-liquide-solide). La dynamique du biofilm correspond à un équilibre entre divers phénomènes bio-physicochimiques (croissance, érosion, détachement) et cet équilibre est dicté par l'hydrodynamique (Sérigne, 2011).

II.2. Principe de la biofiltration

Le principe de la biofiltration repose sur l'utilisation d'un matériau filtrant de type granulaire colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'effluent à traiter. Les procédés techniques de biofiltration, développés par les différents constructeurs, se distinguent par leurs modes de fonctionnement. Ainsi, le système d'alimentation en eau peut être placé en bas ou en haut du biofiltre; les flux d'eau étant alors ascendants ou descendants. Actuellement, la majorité des biofiltres est équipée de système d'alimentation en eau à flux ascendant.

Le type de biomasse épuratrice présente au sein du massif filtrant dépend des conditions de fonctionnement du biofiltre (forme de l'oxydant, type de pollution à traiter). Ainsi, la présence de carbone organique et d'oxygène dans le milieu est propice au développement de bactéries hétérotrophes aérobies qui dégradent la pollution carbonée. Par contre, une limitation du carbone organique favorise le développement d'une biomasse autotrophe capable d'utiliser une source de carbone minérale et l'azote ammoniacal comme source d'énergie. Ces bactéries, dites nitrifiantes, oxydent l'azote ammoniacal en azote nitrique. Enfin, dans des conditions d'anoxie, la présence de carbone organique est favorable au développement de

bactéries hétérotrophes aérobies facultatives capables d'utiliser les nitrates comme oxydant. Ces bactéries, dites dénitrifiantes, réduisent les nitrates en di-azote gazeux (Vincent et al., 2008).

II.3. Principales caractéristiques techniques

II.3.1. Circulation de fluides (air et eau)

Une cellule de biofiltration est constituée d'un bassin garni d'un matériau filtrant, complètement immergé et aéré ou non selon le type de réacteur. L'alimentation en eau résiduaire peut être réalisée par le haut (flux descendant) ou par le bas (flux ascendant) (Figure 4). L'injection de l'air peut se faire directement dans le biofiltre ou pré-dissoute dans l'eau (avant le passage de l'eau dans le biofiltre) (Canler et Perret, 1994). Le sens de la filtration peut être ascendant (upflow ou en co-courant avec l'air) ou descendant (downflow ou à contre courant avec l'air). L'aération nécessaire au processus de traitement est réalisée par insufflation d'air dans le bas du media à l'aide d'un réseau de tuyauteries perforées ou par l'intermédiaire d'un matelas d'air formé sous le plancher du biofiltre (Memotec, 2006). La biofiltration ascendante a fait l'objet ces dernières années d'une recherche poussée et les constructeurs s'accordent pour dire qu'elle possède une plus grande capacité de rétention et offre la possibilité de fonctionner avec de plus grandes vitesses de filtration (Vigne, 2007). Actuellement, seuls les filtres type « upflow » ont une application industrielle.

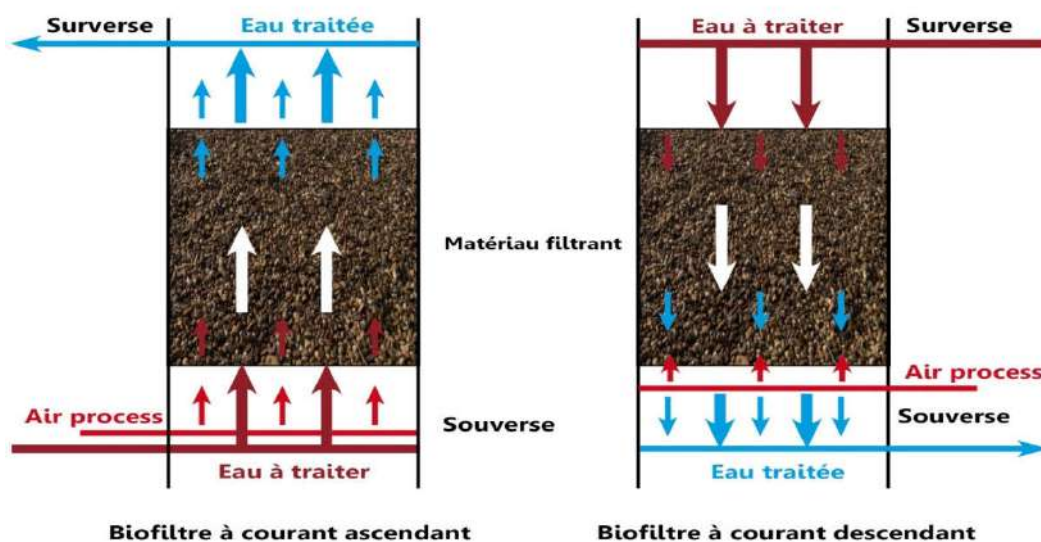


Figure 04 : Principe d'un biofiltre à courant ascendant et descendant en cycle de filtration

II.3.2. Matériau de filtration

Le média est le support sur lequel s'attachent les micro-organismes. Les caractéristiques du média sont importantes pendant les premières étapes de formation du biofilm car elles déterminent le taux de d'acclimatation et la distribution de population initiale.

Les réacteurs sont remplis d'un matériau qui doit développer une grande surface spécifique, posséder une macroporosité importante, avoir une résistance à l'attrition élevée pour éviter la production de fines, et présenter une faible densité apparente.

Le choix de la granulométrie doit être un compromis entre la nécessité d'avoir des grains de faible taille pour obtenir une bonne rétention des MES, et le besoin d'éviter un colmatage trop rapide et donc des lavages trop fréquents (Memotec, 2006).

Les matériaux peuvent être d'origines diverses :

- Charbons (presque plus utilisés) ;
- Matériaux naturels expansés et cuits (argiles...) ;
- Matériaux synthétiques (polystyrène, ...).

Plusieurs paramètres d'opération du biofiltre sont dépendants des caractéristiques du média Les rôles que possède le média biofiltrant dans le processus de traitement des eaux sont (Iwai, 1994):

- Retenir la biomasse et les matières en suspension dans le réacteur;
- Canaliser les écoulements et favoriser les échanges gazeux;
- Assurer une forte densité de biomasse.

Les caractéristiques du média sont principalement les suivantes: (Pujoi, 1991 et Iwai, 1994):

- Granulométries admises varient entre 2 et 8 mm: 3 à 6 mm pour un traitement de la pollution carbonée, 2 à 5 mm pour le traitement de l'azote.
- Bonne résistance mécanique (attrition et compression);
- Stabilité chimique;
- Surface spécifique élevée;
- Grand indice des vides (porosité élevée et densité d'environ 1);
- Faible résistance à l'écoulement des fluides;
- Capacité de rétention des matières en suspension (MES);

- Faible coût et facilement procurable.

La hauteur du media est d'environ 3 mètres pour les filtres en traitement de la pollution carbonée et azotée, et jusqu'à 4 m pour les biofiltres en post dénitrification. La surface spécifique et la porosité sont des caractéristiques importantes du média car elles jouent un rôle important dans la formation du biofilm. Normalement, la surface spécifique du média augmente avec sa porosité. Plus la surface spécifique du média est élevée, plus la densité du biofilm peut être élevée. L'absorption des cellules se fait plus facilement sur une surface poreuse que sur une surface lisse. Un média poreux atténue l'effet des forces de cisaillement causé par l'écoulement, réduisant les risques de détachement de la biomasse (Carlos, 1999).

La granulométrie du média choisi dépendra des deux principes antagonistes suivants: (Iwai, 1994):

- Une faible granulométrie améliore l'efficacité de traitement et la capacité de filtration;
- Une forte granulométrie évite le colmatage et réduit les besoins de lavage.

II.3.3. Lavages

Le fonctionnement des biofiltres entraîne à terme un colmatage inévitable qui provoque un accroissement de la perte de charge dans le réacteur, il est donc nécessaire de procéder périodiquement au lavage du biofiltre. Le lavage qui doit être suffisamment efficace pour optimiser la durée des cycles d'épuration, est de gestion délicate. En effet il faut :

- Eviter l'entraînement du matériau avec des eaux sales de lavage.
- Conserver une fraction de la biomasse nécessaire au redémarrage rapide du biofiltre.

En générale, la durée d'un cycle d'épuration entre deux lavages est en moyen de 24 à 48 heures ; elle peut varier avec la taille du matériau filtrant (degré de colmatage plus faible avec une granulométrie grossière), la concentration des eaux à traiter, les charges appliquées et enfin avec la nature de la biomasse fixée.

Une séquence complète de lavage du filtre dure 8 à 40 minutes et comprend typiquement trois phases (Canler et Perret, 1994) :

1. Détassage du matériau par insufflation d'importants volumes d'air.
2. Décrochage d'une fraction de la biomasse fixée par des flux d'air et d'eau.

3. Rinçage proprement dit à l'eau.

Les eaux utilisées pour le lavage proviennent en totalité du rejet épuré stocké dans une bache spécifique située en sortie de station.

II.3.4. Pertes de charge en biofiltration

Le niveau de colonisation au début du cycle de filtration et les cinétiques d'encrassement des massifs filtrants sont étroitement liés aux conditions de fonctionnement des biofiltres.

Les charges appliquées en substrat et la température de l'eau ont notamment une influence majeure sur les mécanismes de colonisation et d'encrassement du matériau support. Cette influence est logique dans la mesure où le métabolisme bactérien est fortement influencé par la quantité de substrat disponible et la température du milieu.

Dans le cas de bactéries autotrophes nitrifiantes, la multiplication cellulaire est dépendante des quantités d'azote ammoniacal et d'oxygène disponibles dans le milieu ; le taux de croissance des bactéries étant lié aux concentrations en ammonium et oxygène dissous par la relation de Monod (Henze et al., 1997; Metcalf et Eddy, 2003). Un accroissement de la charge éliminée en azote ammoniacal induit donc une intensification de la colonisation du massif par la biomasse épuratrice. Après un temps d'adaptation, la quantité de biomasse présente au sein du massif est en équilibre avec la charge éliminée en NH_4^+ .

II.4. Dynamique de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants

Au cours de la filtration des eaux usées, le matériau support est colonisé par la biomasse épuratrice et piège les particules en suspension non captées lors des traitements amont. Ces phénomènes qui s'opèrent conjointement induisent une diminution de la porosité et, en conséquence, un accroissement de la résistance à l'écoulement de l'effluent. Selon le mode de fonctionnement du biofiltre, cette dissipation énergétique est plus ou moins forte. Le phénomène de gonflement du massif filtrant, spécifique à la biofiltration en expansion, limite la résistance à l'écoulement du massif. Au contraire, le tassage du matériau filtrant, propre à la biofiltration en compression, augmente la résistance à l'écoulement du massif et favorise la perte énergétique. De manière générale, la différence de pression entre

l'entrée et la sortie du biofiltre, communément appelée perte de charge (PDC), constitue un indicateur fiable de l'état d'encrassement du biofiltre sur lequel se base l'exploitant pour déclencher le lavage du biofiltre et ainsi éviter les phénomènes de colmatage.

II.5. Efficacités et limites des biofiltres

Les biofiltres constituent une alternative encourageante par rapport aux procédés classiques de traitement de l'eau. L'avantage de ce procédé se trouve dans leur capacité à traiter des effluents chargés en polluants organiques (efficacité comparable aux procédés biologiques classiques pour un moindre coût). Les biofiltres sont des systèmes à géométrie compacte avec une taille des installations jusqu'à dix fois plus petite que ceux des procédés à boues activées. En effet de par leur propension à coloniser la surface sous forme de colonies bactériennes puis de biofilms, la concentration des cellules fixées est beaucoup plus importante que dans les procédés à cultures libres.

Cette forte concentration en biomasse active s'associe à une activité métabolique beaucoup plus forte pour ces procédés, par rapport aux procédés par boues activées.

Une bonne adaptation physiologique du biofilm aux conditions environnementales est également remarquée chez les microorganismes qui se développent sous forme de biofilm. Leur bonne résistance vis-à-vis de la toxicité de certains polluants d'origine organique est en particulier soulignée par certains auteurs (Lazarova et Manem, 1995 ; Donlan, 2002). Cette résistance à la toxicité est le résultat de la production par les microorganismes d'exopolymères formant une matrice protectrice qui permet de limiter les mécanismes de détachement induits par l'écoulement cisailé. Cette barrière joue aussi un rôle de barrière de diffusion et contrôle ainsi les flux et les transferts de masse.

Le caractère compact du système rend aussi la production des boues nettement moins importante ; d'ailleurs les caractéristiques des boues secondaires produites lors du traitement diffèrent considérablement selon qu'elles soient produites par cultures fixées ou par cultures libres.

Même si les procédés à cultures fixées possèdent beaucoup plus d'avantages, ils présentent certaines limites et leur efficacité pourrait être améliorée. Ainsi, de par la

présence de la barrière de diffusion induite par la matrice polymérique, les microorganismes attachés présentent un taux de croissance plus faible que celui des microorganismes planctoniques pour certaines conditions opératoires (effluents très dilués par exemple). Par ailleurs, le transfert de l'oxygène est réduit au fur et à mesure que le biofilm s'épaissit ; ce qui limite la décomposition aérobie dans les procédés à cultures fixées.

A l'échelle locale, le caractère généralement hétérogène de la structure du biofilm modifie le transfert local de nutriments à l'intérieur du biofilm et affecte sa morphologie (ratio massique entre cellules actives et cellules inactives).

A l'échelle globale, la croissance et le détachement de biofilms peuvent conduire à la création de chemins préférentiels pour le champ d'écoulement, ce qui réduit le temps de séjour, perturbe la distribution spatiale de l'effluent à traiter, et réduit ainsi l'efficacité du traitement.

Le plus gros frein au bon fonctionnement des systèmes de biofiltration est que la plupart des cas, la croissance du biofilm n'est pas parfaitement maîtrisée en raison principalement de la complexité de l'hydrodynamique dans les biofiltres. Par exemple, la croissance du biofilm peut conduire à un colmatage progressif du biofiltre. En effet l'épaisseur du biofiltre augmente progressivement, affectant ainsi fortement l'hydrodynamique dans le milieu poreux en diminuant sa conductivité hydraulique, sa porosité et sa dispersivité, il en résulte une faible diffusion des nutriments vers les couches internes du biofilm, mais aussi des pertes de pression dans le système. Du point de vue économique, cela entraîne des coûts énergétiques de fonctionnement et affecte donc la performance du procédé. Il existe des techniques de traitement du colmatage, mais elles nécessitent au préalable l'arrêt total du procédé suivi d'un lavage total du biofiltre en fluidisant le milieu poreux, avant remise en fonctionnement. Cette discontinuité constitue une forte contrainte pour l'utilisation des biofiltres puisqu'elle engendre des coûts et une perte considérable de temps. La nécessité de mettre en place des stratégies plus performantes pour stopper, limiter ou traiter le biocolmatage dans les biofiltres est donc de taille ; y arriver passera par un meilleur contrôle du développement des biofilms durant le procédé (Sérigne, 2011).

II.6. Paramètres de dimensionnement

Trois relations sont importantes dans la conception et le suivi d'un système d'épuration par biofiltration: la charge volumique, la charge hydraulique et le temps de résidence.

II.6.1. Charge volumique

La charge volumique peut être définie comme étant la charge polluante traitée par le biofiltre par unité de temps (généralement 24 heures), cette charge est exprimée en kg DCO, DBO₅, MES (pour le traitement du carbone), en kg NTK, N-NH₄⁺ (pour la nitrification) ou en kg N-NO₃⁻ (pour la dénitrification) admis pour un m³ de matériau et par jour.

$$Cv = \frac{Qe \ S}{V} \dots\dots\dots \text{Eq 04}$$

Où: Cv est exprimée en kg DBO₅/m³ de média*jour

Qe= débit d'entrée des eaux usées (m³/j)

S= concentration en DBO₅ des eaux usées (kg DBO₅/m³ d'eau usée)

V= volume du média filtrant (m³)

Le paramètre F/M qui représente le rapport entre la charge en DBO₅ à l'entrée par jour sur la quantité de micro-organismes ne peut être considéré pour l'opération de ce type de système, car il est difficile d'obtenir une évaluation précise de la concentration de biomasse à l'intérieur d'un biofiltre (Iwai, 1994). Toutefois, ce ratio peut tout de même être utilisé pour développer un ordre de grandeur et une gamme d'opération normale. Le paramètre qui guide l'opération des biofiltres est la charge volumique.

II.6.2. Charge hydraulique peut être définie comme étant la vitesse de passage de l'eau dans le biofiltre:

$$Ve = \frac{Qe}{A} \dots\dots\dots \text{Eq 05}$$

Où: Ve est exprimée en m³/m²*h ou en m/h et

Q_e =débit d'entrée des eaux usées (m^3/h)

A =section transversale utile de la colonne (m^2)

Des vitesses trop faibles entraînent une accumulation de MES à l'entrée du filtre massif (colmatage prématuré) en raison du régime hydraulique trop faible, d'où la nécessité de travailler à des vitesses supérieures à 1.5m/h.

II.6.3. Temps de séjour hydraulique

C'est la durée de contact entre la pollution à traiter et la biomasse. Il est défini tel que :

$$Tp = \frac{Vi}{2Q} \dots \dots \dots \text{.Eq 06}$$

Où: T_p est exprimé en heures (h) et

V_i = Volume occupé par l'eau dans le biofiltre (m^3)

Q_e =débit d'entrée des eaux usées (m^3/h)

Les temps de séjour hydrauliques des biofiltres sont très courts, généralement compris entre 15 min et 2h.

II.7. Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées

La concentration initiale des eaux résiduaires (DCO, DBO₅, MES) en entrée des filtres est un facteur limitant de la durée d'un cycle d'alimentation, sur ce point, Carrand (1989) indique pour le procédé co-courant que les concentrations maximales normalement admissibles en en entrée des filtres sont de l'ordre de 200 mg/l de MES et 400 mg/l de DCO, ce qui justifie dans tous les cas un traitement préalable fiable et efficace.

Différentes variantes sont toutefois envisageables au regard des caractéristiques des eaux à traiter (concentration, variation de charge) et des objectifs du traitement (élimination du carbone, de l'azote ;...). Les principales options sont proposées à la figure 5.

Il est souhaitable d'opter pour la technique offrant le maximum de souplesse et de garantie pour la fiabilité des biofiltres placées à l'aval (Canler et Perret, 1994).

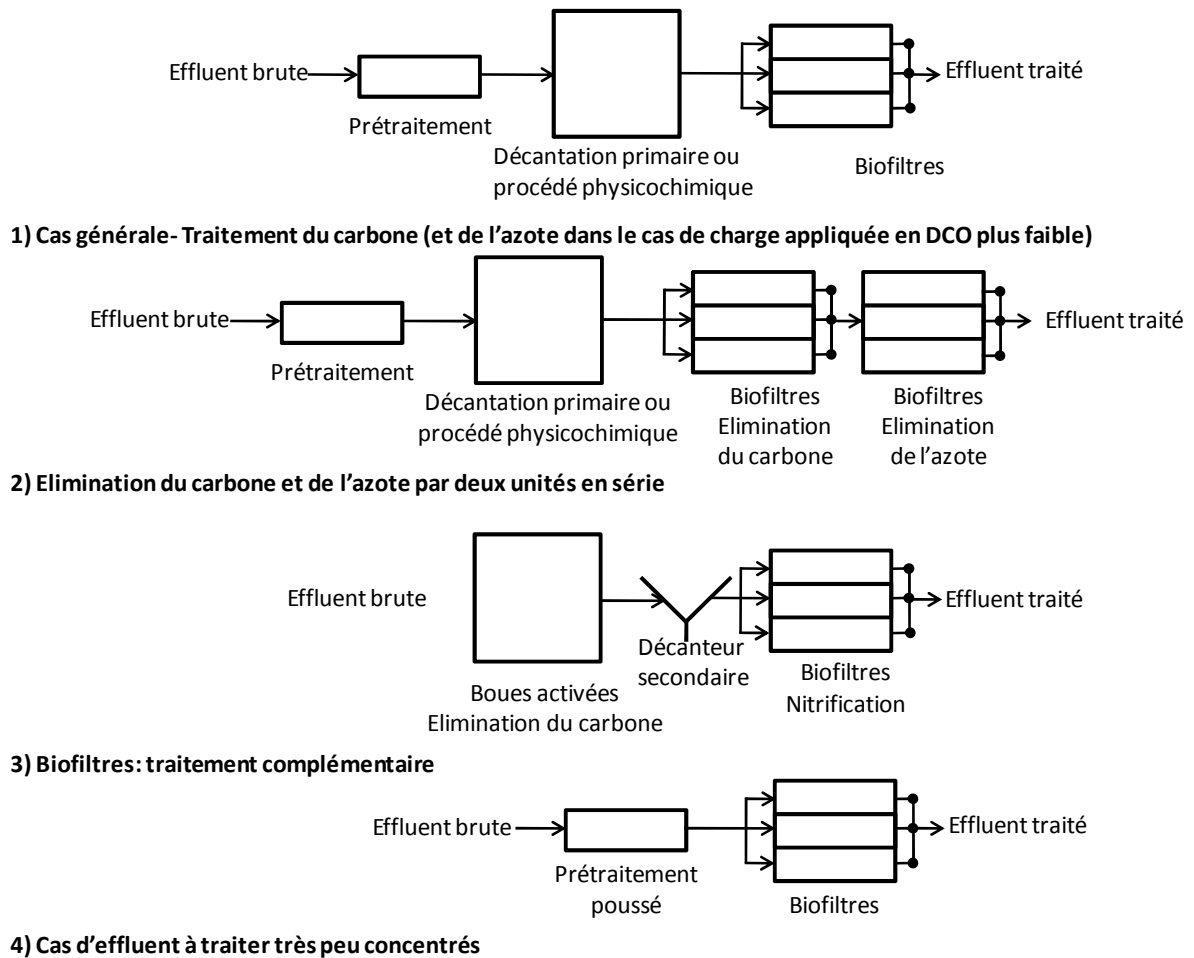


Figure 05: Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées résiduelles (Canler et Perret, 1994).

II.8. Application à échelle industrielle

Les caractéristiques techniques et de dimensionnement de la biofiltration ont permis d'aboutir à un procédé biologique intensif disposant d'un potentiel épuratoire très élevé et qui s'avère intéressant pour :

- Sa compacité : faible emprise au sol associant épuration biologique et filtration physique au sein d'un seul ouvrage ;
- Son faible volume de réacteur dû à sa capacité à engendrer une haute charge de biomasse par unité de volume de réacteur et un lessivage de cette biomasse fixée peu encouru ;
- Une grande surface d'échange disponible pour le biofilm de par la nature du matériau support ;

- Un long temps de séjour des solides pour de courts temps de séjour hydraulique HRT permettant des vitesses d'élimination élevées (haute biomasse active) ;
- Une remise en route rapide après un arrêt prolongé (plusieurs jours) ou un lavage ;
- Son adaptation pour des sites subissant des à-coups de charges brutaux en entrée du système et à des basses températures comme dans les zones de montagnes ;
- Son efficacité face à la protection de l'environnement contre les odeurs et les aérosols de par la couverture des ouvrages.

Tous ces avantages permettent un large créneau d'application pour différents types de traitements possibles comme par exemple la possibilité de faire de la nitrification/dénitrification simultanément en contrôlant l'aération (Vigne, 2007). Notons que l'aération du système est le point essentiel des performances du traitement biologique réalisé dans ce procédé.

II.9. Biofiltration et effluents particuliers

II.9.1. Comportement des biofiltres face à des effluents peu concentrés

Les eaux résiduaires peu concentrées s'accompagnent habituellement d'importants volumes à traiter (réseau drainant, raccordement défectueux.) ; ces conditions sont souvent très pénalisantes pour les systèmes à boues activées avec décanteur secondaire.

Le procédé de biofiltration apporte une sécurité accrue dans ce cas, puisque la qualité du rejet est peu affectée par la charge hydraulique appliquée dans la limite des vitesses mesurées dans l'étude, mais cela suppose quand même des conditions de dimensionnement tenant compte de la présence de ces eaux parasites.

II.9.2. Comportement des biofiltres face à des effluents très concentrés

L'efficacité du système et la qualité du rejet sont directement liés à la charge organique volumique appliquée.

Les installations alimentées par des effluents concentrés et à des charge appliquées élevées, entraînent des contraintes d'exploitation importantes liées à la gestion des lavages qui doivent être très fréquents, sur ce type d'installation, une gestion soutenue et un suivi intensif devraient permettre de faire face à ces périodes difficiles et de maintenir une épuration correcte (Canler et Perret, 1994).

II.9.3. Comportement des biofiltres face aux variations des charges hydrauliques

En régime stabilisé, des vitesses élevées entraînent une dégradation des rendements d'épuration (en particulier sur la DCO). Dans le cas d'une augmentation brutale des débits de courte durée (épisodes pluvieux, arrêt de filtres), les rendements sont peu affectés et peuvent même dans certains cas être améliorés par l'augmentation de la concentration des eaux (en début de période pluvieuse) à l'entrée de la station.

L'inconvénient majeur dans le cas des courants descendants, consiste en la mise en charge prématurée du biofiltre avec pour conséquence :

- La détection d'un colmatage par les sondes et isolement du filtre entraînant des surcharges hydrauliques sur les autres.
- L'amorçage du by-pass situé à l'amont des biofiltres comme protection hydraulique.

Afin d'éviter ces problèmes, la prise en compte des débits maximaux au moment du dimensionnement s'impose :

- Soit par la mise en place d'une régulation de débit (bassin tampon, pompe à débit variable).
- Soit par une surface de filtration adéquate.

En effet, un lavage inutile entraîne des conséquences sur les autres filtres en fonctionnement : ils reçoivent une charge hydraulique plus forte pendant les lavages ; cette surcharge hydraulique se poursuit même après la réalimentation du filtre lavé en raison de la réintroduction des eaux de lavage dans la filière à l'amont du décanteur (Canler et Perret, 1994).

II.10. Avantages et inconvénients de la biofiltration

La biofiltration présente les avantages suivants par rapport aux boues activées (Memotec, 2006) :

- un potentiel épuratoire élevé qui permet d'appliquer des charges par unité de volume beaucoup plus importantes, ce qui réduit d'autant les volumes et les surfaces des ouvrages ;
- une mise en régime rapide grâce à une concentration en biomasse plus élevée et à des cinétiques plus rapides ;

- une modularité du système du fait de la possibilité de pouvoir rajouter des réacteurs ;
- l'absence d'ouvrage de clarification permettant d'éviter les problèmes induits (sedimentabilité des boues, boues filamenteuses) ;
- facilité de confinement de l'installation, pour la mise en place d'une désodorisation ;
- facilité d'intégration architecturale.

Les principaux inconvénients de la biofiltration par rapport aux boues activées, sont (Memotec, 2006):

- un coût plus élevé, tant en investissements qu'en exploitation ;
- la nécessité de prévoir des prétraitements poussés par mise en place d'une étape de décantation primaire (ou éventuellement d'un traitement biologique à forte charge) ;
- une production de boues plus importante et non stabilisée (âge des boues de 4 – 6 jours environ) ;
- l'obligation de rajouter du carbone exogène en cas de dénitrification ;
- absence d'effet épuratoire sur le phosphore, d'où la nécessité d'un traitement physico-chimique complémentaire (injection de FeCl_3) s'il y a lieu.

La biofiltration trouve notamment une application quand :

- les variations des charges sont importantes ;
- la surface à disposition est faible, le coût du foncier est important, ou s'il y a une recherche poussée vers une réduction de l'impact environnemental ;
- le niveau de rejet oblige à réaliser un traitement de l'azote par une seule nitrification.



Chapitre III

*Épuration des eaux usées par les marais
filtrants artificiels plantés de macrophytes*

*Wastewater treatment by constructed wetland
planted with macrophytes*

CHAPITRE III. Epuration des eaux usées par marais filtrants artificiels plantés de macrophytes (Constructed wetland)

III.1. Marais filtrants artificiels

Les marais filtrants artificiels (treatment wetlands ou constructed wetlands en anglais) sont des écosystèmes recréés artificiellement afin de traiter une large gamme d'eaux usées, dont des effluents municipaux, industriels et agricoles.

L'épuration des eaux usées en marais filtrants se fait selon une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques (Vincent et al., 2014). Cette technique consiste à faire circuler des eaux usées au travers de racines de végétaux qui, en association avec le sol et les microorganismes, sont capables d'absorber les éléments minéraux issus de la décomposition de la matière organique, mais aussi d'autres catégories de polluants (Gautry et Bailly, 2012). Ils peuvent être réalisés à travers différents systèmes, caractérisés par le fait que l'eau vient couler lentement et sous conditions contrôlées à l'intérieur de milieux végétales, de façon à en favoriser la dépurabilité naturelle, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore (Mimeche, 2014).

Comparativement aux systèmes conventionnels de traitement des eaux usées, les marais filtrants ont un faible coût d'installation et d'exploitation et ne nécessitent aucun produit chimique et peu ou pas d'énergie. De plus, ils offrent un habitat pour la faune et bénéficient d'une grande acceptabilité sociale (Vincent et al., 2014).

Les marais filtrants artificiels sont des technologies de traitement naturelles qui traitent efficacement de nombreux types d'eaux polluées. Ils sont des systèmes conçus pour optimiser les processus rencontrés dans les environnements naturels, ils sont donc considérés comme des options écologiques et durables pour le traitement des eaux usées (Dotro et al., 2017).

III.2. Types de marais filtrants

Un marais filtrant est constitué d'un bassin, avec ou sans substrat, avec des plantes flottantes ou enracinées, un système d'apport d'eaux usées et un système d'évacuation de l'eau traitée. On peut classer les marais filtrants selon le type d'écoulement et selon que l'eau soit libre ou sous la surface du substrat.

III.2.1. Marais filtrant surfacique à flux horizontal

Ce type de marais est caractérisé par un bassin d'eau libre où les plantes peuvent être flottantes ou enracinées en fond de bassin (Figure 6). Le marais est dit surfacique à flux horizontal puisque l'eau passe principalement au-dessus de la surface du sol et le flux se fait horizontalement de l'entrée vers la sortie du bassin. Ce type de marais a l'avantage d'être le moins coûteux à construire et le plus facile à opérer. Par contre, il est moins efficace et exige donc une plus grande superficie pour traiter un même débit comparativement aux autres types de marais filtrants. Le marais filtrant surfacique à flux horizontal est plus approprié pour les milieux tropicaux et subtropicaux, car il peut y être en opération toute l'année. En climat froid, on peut utiliser ce type de marais pendant la saison estivale, ou en serre pendant toute l'année (Vincent et al., 2014).

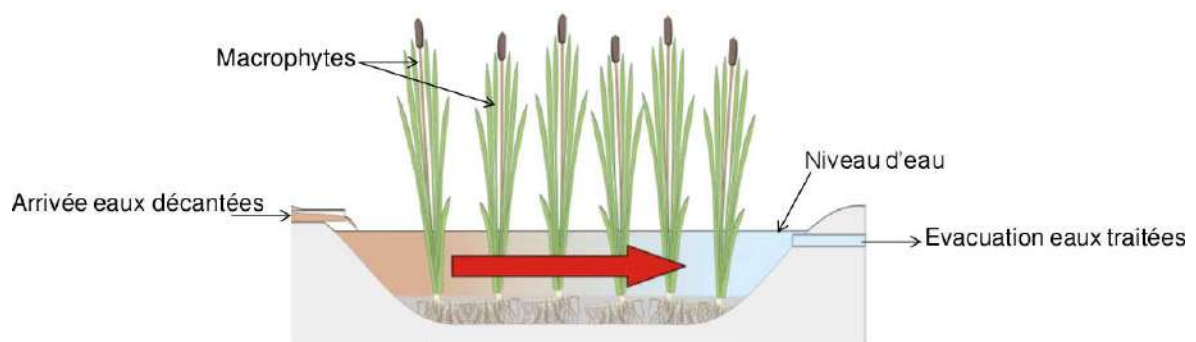


Figure 06 : Vue en coupe d'un marais surfacique à flux horizontal (FHS) (Vincent et al., 2014).

III.2.2. Marais filtrant sous-surfacique à flux horizontal

Ce type de marais est constitué d'un lit de gravier enraciné de plantes et dont l'apport en effluent se fait par écoulement horizontal sous la surface du marais (Figure 7). Les marais sous-surfaciques horizontaux possèdent des zones avec de faibles quantités d'oxygène dissous (anoxie) et d'autres bien oxygénées (aérobie), ce qui facilite l'élimination de l'azote. Toutefois, afin de limiter le colmatage du marais, un prétraitement des eaux usées (fosse septique, bassin de sédimentation) est parfois nécessaire lorsque l'eau usée contient beaucoup de particules en suspension. Ce type de système a l'avantage de pouvoir être utilisé en climat froid, car l'effluent passe

sous la surface du marais et est ainsi protégé contre les basses températures de l'air ambiant (Vincent et al., 2014).

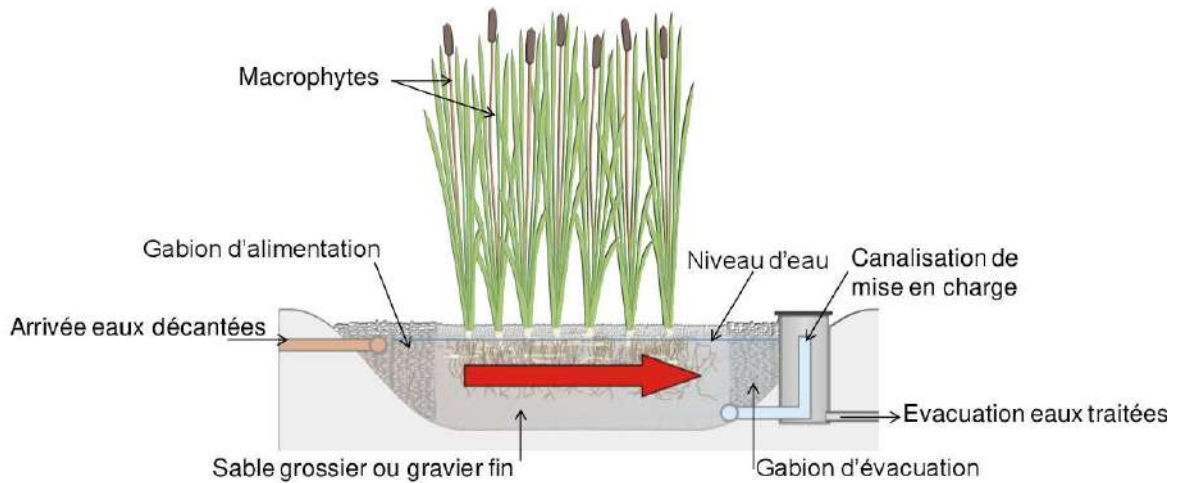


Figure 07 : Vue en coupe d'un marais sous-surface à flux horizontal (FHSS)
(Vincent et al., 2014)

III.2.3. Marais filtrant sous-surface à flux vertical

Ce type de marais est constitué d'un lit de sable et/ou gravier, dont l'apport en effluent se fait verticalement par la percolation de l'eau usée au travers de la matrice plantée (Figure 8).

Puisque le système n'est pas saturé d'eau, l'effluent est oxygéné par son passage dans le gravier, ce qui favorise la biodégradation de certains polluants. Toutefois, l'épuration peut être limitée par l'absence de zones anaérobies nécessaires pour certains processus de biodégradation (ex. : dénitrification).

Ce type de marais artificiel a l'avantage d'être très efficace, ne nécessitant ainsi qu'une petite superficie pour le même niveau d'épuration, comparativement aux autres types de marais. Cependant, les marais à flux verticaux sont sensibles au gel en climat froid dû à la pénétration de l'air ambiant dans la matrice plantée, ainsi qu'au gel de la tuyauterie lors de l'alimentation (Vincent et al., 2014).

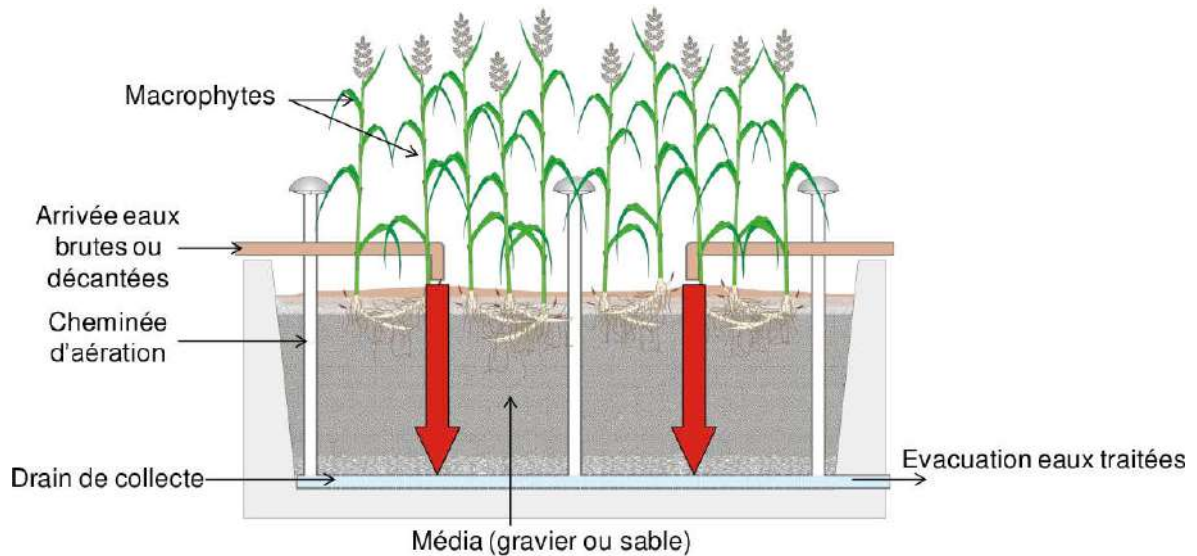


Figure 08 : Vue en coupe d'un marais sous-surface à flux vertical (FVSS)
(Vincent et al., 2014)

III.2.4. Marais hybride

Les marais filtrants hybrides combinent plusieurs types de marais filtrants en série. Le plus populaire est formé d'un marais filtrant à flux vertical suivi d'un marais à flux horizontal (Figure 09). La combinaison de plusieurs types de marais filtrants permet de tirer avantage des différents mécanismes d'épuration qui sont propres à chaque type de marais. Prenons comme exemple l'épuration des polluants azotés : le marais vertical par sa bonne aération permet la transformation de l'azote ammoniacal en nitrite et nitrate (nitrification), tandis que le marais horizontal permet la transformation des nitrates en azote gazeux (dénitrification) en raison des conditions anaérobiques de ce type de système (Vincent et al., 2014).

