

Université Mohamed Khider-Biskra
Faculté des sciences et de la technologie
Département : Génie civil et hydraulique
Réf :



جامعة محمد خيضر - بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم: الهندسة المدنية والري
المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention

Du diplôme de

Doctorat LMD en : Hydraulique

Spécialité (option) : Science de l'eau et de l'environnement

Le rôle des différents types de matériaux des filtres plantés à macrophytes sur l'élimination simultanée de la pollution phosphatée et azotée contenue dans les eaux usées.

Présentée par :

BELHADJ Khouloud

Soutenue publiquement le : 13/05/2025

Devant le jury composé de :

Pr. Youcef Leila	Professeur	Président	Université de Biskra
Dr. Mimeche Leila	MCA	Encadrant	Université de Biskra
Dr. Hecini Lynda	Directeur de recherche	Co-encadrant	CRSTRA
Pr. Seghairi Nora	Professeur	Examineur	Université de Biskra
Dr. Ouakouak Abdelkader	MCA	Examineur	Université d'ElOued

Remerciement

Au terme de ce travail, je voudrais tout d'abord adresser ma profonde gratitude et remerciement à Madame ***MIMECHE Leila***, Maitre de conférences "A" à l'université de Biskra, ma directrice de thèse, je suis tellement reconnaissante par ses suivis, son énorme soutien et son confiance dont j'ai bénéficié pour mener mes travaux de recherche.

Un grand remerciement à Madame ***YOUCEF Leila***, Professeur à l'université de Biskra, qui m'a honoré en acceptant de présider le jury de cette thèse.

J'adresse aussi mes sincères remerciements aux membres du jury : Madame ***SEGHAIRI Nora***, Professeur à l'université de Biskra, Monsieur ***OUAKOUAK Abdelkader*** Professeur à l'université d'EL Oued, qui ont accepté d'examiner, d'évaluer et d'enrichir mes travaux. Mes plus profondes reconnaissances pour l'attention et le temps qu'ils ont porté à ce manuscrit.

Je tiens à remercier également Madame ***HECINI Lynda*** pour ses précieuses informations qu'elle m'a apportées tout au long de ces années, elle m'a inculqué beaucoup de qualités humaines et un énorme soutien professionnel. Je la remercie également, pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses conseils avisés qui resteront à jamais gravés dans ma mémoire.

Je remercie également tout le personnel de l'ADE de Biskra.

Mes remerciements vont à tout le personnel que j'ai côtoyé durant ma recherche au sein de Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides " CRSTRA " - Biskra, auprès desquelles j'ai trouvé l'accueil chaleureux, l'aide et l'assistance dont j'ai eu besoin.

Je tien à remercier également le chef de département et tout le personnel de département de Génie Civil et Hydraulique université de Biskra.

Aussi Je remercie en particulier mes sœurs (**NOUR EL-HOUDA**, **WAFI** et **AMINA**) et mon frère **AMIR**, pour l'appui constant qu'ils m'ont accordé dans toute ma vie.

Et puisqu'il est de tradition de garder la meilleure pour la fin, j'adresse une mention spéciale à ceux qui m'ont fait preuve de patiences et de sacrifices, ceux qui y ont vécu et subits mes moments de doute et mes moments de joies et sans qui, ce travail n'aurait pu aboutir, mes adorables parents **FOUDHIL** et **NADIA**, Une chose est sûre, je n'aurais rien pu faire sans eux, MERCI infiniment et que Dieu les protège.

Dédicace

A mes très chers parents

A mon frère et mes sœurs, à toute ma famille

A tous ceux qui me sont chers

Résumé

Les systèmes de zones humides artificielles constituent une alternative économique au traitement des eaux usées dans les pays en développement. Par conséquent, afin d'atteindre les objectifs de l'étude liés à l'élimination de la pollution azotée et phosphatée dans les eaux usées municipales de la région de Biskra à l'aide de substrats locaux dans des conditions arides, nous avons préparé un dispositif expérimental de zones humides à écoulement vertical. Cette étude explore l'efficacité des substrats tels que le gravier, le sable, et l'argile plantées de *Phragmites australis* pour éliminer l'azote et le phosphore. Aussi elle met l'accent sur l'utilisation combinée du sable, qui a montré son efficacité dans les premiers essais par rapport aux autres substrats, et le charbon actif commercial pour améliorer leur rendement. La plante est bien poussée dans tous les substrats, augmentant significativement l'efficacité de dépollution.

Les taux d'élimination de NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-} étaient respectivement de 93,54%, 68,63% et 80,59% dans le filtre à gravier planté, et de 89,63%, 66,26 % et 72,56% dans le filtre à argile planté. Enfin, le filtre à sable planté a démontré les meilleures performances, avec des taux d'élimination de 95,43% pour les NH_4^+ , 74,45% pour les NO_2^- et 77,64% pour les PO_4^{3-} .

Pour les nitrates, leur concentration a augmenté dans tous les filtres en raison de la conversion complète de l'ammonium en nitrates.

Les taux d'élimination observés dans le filtre à gravier planté étaient de 84,38% pour la DBO_5 , 77,45% pour la DCO et 83,30% pour les MES. Le filtre à argile planté a enregistré des performances légèrement inférieures, avec des taux d'élimination de 75,22% pour la DBO_5 et 71,14 % pour la DCO. En revanche, le filtre à sable planté s'est distingué par des résultats supérieurs, atteignant 89,59% pour la DBO_5 , 85,80% pour la DCO et 86,63% pour les MES.

Le sable combiné avec le charbon actif commercial, (10% de charbon), a amélioré l'efficacité grâce à des mécanismes tels que l'adsorption et la dégradation microbienne, avec des taux d'élimination allant jusqu'à 95,71% pour NH_4^+ , 80,38% pour PO_4^{3-} , 75% pour NO_2^- et 86,39% pour la DCO. Pour les nitrates, aucune augmentation significative n'a été constatée, ce qui indique que le carbone organique libéré par le charbon actif a été efficacement exploité dans le processus de dénitrification.

Bien que prometteuse, l'étude est préliminaire. Les auteurs recommandent des recherches plus approfondies pour confirmer que le charbon actif est une solution durable et économique pour le traitement des eaux usées.

Mots Clés : Eaux usées, Zone humide à écoulement vertical, Substrats, Charbon actif commercial, *Phragmites Australis*, Azote, Phosphore.

Abstract

Constructed Wetlands systems provide an economical alternative to wastewater treatment in developing countries. Therefore, in order to achieve the objectives of the study related to the removal of nitrogen and phosphorus pollution in municipal wastewater from the city of Biskra using local substrates in arid conditions, we prepared an experimental vertical flow constructed wetland system. This study explores the efficiency of substrates such as gravel, sand, and clay planted with *Phragmites australis* to remove nitrogen and phosphorus. Also it emphasizes the combined use of sand, which showed promising results in initial trials, compared with other substrates, and commercial activated carbon to improve their performance.

The plant grew well in all substrates, significantly increasing pollutant removal efficiency.

The removal rates of NH_4^+ , NO_2^- , and PO_4^{3-} were 93.54%, 68.63%, and 80.59%, respectively, in the planted gravel filter, and 89.63%, 66.26%, and 72.56% in the planted clay filter. Finally, the planted sand filter demonstrated the best performance, with removal rates of 95.43% for NH_4^+ , 74.45% for NO_2^- , and 77.64% for PO_4^{3-} .

For nitrates, their concentration increased in all filters due to the complete conversion of ammonium into nitrates.

The removal rates observed in the planted gravel filter were 84.38% for BOD_5 , 77.45% for COD, and 83.30% for TSS. The planted clay filter showed slightly lower performance, with removal rates of 75.22% for BOD_5 and 71.14% for COD. In contrast, the planted sand filter achieved superior results, with removal rates of 89.59% for BOD_5 , 85.80% for COD, and 86.63% for TSS.

The combination of sand with commercial activated carbon (10% carbon), improved efficiency through mechanisms such as adsorption and microbial degradation, achieving removal rates of up to 95.71% for NH_4^+ and 80.38% for PO_4^{3-} .

While promising, this study is preliminary. The authors recommend further research to confirm that activated carbon is a sustainable and cost-effective solution for wastewater treatment.

Keywords: Wastewater, Vertical flow constructed wetland, Substrates, Commercial activated carbon, *Phragmites australis*, Nitrogen, Phosphorus.

ملخص

نظم الاراضي الرطبة الاصطناعية تعتبر بديلا اقتصاديا لمعالجة مياه الصرف الصحي في البلدان النامية. لذلك، ولتحقيق أهداف الدراسة المتعلقة بإزالة التلوث النيتروجيني و الفوسفاتي من مياه الصرف الصحي البلدية في منطقة بسكرة باستخدام ركائز المحلية في ظروف قاحلة، أعدنا نموذجا تجريبيا للأراضي الرطبة ذات الجريان العمودي. تستكشف هذه الدراسة فعالية الركائز مثل الحصى والرمل والطين المزروعة بنبات *Phragmites australis* لإزالة النيتروجين والفوسفور. وتركز الدراسة على الاستخدام المشترك للرمل، الذي أظهر فعاليته في التجارب الأولى، مقارنة بالركائز الأخرى، والفحم النشط التجاري لتحسين أدائها.

نمت النباتات بشكل جيد في جميع أنواع الركائز، مما زاد بشكل كبير من كفاءة إزالة التلوث. أما معدلات الإزالة لـ NH_4^+ و NO_2^- و PO_4^{3-} ، فكانت على التوالي 93.54%، و68.63%، و80.59% في المرشح المزروع بالحصى، و89.63%، و66.26%، و72.56% في المرشح المزروع بالطين. أخيرًا، أظهر المرشح المزروع بالرمل أفضل أداء، حيث بلغت معدلات الإزالة 95.43% لـ NH_4^+ ، و74.45% لـ NO_2^- ، و77.64% لـ PO_4^{3-} .

بالنسبة للنترات، زادت تركيزاتها في جميع المرشحات نتيجة التحويل الكامل للأمونيوم إلى نترات. بلغت معدلات الإزالة في المرشح المزروع بالحصى 84.38% DBO_5 ، و77.45% DCO ، و83.30% MES . أما المرشح المزروع بالطين، فقد سجل أداء أقل قليلًا، بمعدلات إزالة بلغت 75.22% لـ DBO_5 و71.14% لـ DCO . في المقابل، تميز المرشح المزروع بالرمل بنتائج أفضل، حيث وصلت معدلات الإزالة إلى 89.59% لـ DBO_5 ، و85.80% لـ DCO ، و86.63% لـ MES .

ساهم الرمل الممزوج بالفحم النشط التجاري 10% من الفحم، في تحسين الكفاءة بفضل آليات مثل الامتزاز والتحلل الميكروبي، حيث بلغت معدلات الإزالة 95.71% لـ NH_4^+ ، و80.38% لـ PO_4^{3-} ، و70% لـ NO_2^- ، و86.39% لـ DCO . أما بالنسبة للنترات، فلم تُلاحظ أي زيادة كبيرة، مما يشير إلى أن الكربون العضوي الناتج عن الفحم النشط تم استغلاله بفعالية في عملية إزالة النترات.

على الرغم من النتائج الواعدة، تبقى الدراسة مبدئية. ويوصي الباحثون بإجراء المزيد من الدراسات لتأكيد أن الفحم النشط هو حل مستدام واقتصادي لمعالجة مياه الصرف الصحي.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف الصحي، أراضي رطبة ذات جريان عمودي، ركائز، فحم نشط تجاري، *Phragmites australis*، نيتروجين، فوسفور.

Table de matière

Dédicace	
Remerciement	
Résumé	
Abstract	
المخلص	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Abréviations	
Introduction générale	1

Partie 1 : Synthèse Bibliographique.

Chapitre I : les zones humides artificielles (CWs) : Technologie de traitement, configuration et mécanismes

I.1. Introduction	3
I.2. Zones humides naturelles (NWs)	3
I.3. Zones humides artificielles (CWs)	4
I.3.1. Développement historique des CWs	4
I.3.2. Technologie de traitement par les CWs	7
I.3.2.1. CWs pour le traitement des eaux usées domestiques.....	7
I.3.2.2. CWs pour le traitement des eaux usées agricoles	7
I.3.2.3. CWs pour le traitement des eaux usées industrielles	8
I.3.2.4. CWs pour le traitement des eaux pluviales	9
I.4. Composantes des CWs	9
I.4.1. Rôle des composants des CWs	10
I.4.1.1. Support de remplissage (Matériaux de remplissage)	10
I.4.1.2. Végétaux des CWs	12
I.4.1.3. Microorganisme.....	13
I.5. Différentes configurations des CWs.....	14
I.5.1. CWs à écoulement horizontal superficiel (CWEHS)	15
I.5.2. CWs à écoulement sous-surfacique (CWESS)	16
I.5.2.1. CWs sous-surfacique à flux horizontal (HFCWs)	16
I.5.2.2. CWs sous-surfacique à flux vertical (VFCWs)	18
I.5.3. Système français à flux vertical (FPVs)	19
I.5.4. Système à écoulement hybride (HCW)	20
I.6. Principe de mécanismes des CWs	21
I.6.1. Types de processus.....	22
I.6.1.1. Processus physiques	22
I.6.1.2. Processus chimiques.....	22
I.6.1.3. Processus biologiques	23
I.6.2. Mécanismes d'élimination des polluants et d'agents pathogènes par les CW.....	24
I.6.2.1. Élimination des solides en suspension	24
I.6.2.2. Élimination de la matière organique	24
I.6.2.3. Élimination de l'azote.....	25
I.6.2.4. Élimination du phosphore.....	28
I.6.2.5. Élimination des métaux lourds	29
I.6.2.6. Élimination des pathogènes et des parasites dans les CWs	30
I.7. Avantages et Inconvénients des CWs	31
I.8. Conclusion	31

Chapitre II : le rôle du substrat sur l'abattement de l'azote et du phosphore dans les zones humides artificielles (CWs)

II.1. Introduction	32
II.2. Sélection et classification des substrats des CWs	32
II.3. Élimination de l'azote et du phosphore dans les CWs par un seul substrat.....	33
II.3.1. Substrats de sorption du P	33
II.3.2. Substrats échangeurs d'ions.....	36
II.3.3. Substrats donneurs d'électrons	38
II.4. Performance des substrats combinés pour l'élimination de l'azote et du phosphore dans les CWs	41
II.4.1. Substrats combinés de matériaux inorganiques	43
II.4.1.1. Comparaison des substrats combinés	43
II.4.1.2. Effet des combinaisons sur l'élimination des nutriments.....	44
II.4.2. Ajout de substrats donneurs d'électrons.....	44
II.4.2.1. Comparaison de différents substrats organiques.....	44
II.4.2.2. Régulation du pH par les substrats organiques	45
II.5. Configuration des substrats multicouches	45
II.6. Combinaisons de substrats de différentes tailles de particules.....	46
II.7. Système de traitement multi-étapes	46
II.8. Effets du substrat sur le pH.....	47
II.8.1 Effets d'un seul substrat sur le pH	47
II.8.2. Effets des substrats combinés sur le pH	48
II.9. Effet du substrat sur les micro-organismes et les processus biologiques	49
II.9.1. Effets de substrats uniques sur les micro-organismes et les processus biologiques	49
II.9.2. Effets des substrats combinés sur les micro-organismes et les processus biologiques ..	50
II.10. Impact environnemental et durabilité	50
II.11. Analyse du cycle de vie des substrats.....	51
II.12. Conclusion.....	52

Partie 2 : partie expérimentale

Chapitre I : Matériels et méthodes

I.1. Introduction.....	53
I.2. Présentation de la wilaya de Biskra.....	53
I.3. Présentation de la zone d'étude	54
I.3.1. Limites administratives	54
I.3.2. Hydrogéologie	55
I.3.3. Climatologie	55
I.3.3.1. La température.....	55
I.3.3.2. Les précipitations	56
I.3.3.3. Humidité relative	57
I.3.3.4. Le vent.....	57
I.3.4. Activité industrielle	58
I.3.4.1. Principales industriels	58
I.4. Mise en place du dispositif expérimental.....	58
I.4.1. Description du dispositif expérimental	59
I.4.2. Origine des eaux usées brutes.....	59
I.4.3. Critère de choix du support de remplissage.....	60
I.4.4. Critère de choix du matériau combiné	60
I.4.4.1 Analyse granulométrique par tamisage.....	61
I.4.4.2 Porosité (n)	61
I.4.5. Espèces végétales utilisés pour les expériences	62