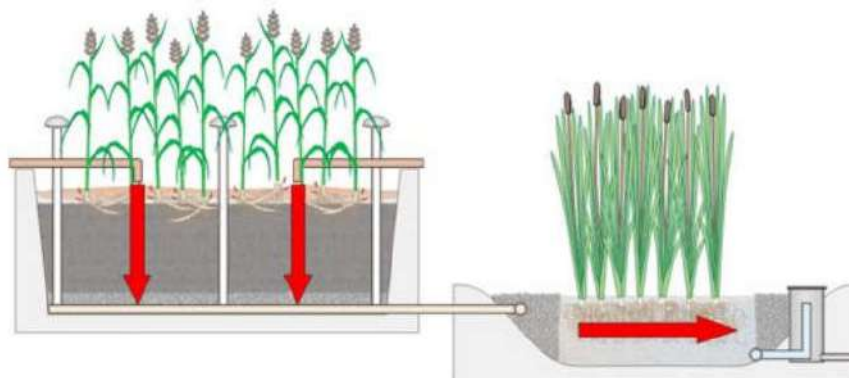


Figure 09 : Vue en coupe d'un marais filtrant hybride avec la combinaison d'un marais sous-surface à flux vertical suivi d'un marais sous-surface à flux horizontal (Vincent et al., 2014).

III.3. Rôle de composants des marais filtrants

III.3.1. Matériaux de remplissage

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

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols sont modifiées lorsqu'ils sont inondés. Dans un substrat saturé, l'eau remplace l'air dans les cavités poreuses et les micro-organismes consomment rapidement le reste d'oxygène disponible. Le substrat devient alors anaérobique (sans air). Cette propriété est importante dans l'élimination des polluants tels que l'azote et les métaux (Ecologs, 2017).

Dans les systèmes à écoulement en surface, le rôle du sol est négligeable. Par contre, lorsque les eaux usées passent au travers du média, celui-ci permet d'effectuer un bon enlèvement des matières en suspension et de la partie organique associée. Lorsque le média filtrant a une bonne capacité d'adsorption, il pourra permettre l'accumulation du phosphore si les conditions sont favorables. Pour ce faire, il faut que des ions de fer ou d'aluminium soient disponibles (Esser, 1989 ; Gabriela et al., 2005).

III.3.2. Rôle des végétaux

Au-delà de l'aspect esthétique et de leur rôle mécanique primordial les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières organiques d'effluent brute. Ces plantes disposent d'un système racinaire très dense qui améliore l'oxygénation des filtres, et par conséquent le développement des micro-organismes adéquats. Poursuivant leur croissance même en hiver les rhizomes assurent enfin le fonctionnement permanent de la station d'épuration limitant le colmatage des surfaces filtrantes. Donc les plantes vont, soit absorber le contaminant pour le métaboliser ou le stocker, soit réduire voire empêcher la libération du contaminant dans d'autres compartiments de l'environnement (phytostabilisation) (Bhupinder et

al., 2009). Le plus souvent, les composés organiques peuvent être dégradés et métabolisés pour la croissance de la plante. Le composé polluant est alors éliminé. Lorsqu'il s'agit de composés inorganiques (métaux, métalloïdes ou radionucléides), il ne peut y avoir que phytostabilisation ou phytoextraction car ces types de polluants ne sont pas biodégradables.

Particulièrement proliférantes en milieu humide, les bactéries se nourrissent des matières dont sont chargées les eaux usées. Véritables "ciseaux biologiques" elles les transforment en molécules inoffensives (Zurita et al., 2006).

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

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

III.3.3. Microorganisme

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

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

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement d'eaux usées à partir des plantes. Qu'ils soient aérobies ou anaérobies, ce sont eux qui consomment la partie carbonée des eaux usées pour la transformer principalement en CO₂ pour les bactéries aérobies et aussi en méthane pour les bactéries anaérobies (Edwards et al., 2006). Lorsqu'il est possible de maintenir des conditions séquentielles aérobies et anaérobies, les bactéries nitrifiantes vont transformer l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates dans les zones aérées et les bactéries dénitrifiantes vont permettre la transformation des nitrates et nitrites en azote gazeux dans les zones anaérobies (Keith et al., 2003).

III.4. Principes généraux des marais filtrants artificiels

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

Le roseau (ou phragmites) et autres plantes vigoureuses ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de « macrophytes ». Ces dernières consomment les composés polluants dissous dans l'eau (azote, phosphore, ...etc), qui constituent pour eux des éléments nutritifs. Par ailleurs elles servent de supports à de nombreux organismes microscopiques – algues et bactéries – qui font le gros du travail. Certains systèmes se bornent à mettre en œuvre l'épuration par «microphytes »ou algues unicellulaires. Quant aux hydrophytes, elles absorbent les nutriments en excès à travers les parois cellulaires de leurs tiges et feuilles très ramifiées et produisent de l'oxygène nécessaire à la décomposition des matières organiques et à l'oxydation de l'azote ammoniacal préjudiciable au milieu aquatique.

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

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

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

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

III.4.1. Processus physiques

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

III.4.2. Processus chimiques

Certains polluants, comme le phosphore et les métaux lourds, peuvent être adsorbés ou précipités par des éléments réactifs (Fe, Al, Ca, Mg) présents dans le gravier. Cependant, cette rétention des polluants dans la partie aérienne des plantes est généralement faible comparativement à l'apport de polluants apportés au marais. Elle peut être utilisée sur des substrats solides, liquides ou gazeux. Les plantes peuvent être utilisées comme un filtre à air, en intérieur ou en extérieur, elles absorbent des polluants comme le NO_x, le SO₂, le CO₂, l'ozone, les mauvaises odeurs ou encore les hydrocarbures volatils halogénés. Dans le cas des substrats solides ou liquides, la dépollution est envisagée pour des produits organiques (HAP, pesticides, explosifs, produits pharmaceutiques), des métaux lourds (plomb, cuivre, zinc...) et des radionucléides (Healy et al., 2007).

III.4.3. Processus biologiques

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

III.5. Données de base de conception des marais filtrants

III.5.1. Flux hydrauliques

Dans tous les cas, la connaissance des débits réels est primordiale.

Les volumes d'eaux claires parasites et permanentes seront quantifiés en période nocturne, par temps sec et par temps humide. Ces données permettent d'adapter la station aux débits générés, à la dilution de l'effluent et de tenir compte de leur incidence sur les niveaux de rejets.

En l'absence de données mesurées et pour un réseau réputé séparatif, le volume journalier d'effluent rejeté par un habitant peut être pris égal à 150 litres (100 litres d'eau usée et 50 litres d'eau parasite toutes origines confondues).

Le dimensionnement doit prendre en compte le débit maximum journalier susceptible d'être reçus. Les surfaces mises en œuvre devront être adaptées à ces débits en prenant en compte la perméabilité qui peut raisonnablement être attendue après colonisation du milieu granulaire par la biomasse épuratoire.

Pour un réseau unitaire, on retiendra outre les débits journaliers de temps sec, ceux du temps de pluie ainsi que le débit conservé à l'aval des dispositifs limitant les flux (déversoir d'orage ou pompage) au regard des pluviométries de référence retenues (Iwema et al., 2005).

III.5.2. Flux massiques

Le dimensionnement de ces dispositifs, en termes de charge traitée par unité de surface, est encore empirique et se traduit généralement en m² par habitant.

De même, les caractéristiques particulières des eaux usées telles la présence de fosses septiques, la septicité générale liée à un temps de séjour important dans le réseau, la présence de rejet d'exploitation agricoles,... seront signalées.

En cas de présence d'industrie agro-alimentaires, les caractéristiques des flux seront données en précisant la fraction dissoute des polluants.

La capacité de l'installation sera définie en termes de flux polluant, de préférence sur la base de mesures ou par la traduction des habitants raccordés en flux. Cette traduction sera explicitée.

En absence de donnée de mesures, on pourra retenir comme flux unitaire en milieu rural :

DBO₅ 50 grammes par jour et par habitant.

DCO 120 grammes par jour et par habitant.

MES 50 grammes par jour et par habitant.

60 grammes par jour pour un réseau unitaire.

N 10 grammes par jour et par habitant.

P 2 grammes par jour et par habitant.

NB : les flux massiques et les débits doivent être appréciés en situation actuelle, prochaine et future.

III.5.3. Niveaux de rejet

La quantité de l'effluent traité fluctue en fonction de la saison et des conditions de température.

Les stations à filtres plantés, qu'elles soient à 2 étages à écoulement vertical ou qu'elles aient comme deuxième étage un filtre horizontal, permettent d'atteindre un niveau d'épuration conforme au niveau D4 de la circulaire du 17 Février 1997, soit une concentration moyenne en sortie sur 24 heures inférieure ou égale à :

- 25 milligramme par litre de DBO₅
- 125 milligramme par litre de DCO
- 35 milligramme par litre de MES

On note les performances réelles sont cependant souvent meilleures. Pour un lit à écoulement vertical (Molle et al., 2004), on peut obtenir en sortie des concentrations inférieures à 15 milligramme par litre en MES, inférieures à 15 milligramme par litre en DBO₅ et inférieures à 8 milligramme par litre en NK (sauf en cas de très basses températures pour ce dernier paramètre).

NB : une station composée d'un seul étage vertical dimensionné classiquement permet d'atteindre largement le niveau de qualité D1 en sortie (rendement sur la DBO₅ à 30% et sur les MES à 50%). Une concentration permettant d'obtenir un niveau D2 (concentration en DBO₅ à 35 mg/l) est possible et demande doit être justifiée.

En état actuel, ni la déphosphatation, ni la dénitrification ne sont garanties.

Néanmoins, on constate en moyenne 30% d'abattement en phosphore pour une eau usée domestique au début de mise en service des filtres. La déphosphatation devient quasi-nulle dès que tous les sites d'adsorption du support minéral sont saturés. Un relargage des phosphates des piégés peut se produire lors de surcharge hydrauliques qui lessivent les filtres ou si des conditions anaérobies s'installent dans

les lits. Cette dernière éventualité est impossible pour les filtres à écoulement vertical bien conçus et correctement exploités.

La **dénitrification** dépendra classiquement des conditions d'aérobiose ayant prévalu pour nitrifier au préalable, des conditions anoxiques (présence de nitrate et absence d'oxygène dissous) ensuite, de l'apport en matière organique facilement assimilable et du temps de séjour hydraulique minimum.

Pour les filtres verticaux, la **nitrification** est souvent élevée, notamment dans les filtres du deuxième étage, mais on n'y trouve alors pas les conditions propices à une nitrification (présence d'oxygène, absence de carbone facilement assimilable, notamment). Les rejets de nitrates sont de ce fait, élevés. En dessous d'une température de l'eau de 8°C, les réactions de nitrification sont fortement ralenties.

Pour les filtres horizontaux, le processus de nitrification est plus limité du fait du faible apport d'oxygène même si les mécanismes anaérobies conduisent également à une transformation partielle d'azote ammoniacal en azote gazeux. En raison des conditions plus favorables à la dénitrification ; les rendements en azote globale peuvent certes être légèrement plus élevés que dans des filtres verticaux mais l'azote ammoniacal résiduel de l'effluent est, d'une part toxique, et d'autre part, constitue un rejet différent de nitrate dans le milieu récepteur.

L'abattement des germes témoins de contamination fécale est limité dans les filtres verticaux en raison du transit rapide. Un abattement d'une à deux unités logarithmiques est toutefois réaliste. Dans des filtres horizontaux des abattements de deux unités logarithmiques en hiver et jusqu'à quatre en été, sont possibles (Iwema et al., 2005).

III.6. Processus épuratoires et pilotage du système

III.6.1. Rétention physique et gestion des boues

Les eaux usées brutes sont déversées à la surface du filtre. La fraction particulaire de la matière organique est retenue à la surface du filtre par un mécanisme physique de filtration.

Cette couche de boues qui se crée est très riche en micro-organismes qui vont rapidement minéraliser la matière organique.

L'épaisseur de la couche augmente de 2,5 cm par an en métropole, ce qui participe à l'amélioration des performances du système au cours du temps (rétention

physique, activité biologique). Cependant, l'accumulation de boues à la surface du filtre perturbe l'écoulement des eaux usées à travers le filtre et les échanges gazeux entre l'atmosphère et le filtre. Trois composantes du système permettent de lutter contre cet effet colmatant à court, moyen et long termes :

- les tiges des plantes, à travers leur action mécanique sur la couche de dépôts, permettent de maintenir en permanence la conductivité hydraulique et les échanges gazeux du système.

- l'alternance entre les différents filtres permet de ménager des périodes de repos indispensables à la minéralisation de la matière organique accumulée au cours de la phase d'alimentation ;

- un curage de la couche de boues accumulée à la surface du filtre est nécessaire une fois que cette dernière a atteint une vingtaine de centimètres (en pratique, tous les 10 à 15 ans en métropole).

En zone tropicale, la vitesse de minéralisation de la matière organique est beaucoup plus importante, à tel point qu'il n'a pas été possible d'évaluer précisément l'accumulation des boues au cours du temps lors des suivis réalisés jusqu'à présent. Une chose est certaine : elle est moindre qu'en métropole. Ce qui a des conséquences sur les trois opérations de gestion des boues :

- le rôle mécanique des végétaux est toujours fondamental, mais la moindre quantité de boues devrait permettre d'élargir le choix des espèces à des plantes avec une densité de tiges plus faible ;

- la vitesse de minéralisation plus importante de la matière organique entraîne une réduction de la période de repos entre deux cycles d'alimentation. La période de repos a ainsi la même durée que la période d'alimentation, ce qui amène à réduire le nombre de filtres en parallèle à deux (au lieu de trois classiquement en métropole) ;

- la fréquence de curage des boues est diminuée et pourrait être supérieure à 15 ans.

La rétention physique à la surface du filtre est une étape très importante du traitement. Elle est responsable de la majeure partie de l'abattement des MES dans le système. La fraction particulaire de la pollution carbonée est retenue à la surface des filtres et représente plus d'un tiers de la charge en DCO. Des formes azotées et phosphatées particulières sont également éliminées. C'est enfin dans cette couche de

boues que l'on retrouve certains micropolluants qui sont retenus par le système (Choubert, 2011).

III.6.2. Traitement biologique et aération

Les filtres plantés de végétaux (FPV) font partie de la famille des traitements biologiques par culture fixée sur support fin. La biomasse épuratrice se développe sur les graviers qui composent le massif filtrant et forme une matrice, le biofilm. Ce dernier est un amas organique composé de polysaccharides sécrétés par les bactéries épuratrices. Il sert d'interface entre les bactéries et le milieu extérieur. La matière organique dissoute/nutriment va pénétrer dans le biofilm par simple diffusion selon le gradient de concentration. Les FPV sont des systèmes aérobies, les bactéries utilisent l'oxygène dissous pour leur métabolisme. On rencontre plusieurs types de bactéries à l'intérieur du filtre. Dans les premiers centimètres, on retrouve la principale activité des bactéries hétérotrophes, responsables de la dégradation des matières carbonées. Leur métabolisme très dynamique leur permet de prendre le dessus sur les bactéries autotrophes qui dégradent l'azote ammoniacal selon des processus plus lents. Ces dernières se retrouvent sur une plus grande amplitude de profondeur.

Le maintien des conditions aérobies à l'intérieur du filtre est fondamental. Pour ce faire, les eaux usées sont apportées ponctuellement par gros volumes. Ces bâchées vont permettre une répartition des eaux sur toute la surface du filtre. L'infiltration de cette nappe d'eau va permettre de chasser une partie de l'air appauvri en oxygène contenu dans le massif et de le renouveler par convection. Des phénomènes de diffusion depuis la surface ou le fond du filtre via le réseau de drainage connecté à l'atmosphère viennent compléter l'aération du massif. Le volume des bâchées et la densité du réseau d'aération-drainage sont les paramètres clés de la conception qui détermineront les capacités d'aération de l'ouvrage.

Le biofilm se développe dans l'espace interstitiel entre les différents grains composant le massif. Lorsque les conditions sont propices, sa croissance est continue et conduit au colmatage du filtre en profondeur. Comme pour la gestion des dépôts superficiels, les périodes de repos sont indispensables pour la régulation de la matière organique à l'intérieur du filtre.

Les quarante premiers centimètres du filtre (ainsi que la couche de boues) sont le siège du traitement de la plus grande partie de la matière carbonée apportée sur le système.

Une partie de la charge azotée est également oxydée. Du phosphore est consommé pour le métabolisme bactérien dans la proportion de 1 à 2 % de la masse de DBO₅ consommée (Lombard Latune et al., 2017).

III.6.3. Traitement de l'azote, filtration et épaisseur du massif filtrant

Compte tenu de la plus grande amplitude de répartition des bactéries autotrophes sur la profondeur, il est possible de faire varier la hauteur de la couche filtrante entre 30 et 80 cm suivant les objectifs de nitrification. Au-delà de 60 cm, il est préconisé de mettre un réseau d'aération intermédiaire, au milieu de la couche, qui assurera l'aération par diffusion au milieu du filtre.

La mise en place d'un fond saturé va permettre de maximiser le traitement de l'azote global en faisant de la dénitrification, pour un surcoût modeste. Il s'agit d'augmenter la hauteur de la couche drainante de manière à pouvoir installer une zone saturée à l'aide d'un coude qui permettra la mise en charge du fond du filtre.

Les conditions anaérobies nécessaires à la dénitrification vont s'installer dans la partie saturée. C'est alors l'absence de carbone disponible qui peut limiter la dénitrification.

En fonction des niveaux de rejet, plusieurs configurations de filtres sont possibles. La hauteur de la couche filtrante va permettre de pousser plus ou moins la nitrification et, dans une moindre mesure, la rétention des MES. La mise en place d'une zone saturée va permettre la dénitrification des formes oxydées de l'azote, ainsi que la fiabilisation des rejets en MES (< 25 mg/L) et en DCO. L'enjeu est alors d'adapter les profondeurs des couches non saturées et saturées de manière à optimiser le traitement, notamment de l'azote global.

Quels que soient les choix réalisés, le temps de séjour des effluents dans le système est relativement faible (inférieur à une journée) et ne permet pas le traitement des germes pathogènes (abattement de 2 à 3 unités log maximum) (Lombard Latune et al., 2017).

III.7. Procédés d'élimination de polluants et d'agents pathogènes

III.7.1. Matière organique

III.7.1.1. Matière organique particulaire

Les matières organiques particulaires qui entrent dans les eaux usées sont retenues principalement par des processus physiques tels que la filtration et la sédimentation. Les particules retenues s'accablent et subissent une hydrolyse, générant une charge supplémentaire de composés organiques dissous pouvant être hydrolysés ou dégradés dans le lit de traitement.

La contribution relative des différentes fractions de l'accumulation de matières organiques aux particules dépend de la charge d'eaux usées appliquée et des propriétés des plantes et des biofilms en croissance dans le système. Dans l'ensemble, l'accumulation de matières organiques dans les zones humides souterraines de traitement des eaux souterraines est beaucoup plus élevée que le taux de charge en particules typique de l'affluent, ce qui indique que d'autres matières (telles que des plantes mortes) contribuent aux matières organiques retenues dans le lit de traitement.

III.7.1.2. Matière organique soluble

Les microbes induisent une réaction chimique dans laquelle des électrons sont transférés de la matière organique (le donneur d'électrons) à un composé spécifique (l'accepteur d'électrons), libérant ainsi de l'énergie pour la croissance cellulaire.

La voie spécifique est généralement définie par l'accepteur d'électrons. Les principales voies actives dans les zones humides de traitement, énumérées dans la réduction de la libération d'énergie, comprennent: la respiration aérobie, avec l'oxygène comme accepteur d'électrons et le dioxyde de carbone comme produit principal; dénitrification avec nitrate et nitrite en tant qu'accepteur d'électrons et azote gazeux et dioxyde de carbone en tant que produits principaux; réduction du sulfate avec le sulfate comme accepteur d'électrons et le sulfure et le dioxyde de carbone comme produits principaux; et la méthanogénèse, dans laquelle la matière organique est simultanément l'accepteur et le donneur d'électrons, le dioxyde de carbone et le méthane étant les produits primaires.

III.7.1.3. Dénitrification

Dans ces conditions anoxiques et lorsque les nitrates sont disponibles, la dénitrification peut constituer une voie prédominante de dégradation de la matière organique dans les zones humides de traitement, en particulier dans les zones humides à écoulement horizontal (García et al., 2004). Il a été démontré que la dénitrification représentait une fraction importante de l'élimination totale du carbone organique dans les zones humides à écoulement horizontal (Baptista et al., 2003).

III.7.2. Azote

L'azote pénètre dans la plupart des zones humides de traitement primaire et secondaire sous forme d'azote organique et d'ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), les systèmes tertiaires recevant un mélange d'espèces azotées, notamment des nitrates. Dans la plupart des zones humides, un certain niveau de transformation de l'azote est prévu et / ou requis avant le rejet de l'effluent final dans un plan d'eau. Dans de nombreux cas, on s'attend à une conversion en nitrate, une forme d'azote moins toxique, mais de plus en plus de juridictions s'attendent à une élimination totale de l'azote des eaux usées. Pratiquement toutes les voies du cycle de l'azote sont actives dans les zones humides de traitement, y compris la minéralisation (ammonification), la volatilisation de l'ammoniac, la nitrification, la dénitrification, l'absorption végétale et microbienne, la fixation de l'azote, la réduction des nitrates, l'oxydation anaérobie de l'ammoniac, l'adsorption, la désorption, l'enfouissement et le lessivage (Vymazal, 2007).

III.7.2.1. Ammonification

L'ammonification consiste à convertir l'azote organique en ammonium par l'activité extracellulaire à partir d'enzymes excrétées par des micro-organismes (Vymazal, 2007). L'ammonification est considérée comme une première étape nécessaire à la conversion de l'azote en nitrate et / ou à l'élimination, mais constitue rarement une étape limitante pour l'élimination ultérieure de l'azote.

III.7.2.2. Nitrification

La nitrification est l'oxydation de l'ammonium en nitrate facilitée par un consortium de microbes autotrophes, le nitrite constituant le principal produit

intermédiaire. Pour que le processus se déroule, les micro-organismes, l'oxygène, l'alcalinité et les micronutriments doivent être présents dans les eaux usées. Les nitrifiants autotrophes sont généralement des microorganismes à croissance plus lente que les hétérotrophes aérobies et peuvent donc être supplantés en présence de matière organique facilement biodégradable.

III.7.2.3. Dénitrification

La dénitrification est souvent difficile à réaliser dans les zones humides de traitement secondaire (et la plupart des systèmes de traitement des eaux usées en général), car le processus de nitrification est généralement une condition préalable à la conversion de l'ammoniac entrant dans le nitrate, ce qui ne peut se produire que lorsque le carbone organique suffisant est consommé. Cela peut entraîner une insuffisance de matière organique résiduelle pour la dénitrification. Les zones humides à FV éliminent généralement peu de TN, mais contiennent de fortes concentrations de nitrates dans les effluents. Les zones humides HF peuvent éliminer les TN dans une certaine mesure, mais les effluents peuvent toujours contenir de fortes concentrations d'azote ammoniacal. Les facteurs environnementaux connus pour influencer les taux de dénitrification incluent le niveau d'oxygène dissous (OD), le pH, le potentiel rédox, le type de support et la concentration en matière organique, entre autres (Dotro et al., 2017).

III.7.3. Phosphore

Les mécanismes qui jouent un rôle dans l'élimination du phosphore dans les zones humides traitées comprennent les précipitations chimiques, la sédimentation, la sorption et l'absorption par les plantes et les microbes. Malheureusement, la plupart de ces processus sont lents ou inactifs, sauf si des supports spéciaux sont utilisés pour améliorer les processus abiotiques.

L'efficacité des zones humides de traitement pour l'élimination du phosphore est déterminée par le taux de charge appliqué. Pour le traitement des eaux usées secondaires typiques utilisant des systèmes VF et HF, l'élimination est généralement assez modeste une fois que la capacité de sorption du média est saturée. Des recherches considérables ont été menées pour trouver avec succès des milieux à forte

capacité d'absorption du phosphore. Ces médias filtrants sont appelés médias réactifs (Brix et Arias, 2005; Lauschmann et al., 2013; Dotro et al., 2015).

III.7.4. Agents pathogènes

La technologie de traitement des zones humides offre une combinaison appropriée des mécanismes physiques, chimiques et biologiques nécessaires pour éliminer les organismes pathogènes. Les facteurs physiques comprennent la filtration et la sédimentation, et les facteurs chimiques comprennent l'oxydation et l'adsorption sur la matière organique. Les mécanismes d'élimination biologique comprennent la libération d'oxygène et l'activité bactérienne dans la zone racinaire (rhizosphère), ainsi que l'agrégation et la rétention dans les biofilms, la disparition naturelle, la prédation et la compétition pour limiter les nutriments ou les oligo-éléments. L'élimination des organismes indicateurs dans les zones humides de traitement dépend du type de système de zones humides, des conditions de fonctionnement et des caractéristiques des eaux usées d'infiltration (Dotro et al., 2017).

III.8. Avantages et limites des marais filtrants

III.8.1. Avantages

- Intégration esthétique dans l'environnement, augmentation de la biodiversité du paysage en créant une zone humide artificielle
- Ils affectent favorablement le microclimat dans le voisinage immédiat en raison de l'évaporation relativement importante de l'eau par la végétation
- Élément de traitement très économe en énergie, il peut fonctionner sans alimentation électrique
- Les coûts d'exploitation sont bas
- Une construction relativement simple, il est possible de le construire sur la base de l'auto-assistance, ou avec l'utilisation des ressources humaines et de la machinerie des municipalités et des communes
- La conception appropriée permet d'obtenir des effets de traitement élevés des substances insolubles, organiques et contamination bactérienne
- La vidange par impulsion ou le remplissage des filtres peut fournir suffisamment de saturation en oxygène de l'environnement et élimination de l'azote ammoniacal

- L'élimination de l'azote ammoniacal est suffisante même lors de la mise en œuvre de filtre de zone humide construit avec le flux vertical lorsque l'environnement de filtration n'est pas encore saturé d'eau
- Laver continuellement les filtres, remplir en permanence d'eau avec l'environnement anaérobie peut servir à la dénitrification des eaux usées - élimination de l'azote nitrique
- Lorsqu'il existe un agencement approprié, il est possible de procéder au lavage à contre-courant des filtres particulièrement petits par les eaux usées traitées sans qu'il soit nécessaire d'extraire le matériau filtrant (Miloš et al., 2014).

III.8.2. Inconvénients

- En cas de traitement principal, la demande de surface est élevée (en fonction de la conception, de 2 à 5 m²/EH en cas de demande d'élimination des substances insolubles, de l'ammoniac, de la pollution organique et bactérienne)
- Dans la configuration de base - le filtre à flux horizontal continu, rempli en permanence d'eau, permet d'éliminer très efficacement l'azote ammoniacal
- L'élimination stable du phosphore de l'eau n'est possible qu'en utilisant des matériaux de filtration spéciaux à capacité de sorption élevée et à potentiel d'élimination de P limité (Vohla et al., 2011; Jenssen et al., 2010).
- Risque d'encrassement du matériau de filtration en cas de prétraitement mal conçu ou de fonctionnement et maintenance insuffisants (pompage des boues, nettoyage des fentes) des installations de prétraitement mécanique.

Partie II

Partie expérimentale



Chapitre IV

Matériels et méthodes

CHAPITRE IV : Matériels et méthodes

IV.1. Présentation de la région d'étude (Touggourt)

V.1.1. Situation géographique

Notre travail a été effectuée à la ville de Touggourt, c'est une Daïra de la wilaya d'Ouargla, située à 160 km au nord-est d'Ouargla, à 225 km au sud de Biskra et à 600 km environ au sud-est d'Alger. La ville de Touggourt est une oasis du nord du Sahara algérien, et elle est la plus grande ville de la région d'Oued Righ, son territoire s'étend sur les consistances territoriales suivantes : Tebesbest, Nezla, Zaouia Al Abidia et Touggourt qui compte 164 032 habitants à la fin de l'année 2013 pour une surface occupée de 404 km². L'ensemble de ces communes forme une agglomération avec un taux de croissance de 3.95%.

Géographiquement, Touggourt est située à 33° 16' de latitude Nord, 6° 04' de longitude Est et a 55 mètres d'altitude. Elle est située au Nord Est de la wilaya de Ouargla (Figure 10) et limitée par :

- Au Nord par la Daïra de Meggarine.
- A l'Ouest par la Daïra d'El-hadjira.
- Au Sud par la Daïra de Temacine.
- A l'Est par la Daïra de Taïbet.

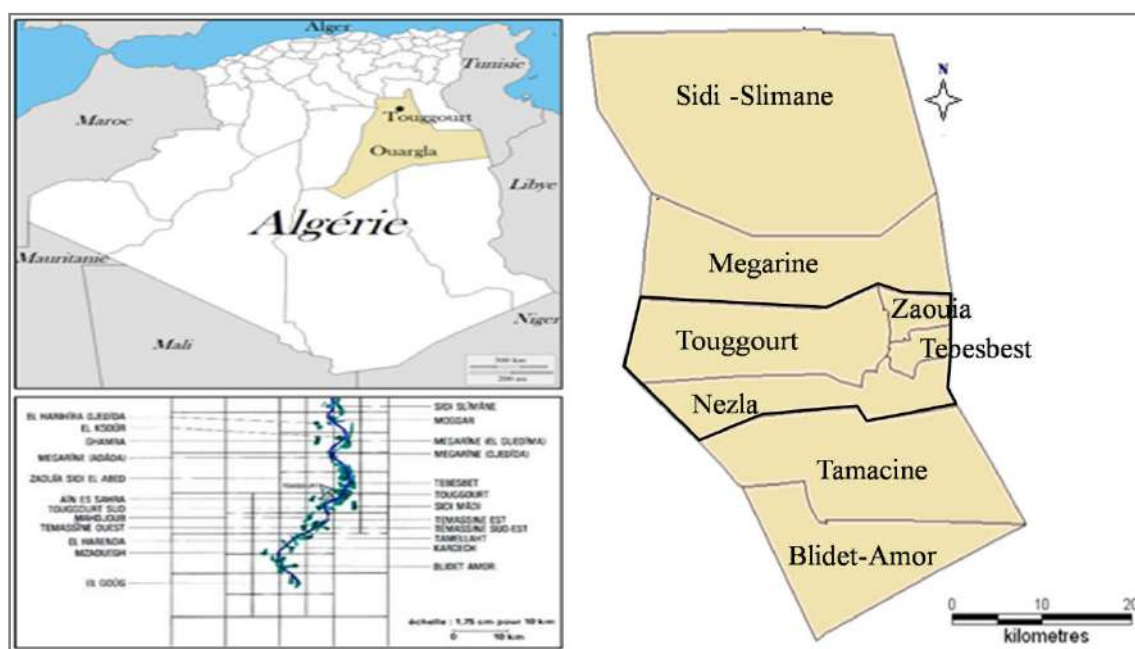


Figure 10 : Situation géographique de la région de Touggourt

V.1.2. Caractéristiques climatiques de la région de Touggourt

La ville de Touggourt est caractérisée par un climat saharien du type désertique continental, avec une pluviométrie très réduite, et une forte évaporation, elle est caractérisée par un climat chaud et sec durant la saison estivale (de Mai à Septembre), et froid pour la période hivernale (Décembre à Février).

Pour une meilleure caractérisation du climat de la région de Touggourt nous avons utilisé les données recueillies de l'Office National de la Météorologie (O.N.M) de Sidi Madi sise à 10 km de Touggourt sur une période de dix ans (2004-2013).

Les pluies sahariennes sont caractérisées par leur faible abondance et les pluies torrentielles sont rares. Le total annuel des précipitations est extrêmement variable d'une année sur l'autre, il peut être nul pendant une ou plusieurs années.

Touggourt est une région aride connue par la rareté et l'irrégularité de ces précipitations, d'après les données météorologiques de 10 ans, la répartition de la précipitation est marquée par une sécheresse quasi absolue au mois de Juillet et un maximum au mois de Janvier avec 20,91mm. Le cumul annuel des précipitations est de l'ordre de 67,97mm.

L'évaporation est une donnée climatique très importante non négligeable surtout lorsqu'elle est renforcée par les vents chauds dans les régions arides comme Touggourt. L'évaporation mensuelle dans la région varie en générale entre 82,09 mm au mois Janvier et 347,9 mm au mois de Juillet. Ce qui indique que l'évaporation est très importante surtout au mois de juillet, mais les mois de Mai, Juin et Août sont aussi importantes, Le cumul annuel d'évaporation de la région de Touggourt durant cette période a connue une évaporation importante avec un cumul de l'ordre de 2458 mm/an.

La région de Touggourt se caractérise par un hiver froid et un été chaud, La **température** moyenne mensuelle maximale enregistrée durant le mois le plus chaud (Juillet) est égale à 42,4 °C, tandis que la température moyenne minimale du mois le plus froid égale à 4,2°C au mois de Janvier. La température maximale dans la période estivale est très élevée dépassant les 40 ° C en Juillet et Août, par contre, la température minimale dans la période hivernale descend parfois en dessous de 2°C.

Le vent est un paramètre climatique déterminé par sa vitesse et sa direction. Dans la région de Touggourt, les vents les plus forts soufflent du Nord-est et du Sud. Le Sirocco, vent chaud et sec, souffle couramment dans la région de Touggourt et il

crie souvent des tourbillons de sable. Les vents de sable sont fréquents surtout au mois d'Avril et Mai. Les vents de la région de Touggourt à une vitesse maximale au mois d'Avril et Mai avec 4 m/s, et une vitesse minimale en Décembre avec une valeur de 1.9 m/s.

L'humidité relative est la quantité de vapeur d'eau qui se trouve dans l'air, elle est considérée comme l'un des principaux facteurs climatiques qui ont une action écologique importante à côté de celles de la température et de la lumière. La région de Touggourt se caractérise par un faible taux d'humidité relative, elle est de l'ordre de 22.88% en Juillet, atteignant un maximum de 48.94% au mois de Janvier et une moyenne annuelle 34.87%.

IV.2. Etude expérimentale

IV.2.1. Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie)

Les eaux usées domestiques rejetées après consommation contiennent des polluants, notamment organiques. Elles doivent donc être collectées et traitées avant d'être rejetées dans la nature (Kendouci et al., 2013), car si elles étaient rejetées dans le milieu sans traitement, pollueraient gravement l'environnement et la ressource en eau (Adjahouinou et al., 2014). En effet, certaines eaux usées contiennent une charge polluante importante (Allagua et al., 2014). C'est pourquoi la réglementation impose des normes de rejet, dans les eaux superficielles comme dans le sol et le sous-sol suivant différents types de dispositifs d'épuration et de rejets.

Afin d'apprécier l'influence des rejets d'eaux usées domestiques sur le milieu récepteur, il paraît nécessaire de déterminer les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes des communes urbaines (Abouelouafa et al., 2002), l'analyse de ces paramètres de caractérisation constitue un bon moyen pour l'évaluation et l'estimation de la qualité de rejets urbains et de leur impact sur le milieu récepteur (Boutayeb et al., 2012).

La présente étude consiste à caractériser les rejets urbains de la région de Touggourt englobant ses quatre communes (Touggourt, Tebesbest, Nezla et Zaouia el Abidia) à travers une analyse physico-chimique de certains paramètres majeurs et globaux indicateurs de l'état de pollution par les eaux usées afin d'apprécier les risques de leur rejet sans traitement dans l'environnement. En outre, les résultats

d'analyses sont comparés aux critères et normes de déversements pour en déduire enfin les procédés de traitement adaptés pour cette zone (Hazourli et al., 2007, Belghyti et al., 2009).

IV.2.1.1. Situation de l'assainissement et des rejets des eaux usées dans la ville de Touggourt

La ville de Touggourt est constituée de 4 communes dotées d'un réseau d'assainissement qui représente un linéaire d'environ 328,98 km à la fin de l'année 2013, avec un taux de raccordement élevé dépasse 98% dans toutes les communes où les eaux usées produites se déversent dans le canal de Oued Righ à travers 9 points de rejets (Figure 11 et Tableau 01). Dans cette région, Il existe une seule station d'épuration située à la commune de Tebesbest dont sa capacité est de 62 500 équivalent/habitant, ce qui correspond à presque 38% de la population pour les quatre communes du Grand-Touggourt (164 032 hab).

Tableau 01 : Situation de l'assainissement et des rejets des eaux usées dans la ville de Touggourt (Situation au 31/12/2013).

Commune	Population (hab)	Longueur du réseau	Nombre de points de rejet	Rejet	Taux de raccordement (%)	Débit (l/s)	lieux de rejet	Coordonnées géographiques	
								Latitude (X)	Longitude (Y)
Nezla	58464	93,86	5	P1	98%	41,8	Ain Sahara	33°04'26.32"	06°03'20.57"
				P2			Assou	33°04'47.00"	06°03'52.78"
				P3			Nezla	33°05'13.26"	06°04'32.12"
				P4			Zioua	33°06'08.43"	06°05'17.56"
				P5			Sidi Mahdi	33°06'33.27"	06°05'53.57"
Tebesbest	37926	63,31	2	P6	99%	86,66	STEP	33°06'10.73"	06°05'20.61"
				P7			Collecteur principale	33°06'25.14"	06°05'31.30"
Touggourt	44800	104,29	0	/	98%	/	/	/	/
Zaouiet	22842	67,52	2	P8	98%	14,33	Zaouia	33°08'23.31"	06°06'10.65"
Sidi Labed				05-juil			33°09'01.36"	06°05'57.84"	

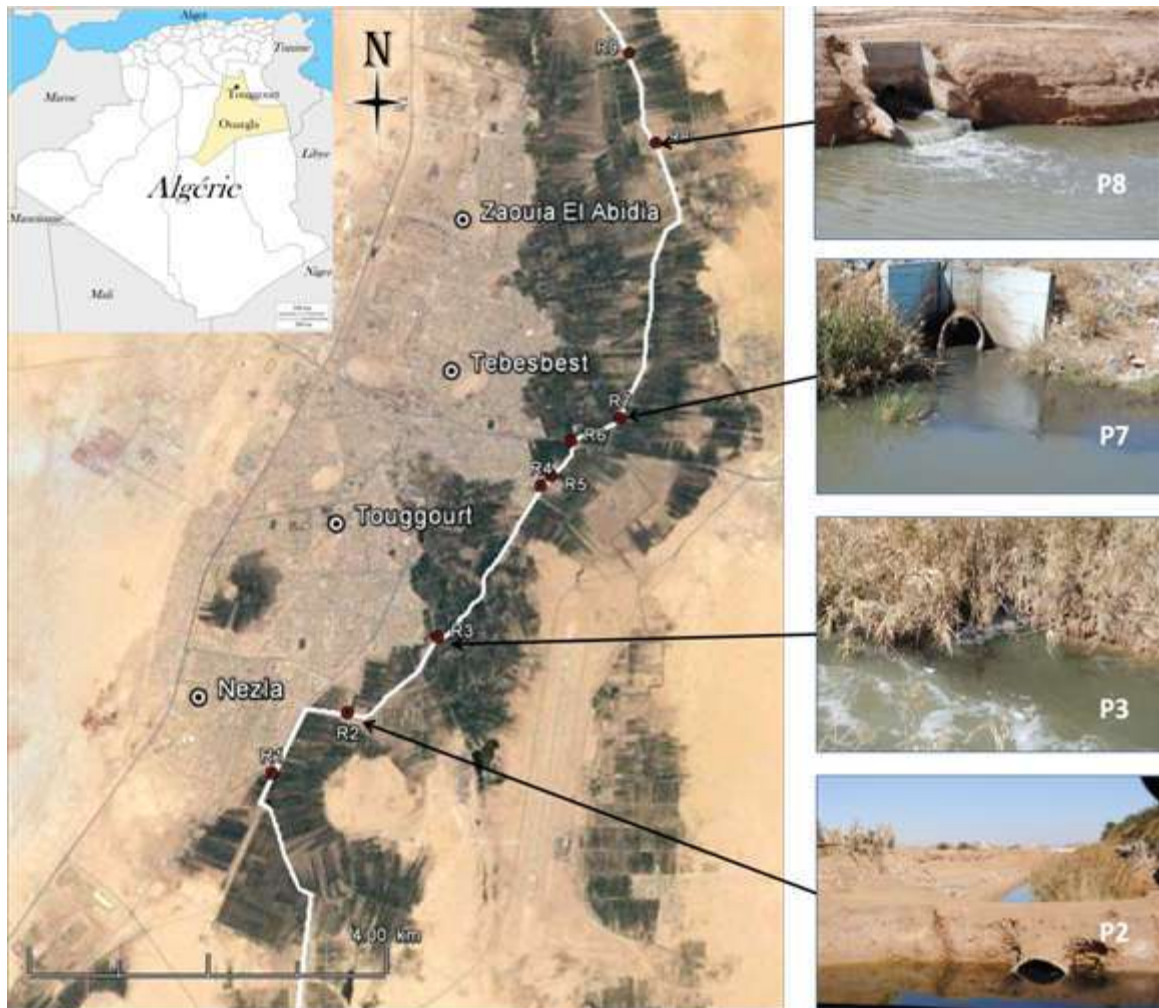


Figure 11: Localisation de points des rejets de la Daïra de Touggourt (2017)

IV.2.1.2. Echantillonnage et méthode d'analyse

La reconnaissance du réseau de déversement des eaux usées dans le canal a permis de déterminer quatre points de prélèvements importants de rejets domestiques de la ville de Touggourt parmi les 9 points de rejet existants symbolisés par P₂, P₃, P₇ et P₈ selon leurs localisations le long du canal comme la figure 11 les indique, car les autres points de rejet (P₁, P₄, P₅, P₆ et P₉) dans lesquels le débit était quasiment nul.