I.4.5.1. Le <i>Phragmites australis</i>	62
I.4.6. Préparation du pilote expérimental	63
I.4.6.1. Choix du substrat le plus rentable	63
I.4.6.1.1. Stratégie de gestion et d'échantillonnage des zones humides.....	64
I.4.6.2. Combinaison du substrat le plus efficace avec le charbon actif	65
I.5. Protocoles et méthodes d'analyse physico chimiques.....	65
I.5.1. Potentiel Hydrogène pH et Température T.....	66
I.5.2. Conductivité électrique (CE) et salinité	66
I.5.3. Total des solides dissous (SDT)	67
I.5.4. Matières en suspension (MES)	67
I.5.5. Demande chimique en oxygène (DCO)	68
I.5.6. Demande biologique en oxygène DBO ₅	70
I.5.7. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	72
I.5.8. Nitrites (NO ₂ ⁻).....	73
I.5.9. Nitrates (NO ₃ ⁻).....	75
I.5.10. L'ortho-phosphate	77
I.6. Analyses statistiques.....	78
I.7. Conclusion	79

Chapitre II : Résultats et Interprétations

II.1. Introduction	80
II.2. Caractéristiques des eaux usées alimentant le dispositif expérimental.....	80
II.3. Performance du gravier, de sable, et de l'argile sur le pouvoir épurateur de VFCWs planté de <i>Phragmites Australis</i>	80
II.3.1. Evolution des paramètres physico-chimiques.....	81
II.3.1.1. Evolution de la température T°	81
II.3.1.2. Evolution du pH.....	82
II.3.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE)	83
II.3.1.4. Evolution de la salinité	85
II.3.1.5. Evolution des solides dissous totaux (SDT)	85
II.3.1.6. Evolution de la matière en suspension (MES)	86
II.3.1.7. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)	88
II.3.1.8. Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	90
II.3.1.9. Evolution de l'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	91
II.3.1.10. Evolution de l'azote des nitrites (NO ₂ ⁻) et nitrates (NO ₃ ⁻).....	92
II.3.1.11. Pollutions phosphorées (PO ₄ ⁻³).....	94
II.4. Performance de la combinaison du sable avec le charbon actif pour améliorer l'efficacité des CWS	96
II.4.1. Evolution du pH	96
II.4.2. Evolution des solides en suspension.....	96
II.4.3. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)	97
II.4.4. Evolution de la Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	99
II.4.5. Evolution d'ammonium (NH ₄ ⁺)	99
II.4.6. Evolution des nitrites NO ₂ ⁻ et nitrates NO ₃ ⁻	100
II.4.7. Evolution des Orthophosphates.....	101
II.5. Effet du TRH sur l'élimination des nutriments.....	101
II.6. Conclusion.....	106
Conclusion générale.....	107
Références bibliographiques	110

Liste des Tableaux

Première partie

Tableau I.1. Principaux Éléments des CWs	10
Tableau I.2. Majeurs rôles des macrophytes dans les CWs	13
Tableau II.1. Résumé détaillé des substrats de sorption du P utilisés dans les CWs	35
Tableau II.2. Résumé détaillé des substrats d'échange d'ions utilisés dans les CWs	37
Tableau II.3. Résumé détaillé des substrats donneurs d'électrons utilisés dans les CWs	40
Tableau II.4. Performances des CW utilisant des substrats combinés pour l'élimination de l'azote et du phosphore.....	42

Deuxième partie

Tableau I.1. Stratégie d'échantillonnage des eaux usées. Échantillons prélevés pour les deux temps de rétention hydraulique (TRH)	64
Tableau I.2. Contenu de chaque wetland	65
Tableau I.3. Plage de mesure de la DBO ₅	71
Tableau I.4. Etablissement de la courbe d'étalonnage de l'ammonium.....	73
Tableau I.5. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrites.....	74
Tableau I.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates	76
Tableau I.7. Courbe d'étalonnage des phosphates.....	78
Tableau II.1. Caractéristique des EUM.....	80
Tableau II.2. Caractérisation des EU traitées (moyenne $\pm$ écart type)	82
Tableau II.3. Efficacité d'élimination de la pollution (%)	90
Tableau II.4. Statistiques globales des concentrations dans l'influent et l'effluent dans chaque wetland.....	98

Listes des figures

Première partie

Figure I.1. Classification des zones humides artificielles	15
Figure I.2. Zone humide artificielle FWS	16
Figure I.3. Zone humide artificielle à flux horizontal	18
Figure I.4. Zone humide artificielle à flux vertical	19
Figure I.5. Zone humide artificielle française à flux vertical (FPVs)	19
Figure I.6. Zone humide artificielle à écoulement hybride (HCWs)	20
Figure I.7. (a) Mécanismes d'élimination de la pollution, (b) Transfert d'oxygène par les racines	21
Figure I.8. Principe de mécanismes de CWs	22
Figure II.1. Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore et caractéristiques des différents substrats	33
Figure II.2. Efficacités de l'élimination et mécanisme d'élimination du phosphore par différents substrats	34
Figure II.3. Efficacité et mécanisme d'élimination du NH_4^+ par différents substrats	38
Figure II.4. Efficacité et mécanisme d'élimination de NO_3^- par différents substrats	41

Deuxième partie

Figure I.1. Situation de la Wilaya de Biskra dans la carte de l'Algérie	54
Figure I.2. Carte des limites administratives de wilaya de Biskra	54
Figure I.3. Températures moyennes mensuelles (maximales, moyenne et minimales) enregistrés pour la période 1987-2019	56
Figure I.4. Précipitations moyennes mensuelles enregistrés pour la période 1987-2019	56
Figure I.5. Variations mensuelles d'humidité de la période (1987-2019)	57
Figure I.6. Variation de la vitesse moyenne du vent entre 1987-2019	57
Figure I.7. Rose des vents dans la station de l'aéroport de Biskra montrant la variabilité directionnelle du vent au cours de la période 2005-2014	58
Figure I.8. Photo de la mise en place du pilote expérimental	59
Figure I.9. Photo présentation du bac	59
Figure I.10. Photo de rejet de Sidi ghezal	60
Figure I.11. Support de remplissage des CWs	60
Figure I.12. Photo du charbon actif commercial	61
Figure I.13. (a) <i>Phragmites Australis</i> (b) développement des racines des jeunes tiges de <i>phragmites Australis</i>	63
Figure I.14. (a) Vue en coupe de la CW et de sa composition, et (b) différentes couches utilisées dans la CW	64
Figure I.15. Prélèvement des échantillons	64
Figure I.16. (a) Vue des bassins des CWs (b) Schéma des bassins des CWs (c) Milieu poreux	65
Figure I.17. Photos de multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*)	66
Figure I.18. Filtration des MES	67
Figure I.19. Réacteur DCO WTW CR	69
Figure I.20. Titration	69
Figure I.21. OxiTop® 6 postes et Enceinte	70
Figure I.22. Le dosage d'ammonium	73
Figure I.23. Courbe d'étalonnage des nitrites	75
Figure I.24. Courbe d'étalonnage des nitrates	76
Figure I.25. Configuration de la courbe d'étalonnage des phosphates	78
Figure I.26. Le dosage de L'ortho-phosphate	78