Les échantillons d'eau usée ont été prélevés chaque semaine dans les quatre rejets durant la période d'étude (Janvier et Février). Les prélèvements des échantillons d'eau ont été réalisés dans des bouteilles en verre opaque d'une capacité de 1 litre, Le remplissage des bouteilles a été à ras bord puis le bouchon était vissé

afin d'éviter tout échange gazeux avec l'atmosphère, les échantillons d'eau ont été directement acheminés au laboratoire pour effectuer les analyses.

Les modes d'échantillonnage et de prélèvement ont été réalisés selon les recommandations préconisées.

Toutes les analyses et les mesures nécessaires pour quantifier les polluants organiques sont normalisées suivant les normes algériennes selon les techniques préconisées par Rodier (2009).

Les paramètres Température, conductivité, salinité et pH ont été mesurés in-situ grâce à un analyseur multiparamétrique de type WTW, et la DBO₅, DCO, MES, NH₄⁺, NO₂⁻, et PO₄⁻³ ont été analysés au laboratoire du CRSTRA de Touggourt selon les méthodes décrites dans le tableau 02.

Etant donnée la charge organique des eaux de rejet et leur biodégradation assez rapide, tous les paramètres susceptibles d'être altérés ont été analysés sur site; tandis que les autres ont été effectués au laboratoire en ayant pris soin de respecter auparavant toutes les règles de conservation des échantillons pendant leur transport.

Tous les paramètres ont été mesurés dans les échantillons d'eau prélevés de rejets bruts selon les méthodes standards approuvées par Rodier et al (2009).

Les appareils de mesure et d'analyse des différentes variables physico-chimiques sont consignés dans le tableau 02.

Tableau 02 : Paramètres de qualité et leurs appareils de mesure.

Paramètres	Unité	Appareil de mesure
Température	C°	Multiparamètre 350 i WTW
pH	/	Multiparamètre 350 i WTW
Conductivité électrique	µS/cm	Multiparamètre 350 i WTW
Salinité	g/l	Multiparamètre 350 i WTW
DCO	mg o2/l	AQUA Lytic AL 200, AL 120
DBO5	mg o2/l	Oxitorp Box WTW
MES	mg/l	Centrifugeuse ROTOFIX 32 A, Hettich
NH ₄ ⁺	mg/l	Spectrophotomètre UV visible, JENWAY 6310
NO ₂ ⁻	mg/l	Spectrophotomètre UV visible, JENWAY 6310
PO ₄ ⁻³	mg/l	Spectrophotomètre UV visible, JENWAY 6310

IV.2.2. Epuration des eaux usées par un système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt

La dégradation des ressources en eau est un problème mondial, en particulier dans les régions arides (Yi et al., 2011; Ávila et al., 2013). Il est fortement accru par l'industrialisation et l'urbanisation ainsi que par les changements des conditions climatiques (Numan, 2013; Shuhong et al., 2018). L'utilisation d'eaux usées traitées est une alternative à l'eau conventionnelle dans les régions arides (Cirelli et al., 2012).

De nombreuses communautés et villages à travers le monde sont confrontés à des graves problèmes d'absence d'assainissement, notamment en ce qui concerne l'évacuation des eaux usées, des eaux noires et des eaux grises des maisons (WHO et UN-Water, 2014). L'utilisation d'approches de traitement naturelles telles que les systèmes de biopurification et les zones humides artificielles peut constituer un moyen alternatif supplémentaire pour éliminer la pollution de manière écologique (Georgios et al., 2018; Malin et al., 2018). La filtration des sols, en tant que procédé respectueux de l'environnement sur site, est largement appliquée et encouragée depuis des années dans de nombreux pays en développement, en particulier dans les zones rurales où la pollution de l'eau est grave (Yuan et al., 2013). Le processus de biofiltre a été progressivement adopté dans les petites communautés, car il est simple à gérer et à éliminer simultanément les matières organiques et les solides en suspension (Kimet al., 2008).

Une méthode économique et écologique de traitement des eaux usées par les zones humides artificielles a été développée au cours des dernières décennies (Peng et al., 2014; Malin et al., 2016). Les zones humides artificielles sont utilisées pour traiter les eaux usées domestiques des zones rurales du monde entier depuis leur première application en Allemagne en 1960. Probablement plus de 100 000 zones humides artificielles dans le monde traitent actuellement plus d'un milliard de litres d'eau par jour (Türkeret al., 2014).

Les zones humides artificielles peuvent efficacement éliminer les matières en suspension, les polluants organiques et les nutriments des eaux usées (Vymazal, 2007; Peng et al., 2014). En général, le système de zones humides artificielles s'est avéré constituer une écotecnologie appropriée pour le traitement et la réutilisation des eaux usées dans de petites communautés de zones à climat chaud (Wuet al., 2013). Les zones humides sont considérées comme des solutions de remplacement

peu coûteuses pour le traitement des eaux usées municipales, industrielles et agricoles (Liu et al., 2016; Papaevangelou et al., 2016).

Ces technologies permettent de réduire les coûts de construction, les besoins de maintenance et la consommation d'énergie par rapport aux autres systèmes classiques de traitement des eaux usées (traitement par boues activées, lits bactériens et disques biologiques ...), particulièrement bien adaptés aux pays en développement (Wu et al., 2015; De Rozari et al., 2016; Shuhong et al., 2018).

Les conditions de température de l'eau permettent d'envisager diverses technologies, notamment l'utilisation d'algues pour le traitement des eaux usées (Ding et al., 2013).

Dans de nombreuses zones, du fait des influences anthropiques, des activités urbaines, industrielles et agricoles, les eaux usées sont rejetées dans des zones naturelles ou réutilisées dans l'agriculture sans aucun traitement menaçant la santé humaine et animale (Malin et al., 2018). Aujourd'hui, le traitement de cette ressource potentielle devient impératif avant d'être utilisé en agriculture (El OualiLalami et al., 2014).

Habituellement, les entités de population de moins de 2 000 habitants présentent les plus grandes lacunes des systèmes de traitement des eaux usées (Kadlec et Wallace, 2008). Leur situation géographique et leur niveau de développement posent des problèmes spécifiques; Ainsi, l'approvisionnement en eau et le traitement des eaux usées ne peuvent souvent pas être résolus par les mêmes moyens que dans les grandes villes, et les effluents des petites agglomérations urbaines sont plus fluctuants et sont généralement plus chargés en matières organiques que ceux des grandes communautés (Vera et al., 2013).

En Algérie, cette technique de traitement a été réalisée pour la première fois en 2007 dans la région de Temacine (province de Ouargla) dépourvue de tout système d'égout. Les eaux usées municipales ont été déversées directement sans traitement dans le canal d'Oued Righ ou dans le lac, et leur infiltration dans l'aquifère était responsable d'effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques, la santé humaine et l'environnement (Piet al., 2010).

Ce travail vise à déterminer à l'échelle du pilote l'efficacité d'un système intégré de traitement des eaux usées composé de deux biofiltres (biofiltre à flux ascendant vertical et biofiltre à flux descendant vertical) combinés avec trois zones humides

artificielles à flux horizontal (HFCW). Deux sont plantées séparément avec des plantes poussant dans les régions arides (*Phragmite australis* et *Typha latifolia*) pour le traitement des eaux usées domestiques.

Les objectifs étaient en particulier de déterminer les paramètres de qualité de l'eau (pH, conductivité électrique (CE), température, oxygène dissous (O_2), azote nitrique (NO_3-N), azote nitreux (NO_2-N), azote ammoniacal (NH_4-N), azote total Kjeldahl (TKN), Orthophosphates (PO_4-P), Phosphore total, matière en suspension (MES), demande chimique en oxygène (DCO) et demande biochimique en oxygène (DBO_5) résultant de :

Premièrement, la direction du flux dans le biofiltre (ascendant ou descendant), deuxièmement, une zone humide artificielle plantée avec des espèces de plantes locales, et troisièmement, le système combiné destiné à améliorer la qualité de l'eau pendant sept mois, fonctionnant dans une région aride par le biais d'une analyse physico-chimique hebdomadaire visant à éliminer la matière organique et les nutriments polluants de l'eau.

Plusieurs études ont utilisé le biofiltre comme prétraitement et les zones humides artificielles ou un lit filtrant immergé comme traitement ultérieur dans le traitement des eaux usées domestiques. Ces systèmes intégrés ont produit des résultats satisfaisants en termes d'élimination de polluants organiques, de l'azote et du phosphore (Jenssen et al., 2010).

Les biofiltres étaient principalement utilisés pour l'élimination des matières organiques et de l'azote, alors que les zones humides artificielles étaient conçues pour éliminer le phosphore.

Ce travail contribue au débat de la littérature en proposant un système approprié d'élimination des polluants des eaux usées en fonction des implications techniques, économiques et environnementales de notre essai basé sur le type de biofiltre et les espèces végétales plantés dans les zones humides artificielles.

Selon ses aspects pratiques, ce travail vise à donner quelques points clés pour le choix de la direction d'écoulement dans les biofiltres pour l'élimination des polluants dans les eaux usées.

La méthodologie est basée sur des échantillons de tests à différentes étapes de traitement avec répétition. L'analyse en laboratoire suit les principales normes de la littérature.

IV.2.2.1. Pilote expérimental

IV.2.2.1.1. Description du pilote expérimental

Le pilote expérimental présenté aux figures 12 et 13 a été réalisé en plein air dans le centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides à Touggourt (Algérie) pour le traitement des eaux usées domestiques. La région se caractérise par un climat aride avec des températures estivales très élevées dépassant les 40 ° C en Juillet et Août, des températures hivernales diminuant autour de 5 ° C en Décembre et Janvier et des précipitations annuelles de 80 mm.

Le système intégré a été combiné à deux types de biofiltres cylindriques (biofiltre à flux ascendant vertical et l'autre à flux descendant vertical) avec des zones humides artificielles à écoulement subsurface horizontale (Constructed wetland). Les biofiltres ont une capacité de 100 litres, et chacun a un diamètre de 400 mm et une profondeur de 800 mm. Les deux biofiltres ont été remplis de trois couches superposées en succession décroissante du substrat, du plus grand diamètre en bas vers le plus petit en haut après des lavages répétés à l'eau du robinet.

La couche inférieure (150 mm d'épaisseur) était composée de gravier grossiers ($\varnothing=20\text{mm}$), la couche moyenne (400mm d'épaisseur) était composée de gravier fin ($\varnothing=10\text{mm}$) et la couche supérieure (100mm d'épaisseur) était composée de sable ($\varnothing=0.2\text{mm}$). Le premier biofiltre était équipé d'un tuyau en PVC qui permet d'assurer l'écoulement ascendant vertical (Figure 14), et le deuxième biofiltre était équipé du même type de tuyaux donnant l'écoulement descendant vertical (Figure 14). Ensuite, chaque biofiltre alimente trois bassins circulaires identiques (zones humides artificielles) d'une capacité de 70L, équipés d'une vanne à la base; (250 mm de hauteur et une superficie de 0,28 m²), ces zones humides artificielles étaient remplis du même substrat que les biofiltres; ils étaient remplis de gravier grossier à l'entrée et à la sortie afin d'éviter le colmatage du réseau de distribution et faciliter le passage de l'eau, et le reste de deux couches superposées de gravier fin et de sable fin (Figure 15).

Les zones humides artificielles ont été plantées individuellement avec de jeunes plants de densité 40 tiges/m² (Menka et al., 2015) en Octobre, la première avec *Typha latifolia*, la seconde avec *Phragmite australis*, ces plantes sont capables de survivre dans les conditions climatiques de la région, et la troisième était sans plantation pour surveiller l'efficacité des filtres plantés.

Le système était équipé d'une vanne à la sortie de chaque filtre qui servait de point de prélèvement de l'eau à analyser. Les biofiltres et les zones humides artificielles utilisés sont en plastique traité.



Figure 12 : Photo présentant le dispositif expérimental (2017)

IV.2.2.2.2. Alimentation en eau du pilote expérimental

Les biofiltres et les zones humides artificielles étaient alimentés périodiquement une fois par semaine par 20 litres d'eau polluée provenant d'un réservoir de stockage (1,20 m³), considéré comme un réservoir de décantation et d'alimentation du système intégré.

Le réservoir de stockage était rempli une fois par mois par les eaux usées urbaines de la ville de Touggourt après le traitement préliminaire (traitement physique) par l'office nationale d'assainissement (ONA).

Les biofiltres et les zones humides artificielles utilisés étaient alimentés périodiquement une fois par semaine. L'eau à mesurer à l'entrée et à la sortie de chaque filtre a été recueillie après une période de 3 jours.

Le système fonctionne dans les mêmes conditions de charge organique et de taux de charge hydraulique pour les deux types de filtres.

Les premières mesures expérimentales ont été effectuées après la période de préadaptation des plantes au substrat (Octobre, Novembre et Décembre) de Janvier à la fin de Juillet 2017 sur une période de 7 mois.

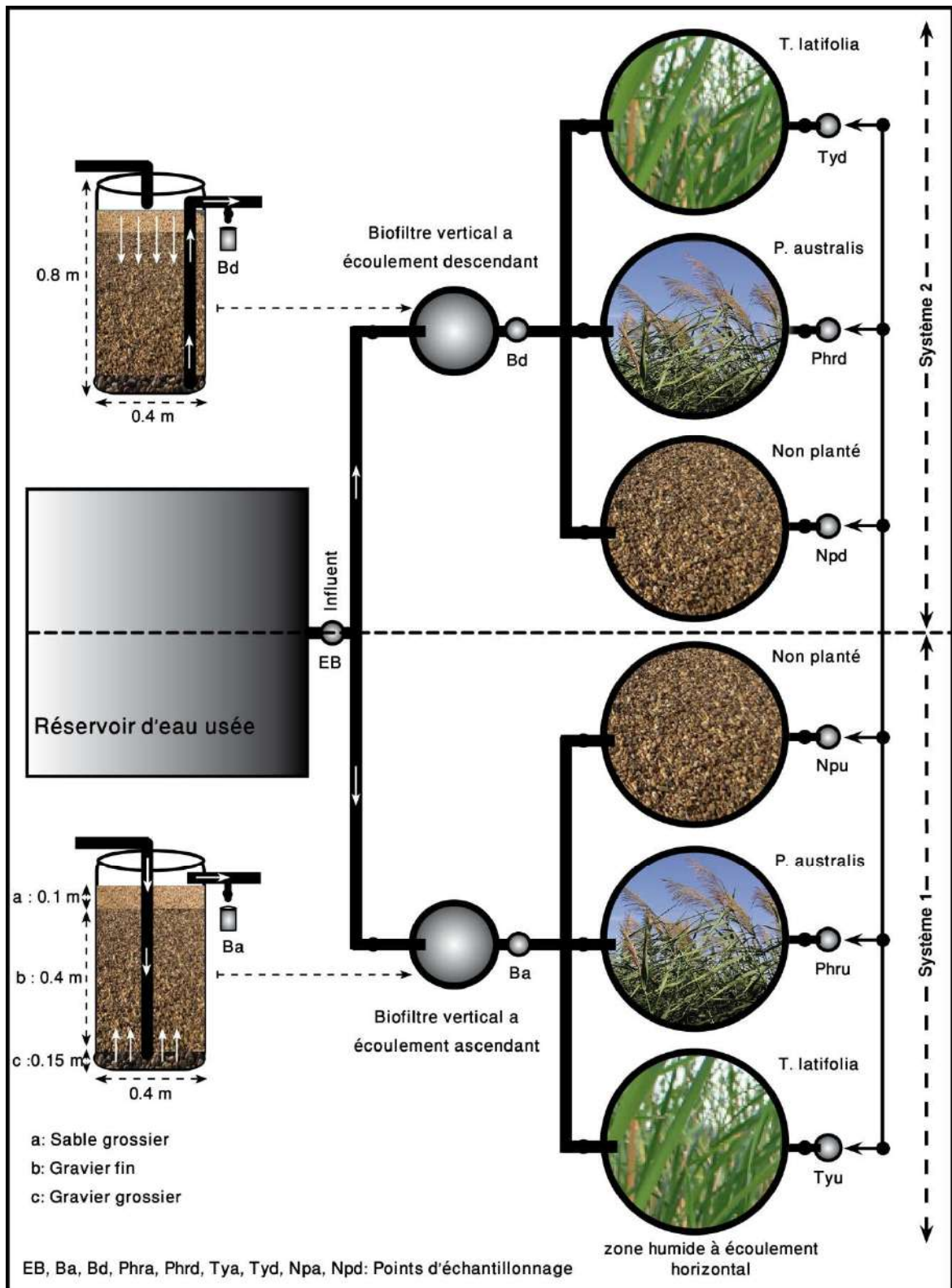


Figure 13 : Représentation schématique du système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt



Figure 14 : Types d'écoulement d'eau usée dans les biofiltres, (a gauche : flux descendant, a droite : flux ascendant).



Figure 15: Type du substrat utilisé dans la filtration des eaux usées

IV.2.2.2. Méthodologies d'échantillonnage et d'analyse

IV.2.2.2.1. Plantation des marais filtrants

Les jeunes plants ont été recueillis au début de mois d'Octobre, d'autour des berges du lac de Témacine situé dans la région de Touggourt (wilaya de Ouargla) pour *Phragmite australis*, et de l'unité pilote de traitement des eaux usées du Vieux Ksar de Témacine (Wastewater Gardens WWG) pour *Typha latifolia*. Les plants apparemment sains ont été soigneusement lavés plusieurs fois avec de l'eau distillée pour enlever les tissus végétaux morts et aussi les particules et les microalgues qui adhèrent aux plantes. Ensuite, les jeunes plants ont été immédiatement transplantés le même jour dans les bassins utilisés dans ce système pour le traitement des eaux usées.

Pendant la période d'acclimatation et la phase de croissance, le système a été alimenté en eau de robinet.

IV.2.2.2.2. Prélèvement des échantillons d'eau usée et épurée

Afin de contrôler la qualité de l'eau traitée, chaque semaine, des échantillons d'eau étaient prélevés dans une bouteille en verre opaque de volume d'un litre après une période de rétention de 3 jours dans les filtres, pendant la période d'étude (de Janvier à Juillet 2017), les échantillons ont été prélevés vers 9 heures du matin dans l'influent (EB), les sorties de biofiltres (Ba, Bd) et les sorties de chaque bassins filtrants (Phra, Tya, Npa, Phrd, Tyd et Npd) (Figure 13) .

Les échantillons prélevés ont été directement transportés au laboratoire du CRSTRA pour des analyses physico-chimiques immédiates

IV.2.2.2.3. Matériels et méthodes d'analyse physicochimique des eaux

Dans ce travail, nous avons seulement fait les analyses physicochimiques en se basant sur les principaux paramètres majeurs et globaux indicateurs de l'état de pollution par les eaux usées.

Toutes les analyses physico-chimiques ont été effectuées au niveau du laboratoire de CRSTRA (Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides) de Touggourt. La fréquence d'échantillonnage pendant la période d'étude a été d'une fois par semaine pour tous les paramètres étudiés.

- L'oxygène dissous (O_2 dissous), le pH, la conductivité électrique (CE) et la température ont été déterminés in situ à l'aide d'un multiparamètre de type 350i WTW.
- Pour la détermination de la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation (DBO_5), des manomètres à membrane (Oxitop Box WTW) ont été utilisés.
- La demande chimique en oxygène (DCO) a été mesurée selon la méthode à petite échelle en tube fermé (ST-DCO) (AQUA Lytic Al 200, AL 120).
- La matière en suspension a été déterminée par la méthode de centrifugation (Centrifuge. ROTOFIX 32 A. Hettich),
- Le phosphore total (PT) a été déterminé par la digestion au persulfate d'ammonium suivie par la procédure d'acide ascorbique en utilisant la méthode

spectrophotométrique (spectrophotomètre UV visible, JENWAY6310, longueur d'onde 880 nm).

- Le phosphate-phosphore ($\text{PO}_4\text{-P}$) a été mesuré en utilisant la méthode spectrophotométrique à l'acide ascorbique (spectrophotomètre UV visible, JENWAY6310, longueur d'onde 880 nm).
- L'azote total Kjeldahl (NTK) a été déterminé par la méthode de Kjeldahl
- L'azote ammoniacal N-NH_4 a été déterminé selon la méthode titrimétrique,
- L'azote nitrique ($\text{NO}_3\text{-N}$) a été déterminé à l'aide d'une méthode au salicylate de sodium suivie d'un dosage spectrophotométrique (Spectrophotometer UV Visible, JENWAY 6310, longueur d'onde 415nm).
- L'azote nitreux (N-NO_2^-) a été déterminé par la méthode au réactif de Zambelli suivie d'un dosage spectrophotométrique (Spectrophotometer UV Visible, JENWAY 6310, longueur d'onde 435nm).

Les paramètres de qualité de l'eau et leur efficacité d'élimination ont été calculés en unités de concentration et non en charges massiques par unité de surface.

Tous les échantillons ont été collectés, manipulés et analysés manuellement conformément aux méthodes standards approuvées par Rodier et al (2009).

Les rendements d'élimination des polluants ont été calculés comme suit:

$$R = ((C_0 - C_1) / C_0) * 100 \dots \dots \dots \text{Eq 07}$$

Où:

C_0 : la concentration de polluants à l'entrée (mg/l).

C_1 : la concentration de polluants à la sortie (mg/l).

R : Rendement épuratoire des polluants (%).

IV.2.2.3. Critères de choix des macrophytes

D'un point de vue théorique, de nombreuses espèces émergentes pourraient être utilisées pour les zones humides artificielles à écoulement horizontal. Cependant, en réalité, seul un nombre limité d'espèces a été utilisé jusqu'à présent (Vymazal, 2011).

Les plantes utilisées dans les zones humides à écoulement horizontal conçues pour le traitement des eaux usées doivent donc :

- être tolérantes aux charges organiques et nutritives élevées,
- ont des organes souterrains riches (c'est-à-dire des racines et des rhizomes) afin de fournir un substrat aux bactéries attachées et à l'oxygénation (même très limitée) des zones adjacentes aux racines et aux rhizomes.

- ont une biomasse aérienne élevée pour l'isolation hivernale dans les régions froides et tempérées et pour l'élimination des éléments nutritifs par la récolte

Le choix des espèces végétales est un aspect particulièrement important dans la conception de zones humides artificielles selon divers facteurs, tels que la répartition géographique, le climat et les conditions de l'habitat, la composition des eaux usées, la disponibilité des plantes dans les pépinières, les coûts de maintenance à long terme et de gestion agronomique, et les objectifs du projet doivent être pris en compte (Brix, 1997).

Étant donné que les performances varient considérablement en fonction de l'environnement de croissance, selon Claudio (2013), les critères de sélection doivent prendre en compte :

- La facilité de propagation,
- Le potentiel de croissance,
- La capacité à vivre dans des conditions de substrat saturé,
- La résilience et la compétitivité vis-à-vis des espèces de mauvaises herbes,
- La capacité à s'adapter à la profondeur de l'eau.

IV.2.2.4. Macrophytes utilisées

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

Il est donc primordial d'identifier les espèces végétales présentant les caractéristiques appropriées requises pour une bonne phytoépuration (Lyubenova et al., 2013). Les espèces choisis (*Phragmites australis*, et *Typha latifolia*) ont les avantages de pousser dans des conditions climatiques variées et ont les

caractéristiques requises pour être utilisées dans la phytoépuration (Rodriguez-Hernandez et al., 2015) en raison de leur:

- croissance rapide et homogène des parties aériennes comme souterraines
- forte capacité de transpiration (Gagnon et al., 2013).
- résistance aux surcharges et déficits hydriques.
- résistance à de fortes teneurs en matière organique (Pascal et al., 2013).
- adaptation aux conditions climatiques locale.
- facilité d'exportation de la biomasse produite.
- systèmes racinaires très actifs.
- capacité à éliminer les contaminants de l'eau (Bharti et Bernajee, 2012).

IV.2.2.4.1. Phragmites australis

Le roseau commun (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud; Poaceae), est une plante héliophyte largement répandue sur la planète. Il se trouve naturellement dans les milieux humides, et prospère sur des sols gorgés d'eau et peu oxygénés, comme les marais et les canaux de drainage qui longent les routes et les champs agricoles (Maheu-Giroux et de Blois, 2007; Jodoin et al., 2008), s'établit aussi de plus en plus sur les rives des fleuves, des rivières et des lacs (Wilcox et al., 2003, Hudon et al., 2005). Le roseau possède plusieurs caractéristiques qui font de cette plante un végétal capable de s'établir et de croître dans des milieux parfois hostiles à la survie d'un grand nombre d'espèces.

Le roseau pousse en effet rapidement et peut s'établir sur plusieurs types de substrats (Haslam, 1972). Il tolère bien le sel (Burdick et Koninsky, 2003; Vasquez et al., 2005) et les inondations comme les périodes de sécheresse (Chambers et al., 2003).

Le roseau se dissémine soit de manière sexuée, soit par propagation végétative (Mal et Narine, 2004). Une colonie de roseau s'implante généralement dans un nouveau site par le biais de la germination d'une graine disséminée par le vent ou l'eau (Alvarez et al., 2005), ou par l'enracinement d'un fragment de tige ou de rhizome (Bart et Hartman, 2003 ; Hudon et al., 2005). Une fois implantée, une colonie s'étend par propagation végétative à l'aide d'un réseau de rhizomes et de stolons (Mal et Narine, 2004).

La biomasse aérienne maximale de *Phragmite australis* est très variable en fonction de la latitude, du climat, de la salinité, de la profondeur de l'eau, de l'eutrophisation et des interactions entre ces facteurs (Vymazal, 2011), elle atteint son maximum de juillet à septembre. Les jeunes pousses commencent à émerger d'avril à mai (Engloner, 2009) et se développent pendant l'été (Haslam, 1971).

Les colonies peuvent contenir jusqu'à 325 tiges/m², et les plantes peuvent atteindre en moyenne 2,74 m de hauteur (Mal et Narine 2004). Les tiges sont très grandes et **dressées** et sont produites chaque printemps, mais meurent à la fin de l'automne. Elles persistent en hiver et s'affaissent progressivement au printemps suivant (Belova, 1993).

Les **feuilles** engainant la tige, sont très **grandes et pointues** faisant 20–50 cm ou plus de long par 2–3 cm de large, et ont des nervures parallèles. Elles sont caduques l'hiver.

L'**inflorescence** d'une couleur brun-violet-argenté, est très grande (10 à 30 cm) et en **forme de plumeau**. Elle est **fixée** et enracinée par un rhizome profondément ancré dans la vase (50 à 130 cm ou plus).

Le roseau commun (*Phragmites australis*) est l'espèce la plus communément utilisée dans l'épuration des eaux usées pour les zones humides artificielles (Pascal et al., 2013). Elle présente un certain nombre d'avantages tels que :

- Une résistance aux surcharges et déficits hydriques.
- Une résistance à de fortes teneurs en matière organique.
- Une croissance rapide et homogène des parties aériennes comme souterraines (en expansion constante).
- Une forte capacité de transpiration, plante peut perdre entre 5 et 13 l/m² par jour (Gagnon et al., 2013; Mal et Narine, 2004).

Le roseau commun est très apprécié en phytoépuration, les phragmites permettent, du fait de leur simple présence dans un bassin, d'absorber une partie des substances (sels, métaux lourds) présentes dans les eaux domestiques contribuant ainsi à réhabiliter celles-ci de manière écologique, à condition qu'elles ne soient pas abandonnées sur place lors du fauchage.

Souvent utilisée pour le lagunage, elle doit s'employer avec parcimonie dans les petits bassins à cause de son caractère envahissant 4 pieds /m². Cette espèce est utilisée dans les zones de lagunage pour l'épuration des eaux usées, par filtration-

compostage. Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux (Faucteux, 2002).

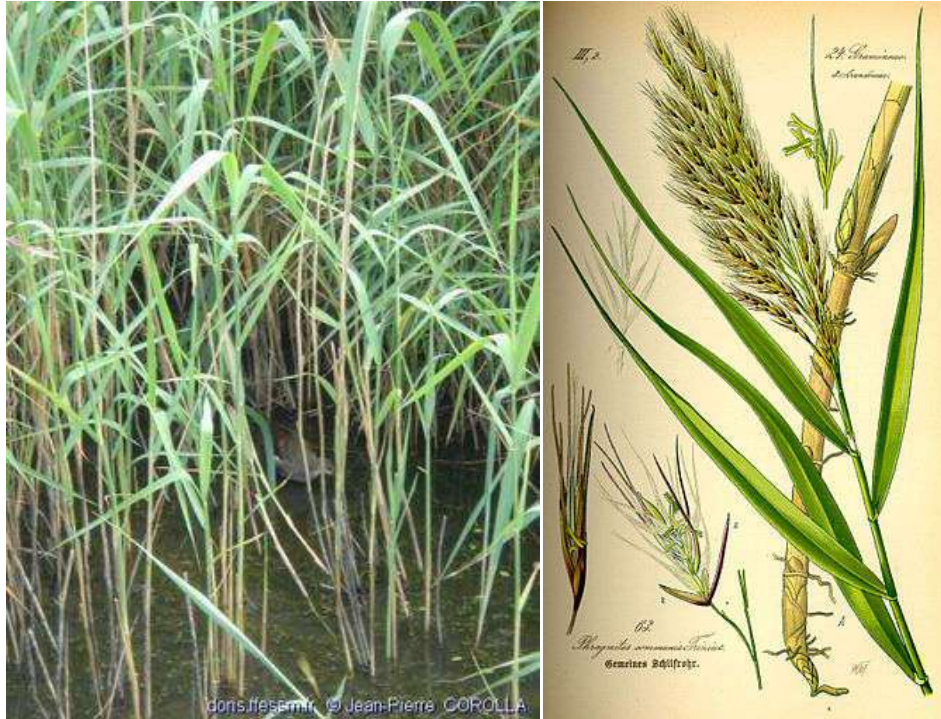


Figure 16 : Photo présentant l'espèce *phragmite australis*

IV.2.2.4.2. *Typha latifolia*

Typha latifolia (la quenouille à feuilles larges) est une plante herbacée vivace appartenant à la famille des Typhacées, elle se trouve couramment dans les marais, les bords de lacs, les fossés de drainage, et d'autres zones humides (Heritage et al., 1995; Chen et al., 2006). Elle se développe mieux dans des environnements extrêmement humides. Sa distribution s'est considérablement étendue grâce à son système d'adaptation à la pollution, à la réduction des sols, à la sécheresse et à la salinisation (Lominchar et al., 2015).

Typha latifolia est une plante rhizomateuse, dressée, à fleurs épineuses cylindriques, sur une tige robuste de 3 m de haut; feuilles longues, linéaires, en grande partie plates, généralement de 8 à 15 mm de large, vert clair, gainage à la base, gaines généralement effilées dans la lame, racines fibreuses, fortuites de rhizomes;

rhizomes latéraux produits à la base des feuilles, atteignant 70 cm de long (Grace et al., 1986).

La quenouille dispose de grands rhizomes souterrains qui permettent la prolifération rapide et dense (Agnieszka et al., 2013). Si la multiplication par voie sexuée se fait naturellement, la propagation artificielle s'effectue en coupant un bout de rhizome pour le planter plus loin. L'opération de coupe du rhizome peut être délicate en raison de l'entremêlement de ceux-ci et de leur solidité. Typha est une espèce très productive avec des valeurs maximales de biomasse aérienne dans les peuplements naturels et les zones humides artificielles dépassant 5 000 g de MS/m² (Maddison et al., 2003; Obarska-Pempkowiak et Ozimek, 2003; Maine et al., 2006). Elle a la capacité d'adsorber de grandes quantités de nutriments et pourrait produire de grandes quantités de biomasse disponible à faible coût (Zhang et al., 2008; Shi et al., 2010).

Les quenouilles sont très souvent utilisées dans les zones humides artificielles avec une surface en eau libre (Kadlec et Wallace, 2008), mais il s'agit probablement de la deuxième plante la plus couramment utilisée pour les zones humides artificielles à écoulement horizontal pour divers types d'eaux usées dans le monde (Vymazal, 2011). Cette plante a un système racinaire dense et étendu qui se propage et se développe même dans des conditions difficiles. Il maintient l'efficacité d'élimination des contaminants des zones humides et fournit de l'oxygène pour la dégradation aérobie des polluants organiques dans la rhizosphère (Li et al., 2010).

La quenouille est connue par sa grande tolérance à divers types d'eaux usées (Kooattatep et al., 2005), par sa croissance rapide, sa forte accumulation de biomasse et résistance remarquable au stress. Elle soutient la croissance de micro-organismes et favorise l'élimination de divers polluants par leur absorption, leur adsorption et / ou leur dégradation (Imfeld et al., 2009). Il a été utilisé dans la nature et zones humides artificielles pour traiter les eaux usées. C'est une plante intéressante pour le lagunage pour ses qualités épuratrices. (Jingtao et al., 2011).



Figure 17 : Photo présentant l'espèce *Typha latifolia*

IV.2.3. Analyses statistiques

La performance du système intégré avec biofiltres et zone humide artificielle a été évaluée statistiquement en comparant les valeurs moyennes des concentrations d'effluent de divers paramètres physicochimiques dans les mêmes conditions de fonctionnement à l'aide du logiciel statistique SPSS (version 15). Un test ANOVA unidirectionnel a été utilisé et le niveau de signification statistique a été fixé à 0,05. Post Hoc test, LSD, a été réalisée pour identifier les différences entre les moyennes. Les différences statistiquement significatives entre les données ont été évaluées sur la base des déterminations de l'écart type et de la méthode d'analyse de la variance.

Partie 3

Résultats et interprétations



Chapitre V

Résultats et interprétations

CHAPITRE V. Résultats et interprétations

V.1. Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie)

L'évaluation de la pollution d'une eau usée brute se fait d'après la détermination d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques caractérisant cette eau usée.

Pour notre étude, quatre points de prélèvement des échantillons d'eau usée ont été effectués au niveau des rejets de la ville de Touggourt où les résultats des analyses effectuées pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques sont récapitulés dans le tableau 3 et la figure 18 ci-après :

Tableau 03: Paramètres physico-chimiques des eaux usées des rejets de la ville de Touggourt.

Points de Rejets	Gamme de variation	pH	T (C°)	CE (ms/cm)	Sal (g/l)	MES (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ⁻ (mg/l)	DCO/DBO ₅
P2	Min	7,32	26,70	11,00	5,80	70	130	347	0,08	14,00	0,39	2,84
	Max	7,45	28,00	12,65	7,80	712	140	387	0,20	16,80	4,41	2,64
	Moy	7,39	27,35	11,83	6,80	391	135	369	0,12	15,40	1,73	2,73
	E-T	0,06	0,65	0,83	1,00	321	5	22	0,07	1,40	2,32	0,00
P3	Min	6,94	33,50	3,34	1,70	102	130	283	0,11	12,60	0,44	2,18
	Max	7,11	34,00	3,73	2,00	210	180	314	0,22	19,60	8,28	1,74
	Moy	7,03	33,75	3,54	1,85	156	155	298	0,14	16,10	3,05	1,93
	E-T	0,08	0,25	0,19	0,15	54	25	15	0,07	3,50	4,53	0,62
P7	Min	7,35	28,00	5,47	2,40	108	100	193	0,14	12,60	0,54	1,93
	Max	7,41	29,20	5,60	3,00	356	120	228	0,31	15,40	5,62	1,90
	Moy	7,38	28,60	5,54	2,70	232	110	210	0,20	14,00	2,24	1,91
	E-T	0,03	0,60	0,06	0,30	124	10	17	0,09	1,40	2,93	1,75
P8	Min	7,11	28,20	5,50	2,50	26	60	134	0,11	5,60	0,70	2,23
	Max	7,38	30,00	6,08	3,30	588	110	191	0,13	8,40	3,89	1,74
	Moy	7,25	29,10	5,79	2,90	307	85	162	0,12	7,00	1,76	1,91
	E-T	0,14	0,90	0,29	0,40	281	25	28	0,01	1,40	1,85	1,14

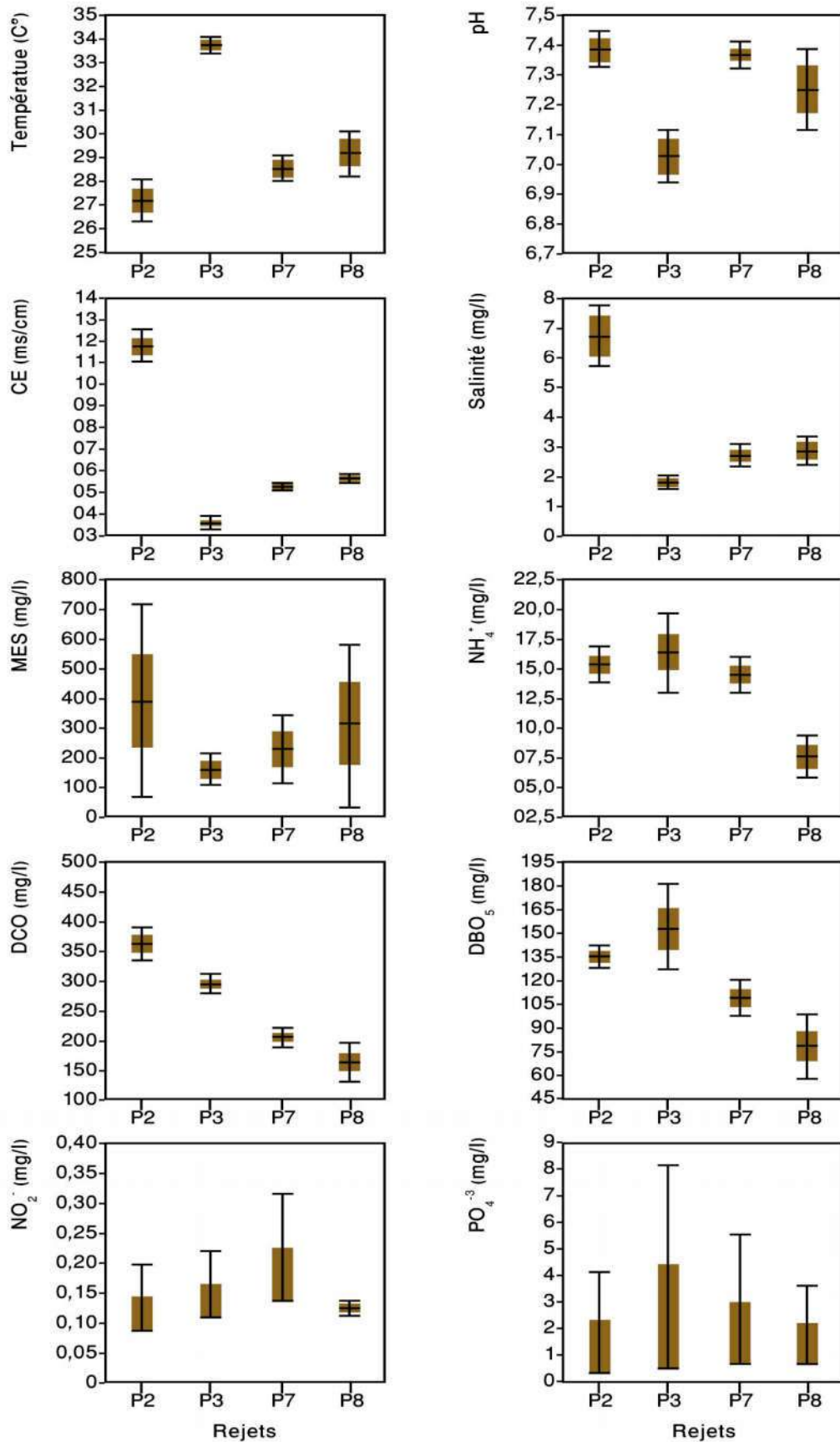


Figure 18 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes de la ville de Touggourt (2017)

V.1.1. Détermination des paramètres physico-chimiques

V.1.1.1. Variation du pH

Les valeurs du pH des eaux usées évacuées par ces rejets varient de 6,94 (P3) comme valeur minimale à 7,45 (P2) comme valeur maximale; D'une manière générale, les valeurs des échantillons des eaux usées analysées sont proches l'une de l'autre et montrent que les rejets sont généralement caractérisés par une faible alcalinité. Ces résultats sont acceptables selon les normes Algériennes (5,5-8,5) déterminants les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (JORA, 2009).