Figure II.1. Température de l'eau dans l'influent, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	81
Figure II.2. pH, dans l'influent, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	83
Figure II.3. CE dans l'influent, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	84
Figure II.4. Salinité dans l'influent, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	85
Figure II.5. SDT dans l'influent, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	86
Figure II.6. Concentration et rendement de MES dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	88
Figure II.7. Concentration et RE(%) de DCO dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	89
Figure II.8. Concentration et R(%) de DBO ₅ dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	91
Figure II.9. Concentration et R (%) de NH ₄ ⁺ , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	92
Figure II.10. Concentration et R(%) de NO ₂ ⁻ , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	94
Figure II.11. Concentration de NO ₃ ⁻ , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	94
Figure II.12. Concentration et R(%) du PO ₄ ⁻³ , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec <i>P.Australis</i>	95
Figure II.13. Pourcentage moyen d'élimination des polluants dans toutes les zones humides	99
Figure II.14. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur le pH.....	102
Figure II.15. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la MES.	102
Figure II.16. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la DCO.	103
Figure II.17. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la DBO ₅	103
Figure II.18. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de NH ₄ ⁺	104
Figure II.19. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de NO ₂ ⁻	104
Figure II.20. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur NO ₃ ⁻	105
Figure II.21. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de PO ₄ ⁻³	105

Abréviations

CWs : Constructed Wetlands (Zones Humides artificielles)
EH : Équivalent habitant
EU: Eaux usées
SDT : Solides dissous totaux
DBO: Demande biochimique en oxygène durant cinq (05) jours d'incubation
DCO: Demande chimique en oxygène
 NH_4^+ : Azote ammoniacal
 NO_2^- : Nitrite
 NO_3^- : Nitrate
EUM : Eaux usées Municipales
FWS : Free water flow wetlands (Zone humide à écoulement horizontal superficiel)
HCW : Hybrid Constructed Wetlands (zone humide à écoulement hybride)
HFCW : Horizontal flow constructed Wetland (zones humide à écoulement horizontal)
MES: Matière en suspension
MO : Matières Organiques
PT : Phosphore total
NW: Natural wetlands
pH: Potentiel d'Hydrogène
PVC : Polychlorure de vinyle
SDT: Solides dissous totaux
EHS : Ecoulement horizontal superficiel
ESS : Ecoulement sous-surfacique
STEP : Station d'épuration des eaux usées
TRH : Temps de rétention hydraulique
VFCW : Vertical flow constructed Wetland (zones humide à écoulement vertical)
W : Wetland (Zone Humide)

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

La technologie du traitement et du rejet des eaux usées (EU) est bien avancée dans la plupart des pays industrialisés. Les processus spécifiques auxquels on recourt pour traiter ces eaux, dépendent des conditions climatiques, économiques et sociales de chaque pays ou, dans un même pays, de chaque région.

Dans le domaine du traitement des EU, les techniques à forte intensité énergétique et hautement mécanisées cèdent la place aux technologies naturelles qui utilisent l'énergie solaire et les organismes vivants. La technique des zones humides artificielles de traitement "Constructed wetland" (CWs) est la plus utilisée actuellement et elle est entrain de joué un rôle important dans l'épuration des EU dans le monde entier. Cette technique peut fournir un traitement des EU bon marché et efficace dans le climat tempéré, tropical, et aride ; et peut-être adoptée dans les pays industrialisés comme dans les pays en développement. Actuellement, les CWs sont utilisés pour l'élimination de toute une gamme de polluants et à une grande variété des EU dans le monde entier (**Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001**).

L'urbanisation rapide et la croissance économique dans les pays en développement, entraînent généralement le rejet des effluents générés par les grandes zones rurales directement dans les milieux aquatiques en raison du manque d'installations de traitement, ce qui entraîne des conséquences environnementales négatives (**Wu et al., 2015**).

Fin 2020, la population de l'Algérie a dépassé les hypothèses basées sur le taux de croissance démographique (**ONS, 2021**), ce qui entraîne une forte demande en eau. Les chiffres indiquent que actuellement l'Algérie vise un déficit en eau très important et qui risque de passer, à 4 milliards de mètres cubes en 2030. Cette augmentation de la consommation s'accompagne d'une augmentation des effluents des ménages, de l'agriculture et de l'industrie (**Guereueb & Ferhat, 2021**) et de la pollution de leur environnement.

L'Algérie, fait face à plusieurs problèmes environnementaux, en particulier ceux liés à la collecte et à l'épuration des EU. Le fait que l'élimination de ces déchets directement dans le milieu aqueux affecte négativement l'eau de surface et devient contaminée (**Hamiti, 2022**).

Les STEP des EU traditionnelles représentent la solution acceptée pour réduire la pollution dans les zones de haute densité résidentielle, où il ne s'applique pas à certains ruraux ou semi-urbains, où la mise en œuvre des systèmes de traitement tels que le traitement par les plantes aquatiques sont plus avantageux techniquement et économiquement.

Face à la nécessité de protéger les sources d'eau, de contribuer à la protection de la santé publique et de fournir des ressources en eau supplémentaires pour soutenir le développement agricole et industriel, de nombreux concepts de traitement des EU ont été développés. Le

principe général du traitement des EU par des lits permanents de macrophytes est basé sur l'utilisation d'écosystèmes. Généralement, le système utilise le flux d'eau par gravité et ne nécessite pas d'alimentation complémentaire (**Bachi et al., 2020**).

Objectifs de la thèse

Cette étude a pour objectif, d'une part, d'évaluer l'utilisation de substrats tels que le gravier, le sable, et l'argile dans des configurations de CW pour l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux usées municipales (EUM). D'autre part, d'examiner l'efficacité de la combinaison du substrat, déterminé comme le substrat le plus rentable par rapport aux autres, avec du charbon actif commercial pour améliorer l'élimination de l'azote et du phosphore dans ces systèmes.

Organisation générale de la thèse

Afin d'atteindre notre objectif, notre travail est organisé en deux parties :

La partie théorique se compose de deux chapitres. Le premier chapitre: les zones humides artificielles CWs ; technologie de traitement, configuration et mécanismes. Le deuxième chapitre décrit le rôle du substrat sur l'abattement de l'azote et du phosphore dans les zones humides artificielles CWs. La partie expérimentale sera présentée en deux chapitres. Le premier chapitre décrit la situation géographique de la zone d'étude, les démarches expérimentales et les différentes méthodes utilisées pour l'analyse physico-chimique des EU. Les résultats et interprétations est consacrée au deuxième chapitre, qui analyse et interprète les résultats obtenus.

Première partie
Synthèse
bibliographique

Chapitre I

*Les zones humides artificielles
(CWS) : Technologie de traitement,
configuration et mécanismes*

I.1. Introduction

Les CWs sont des technologies non conventionnelles, alternatives de traitement localisées (**Vasudevan et al., 2011**) qui sont considérées comme une solution technique, économique adéquate et environnementale durable pour le traitement des EU dans les petites communautés (**Zidan et al., 2015**). Ces systèmes ont de faibles besoins en énergie et sont faciles à utiliser et à entretenir, ils sont adaptés en cas de disponibilité de terrain qui est le facteur limitant (**Garcia et al., 2010**).

Les CWs sont efficaces pour l'élimination de divers polluants (**Zidan et al., 2015**), elles sont capables de réduire les nutriments, la demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène, la matière en suspension, la couleur, les métaux et les composés toxiques des eaux usées de différentes origines (**Choudhary et al., 2011**).

Ce chapitre se concentre sur une évaluation concise de l'utilisation des CWs pour le traitement des EU en examinant leur mécanisme, leur développement et leur performance.

I.2. Zones humides naturelles (NWs)

Les NWs sont des terres où la surface de l'eau est suffisamment proche de surface du sol, ce qui permet de maintenir les conditions de saturation. Les marais, les tourbières et les marécages sont tous des exemples (**Reed, 1993**). D'après la Convention de Ramsar, qui a proposé une définition des zones humides : "Les zones humides sont des marais, de marécages, de tourbières ou d'eau, qu'elles soient naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, avec de l'eau statique ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris les zones d'eau de mer dont la profondeur à marée basse ne dépasse pas six mètres" (**Scholz & Lee, 2005**).

Scholz & Lee, ont proposé une autre définition, plus succincte, est la suivante : "Les zones humides sont un monde à mi-chemin entre les écosystèmes terrestres et aquatiques et présentent certaines des caractéristiques de chacun". Cela complète la description de Ramsar, puisque les zones humides sont l'interface entre l'eau et la terre (**Scholz & Lee, 2005**).