V.1.1.2. Variation de la température

La température enregistrée au niveau des eaux usées des différents points de rejet à l'exception de point P3 (Les eaux les plus chaudes en moyenne de 33,5°C) oscille entre 26°C et 28°C pour le rejet P2, entre 28 et 29°C pour P7 et 28 à 30 °C pour P8, Ces valeurs de température répondent bien à la valeur limite de rejets directs dans le milieu récepteur selon la norme algérienne de rejet qui est de 30°C (JORA, 2009).

V.1.1.3. Variation de la conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est probablement l'une des plus simples et des plus importantes pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité.

Les valeurs de la conductivité électrique (CE) obtenues mettent en évidence la minéralisation très importante des eaux usées, avec la valeur moyenne la plus élevée est de 11,83 ms/cm mesuré au rejet P₂, expliqué par la forte salinité de l'eau de drainage évacuée avec les eaux usées dans le même rejet.

Les valeurs enregistrées dans tous les points de rejets sont généralement élevées et montrent que ces eaux usées sont très riches en sels dissous (conductivité électrique à 20°C > 2,5 ms/cm), et au delà de 3 ms/cm, les conditions sont défavorables pour un équilibre écologique normal.

Généralement, la comparaison des valeurs de la conductivité électrique au niveau des eaux usées analysées avec les normes de qualité des eaux destinées à

l'irrigation permet de déduire que ces eaux usées ne sont pas acceptables pour l'irrigation des cultures.

V.1.1.4. Variation de la salinité

D'après le tableau 3 et la figure 18, on remarque que la salinité suit les mêmes tendances que la conductivité électrique. Les résultats obtenus montrent que les valeurs moyennes dans tous les rejets oscillent entre 1,85g /l pour P3 et 6,80 g /l pour P2. Dans cette étude, seul le rejet P2 qui dépasse la valeur moyenne de la salinité des eaux d'irrigation utilisées localement (3,2g/l).

En absence de mélange des eaux domestiques et industrielles tel qu'il est le cas ici, les valeurs trouvées ont pour origine probablement la salinité de l'eau potable de la zone d'étude.

La comparaison de ces valeurs avec la grille norme de rejet permet de dire que les eaux usées brutes de quatre rejets étudiés sont des eaux salées et de mauvaise qualité.

V.1.1.5. Variation de la matière en suspension (MES)

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées. Leurs effets sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la pénétration de la lumière donc de la photosynthèse). L'analyse des résultats (Tableau 3) montre que les eaux usées des quatre rejets sont caractérisées par une concentration moyenne variant entre 156 mg/l au P3 et 391 mg/l au P2. Ce résultat est lié souvent à la charge importante en matières organiques et minérales engendrées par la population des quartiers.

Les valeurs moyennes des MES de la région d'étude sont proches de celles données par Saifi et al (2018) à Mascara, par Zardi (2017) à El Oued, et par Mercoiret (2010) en France, et sont nettement inférieures à celles obtenues par Hamaidi (2016) à Médéa, par Azami Idrissi et al (2015) à Azilal -Maroc et aussi par Bachi et al (2016) à Ouargla.

En générale, ces valeurs moyennes en MES dans les eaux usées analysées sont inférieures à la valeur (600 mg/l) prescrite par la norme Algérienne des valeurs limites des rejets (JORA, 2009).

V.1.1.6. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biologique en Oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement de microorganismes, dans des conditions données (5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air).

Toutes les valeurs mesurées montrent une fluctuation de la DBO₅, elles varient entre une valeur minimale de 60 mg/l au rejet P8 et une valeur maximale de 180 mg/l au point de rejet P3. En effet, les valeurs de la DBO₅ dépendent fortement de la dotation de la population et du ratio de pollution de chaque zone.

La valeur moyenne de la zone d'étude est de 121 mg DBO₅/l, ce résultat est similaire à celui trouvé par Kanbouchi et al (2014) à Mohamadia (Maroc), par El Kendouci et al (2013) à Bechar (Algérie) et par Remili (2013) à Oran (Algérie). Ces résultats sont aussi inférieurs à ceux trouvés par Hamaidi (2016) à Médéa et par Prigent (2012) à Beaumont-la-Ronce (France).

Ces rejets présentent des valeurs moyennes inférieurs à 500 mg/l. selon le JORA 2009 (Tableau 04, annexe 01), ces eaux usées rejetées dans les réseau d'assainissement sont dans les normes Algériennes (500 mg/l) déterminants les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (JORA, 2009).

V.1.1.7. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

La charge polluante des eaux usées mesurée par la DCO est un des plus importants critères utilisés dans la conception d'un traitement des eaux usées afin de déterminer le degré de traitement nécessaire.

Les valeurs de la concentration de la DCO varient entre 134 mg/L comme valeur minimale enregistrée au rejet P8 et la valeur maximale de 391 mg/L enregistrée au rejet P2 (Tableau 3), ces valeurs montrent que les eaux brutes de quatre points de rejets sont relativement chargées en matière organique, où le point P2 génère une charge organique la plus importante comparée aux autres points de rejet. Ces résultats sont proches de la concentration moyenne trouvés par Hassoune et al (2006) à Settat (Maroc), par Bensmina et al (2013) à Biskra, et par El Guamri et al (2007) à Kenitra, (Maroc). Ces résultats sont largement inférieurs à ceux trouvés par

Benkaddour (2018) à Chélif ainsi par Boutayeb et al (2012) à Chaouia – Ouardigha (Maroc) et par Prigent (2012) à Beaumont-la-Ronce (France)

En outre, les valeurs moyennes des tous les rejets sont inférieures à la valeur limite maximale (1000 mg/l) de déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (JORA, 2009).

V.1.1.8. Variation des teneurs en nitrites (NO_2^-)

Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés, ils s'insèrent aussi dans le cycle d'azote entre l'ammonium et les nitrates. Les nitrites proviennent généralement soit d'une dégradation incomplète d'ammoniac soit d'une réduction des nitrates, ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et facilement oxydés en nitrates (par voie chimique ou bactérienne).

Les teneurs en nitrites des eaux usées analysées varient entre 0,07mg/L au rejet P3 et 0,31 mg/L au rejet P7 (Tableau 3). Les valeurs de nitrites enregistrées dans les quatre rejets ne présentent pas des variations considérables.

Les faibles concentrations en nitrites rencontrées au niveau des eaux usées des effluents étudiés, pourraient être expliquées par le fait que l'ion nitrite (NO_2^-) est un composé intermédiaire, instable en présence de l'oxygène, dont la concentration est généralement très inférieure à celle des deux autres formes de l'azote (nitrates et ammonium).

Selon le JORA (2009), Les résultats présentés au tableau 02 (annexe 1) révèlent que les teneurs moyennes en nitrites dans les eaux usées analysées dépassent légèrement la valeur fixée par les normes algériennes (0,1 mg/l) dans les quatre points de rejet.

Ce résultat est similaire à celui obtenu par Zardi (2017) à El Oued ; et proche de la valeur trouvée par Benkaddour (2018) à Chélif.

V.1.1.9. Variation des teneurs en azote ammoniacal (NH_4^+)

L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec une légère prédominance de la première. Le transit dans le réseau modifie leurs proportions en faveur de la forme ammoniacale. Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % (réseaux courts) et

75 % (réseaux très longs) (Gaëlle et al., 2001). L'azote ammoniacal (NH_4^+) est généralement un bon indicateur de pollution organique (présence d'azote organique) en amont d'un écosystème aqueux à l'étude. En effet, l'azote ammoniacal est le résultat de la décomposition organique d'organismes vivants (animales ou végétales) ou bien apporté par les déjections animales (matières fécales et urine) (Petit, 2012).

Les concentrations moyennes en azote ammoniacal dans les eaux usées des rejets de la ville de Touggourt varient entre une valeur minimale de 7mg/l au rejet P8, et une valeur maximale de 16,10 mg/l au rejet P3. Plus précisément les valeurs s'étalent de 5,6 à 19,6 mg/L ce qui reste de faibles concentrations en azote ammoniacal pour les eaux ménagères. Pour rappel, l'essentiel de la charge azotée des eaux usées domestiques provient des urines. Ces résultats montrent donc que la dégradation déjà avancée de l'urée en azote ammoniacal.

Ces résultats sont nettement inférieurs à ceux obtenus par Zobeidi et Bebba (2015) à El Oued et trouvés par Bensmina et al (2013) à Biskra. Mais restent supérieurs à ceux trouvés par Saifi et al (2018) à Mascara et par EL Guamri et al (2007) à Kenitra (Maroc).

V.1.1.10. Variation des teneurs en Orthophosphates (PO_4^{3-})

Les phosphates sont des composés phosphorés. Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de molécules de phosphates. Parmi les phosphates présents dans l'eau, on distingue couramment : les orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), les polyphosphates, et les phosphates organiques.

Dans l'eau, les phosphates inorganiques (orthophosphates et polyphosphates) et les phosphates organiques peuvent se retrouver sous formes dissoutes et/ou particulières (associés aux particules en suspension, de sédiment, ou de sol).

Les rejets d'eaux domestiques constituent généralement la principale source de pollution des eaux par les phosphates, Les teneurs moyennes en orthophosphates dans les eaux des rejets étudiées sont comprises entre 1,73 mg/l au point P2 et 3,05 mg/l au point P3. Selon le tableau 03, les valeurs moyennes des rejets P3 et P7 dépassent la norme (2mg/l) des valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (journal officiel de la république algérienne, 2006). Cette augmentation des teneurs des phosphates est due à une minéralisation très poussée de la matière organique.

Les résultats trouvés sont proches à ceux obtenus par Saifi et al (2018) à Mascara, et par Kanbouchi et al (2014) à Mohamadia (Maroc), mais restent supérieurs par rapport à ceux trouvés par Hamaidi (2016) à Médea, et largement inférieurs par rapport à ceux trouvés par Bachi et al (2016) à Témacine (Ouargla) et par Zardi (2017) à El Oued.

V.1.2. Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO₅)

Le rapport DCO/DBO₅ définit la biodégradabilité de la matière organique d'un rejet d'eau usée. De ce fait, un rapport égal ou supérieur à 3 illustre une faible biodégradabilité, qui peut être attribuée à résistance de la matière organique en solution, une sous-oxygénation du milieu aqueux. D'où la nécessité de faire appel à des méthodes plus efficaces vis à vis d'un tel rejet. Ce rapport permet aussi de déduire si les eaux usées rejetées directement dans le milieu récepteur ont des caractéristiques des eaux usées domestiques.

D'après le coefficient de biodégradabilité des effluents (Tableau 3), les eaux usées des rejets étudiés sont généralement biodégradables (DCO/DBO₅ <3). Ces valeurs montrent l'absence de rejet industriel dans le réseau d'assainissement urbain (Rodrigues et al, 2008 ; Degrémont, 2005).

V.2. Epuration des eaux usées par un système intégré de biofiltres avec zones humides artificielles dans la région de Touggourt

V.2.1. Caractéristiques des eaux brutes alimentant le dispositif expérimental

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. Bien que les gammes de concentrations des paramètres typiques des eaux usées domestiques soient globalement connues.

La connaissance des concentrations moyennes des paramètres caractérisant les eaux usées ainsi que des gammes de variations possibles est cruciale pour assurer l'adéquation des filières de traitement à ces contextes ruraux (Mercoiret, 2010).

La qualité et la quantité des eaux usées domestiques dans leur gamme de variation sont des données essentielles permettant une optimisation du dimensionnement et de la gestion technique des unités de traitement dans un contexte réel.

L'évaluation de la pollution d'une eau usée brute se fait d'après la détermination d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques caractérisant cette eau usée.

Les concentrations moyennes, et les gammes de variations pour les principaux paramètres physicochimiques caractérisant les eaux usées brutes sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 4 : Caractéristiques des eaux usées brutes (EB) entrant dans la station

Paramètre	n	Min	Max	Moyenne	Ecart-type
T (C°)	29	16,20	37,00	25,11	6,80
pH	29	7,15	8,10	7,60	0,25
CE (ms/cm)	29	6,93	12,12	7,84	1,07
O ₂ (mg/ l)	29	0,00	0,26	0,09	0,10
DCO (mg/ l)	29	350,00	1365,00	820,45	307,80
DBO ₅ (mg/ l)	26	160,00	490,00	324,65	95,74
MES (mg/ l)	29	20,00	1261,25	423,34	281,27
N-NO ₃ (mg/ l)	29	0,30	1,86	1,06	0,36
N-NO ₂ (mg/ l)	29	0,13	0,86	0,40	0,20
N-NH ₄ (mg/ l)	29	54,00	192,40	111,50	42,13
NKT (mg/ l)	29	96,60	295,40	172,16	38,57
P-PO ₄ (mg/ l)	29	1,23	7,99	5,57	1,70
PT (mg/ l)	29	2,82	21,12	7,30	3,34
DCO/DBO ₅	29	2,19	2,79	2,53	3,21

Au terme des résultats obtenus, et selon les normes fixés par le JORA (2009) (Annexe 1, Tableau 4), les paramètres physicochimiques des eaux usées brutes mesurés à l'entrée du dispositif expérimental à savoir le pH, la température, les MES, la DCO, la DBO₅ et le phosphore total sont dans les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

Il est à noter que le niveau des solides en suspension était plus élevé que le niveau de la DBO₅, alors que pour les eaux usées domestiques typiques, ces niveaux sont en général similaires. Cette différence suggère la présence d'un matériau interne tel que du sable. Ce facteur aura pour effet de réduire le nombre

de bactéries entraînant l'oxydation et d'augmenter légèrement la production apparente de boues.

Pour ce qui est en relation avec la charge polluante organique, les paramètres de suivi (DCO, DBO₅) indiquent généralement des valeurs élevées. Cependant, ces valeurs restent dans la gamme des valeurs de référence pour les eaux usées domestiques avec un rapport de DCO/DBO₅ ≤ 3.

Le rapport DCO/DBO₅ permet de déduire si les eaux usées rejetées directement dans le milieu récepteur ont des caractéristiques des eaux usées domestiques (rapport DCO/DBO₅ inférieur à 3) (ONEP, 1998). Les résultats de ce rapport constituent une indication de l'importance des matières polluantes peu ou pas biodégradables (Rodier, 1996). Les eaux usées entrant dans le pilote expérimental présentent un rapport égal à 2,53 (Tableau 04) conforme avec celui des eaux usées urbaines à dominance domestique présentant un rapport DCO/DBO₅ inférieur à 3. Donc, on peut conclure que même si les eaux usées de ce rejet urbain présentent une charge organique élevée, elles sont facilement biodégradables, un traitement biologique paraît tout à fait convenable.

V.2.2. Performances et efficacité d'élimination

Dans cette étude, la performance en termes d'élimination des contaminants avec un accent particulier sur les paramètres physicochimiques entre l'entrée et la sortie des systèmes intégrés de biofiltres et les zones humides artificielles plantées avec *Typha latifolia* et *Phragmite australis* a été évalué.

Tableau 5. Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie dans le système 1 (n=29). (**a** : Moyenne \pm Ecart-type. **b**:Min-Max).

Variable	Système (1)			
	Ba	Tya	Phra	Npa
T (°C)	24,29 \pm 674 ^a (15,5-36,1) ^b	23,01 \pm 649 (12,8-34,1)	22,78 \pm 6,55 (12,4-34)	22,55 \pm 6,38 (12,20-31,4)
pH	7,71 \pm 0,29 (6,95-8,14)	7,25 \pm 0,22 (6,90-7,88)	7,33 \pm 0,16 (6,85-7,66)	7,6 \pm 0,21 (7,14-7,95)
CE (ms/cm)	7,84 \pm 0,86 (4,37-9,69)	17,96 \pm 6,9 (8,66-27,7)	22,77 \pm 11,16 (8,64-40,2)	14,41 \pm 5,75 (6,45-22,50)
O ₂ dissous (mg/ l)	0,32 \pm 0,87 (0- 4,75)	0,36 \pm 0,74 (0,02-3,84)	0,32 \pm 0,56 (0,02-2,69)	0,14 \pm 0,13 (0-0,41)
MES (mg/ l)	56,03 \pm 47,78 (3,75- 250)	60,69 \pm 28 (10-123,7)	93,17 \pm 52,23 (29-222,5)	49,39 \pm 17,10 (14-87,50)
DBO ₅ (mg/ l)	86 \pm 41,70 (30-220)	34,23 \pm 19 (10-90)	36,92 \pm 42,03 (10-230)	43,85 \pm 22,64 (10-110)
DCO (mg/ l)	388,13 \pm 246 (86- 998)	75,89 \pm 34 (19-130)	65,72 \pm 33,50 (20-133)	87,48 \pm 32,15 (16-144)
N- NO ₃ (mg/ l)	0,51 \pm 0,19 (0,17-0,91)	0,81 \pm 0,45 (0,04-1,57)	0,83 \pm 0,50 (0,03-1,62)	0,46 \pm 0,42 (0,04-1,92)
N- NO ₂ (mg/ l)	0,08 \pm 0,05 (0,01-0,17)	0,30 \pm 0,18 (0,02-0,77)	0,24 \pm 0,24 (0,01-1,17)	0,23 \pm 0,28 (0,00-1,10)
N-NH ₄ ⁺ (mg/ l)	96,93 \pm 39 (48,4-168)	37,33 \pm 17,5 (11,2-85,4)	54,1 \pm 42,95 (11,2-162,4)	64,42 \pm 29,13 (19,6-128,8)
NTK (mg/ l)	137,46 \pm 38 (71,4-222,6)	53,21 \pm 33 (4,2- 169,4)	64,83 \pm 49,25 (2,80-168)	75,2 \pm 32,48 (22,40-140)
P- PO ₄ (mg/ l)	1,88 \pm 0,81 (0,34-3,2)	0,09 \pm 0,11 (0-0,46)	0,19 \pm 0,27 (0,01-0,92)	0,21 \pm 0,13 (0,05-0,49)
PT (mg/ l)	3,94 \pm 2,53 (0,85-13,19)	2,13 \pm 2,32 (0,01-7,80)	0,83 \pm 1,47 (0,02-7,97)	1,24 \pm 1,87 (0,14-9,08)

Note: Ba :Biofiltre à écoulement ascendant; Phra :Phragmite australis système 1;
Tya :Typha latifolia système 1; Npa :Non planté système 1

Tableau 6. Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie dans le système 2 (n=29). (**a** : Moyenne \pm Ecart-type. **b**:Min-Max).

Paramètres	Système (2)			
	Bd	Tyd	Phrd	Npd
T (°C)	23,64 \pm 6,68 ^a (14,4-36,20) ^b	22,69 \pm 6,28 (12,3-32,2)	22,45 \pm 6,45 (11,6-32,4)	22,58 \pm 6,22 (12,9-32,5)
pH	7,46 \pm 0,18 (7,12-8,03)	7,31 \pm 0,20 (6,87-7,84)	7,37 \pm 0,16 (7,08-7,88)	7,61 \pm 0,17 (7,25-7,86)
CE (ms/ cm)	7,95 \pm 0,76 (5,25-9,69)	20,1 \pm 9,60 (7,32-34)	19,95 \pm 12,3 (2,96-41,6)	13,23 \pm 5,93 (5,78-24,4)
O ₂ dissous (mg/ l)	0,27 \pm 0,86 (0-4,68)	0,27 \pm 0,43 (0-2,11)	0,25 \pm 0,40 (0-1,7)	0,15 \pm 0,13 (0,01-0,43)
MES (mg/ l)	44,09 \pm 38 (1,25-207,5)	75,28 \pm 38,92 (31,25-160)	90,45 \pm 50,4 (18,75-210)	59,06 \pm 31,41 (12,5-132,5)
DBO ₅ (mg/ l)	120,62 \pm 80 (30-350)	39,23 \pm 17,19 (20-100)	43,46 \pm 24,8 (20-110)	54,61 \pm 28,18 (10-150)
DCO (mg/ l)	380,62 \pm 244 (85-842)	69,44 \pm 30,41 (21-129)	60,79 \pm 26,3 (16-125)	92 \pm 24,15 (48-144)
N- NO ₃ (mg/ l)	0,56 \pm 0,37 (0,15-2,22)	0,77 \pm 0,55 (0,05-1,99)	0,61 \pm 0,51 (0,04-1,78)	0,45 \pm 0,33 (0,11-1,55)
N- NO ₂ (mg/ l)	0,06 \pm 0,05 (0,01-0,19)	0,19 \pm 0,16 (0,02-0,63)	0,14 \pm 0,15 (0,00-0,55)	0,25 \pm 0,31 (0,01-1,27)
N-NH ₄ ⁺ (mg/ l)	100,26 \pm 35 (57,2-168)	48,32 \pm 19,18 (14-100,8)	76,64 \pm 48,5 (16,8-168)	68,52 \pm 22,33 (18,2-112)
NTK (mg/ l)	126,68 \pm 45 (71,4-229,6)	58,31 \pm 24,11 (14-123,2)	83,14 \pm 51,8 (21-168)	84,27 \pm 40,38 (18,2-235,2)
P- PO ₄ (mg/ l)	1,59 \pm 0,63 (0,53-2,86)	0,22 \pm 0,21 (0-0,84)	0,19 \pm 0,22 (0,02-0,73)	0,27 \pm 0,17 (0,05-0,7)
PT (mg/ l)	3,54 \pm 1,87 (1,24-8,03)	1,24 \pm 1,88 (0,01-8,07)	1,39 \pm 2,16 (0,04-9,69)	1,42 \pm 1,91 (0,1-7,51)

Note: Bd :Biofiltre à écoulement descendant; Phra :Phragmite australis système 2;
Tya :Typha latifolia système 2; Npa :Non planté système 2

V.2.2.1. Détermination des paramètres physico-chimiques

V.2.2.1.1. Variation de la température

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des

contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau.

La température est l'un des facteurs qui influe sur la vitesse des réactions chimiques et joue un rôle important dans l'augmentation de l'activité chimique et surtout bactérienne,

D'après les résultats obtenus (Figure 19), les valeurs de la température mensuelle des eaux usées brutes durant toute la période d'étude oscillent entre un minimum de 17.30 °C (Janvier) et un maximum de 34.18°C (Juillet), avec une moyenne de 25.11 ± 6.80 °C. Au niveau des biofiltres, la température mensuelle a varié entre 16 °C en mois de Janvier et 33 °C en mois de Juillet pour les deux biofiltres (Ba et Bd). Les valeurs moyennes de la température des eaux traitées des différents points de prélèvement sont généralement comprises entre 15,58 °C (Npa en Mars) à 31,78 °C (Tya en Juillet) pour le système 1 et 15,40 °C (Phrd en Mars) à 30,8 °C (Tyd en Juillet) pour le système 2. Concernant les températures dans les filtres plantés et non plantés, les valeurs moyennes restent approximatives tout au long de la période d'étude.

Ces températures renseignent sur une évolution thermique qui dépend des variations saisonnières ; la température de l'eau reste en effet liée aux heures des prélèvements et des conditions locales (climat, durée d'ensoleillement). En général, on remarque des températures moindres des eaux traitées par rapport aux eaux brutes ceci peut être interprété par le contact des eaux traitées avec l'air ; ces écarts n'influencent pas la sélection des microorganismes responsables de l'épuration (Edeline, 1993), mais ils peuvent jouer un rôle important pendant les mois les plus chauds et accroître la volatilisation de l'ammoniac dans les bassins (Reddy, 1983; Shilton, 1996).

L'élévation de la température s'accompagne d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (évaporation), d'une diminution de la solubilité des gaz (oxygène) ; quelques-uns de ces effets peuvent avoir une action bénéfique comme favoriser l'autoépuration et accroît la vitesse de sédimentation (Rodier et al., 2009). Par ailleurs, les réactions chimiques et biochimiques s'accélèrent. L'effet catalytique des enzymes est en fonction de la température et passe par un maximum situé entre 33°C et 35°C.

Selon le JORA (2006), la température d'une eau épurée ne doit pas dépasser 30°C, Les températures enregistrées au niveau de tous les points de mesure sont incluses dans la fourchette des valeurs limites de rejet direct dans le milieu récepteur (Annexe 1, tableau 3)

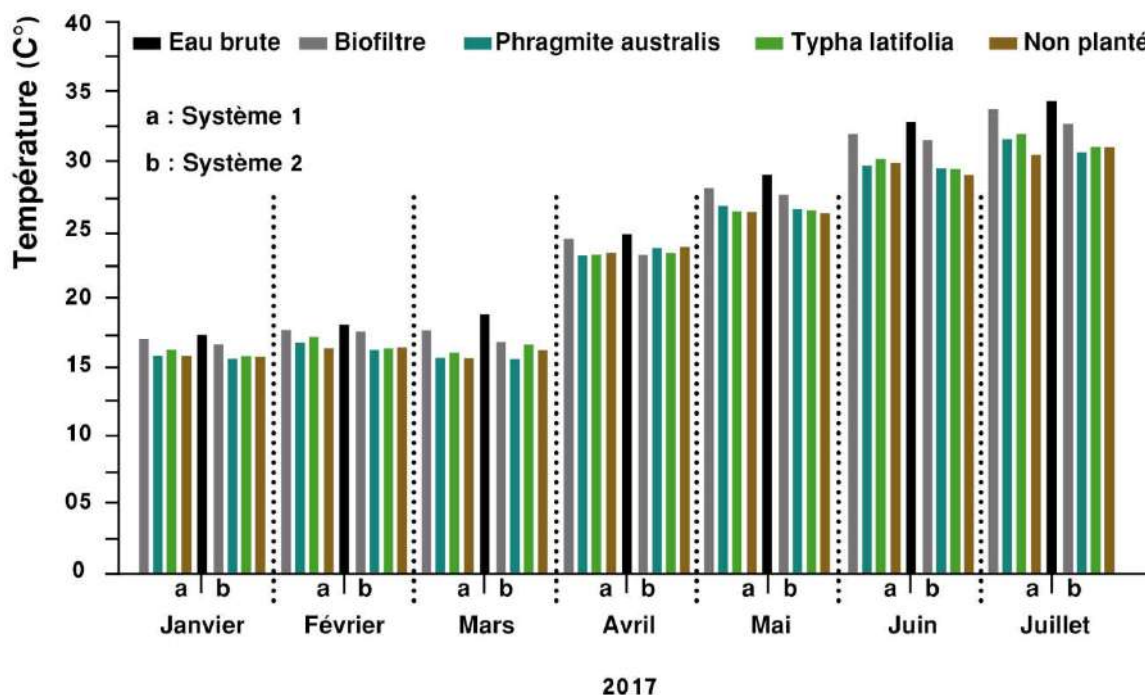


Figure 19 : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la température des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental

V.2.2.1.2. Variation du pH

Le pH mesure la concentration en ions H^+ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14, et 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

Le suivi du pH peut renseigner sur le déroulement de l'épuration. Si l'installation fonctionne correctement, le pH sera proche de la neutralité (compris entre 7,4 et 7,8), c'est le pH le plus favorable à l'activité bactérienne. Il apparaît assez nettement que la vitesse de la nitrification est influencée par le pH. D'après (Franck, 2002), pour le processus d'épuration aérobie, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice.

D'après les résultats obtenus au cours de 7 mois d'étude (Tableau 04), on remarque que les eaux usées brutes (EB) présentent un pH basique, varie entre 7.15 et 8.10 avec une moyenne de $7,6 \pm 0,25$, ces valeurs sont plus au moins similaires à celles trouvés dans une autre étude de la même région à Touggourt par (Labeled et al., 2014). D'après, Sevri et al (1995) et Zobeidi et Bebbba (2015), le pH alcalin et la température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des microorganismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

Les valeurs du pH à la sortie des bassins plantés (Phra (7.33 ± 0.16), Tya (7.25 ± 0.22), Phrd (7.37 ± 0.16) et Tyd (7.31 ± 0.20)) des deux systèmes (1 et 2) ont légèrement diminué, alors que les valeurs du pH du biofiltre Ba présente une légère augmentation pour atteindre une valeur moyenne de (7.71 ± 0.29), tandis que les bassins non plantés (Npa (7.6 ± 0.21) et Npd (7.61 ± 0.17)) ont légèrement varié par rapport au pH à l'entrée (Tableau 04 et 05).

Selon la figure 20, Il est intéressant de remarquer que l'étape du traitement par les plantes est accompagnée par une légère baisse du pH mensuel par rapport au pH des eaux usées brutes (EB) et des bassins non plantés (Npa, Npd) dans les deux systèmes comme cela a déjà été observé par d'autres auteurs (Labeled et al., 2014, Zerdi et al., 2017).

Une différence significative de pH ($p = 0,05$) entre les étapes de traitement (Ba-Phra), (Ba-Tya) dans le premier système et entre les étapes de traitement (EB-Bd), (Bd-Tyd) et (Bd-Npd) dans le deuxième système a été observé, Cependant, les valeurs de pH ne montraient pas de différence significative entre les points de prélèvement EB avec une valeur moyenne de $7,6 (\pm 0,25)$ et Ba avec une valeur moyenne de $7,71 (\pm 0,29)$, également entre les points de prélèvement Ba et Npa avec une valeur moyenne $7,6 (\pm 0,21)$ dans le premier système et entre Bd avec une valeur moyenne de $7,46 (\pm 0,18)$ et Phrd avec une valeur moyenne de $7,37 (\pm 0,16)$ dans le second système.

Généralement, durant la période expérimentale, le pH évolue légèrement vers des valeurs basiques arrivant à une valeur maximale de 7,88 pour le bassin (Npa) et 7.94 pour le biofiltre (Ba), où la différence entre les eaux usées brutes et épurées ne dépasse guère une unité. De ce fait, toutes les valeurs du pH enregistrées sont

conformes dans la fourchette des valeurs limite de rejet direct dans le milieu récepteur selon les normes algériennes (JORA, 2006) (Annexe 01, tableau 03), ainsi qu'à la norme internationale (OMS, 1971) (Annexe 01, tableau 01).

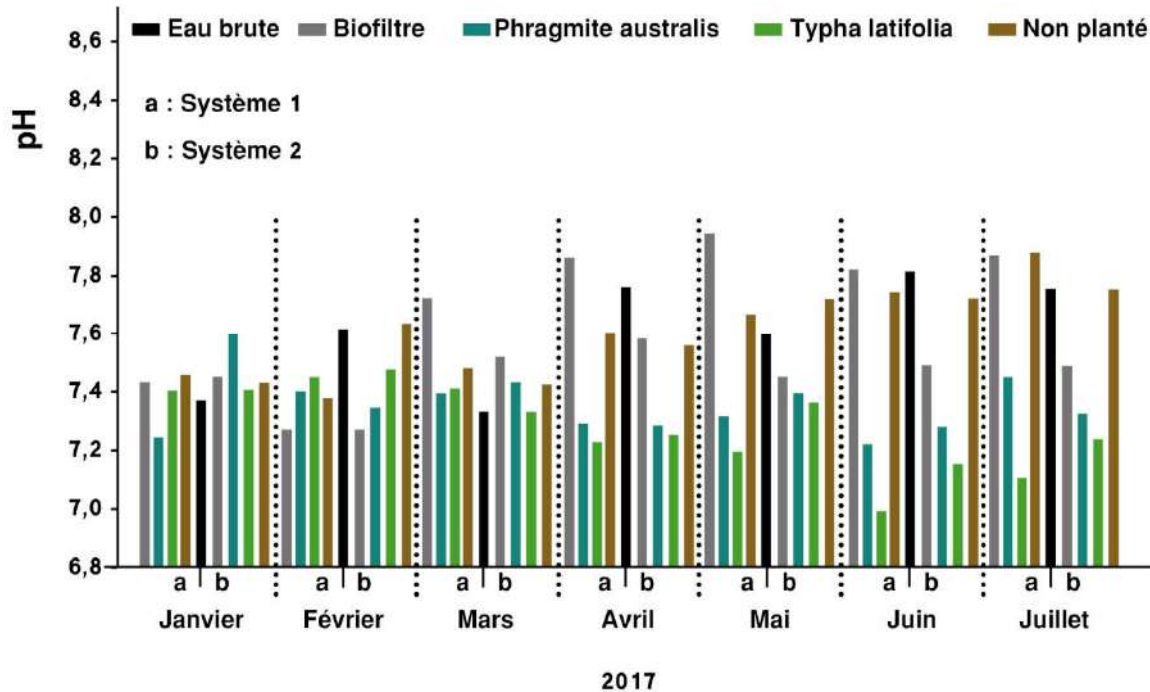


Figure 20 : Variations mensuelles des valeurs moyennes du pH des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental

V.2.2.1.3. Variation de la conductivité électrique

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement, la mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. Elle est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente.

La conductivité électrique est probablement l'une des plus simples et des plus importantes pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité.

Durant toute la période d'étude, les valeurs moyennes de la conductivité électrique des eaux brutes entrant dans la station expérimentale étaient comprises entre 6.93 et 12.12 ms/cm avec une moyenne égale à $7,83 \pm 1,07$ ms/cm. Pour la sortie des biofiltres (Ba, Bd), la variation moyenne était similaire et légèrement

supérieur à celle des eaux usées brutes, avec des valeurs moyennes respectivement égale à ($7,84 \pm 0,86$ et $7,95 \pm 0,76$ ms/cm). Cependant, pour les eaux traitées par les marais filtrants, une augmentation considérable de la CE a été observée à tous les points de prélèvement (17.96 ± 6.92 ms/cm pour Tya, 22.77 ± 11.16 ms/cm pour Phra et 14.41 ± 5.75 ms/cm pour Npa, 20.1 ± 9.60 ms/cm pour Tyd, 19.95 ± 12.35 ms/cm pour Phrd et 13.23 ± 5.93 ms/cm pour Npd), dont les valeurs finales moyennes de la CE dans les bassins plantés étaient supérieures à celles des bassins non plantés dans les deux systèmes (1 et 2), comme les indiquent les tableaux 5 et 6 ($p < 0.05$). Ceci peut être attribué en partie à la minéralisation des matières organiques, à la dissolution des granules du lit et aux valeurs élevées d'évaporation (Yalcuk et Ugurlu, 2009; Reza et al., 2017). L'augmentation des CE dans les effluents peut survenir en raison de la libération d'ions dans l'eau en raison de la décomposition de la plante et des interactions qui se produisent entre le substrat et le biofilm (Akratos et al, 2007). Cela peut également être attribué aux pertes d'eau plus importantes par évapotranspiration constatées dans cette unité (Papaevangelou et al., 2012).

D'après la figure 21, qui présente les valeurs mensuelles de la conductivité électrique au cours de la période d'étude, on remarque en générale que les valeurs de la conductivité électrique augmentent avec le temps dans tous les effluents des marais filtrants dans les deux systèmes, alors que les valeurs des bassins plantés sont supérieurs par rapport aux bassins non plantés, probablement en raison du processus d'évapotranspiration lié au couvert végétal qui a déterminé une perte d'eau importante et, par conséquent, une augmentation des ions anions et des ions de précaution dans la solution signalés auparavant par Lehto et al (2013), Tandis que dans les biofiltres, les valeurs de CE restent approximatives à celles des eaux brutes. Aucune différence significative n'a été déterminée entre les eaux brutes et les biofiltres ($p > 0,05$). Cela indique que le mécanisme d'élimination de la CE dans les biofiltre est principalement lié à un processus physique tel que la sédimentation (Onur Can et al, 2016).

Les valeurs de la conductivité électrique dépassent largement les normes Algérienne de réutilisation agricole de 3 mS/cm (JORA, 2012) (Annexe 01, tableau 5) et aux normes internationales de 1.5 mS/cm (OMS). Par conséquent, les eaux épurées ne sont, a priori adéquates pour l'irrigation du point de vue salinité, sauf si les

plantes irriguées sont tolérantes aux sels et que les sols utilisés sont régulièrement lessivés et bien drainés.