Ces définitions mettent l'accent sur l'importance écologique des zones humides. Cependant, les processus naturels de purification de l'eau qui se produisent au sein de ces systèmes et sont devenus de plus en plus pertinents pour les personnes impliquées dans l'utilisation pratique des zones humides pour le traitement de l'eau (**Scholz & Lee, 2005**).

Les zones humides se caractérisent par les éléments suivants (**Scholz & Lee, 2005**):

- 1) La présence de l'eau.
- 2) Les sols uniques qui diffèrent des sols des hautes terres.

3) La présence d'une végétation adaptée aux conditions de saturation.

I.3. Zones humides artificielles (CWs)

Les CWs sont des systèmes écologiques de traitement des eaux usées, qui sont conçus et construits pour utiliser les processus de purification naturels (**Wang et al., 2019**), aussi pour contrôler la pollution et gérer les déchets dans un endroit autre que les zones humides naturelles existantes (**Reed, 1993; Vymazal, 2010**), elles comprennent des processus biologiques, chimiques et physiques (**Corzo & Sanabria 2019; García-Ávila et al., 2019**). Ils sont constitués de plantes, de substrat et des assemblages microbiens associés. Les racines des plantes s'étendent dans les interstices du substrat et absorbent les nutriments (par exemple l'azote et le phosphore) des eaux usées (**Vymazal, 2010; Lin-Lan et al., 2019**).

La CW est une filière d'épuration qui s'appuie sur le pouvoir épurateur des végétaux aquatiques (**Mimeche, 2014**), les CWs à écoulement souterrain consistent en des lits qui sont généralement creusés dans le sol, tapissés, remplis d'un milieu granulaire et plantés de macrophytes émergents. Les eaux usées circulent dans le milieu granulaire et entrent en contact avec les biofilms, les racines et les rhizomes des plantes. Les contaminants sont éliminés par un large éventail de procédés. Elles sont donc conçues pour simuler les processus qui se produisent dans les zones humides naturelles, mais dans un environnement plus contrôlé (**Garcia et al., 2010**) et qui comprend des interactions physiques, chimiques et biologiques (aérobies et anaérobies) (**Choudhary et al., 2011**).

Les eaux usées sont traitées par plusieurs mécanismes, tels que l'adsorption (fixation chimique et chélation à la surface active du milieu), la filtration (par le substrat et le réseau de biofilm), la précipitation, chimie redox (oxydation et réduction dues au gradient redox présent dans le système), la prédation (broutage par la microfaune), la sédimentation (décantation et dépôt de gros solides à faible vitesse), phytoremédiation (absorption active des polluants dans les racines et les feuilles des plantes) et la dégradation biologique (la production de la biomasse par minéralisation des nutriments et des matières organiques) (**Vasudevan et al., 2011**).

I.3.1. Développement historique des CWs

Les premières expériences sur la possibilité de traitement des eaux usées par les macrophytes ont été commencées en Allemagne par *Kathe Seidel* (**Vymazal, 2005; Vymazal, 2010**) entre les années 1952 et 1956 (**Vymazal, 2005**) à l'Institut *Max Planck de Krefeld* (**Liénard, 2010**), *Seidel* a fait les premières remarques sur le rôle des zones humides naturelles sur l'épuration des EU rejetées dans la nature, suivant lequel a réalisé les premières expérimentations de ce

type de filière et projeté la première station d'épuration pour une petite collectivité, mais qui nécessitait plus d'études (**Molle, 2012**). Elle a effectué aussi des nombreuses expériences sur le traitement des différents types des EU y compris les EU de phénol, de laiterie et de bétail (**Vymazal, 2005**).

Au début des années 1960, *Seidel* a intensifié ses essais des CWs dans des EU et de boues d'origines différentes et a tenté d'améliorer les performances du traitement des EU en milieu rural et décentralisé, qu'il s'agit de fosses septiques ou de systèmes de bassins à traitement inefficace. Elle a planté des macrophytes dans des remblais peu profonds de fossés en forme de plateaux et donc elle a créé des plateaux artificiels et des fossés cultivés (**Vymazal, 2005**). Elle a nommé ce système par la méthode *hydrobotanique*, ensuite, elle a amélioré ce dernier en utilisant des sols sableux à haute conductivité hydraulique dans des bassins scellés plantés avec diverses espèces de macrophytes (**Vymazal, 2005**) telles que les *quenouilles* (*Typha*), le *scirpe* (*Scirpus*) et les *roseaux* (*Phragmites*), ces derniers étant les plus utilisés (**Reed, 1993**). Pour surmonter les systèmes de fosses septiques anaérobies, elle a intégré une étape de filtration des boues primaires dans des sols sableux, percolés verticalement et plantés de *Phragmites australis*.

Le système consistait donc en un lit d'infiltration à travers lequel les EU s'écoulaient verticalement et en un lit d'élimination à écoulement horizontal. Ce système a été la base des systèmes hybrides qui ont été relancés à la fin du 20^{ème} siècle (**Vymazal, 2005**). Puis *Reinhold Kickuth* de l'Université de Gottingen a développé un autre système sous le nom de *Root Zone Method*, ce système différait du système de *Seidel* par l'utilisation de sols cohérents à forte teneur en argile. Le premier type complet de traitement des EUM de type *Kickuth* à écoulement horizontal a été mis en service en 1974 dans la communauté de *Liebenburg-Othfresen*, sur une partie de zone qui a été utilisée pour déverser des déchets (limon, argile et scories) provenant de l'extraction du minerai de fer. Il contenait des bassins de décantation pour séparer le limon et l'argile (**Vymazal, 2005**). La plupart des expériences de *Kickuth* ont été menées dans CW avec un écoulement souterrain soit horizontal ou vertical mais la première zone humide entièrement construite était à surface d'eau libre aux Pays-Bas en 1967. Cependant, les zones humides à écoulement libre ne se sont pas beaucoup répandues en Europe où les CWs à écoulement souterrain ont prévalu dans les années 1980 et 1990 (**Vymazal, 2010**).

Le concept de *Kickuth* était plus proche de la compréhension traditionnelle du traitement des EU par le sol, mais sa déclaration selon laquelle la croissance des racines et des rhizomes

améliorerait la conductivité hydraulique des sols lourds a échoué sur plusieurs sites de construction précoces et a porté un dur revers à la reconnaissance scientifique. Le sol qui a été utilisé est de faible conductivité hydraulique qui entraîne un écoulement en surface et par conséquent un temps de rétention court dans le système. Au 1977 *Kickuth* a également proposé une taille de lits de végétation de seulement 2 m^2 par EH^{-1} qui est avéré trop petit pour obtenir un effet de traitement satisfaisant (**Vymazal, 2005**).

En Amérique du Nord, les CWs à surface libre ont commencé par l'ingénierie écologique des NWs pour le traitement des EU à la fin des années 60 et au début des années 70, qui a été adoptée pour toutes sortes d'EU. La technologie à écoulement souterrains s'est répandue plus lentement en Amérique du Nord, des milliers de STEP de ce type sont en service (**Vymazal, 2010**).

En 1978, les recherches ont été lancées en France par *Cemagref* sous le conseil de Dr *Seidel* (**Liénard, 2010**) par une évaluation d'une station réalisée par elle pour un site d'accueil d'enfants composé de cinq étages de traitement en série alimenté en EU brutes (**Molle, 2012**). Puis le *Cemagref* a dimensionné d'autres projets avec une amélioration qui sont : *Pont Rémy* en 1985, puis *Gensac la Pallue* en 1987 (**Molle, 2012**).

Dans les années 1980, Plusieurs pays européens, dont le Royaume-Uni, ont adopté cette technologie et les premiers guides techniques européens ont été publiés à la suite de la conférence internationale sur l'utilisation des CWs dans la lutte contre la pollution de l'eau, qui s'est tenue à Cambridge, au Royaume-Uni, en 1990 (**Vasudevan et al., 2011**).