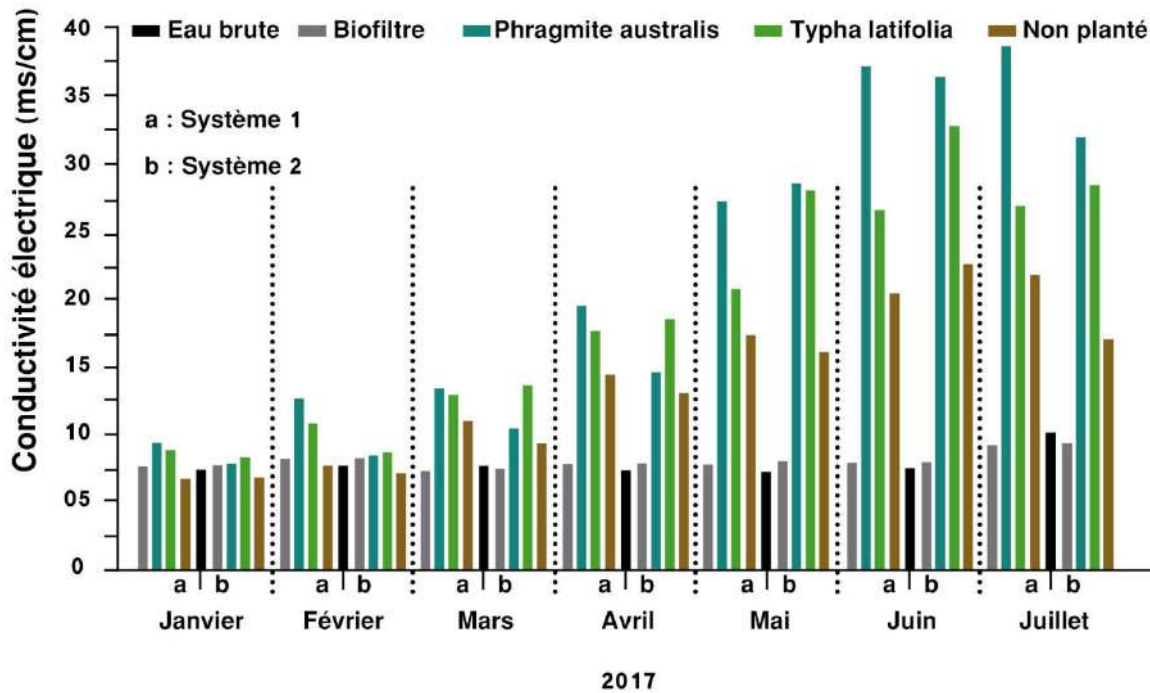


Figure 21 : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la conductivité électrique (CE) des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental.

V.2.2.1.4. Variation de l'oxygène dissous

Les résultats de tableau 4 présentent d'un faible taux d'oxygène des eaux brutes, soit une moyenne de $0,09 \pm 0,10$ mg d'O₂/l variant de 0 à 0,26 mg d'O₂/l, où l'oxygène était probablement consommé par l'activité bactérienne au cours du processus de dégradation de certaines matières organiques pendant une longue période dans le réservoir. Après le passage des eaux usées à travers les biofiltres, les concentrations d'O₂ dissous ont légèrement augmenté pour atteindre $0,32 \pm 0,87$ et $0,27 \pm 0,86$ mg O₂/l pour Ba et Bd, respectivement (Tableaux 5 et 6). Cependant, on peut voir comment les concentrations d'O₂ dissous ont légèrement augmenté lorsque les eaux usées ont traversé les bassins plantés avec *Phragmite australis* et *Typha latifolia* dans les deux systèmes, où il a récupéré son potentiel oxydant jusqu'à des valeurs similaires à celles d'origine, alors que dans les bassins non plantés (Npa et Npd), les concentrations moyennes ont été diminuées et il est présumé que l'activité

bactérienne le consommait au cours du processus de dégradation de la matière organique.

Aucune différence significative ($p < 0,05$) n'a été trouvée entre l'entrée et la sortie de tous les filtres des deux systèmes.

L' O_2 dissous mesuré au niveau de l'influent (Eb) était faible car les eaux usées avaient une teneur en matières organiques élevée. Ces faibles niveaux ont également été mesurés dans les biofiltres et à la sortie des effluents des filtres sans oscillation considérable le long du processus. Cela peut se produire parce que les systèmes fonctionnent en mode d'écoulement souterrain et que ces conditions sont généralement considérées comme anoxiques ou anaérobies (Calheiroset al., 2009).

La quantité d'Oxygène dissous dans les eaux usées d'entrée n'est considérée que comme une partie négligeable de l'oxygène dissous utilisée dans le lit et la concentration de la sortie fournit peu d'informations sur les processus s'y déroulant (Vymazal et Kröpfelová, 2008 a).

Selon la figure 22, on remarque que les valeurs moyennes mensuelles d'oxygène dissous augmentent au cours du premier mois pour atteindre un maximum au mois de Mars (1,23 mg/l pour Tya, 1,21 mg/l pour Ba et 1,06 mg/l pour phra) dans le premier système, (0,84 mg/l pour Tyd, 0,79 mg/l pour Phrd et 1,05 mg/l pour Bd) dans le deuxième système, puis se diminuent progressivement jusqu'à la fin de mois de Juillet où les valeurs se rapprochent de zéro pour tous les points de prélèvements et ce dans les deux systèmes.

Les unités plantées présentaient généralement des concentrations d' O_2 dissous plus élevées par rapport aux unités non plantées. Cela peut être attribué à la présence de plantes qui fournissent de l'oxygène à leur rhizosphère. De plus, les concentrations d' O_2 dissous et les valeurs de température présentaient des variations saisonnières, avec une augmentation de la solubilité de l'oxygène lorsque la température diminuait et des valeurs d' O_2 dissous plus basses en été (Vassiliki et al., 2016), ainsi l'augmentation de l' O_2 dissous le long des zones humides plantées a probablement été causée par le dégagement d'oxygène des racines des plantes lié à la respiration aérobie, ce qui a entraîné une augmentation de la concentration d' O_2 dissous dans les bassins plantés. Ces résultats sont similaires à ceux trouvés par Onur Can et al (2016).

Selon les normes recommandées par l'OMS (1971), les valeurs d'O₂ dissous enregistrées au niveau de tous les points de mesure sont inférieures à 1, et par conséquent, ces valeurs ne répondent pas aux valeurs limites de rejet direct dans le milieu récepteur (annexe 01, tableau 01).

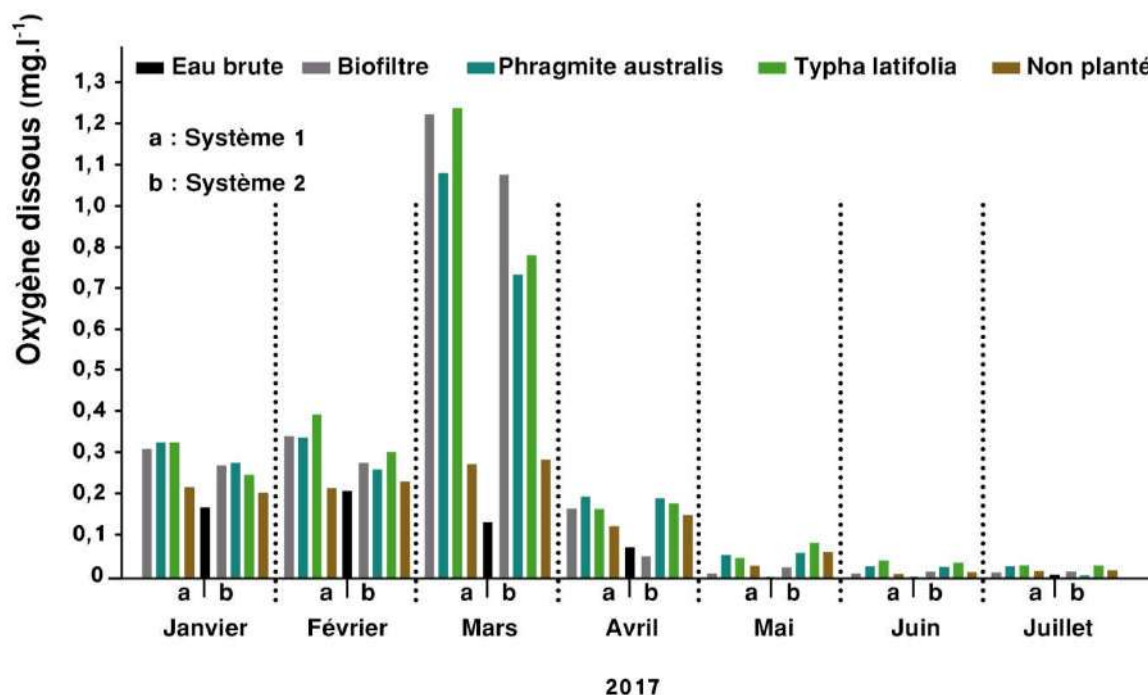


Figure 22: Variations mensuelles des valeurs moyennes de l'oxygène dissous des eaux en entrée et sortie du pilote expérimental

V.2.2.1.5. Détermination des pollutions organiques

V.2.2.1.5.1. Variation de la matière en suspension

La pollution d'une eau peut être associée à la présence d'objets flottants, de matières grossières et de particules en suspension. En fonction de la taille de ces particules, on distingue généralement :

- les matières grossières (décantables ou flottables)

- les matières en suspension (de nature organique ou minérale) qui sont des matières insolubles, fines. Cette pollution particulière est à l'origine de nombreux problèmes comme ceux liés au dépôt de matières à leur capacité d'adsorption physico-chimique.

En règle générale, dans un système de traitement des zones humides, l'efficacité d'élimination des déchets solides varie entre 80 et 90% (Kadlec et al., 2000). Les valeurs les plus élevées de MES ont été notées pour les eaux brutes,

variant entre 53,75 et 1261,3 mg/l et avec une concentration moyenne de $423,33 \pm 281$ mg/l (Tableau 4).

La concentration moyenne mensuelle en MES des eaux usées brutes fluctue énormément entre un minimum de 221,87 mg/l au mois de Juillet et un maximum de 563,75 mg/l au mois de Mai, Celle de la sortie de biofiltres, elle oscille autour d'un minimum de 26,2 mg/l au mois de Mars et un maximum de 118,25 mg/l au mois de Mai pour Ba, et fluctue entre 22,33 au mois Janvier et 72,25 mg/l au mois de Mai pour Bd. Tandis que les concentrations moyennes mensuelles sortant des marais filtrant montrent que la plus forte concentration a été enregistrée au cours de la période sèche (Juin) dans les filtres plantés (142,50 mg/l pour Phra, 277,50mg/l pour Tyd), et les plus faibles concentrations ont été enregistrées dans les filtres non plantés (23,33 mg/l pour Npa et 29,33 mg /l pour Npd) au mois de Janvier (Figure 23 et 24).

L'élimination de la matière en suspension a été très efficace dans les biofiltres, entre 74,04% au mois d'Avril et 94,43% au mois de Janvier pour Ba (Figure 23 (Système 1b)) et entre 80,12% au mois d'Avril et 95,81% au mois de Janvier pour Bd (Figure 24 (Système 2b)). Cela souligne l'importance du traitement primaire sur l'élimination des matières en suspension, ce qui est essentiel pour éviter l'encrassement du substrat dans les zones humides (Langergraber et al., 2003; Pedescoll et al., 2011; Ávila et al., 2013). Les valeurs enregistrées au cours de notre étude révèlent une réduction importante de MES entre les eaux brutes et traitées, où l'efficacité de l'élimination était élevée et stable dans presque tous les effluents des marais filtrants au cours des premiers mois de l'opération de traitement, mais les valeurs les plus basses ont été observées en Avril et Juillet pour les deux systèmes (1 et 2). Cette diminution de la concentration peut être due à la diminution de la concentration dans les eaux usées entrant dans cette expérimentation.

La forte élimination de matière en suspension obtenue dans la présente étude peut être attribuée aux processus physiques intervenant dans la zone humide, qui impliquent la sédimentation, la filtration et l'adsorption (USEPA, 2000). Cependant, en général, pour le retrait de solides spécifiques, il est impératif que le traitement des eaux usées comprenne un système primaire approprié avant les zones humides artificielles, de sorte que leur intégrité fonctionnelle soit assurée (Calheiros et al., 2009).

Cependant, les valeurs de MES obtenues au cours de cette expérimentation, sont supérieures des valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur (35 mg/l), (JORA, 2006, JORA, 2012) (Annexe 01, tableau 03 et 05), ces résultats montrent donc que ces teneurs ne conviennent pas à l'irrigation agricole.

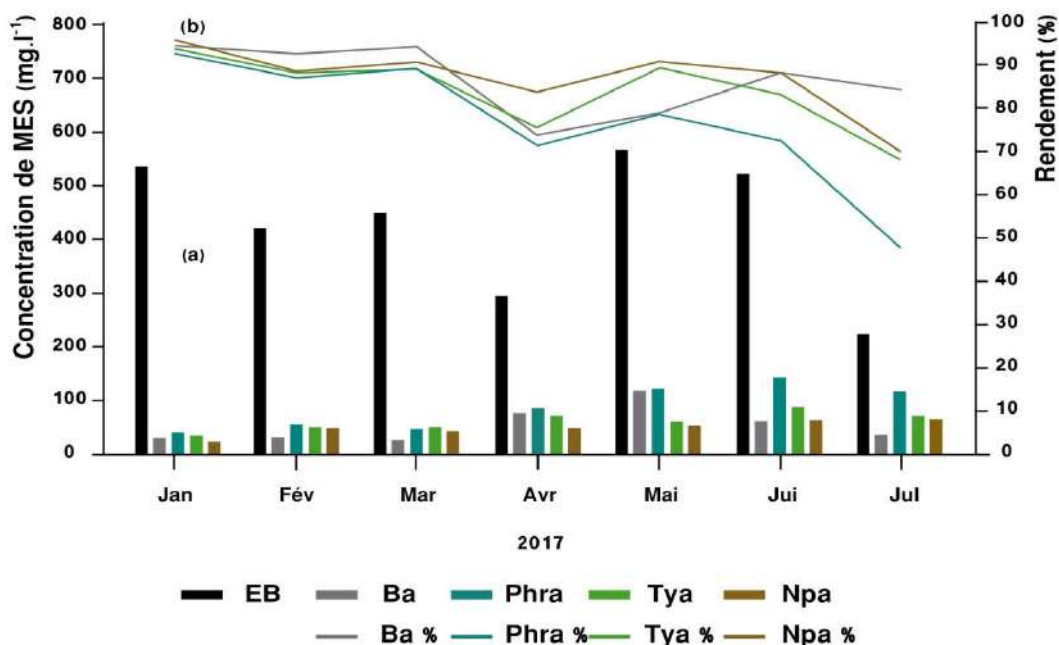


Figure 23 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la MES moyenne

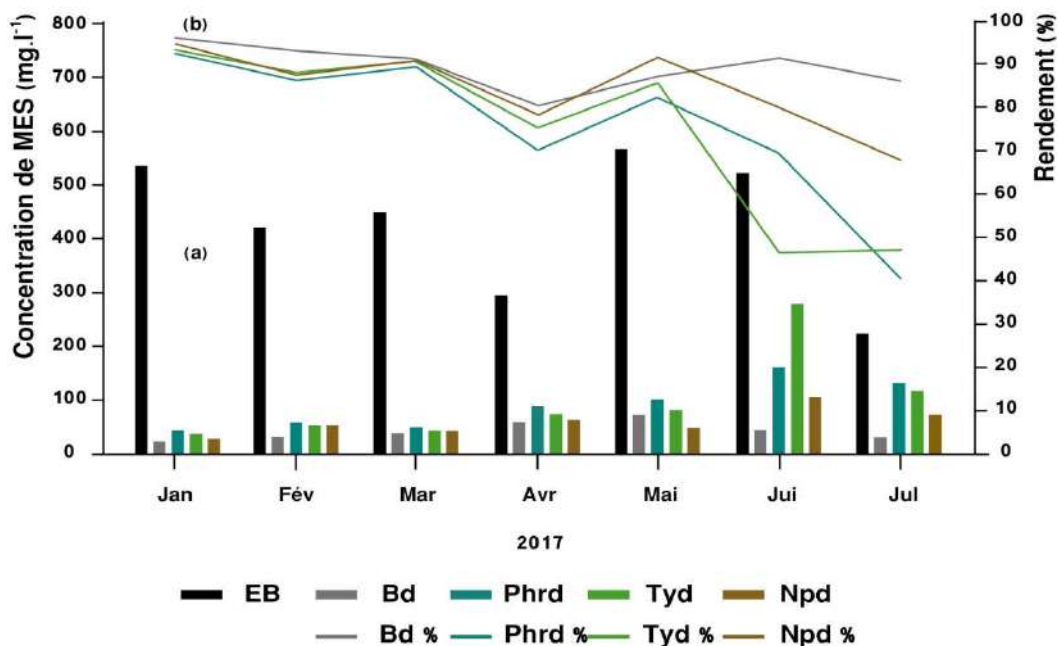


Figure 24 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la MES moyenne

V.2.2.1.5.2. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ représente plus particulièrement une mesure de la charge polluante d'origine carbonée (Pollution organique biodégradable). Elle fournit donc une des indications importantes permettant de juger de la qualité d'une eau et de son degré de pollution. Par contre, c'est un test reconnu trop peu précis pour qualifier les eaux naturelles mais très utilisé pour surveiller l'efficacité des stations d'épuration.

Au cours de la période d'étude, les concentrations en DBO₅ de l'influent (EB) ont varié entre 160 et 490 mg/l ($324,65 \pm 96$ mg/l). Il a été observé que la plus grande partie de la DBO₅ avait été éliminée dans la première moitié des systèmes, passant de 54,6% à 83,8% et de 38% à 83,8% pour le Ba (Figure 25 b) et le Bd (Figure 26 b), respectivement, alors que l'efficacité moyenne d'élimination dans la seconde moitié (marais filtrants) était inférieure aux biofiltres atteignant 89,3%, 88,1% et 86,2% de DBO₅ pour Tya, Phra et Npa dans le système 1 (Figure 25 b), et 87,7%, 86,16% et 82,6% pour Tyd, Phrd et Npd dans le système 2 (Figure 26 b), respectivement. Selon Merino-Solís (2015), cela pourrait être dû au fait que la majorité de la DBO₅ facilement biodégradable est éliminée à la première étape de traitement. Dans les filtres non plantés, les concentrations de DBO₅ dans les effluents ont montré une diminution de l'efficacité d'élimination tout au long de la durée du traitement. L'absence de plante dans le filtre non planté est responsable de l'évolution de la concentration de MES, de DCO et de DBO₅, le gravier ne peut donc retenir qu'une partie des matières polluées. D'après (Hontonho et al., (2016), l'efficacité des filtres plantés est en fait due à la combinaison de gravier et d'activités végétales. La matière organique, exprimée en DBO₅, est décomposée par des processus microbiens aérobies et anaérobies ainsi que par des processus physiques tels que la sédimentation et la filtration (Merino-Solís et al., 2015; Reza et al., 2017). Une partie des matières polluées sont physiquement éliminées par le gravier, puis les matières polluées résiduelles sont dégradées biologiquement et chimiquement par la rhizosphère des plantes (Hontonho et al., 2016). Dans ce cas, tous les effluents ont montré une bonne performance d'élimination de la DBO₅ en raison principalement de la faible concentration des eaux usées domestiques utilisées (Klomjek et Nitorisavut, 2005); l'efficacité d'élimination est dans la plage d'élimination observée dans les zones humides à écoulement souterrain (SSFW) plantés avec des espèces de plantes typiques telles que Typha et Phragmites (Kadlec et Knight, 1996; Seoáñez-Calvo

1999; Crites et Tchobanoglous, 2000; Klomjek et Nitisoravut, 2005; Florentina et al., 2006).

Au vu des résultats obtenus de la variation temporelle de la DBO₅, on remarque une augmentation des concentrations en période estivales qu'en période hivernale. D'après Harmsen (1983) et Bliefert et Perraud (2001), cette augmentation est associée au maximum de développement de l'abondance bactérienne et une diminution des teneurs en oxygène dissous succède à la consommation de ce dernier par les microorganismes. L'augmentation des teneurs en DBO₅ en période sèche peut être expliquée par l'instauration de conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux.

En dépit du rendement épuratoire élevé de DBO₅ dans tous les points de mesures, les valeurs mesurées n'ont pas atteint les valeurs recommandées par l'OMS (30mg/l, Tableau 4), ainsi celles de JORA (2006) (35mg/l tableau 3).

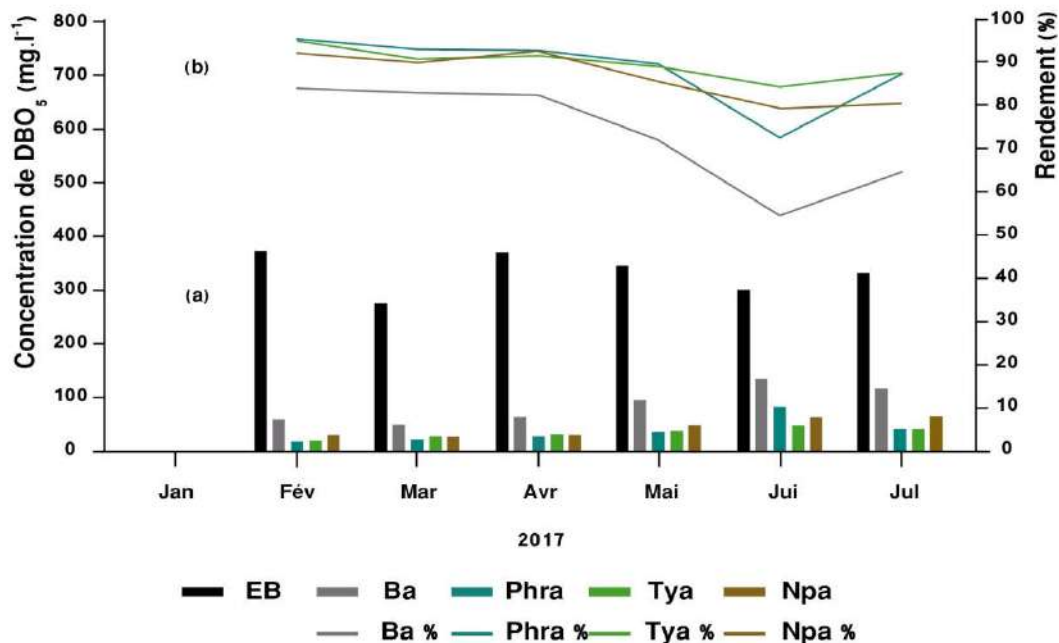


Figure 25 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DBO₅ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la DBO₅ moyenne.

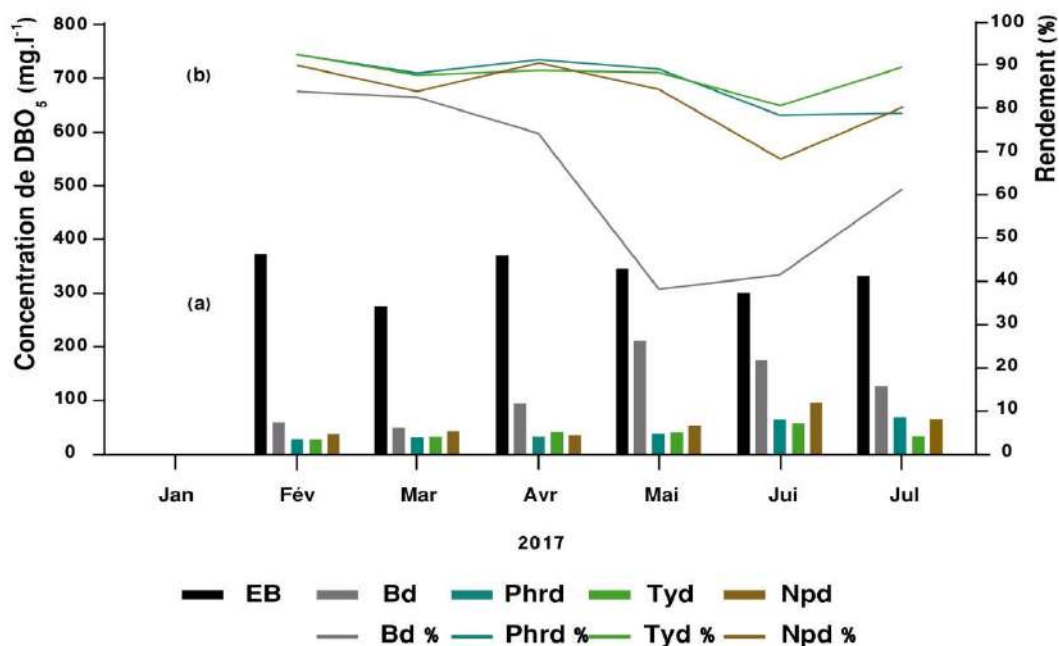


Figure 26 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DBO₅ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la DBO₅ moyenne

V.2.2.1.5.3. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO constitue un paramètre important dans la qualité de l'eau ; et l'analyse rapide de cet élément sert essentiellement à la surveillance des eaux usées et des rejets domestiques et industriels. Pour l'analyse d'un prélèvement donné sa valeur est toujours supérieure à celle de la DBO₅, car elle mesure une plus grande quantité d'oxygène.

Les concentrations de DCO dans les eaux usées brutes (EB) étaient extrêmement élevées et variant entre 350 et 1365 mg/l avec une moyenne de $820,44 \pm 308$ mg/l (Tableau 04) tout au long de la période expérimentale. Les rendements moyens d'élimination de la DCO dans les biofiltres sont respectivement de 57% et 58% pour Ba et Bd, avec un taux d'abattement de DCO variant entre 28% au mois de Juillet et 80% au mois de Janvier pour le premier, et un taux de DCO oscille entre 32% au mois de Juillet et 77% au mois de Mars pour le second. Il est possible que les biofiltres sont responsables de l'élimination de la plus grande partie de la matière organique dans les premiers mois de l'expérimentation; Cependant, les effluents traités présentent des valeurs de réduction sur tous les systèmes de traitement et les valeurs moyennes globales d'élimination de la DCO obtenues sont de 91,07% pour Phra, 90,07% pour Tya et 88,52% pour Npa dans le premier système (Figure 27) et de

91,68% pour Phrd, 90,62% pour Tyd et 87,81% pour Npd dans le deuxième système (Figure 28). Tous les filtres de deux systèmes montrent une efficacité d'élimination de la matière organique presque constante au cours de la période expérimentale, ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Morani et Giardini (2009), qui ont relevé des rendements supérieurs à 86% en DCO avec des filtres plantés de *Typha latifolia* et *phragmites australis*. Le taux le plus faible d'élimination de la DCO étant détecté à Npd (87,81%), compris entre 80,8 et 91,69%; tandis que le pourcentage d'élimination moyen le plus élevé était de 91,68% pour le Phrd, variant entre 86,89 et 96,34%. Selon Metcalf et Eddy, (1991); Teck-Yee et al., (2009) au fur et à mesure que l'eau passait à travers la zone humide, les communautés biologiques comprenant des bactéries aérobies, anaérobies et facultatives attachées au média filtrant ont permis de réduire les matières organiques résultant de la décomposition. Les principaux mécanismes d'élimination de la matière organique dans les zones humides artificielles, tels que discutés dans la littérature, sont la sédimentation et la filtration des solides solubles dans le lit de gravier, l'absorption des plantes et les processus de décomposition biologique par des microorganismes dans des conditions aérobies, facultatives et anaérobies. (Stottmeister et al., 2003; Kadlec et Wallace, 2009; Vergeles et al., 2015; Reza et al., 2017).

La comparaison des résultats de DCO dans tous les points de mesures de zones humides artificielles avec les normes algériennes des rejets direct dans le milieu récepteur (120 mg/l) (JORA, 2006) (Annexe 01, tableau 03), celle de l'OMS 1986 (125 mg /l) et aux normes des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (90 mg/l) (JORA, 2012)(Annexe 01, tableau 03 et 05), montre que ces teneurs conviennent à l'irrigation agricole.

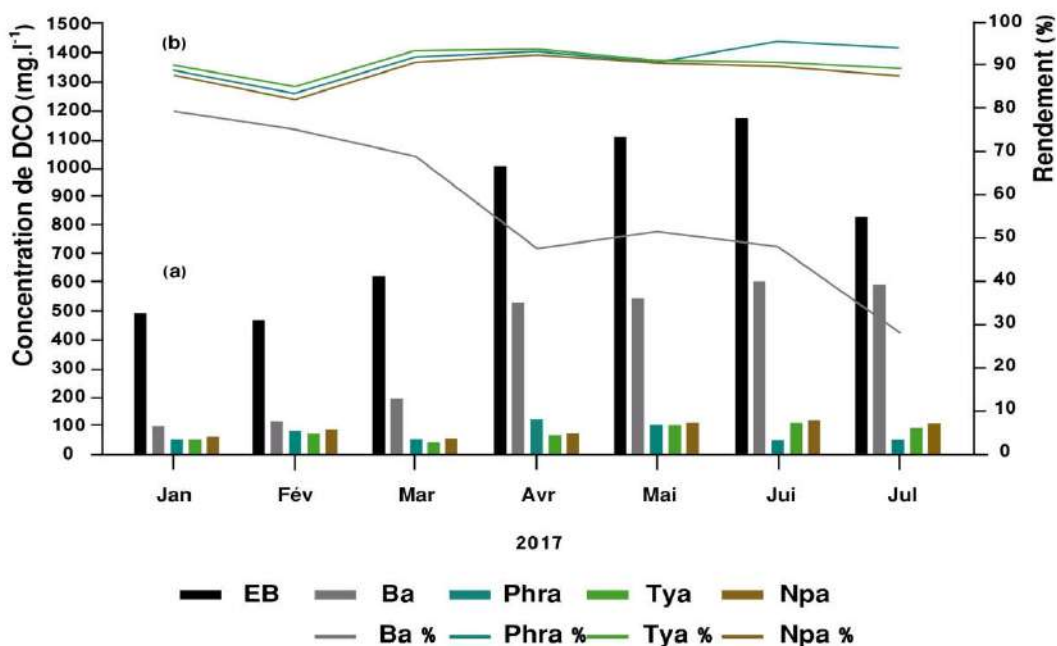


Figure 27 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DCO en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la DCO moyenne.

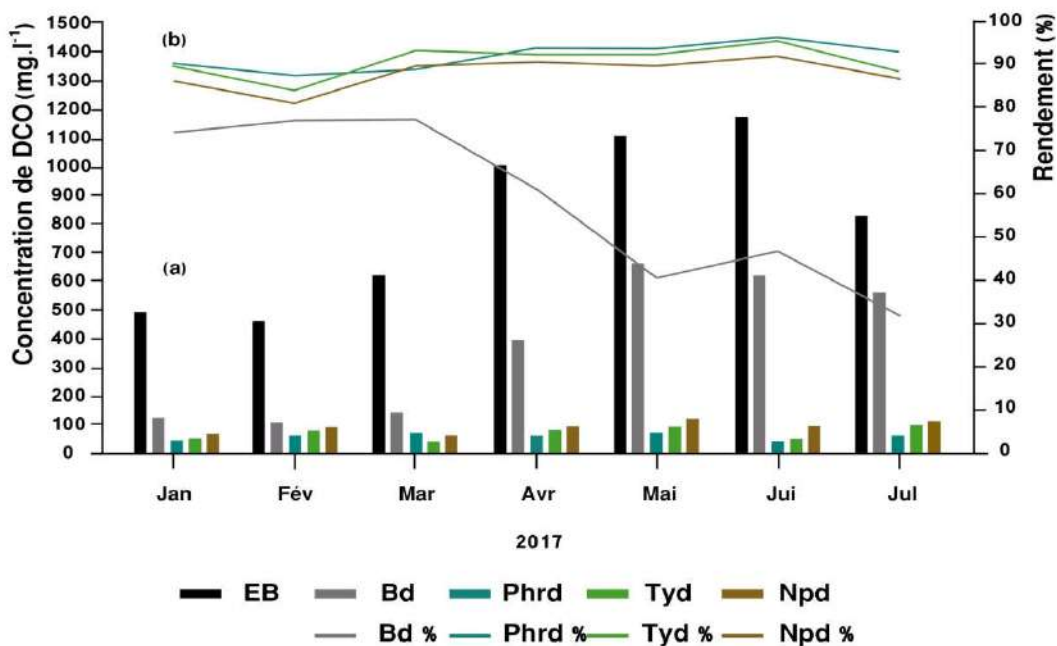


Figure 28 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de DCO en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la DCO moyenne.

V.2.2.1.6. Détermination des pollutions azotées

V.2.2.1.6.1. Variation d'azote nitrique ou azote des nitrates (N-NO₃)

Les eaux usées municipales sont caractérisées par de faibles concentrations de nitrates et de nitrites (Vymazal et Kröpfelova., 2008 b). Dans notre étude, la concentration en NO₃-N était très faible par rapport aux autres formes d'azote. En général, les concentrations de nitrates dans les eaux usées sont très faibles (à l'exception des eaux de drainage provenant de l'agriculture et de certaines eaux usées industrielles) (Vymazal, 2007).

La concentration moyenne en nitrates obtenue au point d'échantillonnage EB était de $1,05 \pm 0,36$ mg/l, et l'efficacité d'élimination moyenne de deux biofiltres était respectivement de 51,05% et 48,85% pour Ba et Bd. Le nitrate pourrait être réduit dans des conditions anoxiques par dénitrification, ce qui est considéré comme le principal mécanisme d'élimination de l'azote (Vymazal, 2007; Maltais et al., 2009). Au cours des points de traitement suivants, les concentrations des nitrates ont continué à augmenter à des degrés divers dans le temps et sous les valeurs de biofiltres (Figure 29 et 30), révélant que l'ammonium était converti en nitrate principalement à cause de la nitrification et diminuait principalement par la dénitrification qui favorise les conditions anaérobies, ce qui pourrait aussi être en partie dû à une plus grande évaporation et à une évapotranspiration dans les marais filtrants due à une augmentation de la température (Reza et al., 2017).

Les tableaux 05 et 06 montrent une légère augmentation de la concentration moyenne dans les installations plantées par rapport aux non plantées, avec $0,83 \pm 0,50$ mg/l et $0,81 \pm 0,45$ mg/l dans le premier système pour Phra et Tya, $0,61 \pm 0,51$ mg/l et $0,77 \pm 0,55$ mg/l dans le deuxième système pour Phrd et Tyd, respectivement. Au contraire, les concentrations en nitrates de Npa et Npd ont diminué pour être respectivement de $0,46 \pm 0,42$ mg/l et de $0,45 \pm 0,33$ mg/l. Les études précédentes ont signalé des taux de nitrification extrêmement faibles dans les zones humides soumises à des charges organiques élevées (O'lunaigh et al., 2010; Wu et al., 2011), faisant du processus de nitrification l'étape limitante de l'élimination de l'azote; par conséquent, l'élimination de l'azote dans le système n'est que légèrement affectée par l'inhibition de la nitrification. Lorsque l'oxygène est rare, la nitrification ne devrait se limiter qu'à une nitrification localisée de NH₄-N dans la microzone adjacente aux zones situées sur les racines et les rhizomes de la végétation (Kadlec et

Wallace, 2009; Saeed et Sun, 2012; Hu et al., 2016). En outre, l'augmentation de la quantité d'oxygène dissous produite dans les installations plantées pour les deux systèmes a entraîné une nitrification accrue, ce qui a entraîné une plus grande aptitude à l'oxydation de ces effluents, inhibant les autotrophes et réduisant l'efficacité de l'élimination des nitrates (Zhe et al., 2016).

Par ailleurs, les teneurs en azote nitrique obtenues à la sortie de tous les filtres, entrent aux normes algériennes relatives aux valeurs limites spécifiques des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (JORA, 2012) (Annexe 01, tableau 05) et internationale (OMS, 1971) (Annexe 01, tableau 01). De ce fait, les eaux épurées de ce dispositif expérimental sont conformes à l'utilisation à des fins d'irrigation.

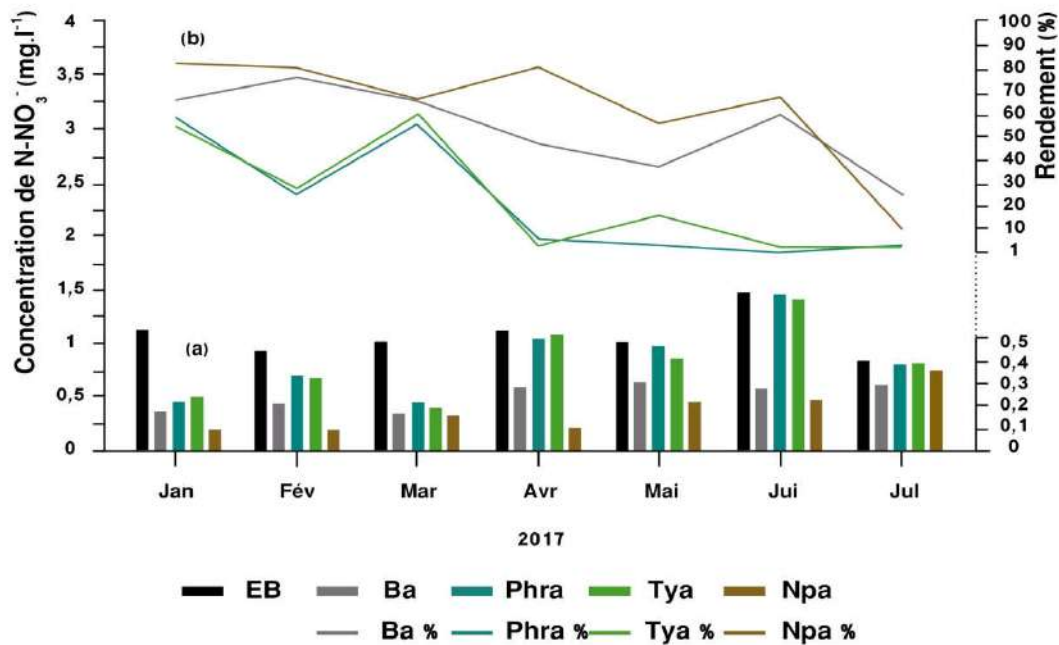


Figure 29 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de $N-NO_3^-$ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la $N-NO_3^-$ moyenne.

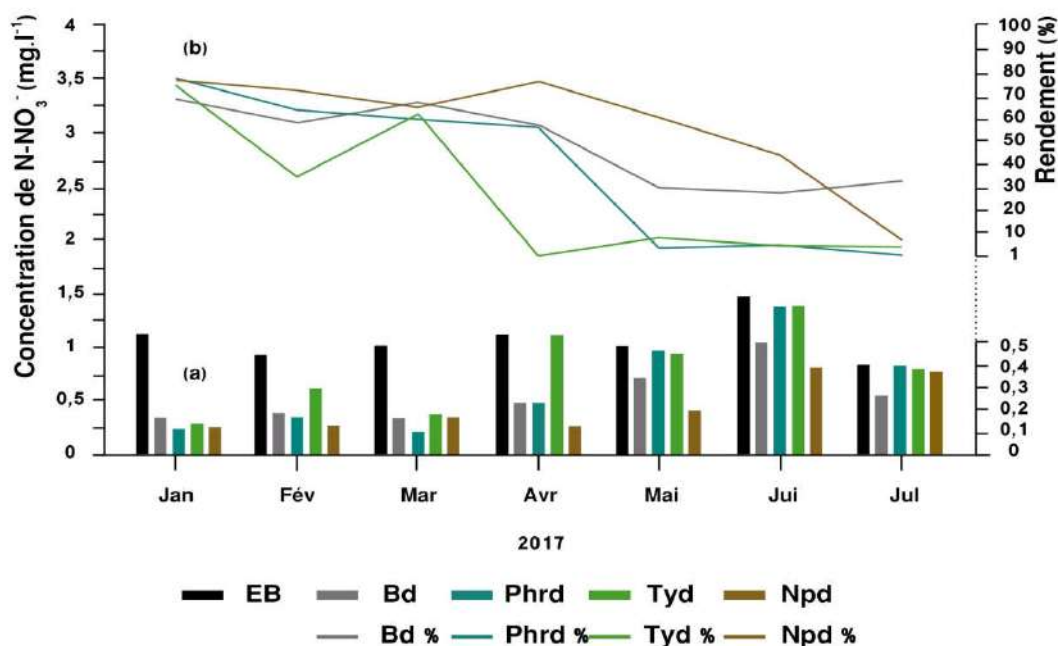


Figure 30 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO₃⁻ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NO₃⁻ moyenne.

V.2.2.1.6.2. Variation d'azote nitreux ou azote des nitrites (N-NO₂⁻)

D'après les résultats obtenus au cours de la période d'étude, on remarque que la teneur en azote nitreux des eaux, à savoir brutes et traitées est très faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs des eaux usées brutes se situent entre un minimum de l'ordre de 0,13 mg/l et un maximum de l'ordre de 0,86 mg/l, avec une moyenne de l'ordre de 0,40 mg/l (± 0.20) (Tableau 04). Ceci est fonction de la qualité d'eau usée, ces résultats sont presque similaires à ceux trouvés dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) (0,31 mg/l) (Labeled et al., 2014).

Dans les eaux sortant des biofiltres, La concentration de nitrites était toujours extrêmement basse tout au long de l'expérience, comme indiqué dans les figures 31 et 32, dont les taux d'abattement moyens mensuels se situent entre 63,4% et 91,98% pour Ba, et entre 70,68% et 95,37% pour Bd. Cela peut être expliqué par l'oxydation de nitrite en nitrate principalement à cause de la nitrification.

D'après les figures 31 et 32, des petites augmentations des concentrations de nitrites ont été observées au niveau des marais filtrants par rapport aux biofiltres, notamment dans les premiers mois. Dont les valeurs les plus élevées ont été

enregistrés au niveau de Npa (0,54 mg/l) au mois de Mars dans le premier système, et de Npd (0,37 mg/l) au mois de Janvier dans le deuxième système. Il est probable que ces nitrites, mesurés dans le temps, étaient en grande partie produits lors de la nitrification qui s'opérait dans les zones humides artificielles du fait de la présence d'azote ammoniacal, l'accumulation de N-NO₂ au cours des premier mois indique que l'ammonium était transformé en nitrite principalement à cause de la nitrification, et la dénitrification était déficiente. Selon Cervantes et al., (2001), l'hypothèse est que l'accumulation de N-NO₂ était limitée par le manque de carbone organique suffisant qui pourrait être utilisé comme donneur d'électrons pendant le processus de dénitrification. D'après Julie (2009), l'accumulation de NO₂⁻ se produit lorsque le taux d'oxydation de NH₄⁺ est plus élevé que le taux d'oxydation du NO₂⁻. Egalement, l'accumulation de NO₂⁻ est susceptible de se produire lorsque la réduction du NO₃⁻ s'effectue à un taux supérieur au taux de réduction du NO₂⁻ (Paul et Beauchamp, 1989).

Par ailleurs, la comparaison des teneurs en azote nitreux dans tous les points de mesures avec les normes internationales des eaux usées rejetées selon l'OMS (1971) (<1mg/l), montre que ces teneurs présentent une qualité d'eau acceptable.

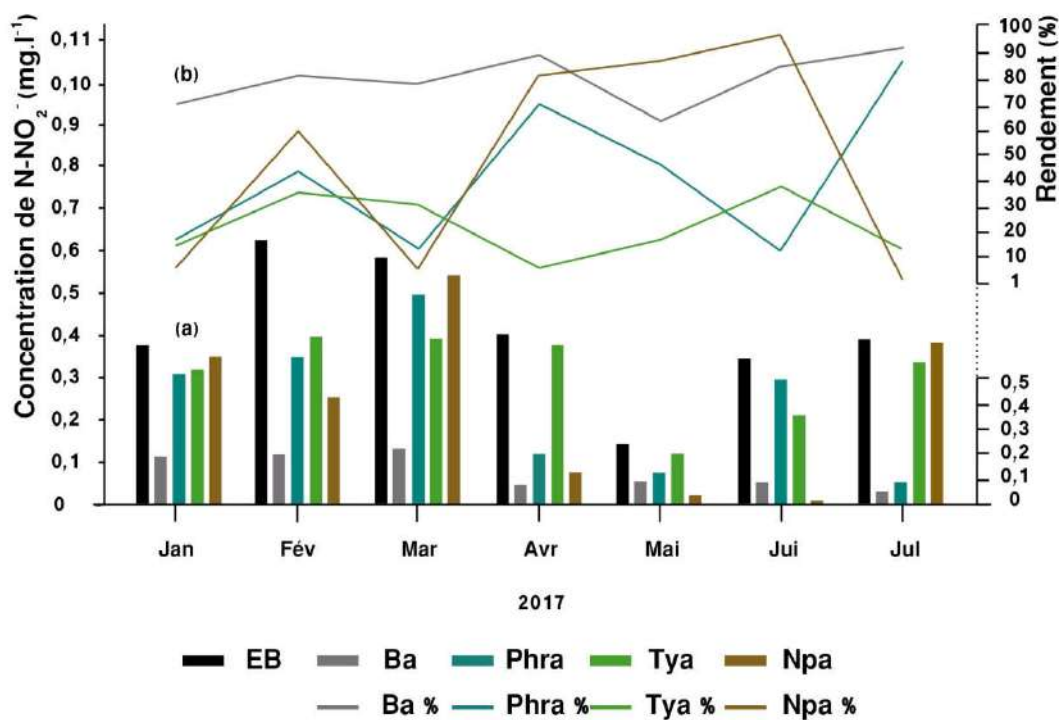


Figure 31 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO₂⁻ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la N-NO₂⁻ moyenne

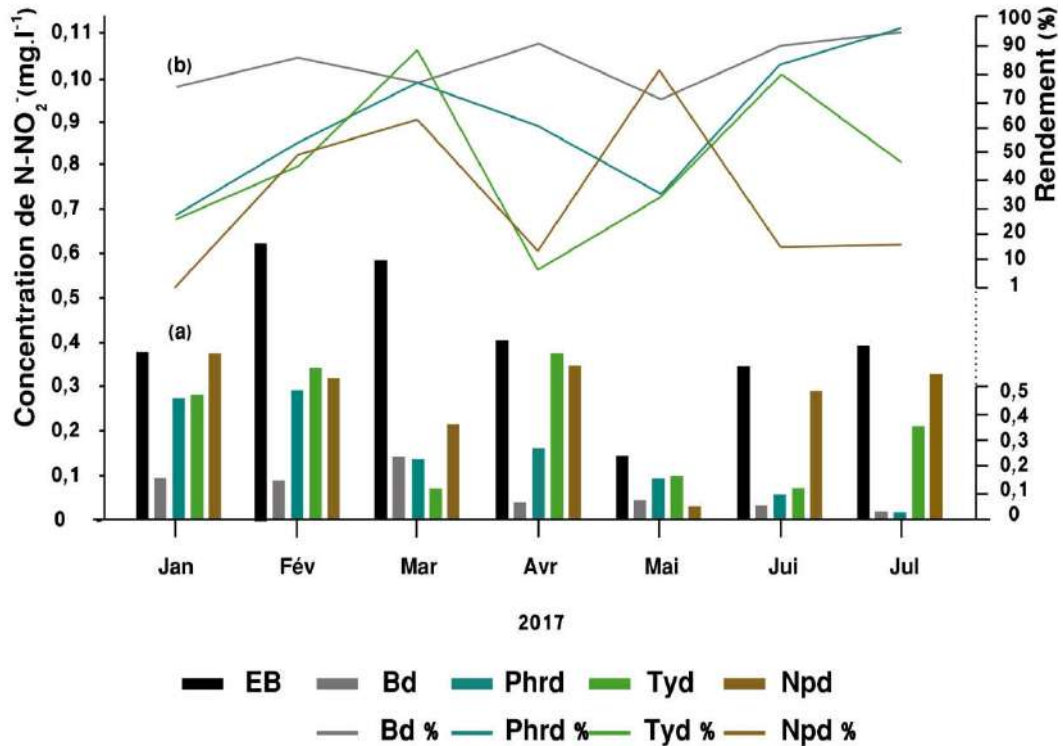


Figure 32 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NO₂⁻ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NO₂⁻ moyenne

V.2.2.1.6.3. Variation d'azote ammoniacal (N-NH₄⁺)

La présence d'azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans les échantillons des eaux usées traitées était inférieure à leurs concentrations correspondantes dans les eaux non traitées le long du système de traitement, et les concentrations de N-NH₄⁺ dans les eaux usées brutes et les biofiltres (Ba et Bd) étaient en moyenne de 111,5 ± 42, 96,93 ± 39 et 100,26 ± 35 mg/l, respectivement (Tableaux 04, 05 et 06), avec des rendements d'élimination de 13,8% pour le Ba et de 9,03% pour le Bd.

Par la suite, les concentrations moyennes finales en azote ammoniacal dans l'effluent des bassins plantés étaient 54,1 ± 42,9 mg/l et 37,33 ± 17,5 mg/l avec une efficacité moyenne d'élimination des contaminants de 55,53% et 65,25% pour Phra et Tya, et de 66,98 ± 34,43 mg/l et 48,32 ± 19,2 mg/l avec une efficacité d'élimination moyenne de 42,63% et 54,21% pour Phrd et Tyd, respectivement. Dans les bassins non plantés (Npa et Npd), les valeurs de concentrations moyennes ont augmenté par rapport aux bassins plantés, avec 64,42 ± 29,13 mg/l et 68,52 ± 22,33 mg/l présentant une efficacité d'élimination moyenne de 40,94% et 34,94%,

respectivement (Figures 33 et 34). L'efficacité d'élimination dans les bassins plantés était significativement supérieure à celle des bassins non plantés dans les deux systèmes, ce qui est similaire à ce qui a été observé dans la littérature (Tanner et al., 1995; Darajeh et al., 2014; Kadaverugu et al., 2016; Reza et al., 2017). D'après Hu et al (2016), Kadlec et Wallace (2009); Saeed et Sun (2012), lorsque l'oxygène est rare, la nitrification ne se limitera probablement qu'à une nitrification localisée de N-NH_4^+ dans la micro-zone adjacente aux zones sur les racines et les rhizomes de la végétation.

Dans cette étude, les meilleurs abattements de N-NH_4^+ ont été observés dans les bassins plantés, cela pourrait être principalement attribué à la présence de zones aérobies sur les racines et les rhizomes de la végétation fournissant des sites de nitrification appropriés à l'absorption de N-NH_4^+ (Hu et al., 2016).

Les figures 33 et 34 montrent l'efficacité de l'élimination de l'azote ammoniacal dans les deux systèmes dans le temps. Légère diminution de l'élimination de N-NH_4^+ dans certains cas a été observé, ce qui pourrait être attribué en partie aux valeurs élevées d'évaporation et d'évapotranspiration à la suite de l'augmentation des températures observées au fil du temps (Reza et al., 2017). Au cours de cette étude, les concentrations de N-NH_4^+ ont augmenté au fil du temps dans presque tous les points de prélèvement par ammonification (minéralisation). Au cours de ce processus, la matière organique s'est dégradée biologiquement dans des conditions aérobies et anaérobies, avec un pH optimal compris entre 6,5 et 8,5 (Wallace et al., 2006, Vymazal et al., 2008 a; Saeed and Sun, 2012; Merino-Solís et al., 2015; Vymazal, 2007; Merino-Solís et al., 2015). Comme discuté dans la littérature, les mécanismes de conversion et d'élimination de l'azote dans les CW sont multiples. Dans le cas de l'ammoniac, alors que l'ammonification des composés organiques augmente la concentration en ammoniac dans la solution, la nitrification par volatilisation, l'adsorption, l'absorption par les plantes et l'anammox sont les principales voies de réduction des $\text{NH}_3\text{-N}$ dans les zones humides artificielles, la nitrification étant le principal contributeur (Vymazal, 1999; Babaei et al., 2013; Reza et al., 2017).

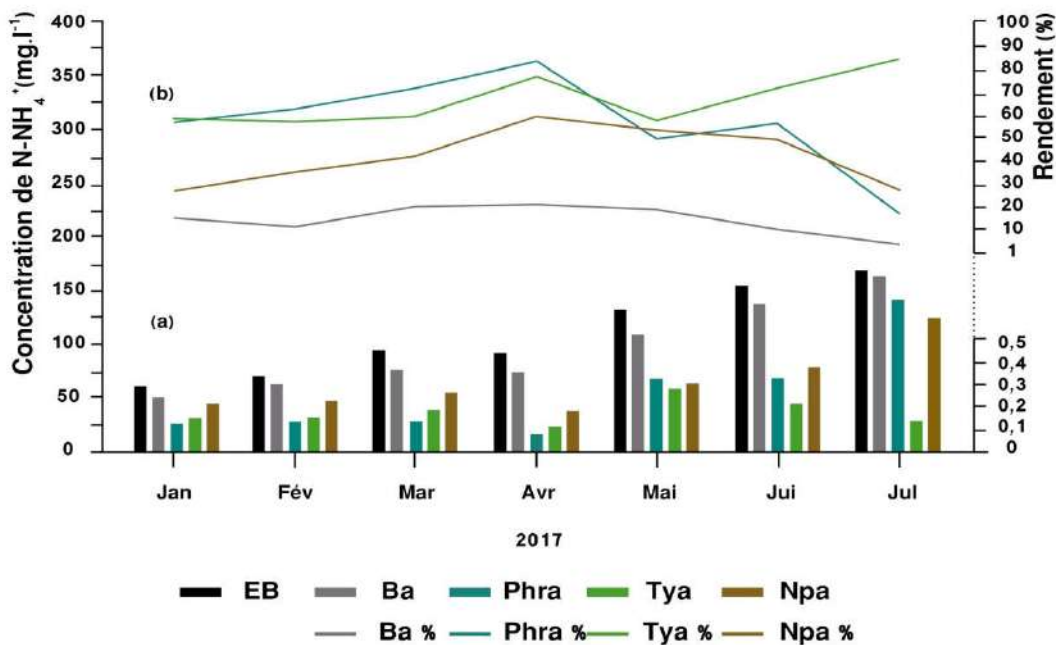


Figure 33 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NH₄⁺ en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la N-NH₄⁺ moyenne

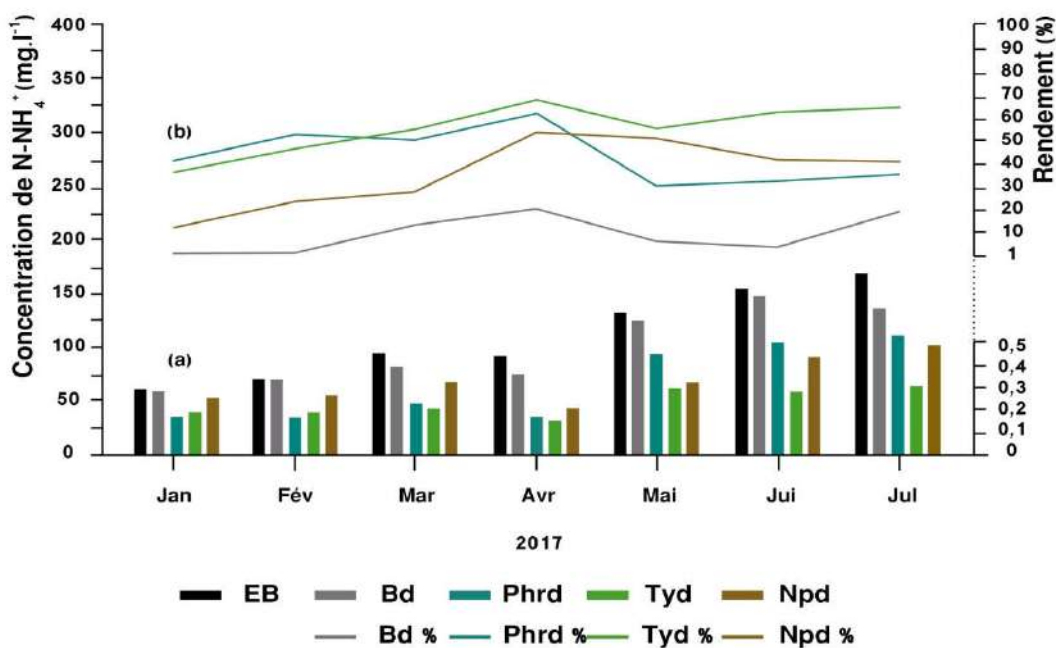


Figure 34 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de N-NH₄⁺ en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la N-NH₄⁺ moyenne

V.2.2.1.6.4. Variation d'azote kjeldahl

L'azote total Kjeldahl (TKN) est un indicateur utile de la performance du traitement pour la digestion des nitrates organiques complexes (Padoley et al., 2008, Chris et Basant, 2015). La concentration en TKN est la somme du total de l'azote ammoniacal et de l'azote organique. Les résultats de la concentration en TKN durant la période de l'expérimentation sont illustrés aux figures 35 et 36. Les concentrations de TKN dans l'influent ont fluctué entre 96,6 et 295,4 mg/l avec une moyenne de $172,2 \pm 39$ mg/l au cours d'une opération continue de 29 semaines (Tableau 04). Les rendements moyens d'élimination du TKN dans les biofiltres étaient respectivement de 21,3 et 26,9% pour Ba et Bd, cela peut être dû à la faible nitrification, alors que dans les marais filtrants; Les rendements moyens d'élimination du TKN ont augmenté pour atteindre 70,65% (Tya), 62,98% (Phra) et 56,6% (Npa) pour le système 1 (Figure 35), ainsi que 66,5% (Tyd), 52,9% (Phrd) et 52,3% (Npd) pour le système 2 (Figure 36). Selon les études de (Kovacic et al., 2006; Soyoung et al., 2014), La réduction de $\text{NH}_4\text{-N}$ a été attribuée à l'absorption par les plantes et à son absorption par les détritiques et les sédiments inorganiques, car le $\text{NH}_4\text{-N}$ se lie librement au substrat et est facilement libéré lorsque les conditions environnementales de l'eau changent.

D'après les figures 35 et 36, les valeurs de concentration en TKN ont augmenté progressivement tout au long de la période de fonctionnement, notamment au cours des derniers mois. Les rendements épuratoires les plus élevés sont enregistrés en hiver par rapport à la période estivale et dans les filtres plantés que dans les filtres non plantés, et les valeurs d'élimination les plus élevées ont été observées en Avril dans la plupart des points de prélèvement des filtres atteignant 85,3% (Tya), 87,6% (Phra), 72,3% (Npa), 79% (Tyd), 77,3% (Phrd), et 72,7% (Npd), et les tableaux 5 et 6 montrent que, toutes les concentrations de l'azote nitreux et nitrique sont proches de zéro dans les deux systèmes, on peut en conclure que l'azote organique et l'azote ammoniacal étaient les principales formes contribuant à la concentration totale en azote de Kjeldahl dans l'effluent, et, selon les résultats de plusieurs études comparant des zones humides non plantées et plantées, ont montré que les plantes n'augmentaient que marginalement le taux d'élimination de la matière organique, mais augmentaient nettement le taux d'élimination de l'ammonium (Tanner, 2001; Yumei et al., 2017).

Au cours cette période, toutes les valeurs de TKN enregistrées dépassent les valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur (30 mg/l) (JORA, 2006) (Annexe 01, tableau 03) et les normes internationales limitant aux eaux d'irrigations (OMS, 1989) (15mg/l), et de ce fait, elles ne conviennent pas à l'irrigation (Annexe 01, tableau 02).

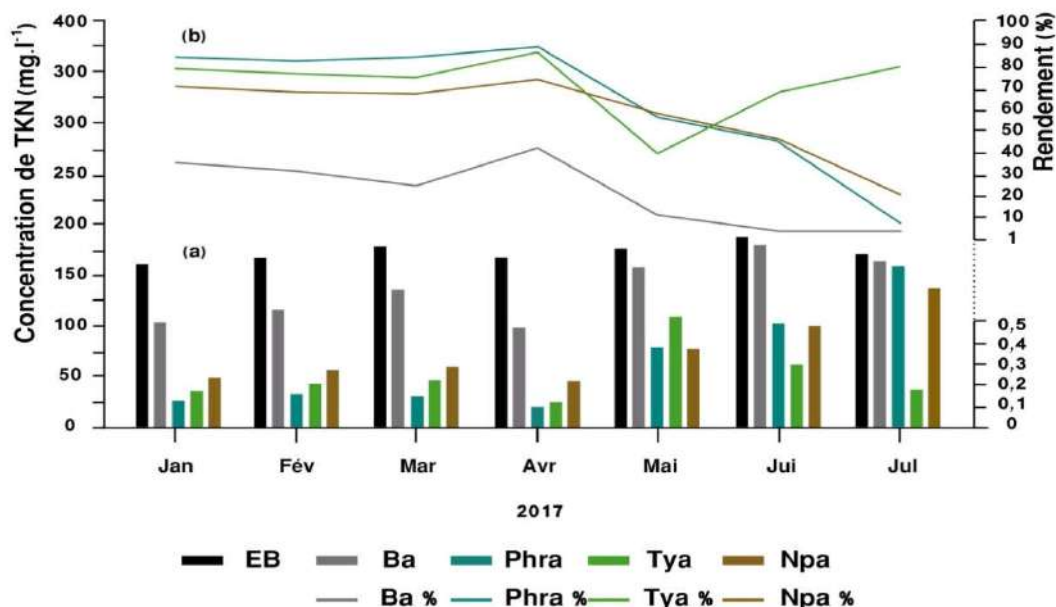


Figure 35 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de NTK en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la NTK moyenne.

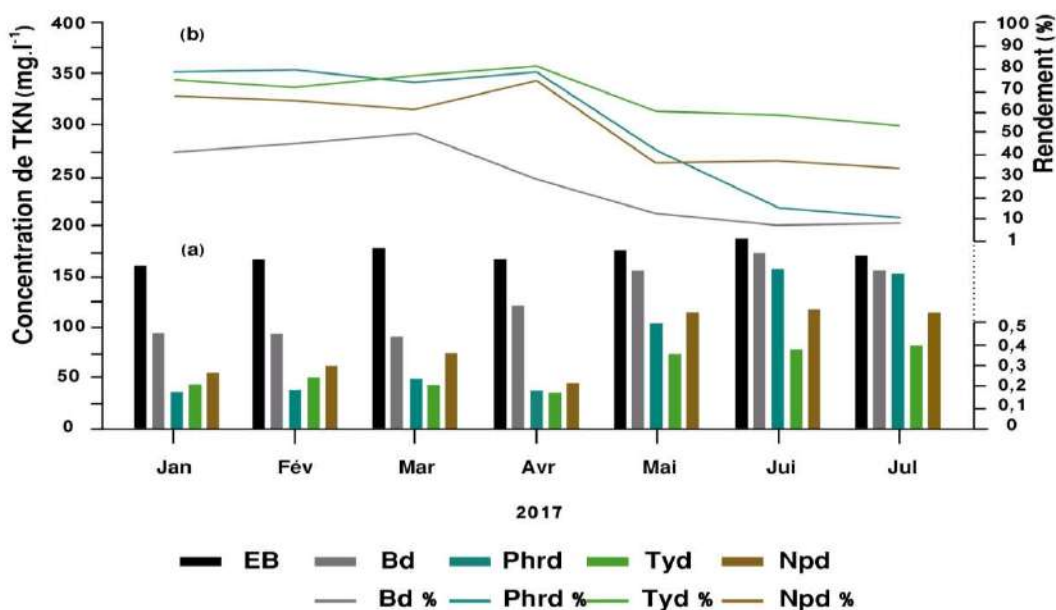


Figure 36 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de NTK en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la NTK moyenne.

V.2.2.1.7. Détermination des pollutions phosphorées

V.2.2.1.7.1. Variation de phosphate-phosphore (P-PO₄³⁻)

L'élimination du phosphore dans les zones humides artificielles est le résultat de l'activité bactérienne, de l'absorption par les plantes, de l'immobilisation microbienne, de l'aération des sols, de l'adsorption par les milieux poreux et de la précipitation dans la colonne d'eau (Vymazal, 2007; Wang et al., 2017). L'activité des bactéries et l'absorption par les plantes sont responsables de l'élimination du phosphate (P-PO₄³⁻), tandis que l'élimination du phosphore total est principalement liée à la capacité de rétention du substrat et aux précipitations (Vymazal, 2002). Dans les substrats de sable ou de gravier, le phosphore est lié au support principalement par suite de l'adsorption (Christina et al., 2011). Dans les systèmes de gravier, les principaux mécanismes d'élimination du Phosphore sont l'adsorption. (Korkusuz et al., 2005). Les filtres à sable sont également connus comme des unités efficaces pour l'épuration des eaux usées complexes (DBO₅, DCO, N-NH₄, et aussi dans certains cas, P-PO₄³⁻ et coliformes fécaux) (Mander et al., 2003; Vohla et al., 2007). L'efficacité d'élimination des P-PO₄³⁻ et phosphore total était principalement affectée par la taille et le type de support poreux (Christina et al., 2011). Au cours de la période expérimentale, les valeurs moyennes des concentrations de P-PO₄³⁻ dans l'influent étaient égales à 5,56 ± 1,70 mg/l, allant de 1,22 à 7,99 mg/l (Tableau 04). Les concentrations moyennes de phosphate étaient de 1,88 ± 0,81 et de 1,59 ± 0,63 mg/l, ce qui présente une efficacité d'élimination supérieure à 66% et 71% pour Ba et Bd respectivement (Figures 37 et 38), alors que dans les zones humides artificielles, on a observé une faible concentration de P-PO₄³⁻ dans les effluents par rapport aux biofiltres, où les concentrations moyennes au cours de la période d'étude ont diminué pour atteindre une concentration faible proche de zéro dans tous les effluents de deux systèmes, Comme le montrent les figures 37 et 38, le taux d'élimination moyen de P-PO₄³⁻ variait de 95% à 98%. Cela est peut-être dû au fait que les principaux mécanismes responsables de l'élimination du phosphore sont l'adsorption et la précipitation du substrat à un pH élevé de 9 à 11 (Vymazal, 2004, Ghulam et al., 2017), Cependant, le pH n'étant pas assez élevé dans cette étude (Figure 37 et 38) pour déclencher la précipitation, l'absorption de phosphate par *Phragmite australis* et *Typha latifolia* était faible et contribuait moins à l'élimination du phosphore que les zones humides artificielles sans plantes (Npa, Npd), comme montrent les tableaux 04

et 05, l'activité de la bactérie était peut-être le seul mécanisme permettant d'éliminer le phosphore dans cet essai. Selon le JORA (2006) relatif aux valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, les eaux épurées issues de cette expérimentation sont conformes à la norme de rejet (02 mg/l).

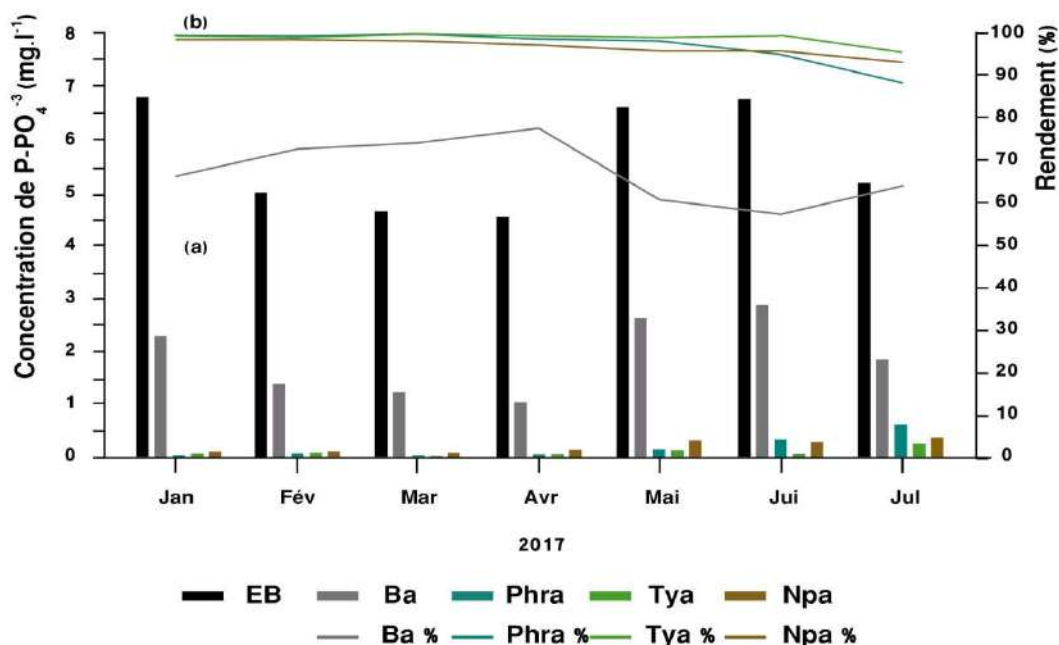


Figure 37 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de P-PO₄⁻³ en entrée et sortie du système 1, **(b) :** Rendements mensuels de la P-PO₄⁻³ moyenne

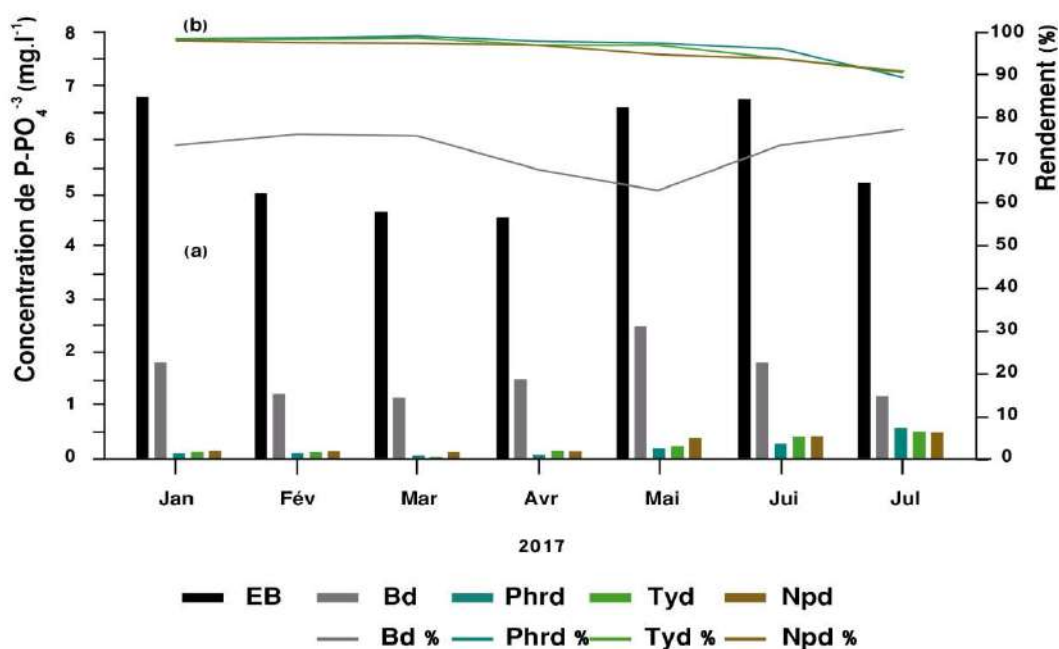


Figure 38 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de P-PO₄⁻³ en entrée et sortie du système 2, **(b) :** Rendements mensuels de la P-PO₄⁻³ moyenne

V.2.2.1.7.2. Variation du phosphore total (PT)

Au cours de la période d'étude, la concentration de phosphore total dans les eaux usées varie de 2,82 à 21,12 mg/l avec une moyenne de $7,29 \pm 3,34$ mg/l (Tableau 04). La performance d'élimination de phosphore total de deux biofiltres a été montrée aux figures 39 et 40. Les concentrations moyennes en phosphore total de Ba et de Bd étaient respectivement de $3,94 \pm 2,53$ et de $3,54 \pm 1,87$ mg/l, ce qui représente presque de la moitié de l'efficacité d'élimination du phosphore avec 46% et 52%. Une tendance similaire a été observée dans les marais filtrants pour la concentration de phosphore total dans le temps; notamment dans le second système. Les marais filtrants ont montré une réduction de la concentration de phosphore total dans tous les effluents et les efficacités d'élimination de phosphore total globales moyennes étaient respectivement de 87,72%, 69,88% et 81,94% pour Phra, Tya et Npa dans le premier système, 79,72%, 81,65% et 79,61% pour Phrd, Tyd et Npd respectivement dans le deuxième système. Selon les figures 39 et 40, le taux d'élimination du phosphore total le plus faible a été atteint en Avril, avec des valeurs de concentration élevées trouvées pour les deux systèmes et pour tous les effluents. Cela peut être dû à la hausse soudaine de température notamment dans les dernières semaines de ce mois. Kadlec (2016) a montré que le faible taux d'élimination du phosphore total en été s'expliquait par le fait que la température élevée avait une influence négative sur les processus d'accumulation de phosphore. Selon Deronzier et Choubert (2004), l'augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore par l'augmentation des vitesses de relargage / réabsorption de phosphore, où les mécanismes d'absorption et de relargage de phosphore pouvant être ralentis à faible température (8-10 °C). Le matériau filtrant dans les biofiltres n'élimine que le phosphore en particules dans l'influent. Par conséquent, la plus grande partie du phosphore devait être éliminée dans les zones humides artificielles par sédimentation particulaire du phosphore, absorption de la végétation et interception du matériau filtrant (Zhaoqian et al., 2015). Dans ce système intégré, le phosphore en particules était intercepté par le matériau filtrant dans les biofiltres (Zhaoqian et al., 2015). L'élimination du phosphore est principalement soumise aux processus d'absorption sur le support utilisé, et le phosphore peut être stocké dans les sédiments accumulés. Dans les zones humides artificielles, l'élimination du phosphore était principalement réalisée de deux manières: l'interception (y compris

les fonctions d'adsorption et de précipitation) et l'absorption par les plantes aquatiques (Lu et al., 2009).

Les principaux mécanismes responsables de l'élimination du phosphore sont l'adsorption et la précipitation du substrat, alors que l'absorption par les plantes contribue moins à l'élimination du phosphore. Ceci corrobore les résultats de (Sakadevan et Bavor., 1998), qui ont suggéré que l'élimination du phosphore primaire se faisait par le substrat, alors que l'absorption du phosphore par les plantes était faible dans les zones humides artificielles. L'assimilation et l'absorption des plantes ne contribuent que pour une faible part à l'élimination du phosphore dans les zones humides artificielles (Quan et al., 2016; Liang et al., 2017). D'après (Vymazal et al., 2000), L'élimination du phosphore dans les marais filtrant sous-surfacique à flux horizontal est étroitement liée aux propriétés physico-chimiques et hydrologiques du matériau filtrant, car le phosphore est principalement adsorbé ou précipité dans les milieux filtrants.

Cependant, la moyenne de la concentration de phosphore total au cours de cette étude dans les biofiltres et les marais filtrants est inférieure aux normes algériennes (JORA, 2006) spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur (10 mg/l) (Annexe 01, tableau 03), mais supérieure à celles des valeurs du journal officiel de l'OMS (1989) (Annexe, tableaux 02) fixée à (2 mg/l) pour uniquement les biofiltres.

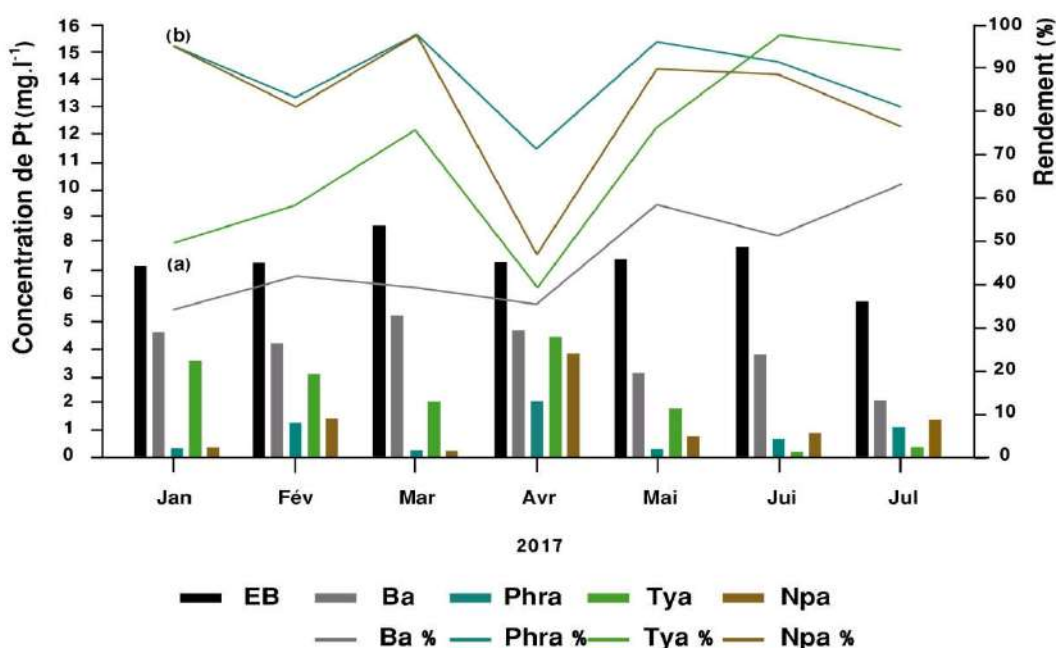


Figure 39 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de Pt en entrée et sortie du système 1, (b) : Rendements mensuels de la Pt moyenne.

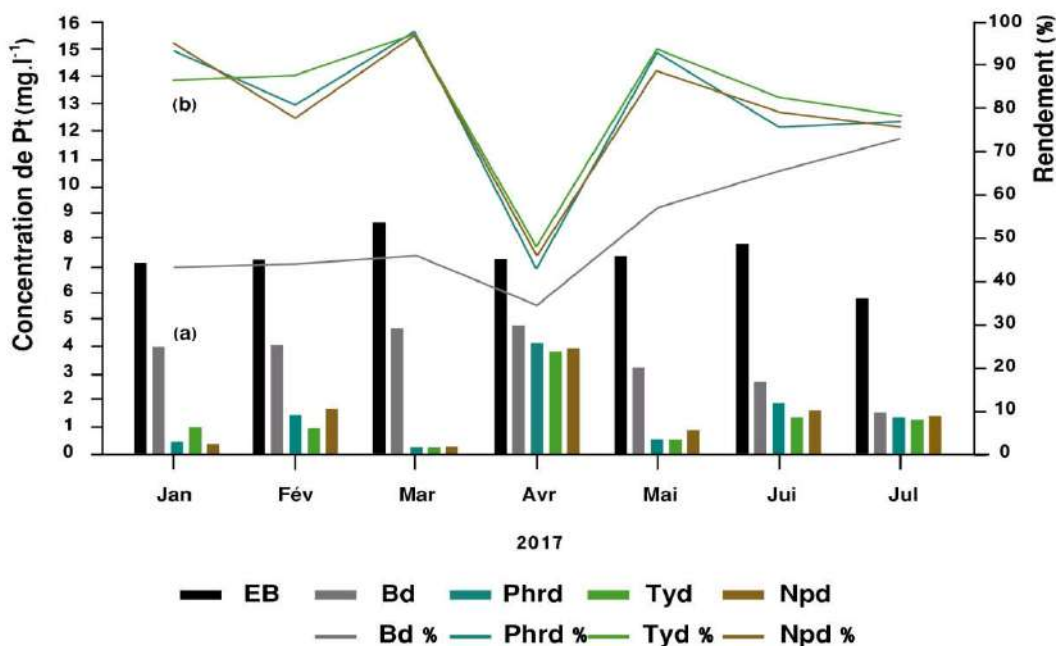


Figure 40 : (a) : Variations mensuelles des valeurs moyennes de Pt en entrée et sortie du système 2, (b) : Rendements mensuels de la Pt moyenne.