En 1983, les CWs ont été introduites au Danemark, En dépit des problèmes d'écoulement en surface, les systèmes à base de sol ont montré un effet de traitement élevé pour la plupart des paramètres si une zone de *roseau* de $3\text{--}5 \text{ m}^2 \text{ EH}^{-1}$ était utilisée, les systèmes danois ont été conçus avec un rapport longueur : largeur faible. Il a entraîné des lits très larges et une longueur de passage réduite. Cependant, la conception avec de très longues tranchées d'entrée posait des problèmes de distribution de l'eau et, par conséquent, la tranchée d'entrée était subdivisée en deux ou plusieurs unités distinctes pouvant être chargées séparément afin d'obtenir un meilleur contrôle de la distribution de l'eau (**Vymazal, 2005**).

En 2004, Molle et les autres ont ressortit des informations plus générales prenant les analyses des petites collectivités avec un bilan de 24h et ils ont développé autres règles de dimensionnement tenu en compte la charge hydraulique et organique (**Molle, 2012**).

En 2005, Vymazal a mentionné que le plus grand nombre de marais artificiels à écoulement horizontal sont opérationnels en Allemagne où le nombre de ces systèmes peut dépasser

50000, L'Autriche (environ 1000), le Royaume-Uni (environ 800), l'Italie (environ 300), le Danemark (environ 200), la République tchèque (environ 160), la Pologne, le Portugal (environ 120) (**Vymazal, 2005**).

I.3.2. Technologie de traitement par les CWs

Les CWs sont actuellement utilisées pour traiter une grande variété de pollutions, notamment les EU agricoles et industrielles, les eaux de ruissellement et les lixiviats de décharge (**Vymazal, 2009; Vymazal & Kröpfelova, 2008; Vymazal, 2014; Wu Haiming et al., 2015**). Elles peuvent être utilisées pour différentes applications (**Hoffmann et al., 2011**).

Les CWs peuvent être utilisés pour traiter différents types d'EU, y compris les eaux grises domestiques, les EUM (**Vymazal, 2013a**), les effluents industriels et les eaux pluviales (**Vymazal, 2014**), le traitement de l'eau des piscines sans chlore (**Hoffmann et al., 2011**). De plus, les CWs peuvent également être utilisés pour la réutilisation des EU traitées pour l'irrigation des cultures et d'autres utilisations non-potables. En résumé, les CWs sont une technologie de traitement des EU prometteuse et efficace, qui peut contribuer à réduire les impacts environnementaux et les coûts liés au traitement des EU.

I.3.2.1. CWs pour le traitement des eaux usées domestiques

Dans de nombreux pays d'Europe et aux USA, en particulier dans les communautés rurales, les zones ne disposent pas d'installations de collecte et de traitement des EU en raison de l'urbanisme, des modes de vie et de la topographie. Par conséquent, l'utilisation des CWs pour le traitement des EU est devenue indispensable (**Almuktar et al., 2018**).

En raison de leurs avantages par rapport aux systèmes conventionnels, les systèmes naturels de traitement des EU sont de plus en plus utilisés dans les petites agglomérations.

Les CWs sont particulièrement populaires car elles sont peu coûteuses à construire et à exploiter, efficaces dans l'élimination des polluants et faciles à utiliser. Cette tendance est soutenue par des études telles que celles de **Reed et al. (1995)**, **Kadlec & Knight (1996)**, **Vymazal et al. (1998)**, **Vymazal (2002)**, **Kadlec & Wallace (2008)** et **Tsihrintzis & Gikas (2010)**.

Les CWs sont une technologie efficace pour le traitement des EU domestiques, y compris les eaux grises, en éliminant les polluants tels que les nutriments et les MO, et peuvent être utilisés pour la production d'eau de qualité pour une réutilisation sûre (**Vymazal, 2013a**).

I.3.2.2. CWs pour le traitement des eaux usées agricoles

Les EU agricoles ont été largement gérés à l'aide de systèmes de CWs dans différents pays comme cela a été démontré dans plusieurs études telles que celles menées par **Sun et al.**

(1998), Knight et al. (2000), Mantovi et al. (2003) et Rozema, Eric et al. (2016). Les CWs ont servi de solutions alternatives aux options de traitement classiques pour éliminer et réduire la concentration de contaminants et des éléments nutritifs dans les EU agricoles (Knight et al., 2000). Plusieurs CWs ont été étudiées pour leur capacité à retenir ou à modifier les apports d'éléments nutritifs provenant spécifiquement des EU laitières et porcines. De plus, de nombreuses autres CWs laitières ont été construites dans de nombreux états des USA (Kadlec & Knight, 1996), et d'autres CWs ont utilisées pour le traitement des EU du bétail (Knight et al., 2000).

I.3.2.3. CWs pour le traitement des eaux usées industrielles

La composition des EU industrielles est significativement différente de celle des EUM et est très variable en soi. Contrairement aux effluents d'EUM, qui ont généralement une composition similaire, les EU industrielles ont tendance à avoir une variété de composants avec des degrés variables de biodégradabilité et de toxicité, ce qui nécessite des conceptions et des méthodes de traitement différentes. Dans de nombreuses EU industrielles, les concentrations en MO, en MES et en NH_4^+ ou en autres polluants sont assez élevées et, par conséquent, l'utilisation des CWs nécessite presque toujours une sorte de prétraitement. L'utilisation des CWs pour traiter les EU industrielles a significativement augmenté au cours des dix dernières années (Rossmann et al., 2013).

Il existe diverses CWs pour traiter différents types d'EU industrielles telles que les EU de drainage minier acide (Pat-Espadas et al., 2018), les EU des industries des pâtes et papiers (Choudhary et al., 2011; Kumar & Choudhary, 2018), les EU des déchets textiles (Mbuligwe, 2005; Sivakumar et al., 2013; Hussein & Scholz, 2018) et les EU de tanneries (Calheiros et al., 2007; Calheiros et al., 2014; Zapana et al., 2020).

Vymazal (2014) a recensé plusieurs installations de CW dans différents pays qui ont traité un total de 26 types d'EU industrielles différentes, notamment celles issues des industries pétrochimiques, des abattoirs, de la transformation de la viande, des laiteries, des pâtes et papiers, ainsi que celles provenant des industries du textile, du vin et des aquariums de poissons et de crevettes. Plus récemment, les CWs ont également été utilisées pour traiter les EU provenant des brasseries et des oléoducs.

Dans une étude plus récente, Wu Scott et al. (2015) ont présenté plusieurs cas d'utilisation de CWs à grande échelle pour le traitement d'effluents industriels, ainsi que les défis et les méthodes associés au traitement de ces types d'EU. Les principaux défis comprennent une

charge organique élevée, une salinité élevée, un pH extrême, une faible biodégradabilité et une faible couleur.

I.3.2.4. CWs pour le traitement des eaux pluviales

L'utilisation croissante des CWs pour la gestion et le traitement des eaux pluviales est due à la nécessité de protéger les cours d'eau locaux contre les polluants collectés et transportés par les eaux de ruissellement, tout en assurant une utilisation durable de l'eau (**Lucas et al., 2015**). Les CWs, jouent un rôle crucial dans la gestion du ruissellement des eaux pluviales en milieu urbain, car elles permettent de réduire les effets des inondations, d'absorber les polluants, de contrôler l'érosion et d'améliorer la qualité globale de l'eau (**Alikhani et al., 2021**).

De nombreuses études ont montré que les Ws sont capables d'éliminer efficacement divers contaminants des eaux de ruissellement, tels que la DBO₅, les MES, les nutriments, les MO et les métaux lourds (**Geary et al., 2003; Haron & Feisal, 2020; Lucas et al., 2015**).

I.4. Composantes des CWs

Les CWs sont des technologies de traitement des EU qui utilisent des processus naturels pour éliminer les contaminants. Un CW typique est composé d'un bassin bien conçu qui contient de l'eau, un support de remplissage et des plantes aquatiques. Les plantes, appelées macrophytes, ont des racines qui fournissent un habitat pour les communautés de microbes et d'invertébrés aquatiques, qui se nourrissent sur des contaminants dans l'eau. Ces éléments sont les composants de base d'une CW et peuvent être manipulés dans la construction pour atteindre des objectifs spécifiques (**Idris et al., 2010**). Les composantes essentielles d'une NW et d'une CW sont résumées dans le Tableau I.1.

Tableau I.1. Éléments clés dans les CWs (Idris et al., 2010).