V.2.3. Comparaison des performances entre les systèmes 1 et 2

Afin de visualiser la performance des biofiltres et des zones humides artificielles plantés séparément avec *Phragmite australis*, *Typha latifolia* et sans plante dans tous les points de prélèvement, l'enlèvement moyen de MES, DCO, DBO₅, NO₃-N, NH₄-N, TKN, PO₄-P et PT a été comparé dans les deux systèmes (Figure 41 et 42).

L'efficacité de la matière en suspension (MES) des systèmes combinés de biofiltres et de zones humides était très élevée pour Npa, Ba et Tya dans le premier système (Figure 41) et pour Bd et Npd dans le second système (Figure 42). Dans Ba, Tya et Npa dans system1 et dans Bd et Npd dans system2, les rendements ont dépassé 80 %, alors que dans Phra et dans Phrd et Tyd, les rendements ont été dépassés de 70%. Les efficacités d'élimination de MES par ordre décroissant étaient : Npa (86,78%) Ba (86,64%) Tya (83,89%), Phra (77,04%) et Bd (89,23%) Npd (84,19%) Phrd (75,58%) Tyd (75,05%) dans les systèmes 1 et 2, respectivement. Par conséquent, dans cet essai, l'élimination des MES était moins performant par les plantes des deux systèmes. Alors que, les biofiltres et les zones humides non plantés ont été plus efficaces dans la réduction des MES, aucune différence significative d'efficacité entre les biofiltres et les zones humides n'a été observée (p 0.05).

En ce qui concerne la DCO, les figures 41 et 42 montrent qu'une forte élimination dépassant 90 % dans les zones humides plantés avec *Phragmite australis* et *Typha latifolia* dans les deux systèmes, tandis que dans les installations sans plantes étaient également élevés avec moins de performance. L'ordre décroissant d'élimination de la DCO était : Phra (91,07%) Tya (90,22%) Npa (88,52%) Ba (56,93%) pour le premier système, et Phrd (91,68%) Tyd (90,62%) Npd (87,81%) Bd (58,34%) pour le deuxième système. Ainsi, la présence de zones humides a entraîné une réduction supplémentaire de la DCO par rapport aux biofiltres. Dans cette expérience, l'efficacité d'élimination de la DCO était la même dans les deux systèmes (1 et 2). Selon le test ANOVA, des différences significatives dans l'élimination de la DCO ($p < 0,05$) ont été trouvées entre les étapes de traitement dans les deux systèmes.

Comme la montrent les figures 41 et 42, l'efficacité de la DBO₅ était élevée et supérieure à 80% dans tous les zones humides (plantés non plantés), alors que dans les biofiltres, l'élimination a été moindre avec une légère réduction observée dans le Ba que dans le Bd. Pour l'efficacité des biofiltres et des systèmes de zones humides combinés, l'abattement de la DBO₅ par ordre décroissant a été : Tya (89,39%) Phra (88,23%) Npa (86,37%) Ba (73,28%) pour le premier système, et Tyd (87,83%) Phrd (86,32%) Npd (82,81%) Bd (63,52%) pour le deuxième système. Dans cette étude, la proportion de réduction totale de DBO₅ dans chaque point d'échantillonnage des marais filtrants était supérieure à celle des biofiltres. Et comme observé entre les systèmes de zones humides, le taux d'élimination était plus faible dans les bassins non plantés que dans les bassins plantés, et la différence était significative entre tous les étapes de traitement dans les deux systèmes ($p < 0,05$).

Dans ce travail, la plus forte élimination de N-NO₃ a été observée dans les bassins de contrôle (Npa et Npd) dépassant 50% dans chaque système, et les taux d'élimination dans les biofiltres étaient supérieurs à ceux des bassins plantés, et en ce qui concerne les espèces végétales, *Phragmite australis* a montré plus d'efficacité dans le système 1 que dans 2. La suppression par ordre décroissant est : Npa (63,36%) Ba (51,05%) Tya (24,31%) Phra (22,24%) pour le premier système et Npd (57,50%) Bd (48,85%) Phrd (38,28%) Tyd (27,27%) pour le deuxième système, aucune différence statistiquement significative n'a été trouvée ($p < 0,05$) entre (Ba et Npa), (Bd, Phrd et Npd).

Selon les résultats obtenus, les meilleures performances de N-NH₄ ont été observées dans les bassins plantés par rapport aux bassins non plantés, avec une dominance par *Typha latifolia*. Ce système a contribué jusqu'à 65 et 54% de l'élimination du N-NH₄ dans les systèmes 1 et 2, respectivement (Figures 41 et 42).

L'ordre décroissant du système intégré d'élimination de N-NH₄ était le même que dans les deux systèmes: Tya (65,25%) vs Tyd (54,21%) Phra (55,54%) vs Phrd (42,64%) Npa (40,94%) vs Npd (34,95%) Ba (13,80%) vs Bd (9,03%) dans les systèmes 1 et 2, respectivement. Par conséquent, les rendements des zones humides artificielles étaient supérieurs à ceux des biofiltres, et les performances du premier système étaient meilleures que celles du second en ce qui concerne la suppression du N-NH₄, notamment dans les zones humides plantés avec *Typha latifolia*, aucune différence significative entre les eaux brutes et les biofiltres (Ba et Bd) a été observée (p 0.05).

La meilleure efficacité d'élimination de TKN dans cette expérience a été observée dans les eaux traitées sortant de marais filtrants comparés aux biofiltres, comme la montrent les figures 41 et 42, qui dépassait 50% dans tous les marais filtrants où les taux les plus élevés ont été observés dans les bassins plantés avec *Typha latifolia* dans les deux systèmes. Le taux de suppression par ordre décroissant était de :Tya (70,65%) Phra (62,98%) Npa (56,64%) Ba (21,30%) pour le premier système, et Tyd (66,50%) Phrd (52,25%) Npd (52,25%) Bd (26,95%) pour le deuxième système. Les résultats ont montré que les variations des concentrations en TNK étaient significatives entre tous les points d'échantillonnage des étapes de traitement (p 0,05).

En comparant avec les paramètres étudiés, les efficacités de P-PO₄ étaient les plus élevées, dépassant 95% dans toutes les zones humides avec une petite différence entre ces points d'échantillonnage. Les efficacités combinées par ordre décroissant sont : Tya (98,21%) Phra (96,58%) Npa (96,37%) Ba (67,26%) pour le premier système, et Phrd (96,42%) Tyd (96,10%), Npd (95,37%) Bd (72,02%) pour le deuxième système. En outre, les marais filtrants sont plus efficaces que les biofiltres pour éliminer le P-PO₄. En plus de cela, l'élimination dans Bd est plus efficace que Ba. Une différence statistiquement significative entre les concentrations d'entrée et de sortie de P-PO₄ a été observée à tous les stades des deux systèmes (p 0,05).

D'après les valeurs d'élimination de phosphore total, il est apparu que les zones humides artificielles éliminaient mieux le phosphore total que les biofiltres, où les rendements globaux étaient presque supérieurs à 70% dans le système 1 et supérieurs à 80% dans le système 2 (Figures 41 et 42). En outre, la suppression dans Tyd est supérieure à Tya et Bd a plus d'efficacité que Ba. Les rendements par ordre décroissant étaient: Phra (87,72%) Npa (81,94%) Tya (69,88%) Ba (46,01%) pour le premier système, et Tyd (81,65%) Phrd (79,73%) Npd (79,62%) Bd (51,77%) pour le deuxième système, une différence significative entre l'influent, les biofiltres et tous les zones humides artificielles de cette expérience ($p \leq 0,05$) a été observée.

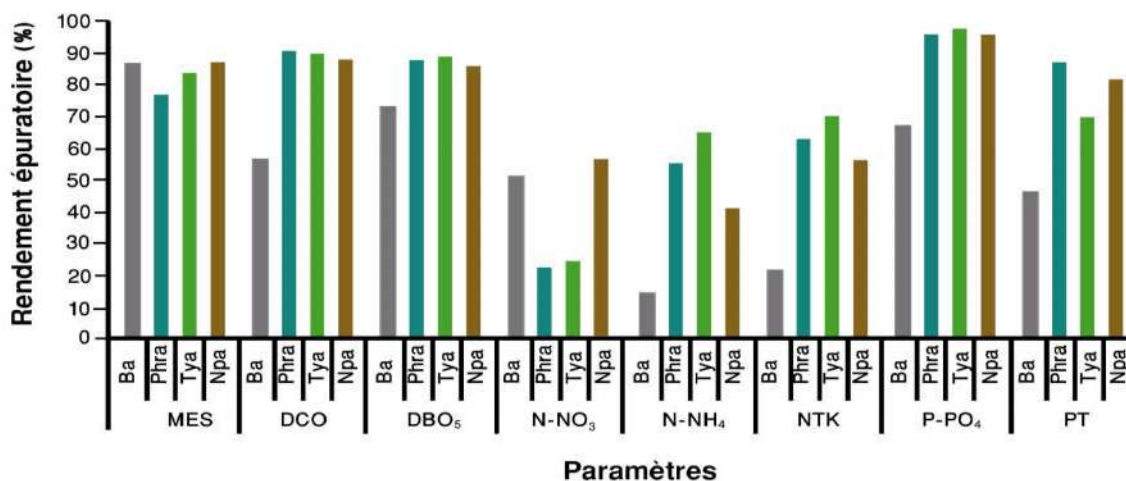


Figure 41 : Performances de traitement (rendements) totales et de biofiltre du premier système

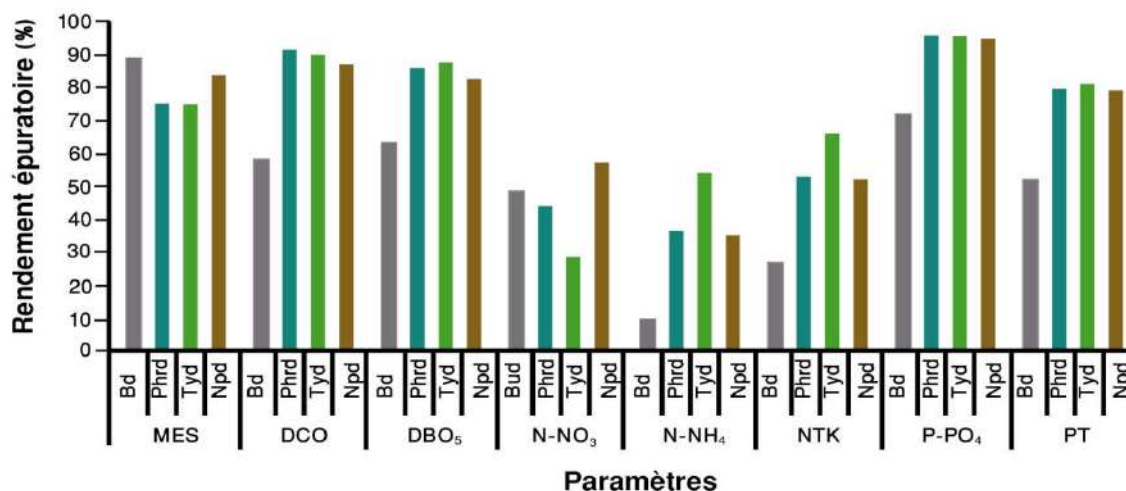


Figure 42 : Performances de traitement (rendements) totales et de biofiltre de deuxième système

Tableau 07 : Performances mensuelles de traitement (rendements) dans le système 1

Mois	MES				DBO ₅				DCO				N-NO ₃			
	Ba	Phra	Tya	Npa	Ba	Phra	Tya	Npa	Ba	Phra	Tya	Npa	Ba	Phra	Tya	Npa
Janvier	94,43	92,55	93,68	95,62	/	/	/	/	79,63	89,03	89,85	87,52	66,88	58,93	55,36	82,21
Février	92,59	86,97	88,40	88,64	83,77	95,27	94,59	91,89	74,82	83,09	84,61	81,73	52,41	25,63	28,10	79,49
Mars	94,13	89,58	89,06	90,88	82,66	92,72	90,53	89,80	68,91	91,86	92,97	90,76	66,27	56,00	60,09	66,82
Avril	74,04	71,26	75,64	83,76	82,31	92,52	91,16	91,84	47,70	93,25	93,52	92,40	47,69	6,43	3,93	80,65
Mai	79,02	78,63	89,31	90,78	71,93	89,47	88,89	85,38	51,17	90,57	90,99	90,28	37,68	3,61	16,13	55,86
Juin	88,27	72,58	83,10	87,91	54,62	72,27	84,03	78,99	48,26	95,65	90,49	89,71	60,34	0,67	3,47	67,58
Juillet	83,98	47,74	68,03	69,86	64,39	87,12	87,12	80,30	28,01	94,08	89,11	87,24	26,09	4,39	3,10	10,93
Mois	N-NH ₄				NTK				P-PO ₄				PT			
Janvier	15,06	55,94	57,55	26,39	35,04	83,09	77,90	69,33	66,12	99,17	99,04	98,37	34,32	95,22	49,74	95,10
Février	10,59	61,07	55,85	33,95	30,25	80,54	74,45	66,48	72,03	98,61	98,35	97,89	41,33	82,68	57,78	80,48
Mars	19,46	70,30	57,97	40,72	23,97	82,88	73,45	66,06	73,66	99,25	99,16	97,85	39,00	97,40	75,71	97,19
Avril	20,53	81,75	75,29	58,17	41,60	87,61	85,29	72,27	77,29	98,44	98,80	96,71	35,51	71,17	38,90	46,81
Mai	17,88	48,32	56,19	52,36	11,00	54,93	38,53	56,41	60,52	97,60	98,19	95,30	57,98	95,64	75,74	89,55
Juin	10,21	55,10	70,68	48,69	3,58	44,82	66,48	46,14	57,23	94,85	98,83	95,53	51,03	91,02	97,30	88,38
Juillet	2,87	16,27	83,25	26,32	3,69	7,00	78,48	19,81	63,95	88,12	95,12	92,94	62,91	80,94	94,01	76,08

Tableau 08 : Performances mensuelles de traitement (rendements) dans le système 2

Mois	MES				DBO ₅				DCO				N-NO ₃			
	Bd	Phrd	Tyd	Npd	Bd	Phrd	Tyd	Npd	Bd	Phrd	Tyd	Npd	Bd	Phrd	Tyd	Npd
Janvier	95,81	91,68	92,93	94,49	/	/	/	/	74,28	90,19	89,78	86,21	68,71	78,07	74,56	77,11
Février	92,77	86,25	87,69	87,39	83,77	92,56	92,56	89,86	76,56	86,90	83,41	80,80	57,90	63,18	34,59	71,95
Mars	91,24	89,17	90,51	90,47	82,66	88,34	87,62	83,97	77,25	88,70	93,24	89,52	66,74	59,50	61,91	64,90
Avril	80,13	69,98	74,89	78,21	74,15	91,16	88,44	90,48	61,01	93,67	92,17	90,47	57,25	56,39	1,35	76,04
Mai	87,18	82,13	85,68	91,71	38,01	88,89	88,30	84,21	40,49	93,29	91,82	89,30	29,89	4,20	8,42	60,14
Juin	91,46	69,45	46,60	79,62	41,18	78,15	80,67	68,07	46,88	96,34	95,54	91,69	28,28	5,40	5,11	44,44
Juillet	86,06	40,43	47,04	67,46	61,36	78,79	89,39	80,30	31,92	92,68	88,34	86,70	33,15	1,25	4,91	7,90
Mois	N-NH ₄				NTK				P-PO ₄				PT			
Janvier	1,17	40,61	35,61	12,33	40,89	77,04	73,03	65,65	73,19	98,33	98,32	97,86	43,52	93,27	86,19	94,83
Février	0,64	51,69	45,15	22,32	43,78	77,32	69,82	63,11	75,54	98,11	97,79	97,38	43,69	80,20	87,06	77,27
Mars	13,10	49,76	53,72	27,36	49,31	72,48	75,28	59,23	75,38	98,87	98,95	97,14	45,67	97,39	96,93	96,53
Avril	19,77	61,22	66,54	52,85	27,73	77,10	78,99	72,69	67,38	98,03	96,95	96,77	34,49	42,89	48,02	45,72
Mai	5,97	29,18	53,64	49,60	11,96	40,76	58,51	35,32	62,59	96,88	96,58	94,15	56,76	92,34	93,02	88,30
Juin	3,80	31,54	61,52	40,44	6,97	15,44	57,82	36,72	73,08	95,65	93,67	93,59	65,36	75,43	82,19	78,99
Juillet	18,78	34,45	63,32	39,71	8,03	10,54	52,02	33,04	77,01	89,06	90,43	90,70	72,94	76,57	78,13	75,69

V.2.4. Conclusion

La qualité et la quantité des eaux usées urbaines dépendent essentiellement de la quantité d'eau consommée (dotation journalière par habitant), du pourcentage de cette quantité qui se retrouve à l'égout et qui dépend des conditions climatiques, du niveau de vie de la population raccordée au réseau d'assainissement, des habitudes sociales et du type d'habitat.

Dans le cadre de l'évaluation du degré de pollution physico-chimique des eaux usées brutes de la ville de Touggourt, on peut constater que l'ensemble des paramètres étudiés (en particulier la DBO₅, la DCO et la MES) situent les eaux usées de rejets urbain de la ville de Touggourt dans la tranche de concentration faible à moyenne. Ceci est lié à la faible dilution de la matière organique (soluble ou en suspension) en raison de la consommation plus ou moins limitée d'eau par habitant en comparaison avec les pays développés, et la majorité des paramètres mesurés sont inférieurs aux normes Algériennes déterminants les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (JORA, 2009).

Les valeurs moyennes trouvées en MES, DBO₅ et DCO a révélé que la charge polluante des eaux usées brutes de la ville de Touggourt au niveau des rejets étudiés sont principalement organiques, et le rejet P2 est caractérisé par une charge polluante plus importante que les autres rejets dans la majeure partie de la période d'étude avec DCO (Moy = 369mg/l), DBO₅ (Moy = 135 mg/l), MES (Moy= 391mg/l), ainsi le rapport DCO/DBO₅ mesuré indique que les eaux usées rejetées dans le canal d'oued Righ sont biodégradables et purement d'origine domestique.

Généralement, les eaux usées évacuées à l'état brutes sans traitement préalable dans le canal d'Oued Righ sont inaptes à l'utilisation et peuvent avoir un impact environnemental considérable, Ces eaux usées entraînant la contamination des milieux récepteurs et par voie de conséquence, constituent une menace pour l'environnement et la santé des riverains. Donc, une gestion rationnelle des ressources en eau peut minimiser les risques environnementaux liés au rejet direct de ces eaux usées à l'état brut dans le milieu récepteur, et afin d'améliorer la qualité de ces eaux, la réalisation des stations dépuración s'impose. De ce fait, le traitement biologique peut aisément être adopté comme solution convenable pour le traitement de ces eaux de la zone d'étude.

Notre deuxième partie de recherche visait à concevoir un système naturel de traitement des eaux usées dans les zones arides en comparant différentes configurations d'écoulement d'eau et de performance des espèces agronomiques sur la base des valeurs de qualité de l'eau en suivant les approches de nombreux auteurs (Teck-Yee et al., 2009; Zhaoqian et al., 2015). Nos résultats montrent que le biofiltre à flux descendant vertical était plus efficace que le biofiltre à flux ascendant en ce qui concerne l'élimination de MES, DCO, NTK, PO₄-p et PT des eaux usées. En outre, *Typha latifolia* a obtenu de meilleurs résultats que *Phragmite australis* pour la plupart des paramètres de qualité de l'eau testés. Pour une espèce donnée, l'efficacité du système combiné était généralement plus élevée avec Phra que Phrd, et avec Tya que Tyd. De plus, l'expérience a démontré que les bassins plantés avec *Phragmite australis* et *Typha latifolia* représentaient le niveau d'élimination le plus élevé. Dans ce dernier cas, *Typha latifolia* a obtenu de meilleurs résultats que *Phragmite australis* pour la plupart des paramètres testés dans le premier système. L'efficacité des zones humides a montré que *Phragmite australis* contribuait grandement à l'élimination du phosphore total dans le premier système et de NO₃-N dans le second.

Dans le premier système intégré, l'élimination de la matière organique, de NO₃-N et du PO₄-P s'est principalement produite dans le biofiltre, alors que le NH₄-N, le TKN et le phosphore total ont été en grande partie éliminés dans les marais filtrants. Ces résultats sont en accord avec les travaux menés par Merino-Solís et al (2015) et aideront les gestionnaires de l'eau et de l'environnement à concevoir des systèmes appropriés.

Dans le deuxième système intégré, l'élimination de la matière organique, du PO₄-P et du phosphore total s'est principalement produite dans le biofiltre, tandis que l'élimination de l'azote a été réalisée par les marais filtrants, ces résultats sont similaires aux travaux de Jenssen et de Vrale (2004).

Globalement, nous concluons que pour l'efficacité d'élimination des polluants la plus élevée du système intégré, le premier système est meilleur que le second.

Dans les travaux futurs, la gestion de la qualité de l'eau dans les zones arides nécessite davantage de travaux de recherche pratiques pour assurer le traitement des eaux usées.

Premièrement, les essais expérimentaux doivent être testés selon le premier système, y compris les paramètres microbiologiques de la qualité de l'eau pour évaluer les performances du système.

Deuxièmement, le système fonctionnant en association avec les plantes *Phragmite australis* et *Typha latifolia* devrait être développé et les résultats devraient être comparés aux résultats réels, en supposant que les espèces locales n'augmenteront pas le coût total du système conçu.

Enfin, il serait intéressant d'optimiser le processus de biofiltration en testant deux systèmes en série et d'analyser également la durabilité du processus en tenant compte de l'encrassement possible des filtres.

Conclusion générale

Conclusion générale et perspectives

Ce travail a été réalisé dans la ville de Touggourt, située au sud –Est de l'Algérie, cette ville se caractérise par une forte urbanisation, conduisant à augmenter l'utilisation des eaux potables. Il en résulte une importante augmentation des volumes des rejets liquides et des flux de matières organiques polluantes qu'ils engendrent.

L'étude a permis en premier lieu de caractériser les eaux usées brutes de quatre communes de la ville de Touggourt au niveau de déversement de rejets des eaux usées dans le canal de Oued Righ. Le suivi a concerné sur les paramètres physicochimiques.

L'examen des paramètres analysés a montré que l'ensemble des paramètres étudiés (en particulier la DBO₅, la DCO et la MES) situent les eaux usées de rejets urbains de la ville de Touggourt dans la tranche de concentration faible à moyenne, dont la majorité des paramètres mesurés de la qualité de l'eau étaient conforme aux normes adoptées par la réglementation algérienne, déterminants les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (JORA, 2009).

Les valeurs moyennes trouvées en MES, DBO₅ et DCO a révélé que la charge polluante des eaux usées brutes de la ville de Touggourt au niveau des rejets étudiés sont principalement organiques, et le rejet P2 est caractérisé par une charge polluante plus importante que les autres rejets dans la majeure partie de la période d'étude, avec DCO (Moy = 369mg/l), DBO₅ (Moy = 135 mg/l), MES (Moy= 391mg/l), ainsi le rapport DCO/DBO₅ mesuré indique que les eaux usées rejetées dans le canal d'oued Righ sont biodégradables et purement d'origine domestique.

L'évacuation des eaux usées à l'état brutes sans traitement préalable dans le canal d'Oued Righ peut avoir un impact négatif sur l'environnemental et la santé publique. Ces eaux contiennent différents polluants qu'il faut les éliminer avant d'être rejetées en milieu naturel, et elles se doivent de respecter certaines normes de dépollution. Ces polluants sont éliminés par le biais de stations d'épuration. Il existe différents types de station d'épuration qui traite les eaux usées de différentes manières.

La seconde partie de notre travail concerne l'étude de l'efficacité de traitement des eaux usées de rejets urbains de la ville de Touggourt par un système naturel d'épuration intégré, composé de biofiltres (à flux ascendant ou descendant) liés en série avec un filtre planté de macrophyte (*Phragmite australis* ou *Typha latifolia*) à écoulement horizontal.

Les performances épuratoires de polluants sur le long de la filière de traitement ont été appréciées, et les résultats nous ont permis de déduire que :

- le biofiltre à flux descendant vertical était plus efficace que le biofiltre à flux ascendant en ce qui concerne l'élimination de MES, DCO, NTK, PO₄-p et PT des eaux usées.
- *Typha latifolia* a obtenu de meilleurs résultats que *Phragmite australis* pour la plupart des paramètres de qualité de l'eau testés.
- Pour une espèce donnée, l'efficacité du système combiné était généralement plus élevée avec Phra que Phrd, et avec Tya que Tyd.
- les bassins plantés avec *Phragmite australis* et *Typha latifolia* représentaient le niveau d'élimination le plus élevé par rapport aux bassins non plantés
- *Typha latifolia* a obtenu de meilleurs résultats que *Phragmite australis* pour la plupart des paramètres testés dans le premier système.
- L'efficacité des zones humides a montré que *Phragmite australis* contribuait grandement à l'élimination du phosphore total dans le premier système et de NO₃-N dans le second.
- Dans le premier système intégré, l'élimination de la matière organique, de NO₃-N et du PO₄-P s'est principalement produite dans le biofiltre, alors que le NH₄-N, le TKN et le phosphore total ont été en grande partie éliminés dans les marais filtrants.
- Dans le deuxième système intégré, l'élimination de la matière organique, du PO₄-P et du phosphore total s'est principalement produite dans le biofiltre, tandis que l'élimination de l'azote a été réalisée par les marais filtrants
- Comparativement entre les deux systèmes intégrés concernant l'efficacité d'élimination des polluants la plus élevée, le premier système est meilleur que le second.

Dans les travaux futurs, la gestion de la qualité de l'eau dans les zones arides nécessite davantage de travaux de recherche pratiques pour faire face au problème

du traitement des eaux usées. Ces travaux devront s'orienter vers l'amélioration des performances épuratoires des stations de traitement, selon les points suivants :

- les essais expérimentaux doivent être testés, y compris les paramètres microbiologiques de la qualité de l'eau, ainsi l'utilisation d'autres plantes épuratrices locales capables de vivre dans des conditions sahariennes pour évaluer les performances du système.
- le système fonctionnant en association avec les plantes *Phragmite australis* et *Typha latifolia* devrait être développé et les résultats devraient être comparés aux résultats réels, en supposant que les espèces locales n'augmenteront pas le coût total du système conçu.
- il serait intéressant d'optimiser le processus de biofiltration en testant deux systèmes en série et d'analyser également la durabilité du processus en tenant compte de l'encrassement possible des filtres.
- Application de ce genre d'épuration dans les zones rurales

*Références
bibliographiques*

Références bibliographique

- Abouelouafa, Mounia., El HALouani, Hassan., Kharboua, Mohammed., Berrichi, Abdelbasset., (2002). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm. Actes Inst. Agro.Vet (Maroc), Vol .22(3) :143-150.
- Achouri, F., (2003). Etude des performances épuratoires de la station d'épuration par lagunage naturel de l'oued Béni-Messous W. d'Alger, 85P.
- Adjahouinou, Dogbè. Clément., Yehouenou, Boni-face., Liady, Mouhamadou Nourou Dine., Didier, Fiogbe. Emile., (2014). Caractérisation bactériologique des eaux résiduaires brutes de la ville de Coto-nou (Bénin). Journal of Applied Biosciences, 78: 6705 – 6713.
- Agnieszka, Klink., Aurelia, Macioł., Magdalena, Wisłocka., Józef Krawczyk., (2013). Metal accumulation and distribution in the organs of *Typha latifolia*L. (cattail) and their potential use in bioindication. Limnologica, 43: 164-168.
- Akratos, C.S et Tsihrintzis, V.A., (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of HSF CWs. Ecol. Eng, 29: 173-191.
- Allagua, A., Ayari, Adel., Boutmedjet, S., Znati, N., Kaouachi, Nouha., BOualleg, Chahinez., (2014). Caractérisation physico-chimique et bactériologiques des eaux brutes et potables du Barrage Ain Dalia (Souk- Ahras). 1er Séminaire National sur la Santé et Bio-Surveillance des Ecosystèmes Aquatiques, Souk Ahras, Algeria.
- Alvarez, M.G., Tron, F., Mauchamp, A., (2005). Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*: 25-year reed dynamics in a Mediterranean marsh, Southern France. Wetlands, 25 : 639-647.
- Aoulmi, S., (2007). Conception de la station d'épuration dans la ville de Zeddine (W. Ain Defla, Algérie', 112p.
- Asano, T., (1998). Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1475P.
- Ávila, C., Garfí, M and García, J., (2013). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. Ecological Engineering, Vol. 61, Part A: 43-49.
- Aviron, V., Gerard, M., (2000). Réutilisation des eaux usées après traitement', Paris, France, 38p.
- Azami Idrissi, Youssef., Ali, Alemad., Saad, Aboubaker., Hajar, Daifi., Khadija, Elkharrim., Driss, Belghyti., (2015). Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal -Maroc. International Journal of Innovation and Applied Studies, Vol. 11 No. 3: 556
- Babaei, A. A., Azadi, R., Jaafarzadeh, N., Alavi, N., (2013). Application and kinetic evaluation of upflow anaerobic biofilm reactor for nitrogen removal from wastewater by anammox process. Iran. J. Environ. Health Sci. Eng. 10,20.

- Bachi, O.E, Halilat, M.T., Bissati S., (2016). Etude comparative de deux techniques d'épuration des eaux usées sous un milieu aride (Lagunage aéré et phyto-épuration) cas de la wilaya de Ouargla. *Revue des Bioressources*, Vol 6 N° 1 : 125-138
- Baptista, J.D.C., Donnelly, T., Rayne, D., Davenport, R.J., (2003). Microbial mechanisms of carbon removal in subsurface flow wetlands. *Water Science and Technology* 48(5):127-134.
- Bart, D., & Hartman, J.M., (2003). The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: new links to human activities. *Estuaries*, 26 : 436-443.
- Baumont, S., Jean, P., Lefranc, A., Franconi, A., (2004). 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, 169 P.
- Belghyti, Driss., El Guamri, Youssef., Ztit, Ghizlane., Ouahidi, Lahcen., Joti, Brahim., Harchrass, Ab-delatif., Amghar, Hammou., Bouchouata, Ouafae., El Kharrim, Khadija., Bounouira, Hamid., (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc, *Afrique Science* 05(2) :199 - 216.
- Belokda, W., (2009). Contribution à une gestion des effluents liquides hospitaliers, Université chouaib doukkali el jadida - master génie de l'environnement et santé.
- Belova, M., (1993). Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. *Hydrobiologia*, 251: 59-64.
- Benhacine, Ch., Doumblioukas, A., (1983). Irrigation agricole, Tipaza. 62P.
- Benkaddour, Batoul., (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Thèse doctorat. Université de Perpignan, Français. 193p.
- Bensmina-Mimeche, L., Debabeche, M., Seghairi, N., Benameur, N., (2013). Capacité de filtres plantes de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. *Courrier du Savoir – N°17*, Décembre 2013 : 33-37.
- Berland, J., Boutin, C., Molle, P., Cooper, P., (2001). Guide. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab)', 42p.
- Bharti, S., Bernajee, T.K., (2012). Phytoremediation of the coalmine effluent. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 81: 36-42.
- Bhupinder, Dhir., P, Sharmila., and P, Pardha. Saradhi., (2009). Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the Environment'. *Environmental Science and Technology*, 39: 754-781.
- Bliefert, C., Perraud, R., (2001). *Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets*. Bruxelles : de Boeck ; 2001 : 317-477.

- Boutayeb, Mohammed., Bouzidi, Abdelhamid., Fekhaoui, Mohammed., (2012). Etude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de cinq vil-les de la région de la Chaouia – Ouardigha (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 2012, n° 34 (2) : 145-150.
- Boutin, C., Eme, C., (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source'. 13eme congrès spécialisé IWA on Small Water and wastewater Systems, 2016, Athènes, Greece.
- Brix, H., Arias, C.A., (2005). Danish guidelines for small-scale constructed wetland system for onsite treatment of domestic sewage. Water Science and Technology 51(9):1-9.
- Brix, H., (1997). Domacrophytesplayarole in constructed treatment wetlands? Water Sci. Technol. 35; 11-17.
- Brouillet, J.L., Picot, B., Sambuco, J.P., Gaillard, L., Soteras, G., Valarie I., (2008). Ecotechniques d'assainissement des Eaux usées domestiques : Evolution et perspectives, XIIIe Congrès mondial de l'Eau, Montpellier, France, 17p.
- Bruno, W., (2008). Les déversements d'eaux usées'. Agence bruxelloise pour l'entreprise asbl, 7p.
- Burdick, D. M., & R. A, Konisky,. (2003). Determinants of expansion for Phragmites australis, common reed, in natural and impacted coastal marshes. Estuaries, 26: 407-416.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S. and Castro, P.M.L., (2009). Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with Typhalatifolia and Phragmitesaustralis. Bioresource Technology, Vol. 100 No. 13: 3205-3213.
- Canler, J.P., and Perret, J.M., (1994). biological aerated filters: assessment based on 12 sewage treatment plants. Wat.Sci.Technol., 29 (10-11): 13-32.
- Carlos, Lorenzo., (1999). Traitement d'effluent industriel par biofiltration, Etude d'applicabilité dans une usine agro alimentaire'. Mémoire; université de sherbrooke. Canada ; 100p.
- Carrand, G., (1989). Le Biofor, un nouveau procédé à cultures fixées'. Documentation interne, 7p.
- Catherine, J., (2004). Ouvrages composant une station d'épuration, dimensionnement des différents ouvrages d'une station d'épuration'. Institut Supérieur des Techniques de l'Eau (ISTE).46p.
- Cauchi, Hyvrard., Nakache, Schwartzbrod., Zagury, Baron., Carre, Courtois., Denis, Dernas, Larbaigt, Derangere., Martigne, Seguret., (1996). la réutilisation des eaux usées après épuration'. Techniques, Sciences et Méthodes, 2 : 81-118p.
- Cervantes, F.J., De la Rosa, D.A., Jorge, G., (2001). Nitrogen removal from wastewaters at low C/N ratios with ammonium and acetate as electron donors. Bioresour. Technol, 79: 165-170.

- Chambers, R. M., D. T. Osgood., D. J. Bart & F. Montalto., (2003). Phragmites australis invasion and expansion in tidal wetlands: Interactions among salinity, sulfide, and hydrology. *Estuaries*, 26: 398-406.
- Chen, T.Y., Kao, C.M., Yeh, T.Y., Chien, H.Y., Chao, A.C., (2006). Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: a pilot-scale study. *Chemosphere*, 64 : 497-502.
- Choubert, J.M., Martin-Ruel, S., Budzinsky, H., Miège, C., Esperanza, M., Soulier, C., Lagarrigue, C., Coquery, M., (2011) 'Évaluer les rendements des stations d'épuration. Apports méthodologiques et résultats pour les micropolluants en filières conventionnelles et avancées', *Techniques Sciences Méthodes*, 2011, vol. 1/2: 44-62.
- Choudhary, A.K., Kumar, S., Sharma, S., (2011). Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. *Elix. Pollut.* 37:3666-3672.
- Chris, Derry., Basant, Maheshwari., (2015). Wastewater treatment by a modular, domestic-scale reed bed system for safe horticultural irrigation. *Science of the Total Environment*, 537 :243-249.
- Christina Vohla., Margit Kõiv., H. John Bavor., Florent Chazarenc., (2011). Ülo Mander. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands- A review. *Ecological Engineering*, 37 : 70-89.
- Cirelli, G.L, Consoli. S, Licciardello; F, Aiello. R, Giuffrida. F, and Leonardi. C; (2012). Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agric. Water Man-age.*, 104:163-170.
- Claudio, Leto., Teresa, Tuttolomondo., Salvatore, La Bella., Raffaele, Leone., Mario, Licata., (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland - phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering* 61 : 282-291.
- Crites, R., Tchobanoglous, G., (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales, para núcleos pequeños y descentralizados*. Vol II. McGraw-Hill Inc., Colombia.
- Darajeh, N., Idris, A., Truong, P., Abdul Aziz, A., Abu Bakar, R., Che Man, H., (2014). Phytoremediation potential of vetiver system technology for improving the quality of palm oil mill effluent. *Adv. Mater. Sci. Eng.* Volume 2014, Article ID 683579, 10 pages.
- De la Varga, D., Ruiz, I., Soto, M., (2013). Winery wastewater treatment in subsurface constructed wetlands with different bed depths. *Water Air Soil Pollut.* 224 (4) : 1-13.
- De Laat, Joseph., (2018). Pourquoi et comment traiter les eaux usées urbaines ?, *Encyclopédie de l'Environnement*, (en ligne ISSN 2555-0950) url : <http://www.encyclopedie-environnement.org/?p=5771>).
- De Rozari, P., Greenway, M., El Hanandeh, A., (2016). Phosphorus removal from secondary sewage and septage using sand media amended with biochar in

- constructed wetland mesocosms. *Science of the Total Environment*, Vol. 569: 123-133.
- Degremont., (2005). *Mémento technique de l'eau*, 10 ème édition, Ed. Lavoisier, Paris.
- Deronzier, G., Choubert J. M., (2004). *Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique*. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales FNDAE n° 29. Paris : Cemagref : 24-35.
- Deronzier, G., Schetrite, S., Racault, Y., Canler, J-P., Lienard, A., Hédut, A., Duchene, Ph., (2001). *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*, FNDAE n° 25. Document technique, 79p.
- Ding, Y., Song, X., Wang, Y., Yan, D., (2013). *Effect of supplying a carbon extracting solution on denitrification in horizontal subsurface flow constructed wetlands*. *Korean J. Chem. Eng.* 30:379-384.
- Donlan, M.. (2002). *Biofilms: Microbial Life on Surfaces*, *Emerging Infectious Diseases*, 8: 881-890.
- Dotro, G., Fort, R., Barak, J., Mones, M., Vale, P., Jefferson, B., (2015). *Long-term performance of constructed wetlands with chemical dosing for phosphorus removal*. In: *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*. (ed) V.J., (ed. Springer Science + Business Media B.V.: Dordrecht, Netherlands: 273-292.
- Dotro, Gabriela., Langergraber, Günter., Molle, Pascal., Nivala, Jaime., Puigagut, Jaume., Stein, Otto., Sperling, Marcos von., (2017). *Biological Wastewater Treatment Series*, volume 7, *Treatment Wetlands*. IWA Publishing. 154p.
- Duguet, J-P., Bernazeau, F., Cleret, D., Gaid, A ., Laplanche, A ., Moles, J ., Montiel, A ., Riou, G ., Simon, P., (2006) *'Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine'*. 1 ère édition. ASTEE (Association scientifique et technique pour l'environnement).
- Ecologs., (2017). *Phytoépuration : créer un filtre planté'*. Livre ; Build Green - France.
- Edeline, F., (1993). *L'épuration biologique des eaux théorie & technologie des réacteurs*. Liège Belgique : Cebedoc. 303p.
- Edwards, A., Kay, D., Lowe, N.N., Stapleton, C., Watkins, j., Wyer, M. (2006). *A literature review of the efficacy of natural systems in removing faecal indicator bacteria'*. Environment agency northwest region and UK water industry research (UKWIR). 250 pp.
- El Aazzouzi, N., (2008). *Récupération sélective, traitement et réutilisation des eaux grises d'un bain public (Hammam) pour l'arrosage des espaces verts, cas du projet pilote de la ville de El Attaouia'*, IAV Hassan II, Rabat, Maroc, 97p.
- El Guamri.Y., Belghyti. D, M Cisse. M., El Kharrim, K., Sylla, I., Raweh, S., Barkia, H., Hassouni, T., et Jamber, A., (2007). *Etude physico-chimique et parasitologique des*

eaux usées destinées à l'irrigation du périmètre peri-urbain de Fouarât (Kenitra, Maroc. *Agronomie Africaine*, 19 (3) : 251 - 261.