Substrats Milieu de soutien	Plantes Végétation aquatique	Micro-organismes	Eau Colonne d'eau
Sol ou gravier dans l'écoulement surfacique Gravier dans la sous-surface	Pousse sur le milieu de Support Pousse Au-dessus du milieu de support	Pousse Au-dessus du milieu de support macroscopiques	au-dessus de la surface à l'intérieur du support

I.4.1 Rôle de composants des CWs

Les CWs sont des systèmes artificiels qui utilisent des processus physiques, chimiques et biologiques naturels qui se produisent lorsque l'eau, le sol, les plantes et les microorganismes interagissent, afin de traiter les EU. Les CWs sont considérés comme des écosystèmes de traitement naturel conçus pour optimiser les processus naturels de traitement des EU (Qasaimeh et al., 2015).

I.4.1.1 Support de remplissage (Matériaux de remplissage)

Le substrat est l'un des composants les plus importants dans les CWs où se produisent la plupart des réactions physiques, chimiques et biologiques, il joue un rôle important, il support le développement de biofilms (Yang et al., 2018; Corzo et Sanabria, 2019), et la croissance des plantes dans le filtre (Yang et al., 2018), il abrite de nombreux organismes vivants (DuPoldt et al., 2000). Sa perméabilité affecte le mouvement de l'eau à travers la zone humide (DuPoldt et al., 2000).

Les substrats permettent de stocker de nombreux contaminants (DuPoldt et al., 2000) et il est considéré comme le seul stockage de phosphore à long terme, qui dépend du taux de charge et de la quantité de fer, de calcium, d'aluminium et de matières organiques natives dans le substrat (Healy et al., 2007). Les mécanismes de purification des substrats comprennent la sédimentation physique et la filtration, la sorption et l'enfouissement dans sa matrice, la complexation et la précipitation par la composition des colloïdes, l'échange d'ions, la diffusion gazeuse, la dégradation, la transformation et la bio-immobilisation microbiennes à l'intérieur, et l'absorption et le métabolisme par les racines des plantes à son niveau (Wang et al., 2019). L'accumulation de litière augmente la quantité de matière organique dans la zone humide. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matières et l'attachement microbien, et

est une source de carbone, la source d'énergie qui dirige certaines des réactions biologiques importantes dans les zones humides **(DuPoldt et al., 2000)**.

Comme il est bien documenté que les profondeurs d'enracinement des macrophytes couramment utilisés ne dépassent pas 0,8 m, les VFCWs sont généralement construits sans dépasser cette profondeur (la profondeur la plus utilisée dans la pratique est 0,6 m). Cependant, certains auteurs recommandent une profondeur de 1m afin d'éviter une pénétration rapide de l'eau à travers le substrat **(Prochaska et Zouboulis, 2009)**.

Divers matériaux pourraient être utilisés comme substrats y compris des matériaux naturels qui sont des matériaux extraits de la nature qui peuvent être utilisés directement sans transformation, et les matériaux artificiels **(Wang et al., 2019)**. Ces matériaux comprennent la terre, le sable, le gravier, la roche et les matières organiques le compost.

Les sédiments et les déchets qui s'accumulent dans la CW en raison des vitesses d'eau améliorent l'effet épuratoire du substrat **(DuPoldt et al., 2000)** ; d'après la documentation, d'autres matériaux ont été testés : soient naturels tels que la zéolithe, le calcaire, le schiste, l'argile granulée, l'opaque, la pierre ponce, soient des sous-produits industriels tels que les scories, les cendres volantes, les cendres de charbon, les boues d'alun, les miettes de briques creuses et les coquilles de palmier à huile ont été couramment utilisés mais il y a peu d'études ont utilisé des supports en plastique **(Corzo et Sanabria, 2019)**.

Pour les zones à écoulement superficiel 'Free Water Surface Wetlands' (FWS), un substrat riche en fer, en calcium et en aluminium est recommandé, pour les zones humides artificielles à écoulement horizontal 'horizontal flow constructed wetlands' (HFCWs), un sol ou du gravier est recommandé. Dans les zones humides artificielles à écoulement vertical 'vertical flow constructed wetlands' (VFCWs), une couche de sable active d'une profondeur de 1,0 m **(Healy et al., 2007)**. Un matériau de calcite approprié a été identifié, mais les tests en grandeur réelle ont montré que l'élimination était bonne au début, mais après quelques mois, les filtres étaient saturés de phosphore et il y avait un colmatage. Il n'a pas été possible par la suite de résoudre les problèmes inhérents à ce matériau. Au lieu de cela, l'élimination du phosphore peut être obtenue par simple précipitation avec un composé d'aluminium dans le réservoir de sédimentation avant la zone humide **(Brix et Arias, 2005)**.

La sélection des substrats est l'une des questions clés dans l'épuration des EU par les CWs et les substrats appropriés peuvent éliminer efficacement divers polluants, éviter le colmatage et améliorer le cycle de fonctionnement. Les problèmes à prendre en compte pour la sélection des matériaux comprennent leur source et leur coût, la faisabilité hydraulique et technique, la

capacité à éliminer les contaminants, le soutien à la croissance des plantes et l'adhésion des microbes, la sécurité (pollution secondaire), le colmatage, la durée de vie du substrat, etc. Le choix du substrat est devenu un sujet de confusion pour les scientifiques et les ingénieurs, en raison de la multitude de problèmes à prendre en compte **(Wang et al., 2019)**.

I.4.1.2. Végétaux des CWs

La présence de macrophytes est l'une des caractéristiques les plus visibles des CWs, ce qui les distingue des filtres de sol ou des lagunes non plantées. Les macrophytes qui poussent dans les CWs ont plusieurs propriétés en rapport avec le processus d'épuration qui en font un élément essentiel de la conception **(Vymazal, 2011)**, il y a deux types de plantes : Les plantes vasculaires et les plantes non vasculaires (les algues). La photosynthèse par les algues augmente la teneur en oxygène dissous de l'eau qui, à son tour, affecte les nutriments et les métaux **(DuPoldt et al., 2000)**. Les macrophytes jouent le rôle d'un catalyseur de l'activité microbienne dans le filtre, ils favorisent l'abattement de DBO₅, DCO, azote et pathogènes **(Claire, 2012)**. L'assimilation de nutriments par le végétal est un mécanisme majoritaire de la dégradation de la pollution de l'effluent, elle est plus importante pour les effluents dilués. Son rôle mécanique est d'aider le transfert des eaux dans le filtre **(Claire, 2012)**, par la création des voies hydrauliques à travers les milieux pour maintenir et améliorer la conductivité hydraulique. Les rôles secondaires sont la fourniture de surfaces (racines et rhizomes) pour la croissance des bactéries fixées et le développement de la biomasse, la perte radiale d'oxygène (diffusion d'oxygène des racines vers la rhizosphère), l'absorption de nutriments et l'isolation de la surface du lit dans les régions froides et tempérées **(Vasudevan et al., 2011)**, l'aération, l'assimilation de nutriments, l'isolation et l'évapotranspiration **(Molle, 2012)**. Le Tableau I.2 résume les majeurs rôles des plantes dans les CWs.

Tableau I.2. Majeurs rôles des macrophytes dans les CWs (Brix, 1997).

	Partie végétale des CWs	
Tissus végétaux aériens	Tissus végétaux dans l'eau	Racines et rhizomes
Atténuation de la lumière : croissance réduite des phytoplanctons	Effet de filtrage : filtrer les gros débris	Stabilisation de la surface des sédiments : moins d'érosion des sols
Influence sur le microclimat : isolation en hiver	Réduction de la vitesse du courant : augmentation du taux de sédimentation, risque réduit de remise en suspension des solides décantés	La libération d'oxygène augmente la dégradation organique et la nitrification
Réduction de la vitesse du vent : réduction du risque de remise en suspension des solides décantés	Surface pour les microorganismes attachés	Absorption des nutriments
Aspect esthétique	Excrétion d'oxygène photosynthétique : augmentation de l'aérobie accrue	Libération d'antibiotiques
Stockage des nutriments	Absorption des nutriments	

I.4.1.3. Microorganisme

Les fonctions des CWs sont largement réglementées par les micro-organismes et leur métabolisme (DuPoldt et al., 2000). Les micro-organismes comprennent plusieurs types comme les bactéries, les levures, champignons, protozoaires, algues de couennes (DuPoldt et al., 2000), ils jouent un rôle dominant et indispensable dans l'épuration des EU, ils peuvent transformer un grand nombre d'éléments organiques et substances inorganiques en substances inoffensives ou les substances insolubles, modifient les conditions de réduction/oxydation (redox) du substrat et affecte donc la capacité de traitement de la CW, ils interviennent au recyclage des nutriments (DuPoldt et al., 2000).