- El Ouali Lalami, Abdelhakim., Bekhti, Khadija., Berrada, Sanae., Zanibou, Allaf., Fadil, Fatima., Merzouki, Mohammed., (2013). Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc. *Revue Agrobiologia*, 04 : 54-63.
- El Rhazi, O., Habib, R., (2007). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation', université Cadi Ayyad, faculté des sciences - Semlalia, Maroc, 23 P.
- Engloner, A., (2009). Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) - A review. *Flora*, 204 : 331-346.
- Esser, Dirk., (1989). Contribution à la compréhension des mécanismes d'élimination des phosphates pour des systèmes d'épuration rustiques à cultures fixées (lits à macrophytes, lits d'infiltration-percolation), 81 p.
- Faby, J.A., Brissaud, F., (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 76 p.
- Fauteux, A., (2002). Des roseaux contre les eaux usées. *Revue de la science au Québec*. Nouvelle édition 220 p.
- Florentina, Zurita., Jose, de Anda., Marco, A. Belmont., (2006). Performance of Laboratory-Scale Wetlands Planted with Tropical Ornamental Plants to Treat Domestic Wastewater. *Water Qual. Res. J. Canada*, Vo, 41, No. 4 :410-417.
- Franck, R., (2002). Analyse des eaux : Aspects réglementaire et techniques. Edition CRDP Aquitaine décembre.
- Gabriela, Vacca., Helmut, Wandb., Marcell, Nikolausza., Peter, Kuschka., Matthias, Ka., (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands', *Water Research* 39: 1361-1373.
- Gaëlle, Deronzier., Sylvie, Schétrite., Yvan, Racault., Jean-Pierre, Canler., Alain, Liénard., Alain, Héduit., Philippe, Duchène., (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. (Cemagref), Document technique, FNDAE n° 25.79p.
- Gagnon, V., F. Chazarenc, Y. Comeau et J. Brisson., (2013). Effect of plant species on sludge dewatering and fate of pollutants in sludge treatment wetlands. *Ecological Engineering*, Vol 61, part B: 593-600.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J.M., (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater'. *Water Research* 38:1669-1678.
- Gautry, Jean-Yves., Bailly, Alain., (2012). Phytoremédiation et phytoépuration : de nouvelles perspectives pour les taillis à courtes rotations'. FCBA institut technique, France, 15p
- Georgios, D.G., Marta, P.V., Mathaios, T., Christos, A., Greivin, P.-R., Mario, M.-M., Verónica, L.-F., Carlos, E.R.-R., Zisis, V. and Vassilios, A.T., (2018). Low-cost approaches for

- the removal of terbuthylazine from agricultural wastewater: constructed wetlands and biopurification system", *Chemical Engineering Journal*, Vol. 335: 647-656.
- Ghrabi, A., Bousselmi, L., Masi, F., Regelsberger, M., (2011). Constructed wetland as a low cost and sustainable solution for wastewater treatment adapted to rural settlements: the chorfech wastewater treatment pilot plant. *Water Sci. Technol.* 63 (12): 3006-3012.
- Ghulam, Mujtaba., Muhammad, Rizwan., Kisay, Lee., (2017). Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 49 :145-151.
- Grace, J. B., Harrison, J. S., (1986). The biology of Canadian weeds. 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. And *Typha xglauca* Godr. *Can. J. Plant Sci.* 66: 361-379.
- Guodong, Ji., Chunguang, Heb., Yufei, Tan., (2013). The spatial distribution of nitrogen removal functional genes in multimedia biofilters for sewage treatment. *Ecological Engineering* 55 : 35- 42.
- Hamaidi-Chergui, F., Zoubiri, A.F., Hamaidi, M.S., Debib, A, Kais, H., (2016). Evaluation de l'efficacité de la station d'épuration de Médéa (Algerie). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°26, Juin 2016: 113-128.
- Harmsen, J., (1983). Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Env. Sci. and Tech.* 17 (6): 699.
- Haslam, S., (1971). The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* 35:1059
- Haslam, S. M., (1972). *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L.,? *Phragmites australis*(Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology*, 60: 585-610.
- Hassoune, El Mostafa., Bouzidi, Abdelhamid., Koulali, Yahia., Hadarbach, Driss., (2006). Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 2006, n°28 : 61-71.
- Hazourli, S., Boudiba, L., Ziati, M., (2007). Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 06, Décembre 2007: 45-55.
- Healy, M.G., Rodgers, M., Mulqueen, J., (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters'. *Bioresource Technology* 98: 2268-2281.
- Henze, M., Hrrremoés, P., Janseen, J. and Arvin, E., (1997). *wastewater treatment: Biological and chemical process'*. 2 nd ed, Springer. Berlin.
- Heritage, A., Pistillo, P., Sharma, K.P., Lantzke, I.R., (1995). Treatment of primary settled urban sewage in pilot-scale vertical flow wetland filters: comparison of

- four emergent macrophyte species over a 12 month period. *Water Sci. Technol*, 32: 295-304.
- Hontonho, E. J. Deguenon., Martin, P. Aina., Akuemaho, V. O. Akowanou., Dominique, C. K. Sohounhloue., (2016). Purifying performances of different plants in domestic waste water treatment with reed beds. *International Journal of Biosciences*. Vol. 9, No. 4:335-344.
- Hu, Y., He, F., Ma, L., Zhang, Y., Wu, Z., (2016). Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. *Bioresour. Technol.*207: 339-345
- Hudon, C., Gagnon, P., & Jean, M., (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, 12: 347-357.
- Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kusch, P., Richnow, H.H., (2009). Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere* 74: 349-362.
- Iwai, S., Kitao, T., (1994). *Wastewater treatment with microbial films*, Lancaster', Technomic INC., 184 p.
- Iwema, Arthur., Raby, Dominique., Lesavre, Jacques., Boutin, Catherine., Dodane, Pierre. Henri., (2005). *Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes, recommandations techniques pour la conception et la réalisation'*, Version N°1, Groupe macrophytes et traitement des eaux, 44p.
- Jenssen, P.D., Vrale, L., (2004). *Greywater treatment in combined biofilter/constructed Wetlands in cold climate"*, in Werner, C. (Ed.), *Ecosan-Closing the Loop*, Lübeck, 875-881
- Jenssen, Petter. D., Krogstad, Tore., Paruch, Adam. M., Mæhlum, Trond., Kinga, Adam., Arias, Carlos, A., Heistad, Arve., Jonsson, Lena., Hellström, Daniel., Brix, Hans., Yli-Halla, Markku., Vråle, Lasse., Valve, Matti., (2010). *Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries - Performance and reuse of filter media'*, *Ecological Engineering*, Volume 36, Issue 12: 1651-1659.
- Jingtao, Xu., Cong, Li., Fang, Yang., Zhong, Dong., Jian, Zhang., Yingcan, Zhao., Pengyu, Qi., Zhen, Hu., (2011). *Typha angustifolia* stress tolerance to wastewater with different levels of chemical oxygen demand. *Desalination*, 280 : 58-62.
- Jodoin, Y., C. Lavoie, P. Villeneuve, M. Thériault, J. Beaulieu., F. Belzile., (2008). *Highways as corridors and habitats for the invasive common reed Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 45: 459-466.
- JORA., (2006). *Journal officiel de la république Algérienne: Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur.*
- JORA., (2009). *Journal officiel de la république Algérienne N°36 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.*

- JORA., (2012). Journal officiel de la république Algérienne: Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées : Arrêté interministériel du 02 Janvier 2012.
- Julie, Corriveau., (2009). Étude des concentrations toxiques de nitrite dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole. Thèse doctorat, 144p.
- Kadaverugu, R., Shingare, R.P., Raghunathan, K., Juwarkar, A.A., Thawale, P.R., Singh, S.K., (2016). The role of sand, marble chips and Typha latifolia in domestic wastewater treatment-a column study on constructed wetlands. Environ.Technol, 1-8.
- Kadlec, R., Wallace, S., (2009). Treatment Wetlands, 2nd. ed. CRC Press, Boca Raton.
- Kadlec, R.H., (2016). Large Constructed Wetlands for Phosphorus Control: A Review. Water 8, 243.
- Kadlec, R. H., S. D. Wallace., (2008). Treatment Wetlands, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, 893 p.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control - Processes, Performance, Design and Operation. IWA Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing, London, UK.
- Kanbouchi, I., Souabi, S., Chtaini, A., Aboulhassan, M.A., (2014). Évaluation de la pollution des eaux usées mixtes collectées par le réseau d'assainissement de la ville de Mohammedia : Cas d'un collecteur principal. Les technologies de laboratoire - 2014, Volume 8, N°34 : 162-171.
- Keith, R. Hench., Gary, K. Bissonnetea., Alan, J. Sexstonea., Jerry, G. Colemanb., Keith, Garbuttb., Jeffrey, G. Skousena., (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands', Water Research, 37 : 921-927.
- Kendouci, Mohammed. Amine., Kharroubi, Benali., Maazouzi, Abdelhak., Bendida, Ali., (2013). Study of physic-chemical quality of wastewater discharged into the natural environment the case of Bechar River Algeria. Energy Procedia ,36 : 287 - 29.
- Khattabi, H., (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont. (Belfort, France) ; Thèse doctorat, 173p.
- Kim, Y., Tanaka, K., Lee, Y., Chung, J., (2008b). Development and application of kinetic model on biological anoxic/aerobic filter. Chemosphere 70: 990-1001.
- Klomjek P, Nitorisavut S. 2005. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. Chemosphere 58:585-593.

- Kone, D., (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre: état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement', Thèse de doctorat, Lausanne, 170 P.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Kone, D., Montangero, A., Heins, U., Strauss, M., (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Sci. Technol* :51, 119-126.
- Korkusuz, E.A., Beklioglu, M., Demirer, G.N., (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecol. Eng.*24: 187-200.
- Kovacic, D.A., Twait, R.M., Wallace, M.P., Bowling, J.M., (2006). Use of created wetlands to improve water quality in the midwest-lake blooming case study. *Ecol. Eng.* 28(3): 258-270.
- Labeled, B., Bebb, A. A., Gherraf, N., (2014). Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *Juncus effusus* in an arid climate. *Res. J. Pharm. Biol. Chem. Sci.* . 2014; 5(6): 95-103.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., Pressl, A., (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 48: 25-34
- Lauschmann, R.E., Lechner, M., Ertl, T., Langergraber, G., (2013). Experiences with pre-precipitation of phosphorus in a vertical flow constructed wetland in Austria. *Water Science and Technology* 67:2337-2341.
- Lazarova, V., and Manem, J., (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Clinical Biochemistry*, 29: 2227-2245.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., Bella, S.L., Leone, R., (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland-phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecol. Eng.* 61: 282-291.
- Li, S., Lissner, J., Mendelssohn, I.A., Brix, H., Lorenzen, B., Mckee, K.L., Miao, S., (2010). Nutrient and growth response of cattail (*Typha domingensis*) to redox intensity and phosphate availability. *Ann.Bot.*105: 175-184.
- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Shutes, B., Cheng, X. and Chen, X., (2017). Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands: plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors", *Chemosphere*, Vol. 187: 52-61.
- Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S. and Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review", *Bioresource Technology*, Vol. 214:797-805.
- Lombard, Latune. R., Molle, P., (2017). Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée'. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles, 72 p.

- Lominchar, M.A., Sierra. M.J., Millán. R., (2015). Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere* 119 : 994-999.
- Loudadji, D., (2007). Etude de la capacité d'utilisation des eaux de la station d'épuration de Koléa à des fins d'irrigation', ENSH, Algérie, 108P.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., Zhu, L. and Shan, H.D., (2009). Removal mechanism of phosphate from aqueous solution by fly ash", *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 161 No. 1: 95-101.
- Lyubenova, L., Pongrac, P., Vogel-Mikus, K., Mezek, G.K., Vavpetic, P., Grlj, N., Regvar, M., Pelicon, P., Schröder, P., (2013). The fate of arsenic, cadmium and lead in *Typha latifolia*: a case study on the applicability of micro-PIXE in plant ionomics. *J. Hazard. Mater.*: 248-249, 371-378.
- Maddison, M., K. Soosaar, L. Lõhmus., U. Mander., (2003). *Typha* populations in wastewater treatment wetlands in Estonia: biomass production, retention of nutrients and heavy metals. In Mander, U., C. Vohla & A. Poom (eds), *Proceedings of Conference on Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale*. University of Tartu, Tartu: 274-281.
- Maheu-Giroux, M., S. de Blois., (2007). Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landscape Ecology*, 22: 285-301.
- Maine, M. A., H. Hadad., G. Sa´nchez., S. Caffaratti., C. Bonetto., (2006). Removal efficiency in a constructed wetland for wastewater treatment from a tool factory. In Dias, V. & J. Vymazal (eds), *Proceedings of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. MAOTDR, Lisbon: 1753-1761.
- Mal, T.K., Narine, L., (2004). The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84: 365-396.
- Malin, S., Shuhong, W., Jing, S., (2018). Environmental regulations, staff quality, green technology, R&D efficiency, and profit in manufacturing", *Technological Forecasting & Social Change*, Vol. 133: 1-14.
- Malin, S., Shuhong, W., Kaiya, W., (2016). Environment-biased technological progress and industrial land-use efficiency in China's new normal", *Annals of Operations Research*, Vol. 268 Nos 1-2: 245-440.
- Maltais, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F., (2009). Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Res.* 43: 535-545.
- Mander, Ü., Teiter, S., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Öövel, M., Nurk, Augustin, J., (2003). Nitrogen and phosphorus budgets in a subsurface flow wastewater treatment wetland. In: Brebbia, C.A. (Ed.), *Water Resources Management*. IWIT Press, Southampton, Boston
- Memotec n°40., (2006). La biofiltration dans les filières d'épuration, La biofiltration des eaux usées'. GLS. Paris. 2p.

- Menka, Kumari., B.D, Tripathi., (2015). Efficiency of Phragmites australis and Typha latifolia for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 112 (2015) :80-86.
- Mercoiret, Léa., (2010). Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 Equivalent Habitants. Rapport Final. Cemagref, France, 55p.
- Merino-Solís, M.L., Villegas, E., De Anda, J., López-López, A.; (2015). The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: an anaerobic filter with a constructed wetland. *Water*, Vol. 7 No. 3: 1149-1163.
- Metahri, Mohamed. Saïd., (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 de doctorat, 142p.
- Metcalf et Eddy Inc., (2003) 'wastewater Engineering: treatment, Disposal and reuse'. 4th ed., Mc Graw-Hill, Washinton, USA.
- Metcalf et Eddy., (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Mac Graw Hill Inc., New York, pp: 372, 403-406, 927-934 and 939.
- Michel, E., Deves, A., (2003). Énergie photovoltaïque, Application au traitement de l'eau potable et des eaux usées en zones rurales', FNDAE n°12, Document technique 53p.
- Miloš, Rozkošný., Michal, Kriška., Jan, Šálek., Igor, Bodík., Darja, Isteni., (2014). Natural Technologies of Wastewater Treatment', GWP CEE.138p.
- Mimeche, Leila., (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,164p.
- Miquel, g., (2003). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, tome I, 198 p.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., (2004). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems'. In international conference on wetlands systems for water pollution control, Seop 27-30, 2004 Avignon (2004) (France).
- Morani, F., Giardini, L., (2009). Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation. *Ecol. Eng.*, 35: 643-653.
- Nour, A., (2007). Traitement biologique des eaux usées par les bactéries anaérobies butyriques (*clostridium butyricum*) qui produisent de l'hydrogène'. Laboratoire de polyclinique central d'El Bayadh, Ghardaïa - Algérie, 8 p.
- Numan, R. Mizye., 2013. Challenges to treated wastewater reuse in arid and semi-arid areas. *environmental science & policy.*, 25:186 -195.
- OMS., (1989). Organisation mondiale de la santé: Normes de rejets d'une station d'épuration, Concentration maximales autorisées en DBO5, DCO et MES.

- ONEP., (1998). Approche de la typologie des eaux usées urbaines au Maroc. ONEP et GTZ. Rabat.
- Onur. Can, Türker., Cengiz, Türe., Harun, Böcük., Arzu, Çiçek., Anıl, Yakar., (2016). Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetlands. *Ecological Engineering* 88 : 143-152.
- Ounoki, S., Achour S., (2014). Evaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°20, Décembre 2014 : 247-258.
- Padoley, K.V., Mudliar, S.N., Pandey, R.A., (2008). Heterocyclic nitrogenous pollutants in the environment and their treatment options-an overview. *Bioresour. Technol.* 99:4029-4043.
- Papaevangelou, V.A., Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., (2012). Evaluation of evapotranspiration in small on-site HSF constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health Part A* 47:766-785.
- Papaevangelou, Vassiliki. A., Gikas, Georgios. D., Tsihrintzis, Vassilios. A., Antonopoulou, Maria., Konstantinou, Ioannis. K., (2016). Removal of Endocrine Disrupting Chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 294 : 146-156.
- Pascal Molle., Julie Vincent., Stéphane Troesch., Gilles Malamaire., (2013). Les lits de séchage de boues plantés de roseaux pour le traitement des boues et des matières de vidange. Guide de dimensionnement et de gestion. 2011 – Ecotechnologies et pollutions- Action 30. Onema- Irstea. 82p.
- Paul, J.W., Beauchamp, E.G., (1989). Denitrification and fermentation in plant-residue-amended soil. *Biol. Fert. Soils*, 7, 303.
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J., Puigagut, J., (2011). The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: an experimental evaluation. *Water Res.* 45: 3579-3589.
- Peng, L., Hua, Y., Cai, J., Zhao, J., Zhou, W., Zhu, D., (2014). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in a pilot-scale integrated vertical-flow wetland treating primary domestic wastewater. *Ecol. Eng.* 64 : 285-290.
- Petit, David., (2012). Développement d'une nouvelle approche d'enlèvement de l'azote ammoniacal des eaux usées domestiques, Montréal, 125p.
- Pi, N., Tam, N.F.Y., Wong, M.H., (2010). Effects of wastewater discharge on formation of Fe plaque on root surface and radial oxygen loss of mangrove roots. *Environ. Pollut.* 158 (2) : 381-387.
- Prigent, Stéphane., (2012). Optimisation du traitement de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques adapté aux filtres plantés de roseaux. Thèse de Doctorat. Ecole des Mines de Nantes. France. 229p.

- Pujol, R., (1991). L'épuration par biofiltration, CEMAGREF, Paris, ministère de l'agriculture D.E.R.F), 52 p.
- Quan, Q., Shen, B., Zhang, Q., Ashraf, M.A., (2016). Research on phosphorus removal in artificial wetlands by plants and their photosynthesis. *Braz. Arch. Biol. Techn.* <http://doi.org/10.1590/1678-4324-2016160506>.
- Rachule, Y., Schetrite, S., (1998) 'Influence de la saison sur l'abattement de l'azote en lagunage naturel', Article présenté au colloque pollutec par Cemagref.
- Ranbin Liu., Yaqian Zhao., Liam Doherty., Yuansheng Hu., Xiaodi Hao., (2015). A review of incorporation of constructed wetland with other treatment Processes. *Chemical Engineering Journal*, 279: 220-230.
- Reddy, K. R., (1983). Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. *J Environ Qual.* 12(1) : 137-141.
- Remili, Sadia et Kerfouf, Ahmed., (2013). Évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral ouest algérien). *Physio-Géo - Géographie Physique et Environnement*, volume VII : 165-182.
- Reza, Bakhshoodeh., Nadali, Alavi., Monireh, Majlesib., Pooya, Paydary., (2017). Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 105 ; 7-14.
- Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S., Legaigneur, V., (2009). Exploitation des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. *Gestion des périodes d'arrêt. L'eau, l'industrie, les nuisances.* N° 325 : 59-67.
- Rodier, J., (2005). *L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*, Ed. Dunod, 9ème Edition, Paris.
- Rodier, J., Bazin, C., Chambon, J-P., Champsaur, H., Rodi, L., (1996). *L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eau résiduaires, eau de mer : 8eme édition.* (Edition- Dunod, tec, Paris 1996).
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. and Coll., (2009). *L'analyse de l'eau, 9e éd'*, ISBN: 978-2-10-054179-9, DUNOD, Paris, 1526p.
- Rodrigues, A.C., Boroski, M., Shimada, N.S., Garcia, J.C., Nozaki, J., Hioka, N., (2008). Treatment of paper pulp and paper mill wastewater by coagulation-flocculation followed by heterogeneous photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 194: 1-10.
- Rodriguez-Hernandez, M.C., Bonifas, I., Alfaro-De la Torre, M.C., Flores-Flores, J.L., Bañuelos-Hernández, B., Patiño-Rodríguez, O., (2015). Increased accumulation of cadmium and lead under Ca and Fe deficiency in *Typha latifolia*: A study of two pore channel (TPC1) gene responses. *Environmental and Experimental Botany* 115 : 38-48.
- Saeed, T., Sun, G., (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental

- parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manage.* 112 : 429-448.
- Saifi, Hadjer., Saifi, Rayane., Benabdelkader, Messaouda., Saidi, Mouldi., & Mabrouk, Yassine., (2018). Impact des Stations d'Épuration des Eaux Usées sur l'Environnement. 5ème Séminaire International sur les Energies Nouvelles et Renouvelables. Unité de Recherche Appliquée en Energies Renouvelables, Ghardaïa – Algeria 24 - 25 Octobre 2018.
- Sakadevan, K., and Bavor, H.J., (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems", *Water Research*, Vol. 32 No. 2: 393-399.
- Salghi, R., (2004). Différents filières de traitement des eaux' ; université IBN ZOHR, Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir (ENSA Agadir) Maroc, 22P.
- Seoáñez-Calvo, M., (1999). Aguas Residuales: tratamiento por humedales artificiales, fundamentos científicos, tecnologías, diseño. Editorial Mundi-Prensa, España. 326 p.
- Sérigne, Mbaye., (2011). Couplage hydrodynamique - biomasse dans les procédés de dépollution. Approche locale des mécanismes de croissance et d'adhésion/détachement de micro-organismes sur substrats solides'. Autre. Université de Grenoble. Français.
- Serrano, L., de la Varga, D., Ruiz, I., Soto, M., (2011). Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. *Ecol. Eng.* 37 (5) :744-753.
- Sevrin, J., Noue, J., Proulx, D., (1995). Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Paris. Tec & Doc. Lavoisier, 118p.
- Shi, Q.Q., Zhang, J., Zhang, C.L., Nie, W., Zhang, B., Zhang, H.Y., (2010). Adsorption of Basic Violet 14 in aqueous solutions using KMnO₄-modified activated carbon. *J. Colloid Interface Sci.* 343: 188-193.
- Shilton, A., (1996). Ammonia volatilization from a piggery pond. *Water. Sci. Tech.* 33(7): 183-189
- Shuhong, W., Hui, Y. and Malin, S., (2018). Assessing the efficiency of environmental regulations of large-scale enterprises based on extended fuzzy data envelopment analysis", *Industrial Management & Data Systems*, Vol. 118 No. 2: 463-479
- Soyoung, Lee., Marla, C. Maniquiz-Redillas., Jiyeon, Choi., Lee-Hyung, Kim., (2014). Nitrogen mass balance in a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. *Journal of Environmental Sciences.* 26 : 1260-1266.
- Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, M.K., Bederski, R.A., Müller, H., Moormann, H., (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 22:93-117.
- Strong, P.J., Bruggess, J.E., (2008). Treatment methods for wine-related and distillery wastewaters: a review. *Bioremediation J.* 12 (2): 70-87.

- Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P., (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-I removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Res.* 29:17-26.
- Tanner, C.C., (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* 44: 9-17.
- Teck-Yee, Ling., Kasing, Apun., Siti-Rubiah, Zainuddin., (2009). Performance of a Pilot-Scale Biofilters and Constructed Wetland with Ornamental Plants in Greywater Treatment *World Applied Sciences Journal* 6 (11): 1555-1562.
- Türker, O.C, Vymazal, J., Türe. C., (2014). Constructed wetlands for boron removal: a review. *Ecol. Eng.*, 64:350-359.
- USEPA., (2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, USA.
- Vasquez, E. A., E. P. Glenn., J. J. Brown., G. R. Guntenspergen., S. G. Nelson., (2005). Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series*, 298: 1-8.
- Vassiliki, A. Papaevangelou., Georgios, D. Gikas., Vassilios, A. Tsihrintzis., Maria, Antonopoulou., Ioannis, K. Konstantinou., (2016). Removal of Endocrine Disrupting Chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 294 : 146-156
- Vera, L., Martel, G., Márquez, M., (2013). Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucía, Gran Canaria Island, Spain. *Ecological Engineering*, 50: 21- 30.
- Vergeles, Y., Vystavna, Y., Ishchenko, A., Rybalka, I., Marchand, L., Stolberg, F., (2015). Assessment of treatment efficiency of constructed wetlands in East Ukraine. *Ecol. Eng.* 83 : 159-168.
- Vigne, E., (2007). Étude et modélisation dynamique d'un procédé par biofiltration en nitrification tertiaire. Thèse de l'université Laval. Québec, 450 p
- Vilagines, R., (2003). *Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie*, 2è édition, Editions Tec & Doc, 198 p.
- Vincent, Gagnon., Jacques, Brisson., (2014). *Les marais filtrants (eaux usées)*. Société québécoise de phytotechnologie', *Fiches techniques de la SQP*. 12p.
- Vincent, Rocher., Catherine, Paffoni., Alexandre, Gonçalves., Sam, Azimi., Michel Gousailles., (2008). La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP', *Revue des Sciences de l'Eau*, 21(4) : 475-485
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., Mander, Ü., (2007). Phosphorus retention capacity in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Sci. Total Environ.* 380:66-74.

- Vohla, Ch., Koiv, M., Bavor, J.H., Chazarenc, F., Mander, U., (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. *Ecol. Engineering*, 37: 70 - 89.
- Von, Sperlingm., (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*, IWA Ed., London.
- Vymazal, Jan., Br ezinová, Tereza., (2016). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 290: 232-242.
- Vymazal, J., (1999). Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow-can we determine the key process. In: *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 17p.
- Vymazal, J., (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35: 1-17.
- Vymazal, J., (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674: 133-156.
- Vymazal, J., (2005). Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. *Jenviron.Ssci.Health* 40: 1355-1367.
- Vymazal, J., (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands”, *Science of the Total Environment*, Vol. 380 Nos 1-3: 48-65.
- Vymazal, J., (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* 18: 633-646.
- Vymazal, J., (2004). Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air Soil Pollut.: Focus* 4: 657-670.
- Vymazal, J., (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. *Ecol. Eng.* 73: 724-751
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Grüneberg, B., Kern, J., (2000). Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in sub-surface flow constructed wetlands. In: *7th International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control*, vol. 1, University of Florida, Grosvenor Resort, Lake Buena Vista, Florida, November :11-16, 113-20.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., (2008a). Is concentration of dissolved oxygen a good indicator of processes en filtration beds of horizontal-flow constructed wetlands? In: *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. Springer, Czech Republic: 311-317.
- Vymazal, J., Kröpfelova, L., (2008b). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*; Alloway B.J., Trevors J.T., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2008; Volume 14, pp. 40, 277-278.
- Vymazal, J., (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment, *Water*, 2: 530-549

- Wallace, S.D., Knight, R.L., (2006). Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements; Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, VA, USA: 4-21
- Wang, Mo., Dong, Qing. Zhang., Jian, Wen. Dong., Soon, Keat. Tan., (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate-A review, J. Environ.Sci. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>.
- WHO and UN-Water., (2014). Investing in water and sanitation: increasing access", Reducing Inequalities, UN-Water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking-Water. GLAAS 2014 Report, World Health Organization, Geneva.
- Wilcox, K.L., Petrie, S.A., Maynard, L.A., Meyer, S.W., (2003). Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* Long Point, Lake Erie, Ontario. Journal of Great Lakes Research, 29: 664-680.
- Wu, S., Austin, D., Liu, L., Dong, R., (2011). Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. Ecol.Eng. 37: 948-954.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H., (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. Bioresour. Technol. 175: 594-601.
- Wu, S., Kusch, P., Wiessner, A., Müller, J., Saad, R.A.B., Donga, R., (2013). Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. Ecol. Eng., 52: 278-289.
- Yalcuk, Arda., Ugurlu, Aysenur., (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. Bioresource Technology, 100 : 2521-2526.
- Yi., L., Jiao, W., Chen, X., Chen, W., (2011). An overview of reclaimed water reuse in China. J. Environ. Sci., 23 (10): 1585-1593.
- Yuan, H.P., Nie, J.Y., Zhu, N.W., Miao, C. and Lu, N., (2013). Effect of temperature on the wastewater treatment of a novel anti-clogging soil infiltration system. Ecological Engineering, Vol. 57: 375-379
- Yumei, Hua., Lian, Peng., Shaohui, Zhang., Kate, V. Heal., Jianwei, Zhao., Duanwei, Zhu., (2017). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecological Engineering, 108: 70-77.
- Zerdi, Saad., (2017), Identification de plantes épuratrices locales et leur utilisation dans l'épuration des eaux usées de la région d'el oued, thèse doctorat, 166p.
- Zhang, J., Shi, Q.Q., Zhang, C.L., Xu, J.T., Zhai, B., Zhang, B., (2008). Adsorption of Neutral Red onto Mn-impregnated activated carbons prepared from *Typha orientalis*. Bioresour. Technol. 99: 8974-8980.
- Zhaoqian, J., Rui, H., Yong, H., Qigui, N., Shiwei, C. and Yu-You, L., (2015)., Practice of integrated system of biofilter and constructed wetland in highly polluted surface water treatment", Ecological Engineering, Vol. 75: 462-469.

- Zhe, Kong. LuLi., Chuanping, Feng., Shanshan, Dong., Nan, Chen., (2016). Comparative investigation on integrated vertical-flow biofilters applying sulfur-based and pyrite-based autotrophic denitrification for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 211 : 125-135.
- Zhen-Gang, Ji., Kang-Ren, Jin., (2016). An integrated environmental model for a surface flow constructed wetland: Water quality processes. *Ecological Engineering*, 86 : 247-261
- Zobeidi, Ammar., Bebba, Ahmed. Abdelhafid., (2015). Seasonal variations of physical, chemical parameters in a wastewater treatment plant by aerated lagoons at Southern-East of Algeria. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 6(3) : 1097-1102.
- Zurita, F., de Anda, J., Belmont, M.A., (2006). Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water. Res.* 41: 410-417.

Annexes

Annexes

Annexe 01 : Norme d'analyse des paramètres physicochimiques

Tableau 01: Les normes des eaux usées rejetées selon l'OMS (1971)

Paramètres	Bonne ou très bonne qualité	Qualité acceptable	Qualité médiocre	Mauvaise ou très mauvaise
O ₂ dissous mg/l	>5	≥3	≥1	<1
O ₂ dissous %	≥70	≥50	≥10	<10
DBO ₅ mg / l	≤5	≤10	25	>25
DCO mg / l	≤25	≤40	80	>80
NO ₃ mg / l	≤25	≤50	80	>80
NH ₄ ⁺ mg / l	≤0.5	≤2	8	>8
NO ₂ ⁻ mg / l	≤0.3	≤1	>1	-
NTK mg / l	≤2	≤3	10	>10
PO ₃₋₄ mg / l	≤0.5	≤1	2	>2
MES mg / l	≤70	-	>70	-
Phosphore total mg / l	≤0.3	≤0.6	1	>1
Conductivité	≤2	-	2000	-
Ph	≥6.5 et ≤ 8.5	-	<6.5 ou >8.5	-

Tableau 02 : Normes de rejets d'une station d'épuration, Concentration maximales autorisées en DBO5, DCO, MES, azote et phosphore (OMS, 1989).

Paramètres	Concentration maximale autorisé
DBO5	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l*

* Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mmg/l

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg/jour	Concentration maximale autorisé
Zone sensible à l'azote	NGL*	600 à 6000	15 mg/l
		6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6000	2 mg/l
		6000	1 mg/l

*Ces exigences se réfèrent à une température du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12 °C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales

Tableau 03 : Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur
(Journal officiel de la république Algérienne, 2006).

PARAMETRES	VALEURS LIMITES	UNITES
Température	30	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg/l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg/l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Etain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

(*) Valeurs fixées par le décret exécutif n° 93-160 du Juillet 1993

Tableau 04 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. JORA 2009.

18	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 36	27 Joumada Ethania 1430 21 juin 2009
<p>Art. 10. — L'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques est retirée dans les cas suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> — non-respect des obligations et prescriptions fixées par la décision autorisant le déversement ; — lorsqu'il est fait obstacle à l'accomplissement des contrôles opérés dans les conditions fixées par le présent décret ; — cessation d'activité de l'établissement au titre de laquelle l'autorisation de déversement a été octroyée. 		
<p>CHAPITRE II CONTROLES</p>		
<p>Art. 11. — Des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyse peuvent être effectués à tout moment dans le regard de branchement de l'établissement par les représentants de l'administration de wilaya chargée des ressources en eau afin de vérifier si les caractéristiques des eaux usées déversées dans le réseau public d'assainissement ou dans la station d'épuration sont conformes aux valeurs maximales fixées par le présent décret.</p>		
<p>Art. 12. — Lorsque les résultats d'analyse montrent que les eaux usées ne sont pas en conformité avec les valeurs fixées dans la décision d'autorisation, l'administration de wilaya chargée des ressources en eau met en demeure le propriétaire de l'établissement de prendre, dans le délai qu'elle lui aura fixé, l'ensemble des mesures et actions à même de rendre le déversement conforme aux prescriptions de l'autorisation.</p>		
<p>Art. 13. — A l'expiration du délai fixé par la mise en demeure indiquée à l'article 12 ci-dessus, et faute par le propriétaire de l'établissement de se conformer à la mise en demeure, les administrations de wilaya chargées des ressources en eau et de l'environnement doivent procéder à la fermeture de l'établissement jusqu'à exécution des mesures prescrites, et ce, sans préjudice des poursuites judiciaires prévues par la législation en vigueur.</p>		
<p>Art. 14. — Les analyses d'échantillons d'eaux usées autres que domestiques prévues à l'article 11 ci-dessus sont effectuées par des laboratoires agréés par le ministre chargé des ressources en eau.</p>		
<p>CHAPITRE III DISPOSITIONS FINALES</p>		
<p>Art. 15. — Les installations de prétraitement existantes doivent être mises en conformité avec les prescriptions du présent décret dans un délai n'excédant pas un (1) an après la date de publication du présent décret au <i>Journal officiel</i>.</p>		
<p>Art. 16. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p>		
<p>Fait à Alger, le 17 Joumada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009.</p>		
Ahmed OUYAHIA.		
ANNEXE		
Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration		
PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)	
Azote global	150	
Aluminium	5	
Argent	0,1	
Arsenic	0,1	
Béryllium	0,05	
Cadmium	0,1	
Chlore	3	
Chrome trivalent	2	
Chrome hexavalent	0,1	
Chromates	2	
Cuivre	1	
Cobalt	2	
Cyanure	0,1	
Demande biochimique en oxygène (DBO5)	500	
Demande chimique en oxygène (DCO)	1000	
Etain	0,1	
Fer	1	
Fluorures	10	
Hydrocarbures totaux	10	
Matières en suspension	600	
Magnésium	300	
Mercur	0,01	
Nickel	2	
Nitrites	0,1	
Phosphore total	50	
Phénol	1	
Piom	0,5	
Sulfures	1	
Sulfates	400	
Zinc et composés	2	
<p>* Température : inférieure ou égale à 30° C * PH : compris entre 5,5 et 8,5</p>		

Tableau 05: Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation:
Arrêté interministériel du 02 Janvier 2012

1. Paramètres physico-chimiques

	PARAMETRES	UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE
Physiques	pH	—	6.5 ≤ pH ≤ 8.5
	MES	mg/l	30
	CE	dS/m	3
	Infiltration le SAR = $\sigma - 3$ CE		0.2
	3 - 6	dS/m	0.3
	6 - 12	ou mS/cm	0.5
	12 - 20		1.3
	20 - 40		3
Chimiques	DBO5	mg/l	30
	DCO	mg/l	90
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10
	AZOTE (NO3 - N)	mg/l	30
	Bicarbonate (HCO3)	meq/l	8.5
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0
	Arsenic	mg/l	2.0
	Béryllium	mg/l	0.5
	Bore	mg/l	2.0
	Cadmium	mg/l	0.05
	Chrome	mg/l	1.0
	Cobalt	mg/l	5.0
	Cuivre	mg/l	5.0
	Cyanures	mg/l	0.5
	Fluor	mg/l	15.0
	Fer	mg/l	20.0
	Phénols	mg/l	0.002
	Plomb	mg/l	10.0
	Lithium	mg/l	2.5
	Manganèse	mg/l	10.0
	Mercur	mg/l	0.01
	Molybdène	mg/l	0.05
	Nickel	mg/l	2.0
	Sélénium	mg/l	0.02
Vanadium	mg/l	1.0	
Zinc	mg/l	10.0	

(*) : Pour type de sols † texture fine, neutre ou alcalin.

Annexe 02 : Productions scientifiques

Publications internationales

2019: Khaled Amiri, Tarik Hartani and Aziez Zeddouri. (2019) The assessment of an integrated bio-filter systems for the wastewaters treatment in arid regions (Touggourt, Algeria), Management of Environmental Quality: An International Journal, V 30, Issue 4: 890-908, <https://doi.org/10.1108/MEQ-05-2018-0095>

Séminaire international

Amiri Khaled, Hartani Tarik, Zeddouri Azeiz, Bekkari Naçeur Eddine, Débbakh Abd Errezak (2019) Wastewater treatment of combined system of biofilter and constructed wetland in arid region (Touggourt-Algeria). Poster, in 2^{eme} séminaire international sur l'hydrologie et l'environnement (SIHE), université de Ouargla, Algérie. Du 15 au 17 octobre 2019.