Certaines transformations microbiennes sont aérobies (en présence d'oxygène libre) tandis que d'autres sont anaérobies (en absence d'oxygène libre). Les microbes sont capables de dégrader la plupart des polluants organiques, mais le taux de dégradation varie considérablement, en fonction des propriétés chimiques et structurales du composé organique, et de l'environnement chimique et physique du sol (Choudhary et al., 2011).

Les microorganismes peuvent également participer à l'élimination des parasites et des agents pathogènes. La plupart des études sur les communautés microbiennes se sont concentrées sur les bactéries et quelques-unes ont porté sur les champignons et les protozoaires. Des méthodes

moléculaires sont utilisées pour révéler la diversité bactérienne dans les CWs et pour caractériser les communautés présentes. Dans une étude, 166 séquences bactériennes ont été vérifiées, dont 80 % étaient affiliées aux *protéobactéries* et comprenaient des représentants des cinq classes de ce groupe. Dans un autre système de zones humides utilisé pour le traitement des déchets porcins, les communautés bactériennes étaient dominées par des bactéries du sol bien connues (*Pseudomonas*, *Arthrobacter* et *Bacillus*). Cependant, les modèles de diversité et de fonctionnement des microbes sont actuellement difficiles à déterminer. **Zhang et al. (2007)** ont signalé que la biomasse microbienne (pas l'activité) est corrélée à la richesse en espèces hydrophytes dans les CWs (**Vasudevan et al., 2011**).

La communauté microbienne peut être affectée par des substances toxiques, telles que les pesticides et les métaux lourds, donc il faut empêcher l'introduction de ces produits chimiques à des concentrations dommageables (**DuPoldt et al., 2000**).

I.5. Différentes configurations des CWs

Les CWs sont conçues pour utiliser les processus naturels de traitement (**Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2016**) et, étant donné que ce sont des systèmes conçus, ils offrent un environnement contrôlé (**Vymazal, 2014**). Dans cet environnement contrôlé, des adaptations peuvent être apportées pour répondre aux besoins des utilisateurs. En fonction du régime d'écoulement et de la végétation, les CWs peuvent être classées en différents types (**Vymazal & Kröpfelová, 2008**). La Figure I.1 montre la classification courante des CWs.

Les deux systèmes les plus courants sont l'écoulement superficiel (Free water flow wetlands « FWS ») et l'écoulement horizontal sub-superficiel (Subsurface flow wetlands « SSF»), bien que le système vertical de sous-surface gagne en popularité (**Vymazal et al., 2006**). Parmi les différents types, il existe des différences d'efficacité d'élimination pour divers polluants. Étant donné que les EU sont constituées d'un large éventail de polluants, elles sont souvent difficiles à traiter dans un seul système (**Vymazal et al., 2006; Vymazal & Kröpfelová, 2008**). Plusieurs types de CWs peuvent donc être combinés en un système à écoulement hybride. Ce système est constitué de différents types de CWs disposés en série pour optimiser l'élimination des polluants (**Vymazal et al., 2006**).

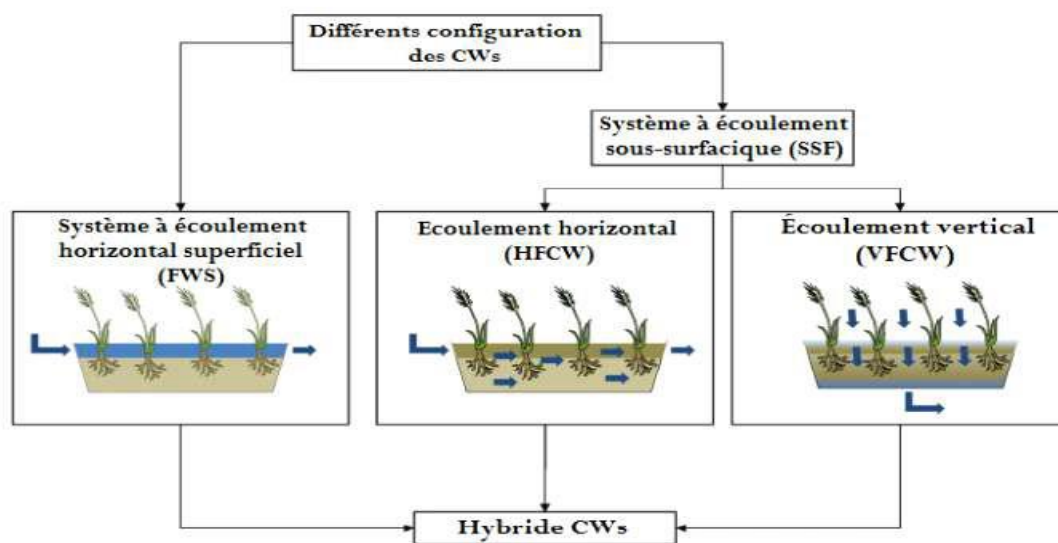


Figure I.1. Classification des zones humides artificielles (Almukhtar et al., 2018).

I.5.1. CWs à écoulement horizontal superficiel (CWEHS)

Les systèmes à écoulement horizontal superficiel FWS, sont largement utilisés en Amérique du Nord pour le traitement des EUM de grands débits ainsi que pour le polissage des éléments nutritifs (Idris et al., 2010). La plupart des FWS sont des marais, mais il existe également quelques exemples de tourbières et de marécages. Dans certains cas, l'eau est complètement perdue par évapotranspiration et infiltration dans le milieu humide FWS (USEPA, 2000).

Le FWS se compose généralement d'un bassin ou de canaux avec une barrière pour empêcher les infiltrations, d'un sol pour soutenir les racines de la végétation émergente et d'eau à une profondeur relativement faible traversant le système. La surface de l'eau est exposée à l'atmosphère et le trajet d'écoulement prévu à travers le système est horizontal (Izharul et al., 2007), comme le montre la Figure I.2.

Une large gamme de plantes peut être utilisée dans les FWS, telles que des plantes émergentes (*Typha*, *Phragmites* et *Scirpus*), des plantes submergées (*Potamogeton* et *Elodea*) et des plantes flottantes (*Eichornia* et *Lemna*) (DBT, 2019). Les supports de remplissage sont généralement des sols indigènes ou tout autre milieu approprié pour soutenir la végétation émergente, ainsi que de l'argile ou des matériaux géotechniques imperméables qui empêchent l'infiltration (Truijen & Heijden, 2013). La faible profondeur de l'eau avec une faible vitesse d'écoulement et la présence de plantes aident à réguler l'écoulement, en particulier dans un canal long et étroit pour s'assurer que les conditions d'écoulement sont remplies. Typiquement, la profondeur du lit du FWS est d'environ 0.3 à 0.4 m (Idris et al., 2010).

Les FWS offrent un traitement efficace en minimisant l'utilisation d'équipement mécanique, d'énergie et d'opérateurs qualifiés, et peuvent être moins coûteux à construire, à exploiter et à entretenir que les systèmes de traitement mécanique conventionnels. Le traitement est possible dans tous les climats, sauf les plus froids. Les FWS ne produisent pas de bio-solides résiduels ni de boues nécessitant un traitement et une élimination ultérieure. L'élimination de la DBO, de la DCO, des MES, des métaux et des MO persistantes dans les EUM peut être très efficace avec un temps de rétention raisonnable, et l'élimination de l'azote et du phosphore peut également être efficace avec beaucoup plus de temps de rétention (USEPA, 2000).

Cependant, il est difficile d'adopter le système FWS, dans les zones urbaines ou les endroits où les terres sont insuffisantes ou limitées, car le système FWS nécessite une plus grande superficie (Noor et al., 2011).

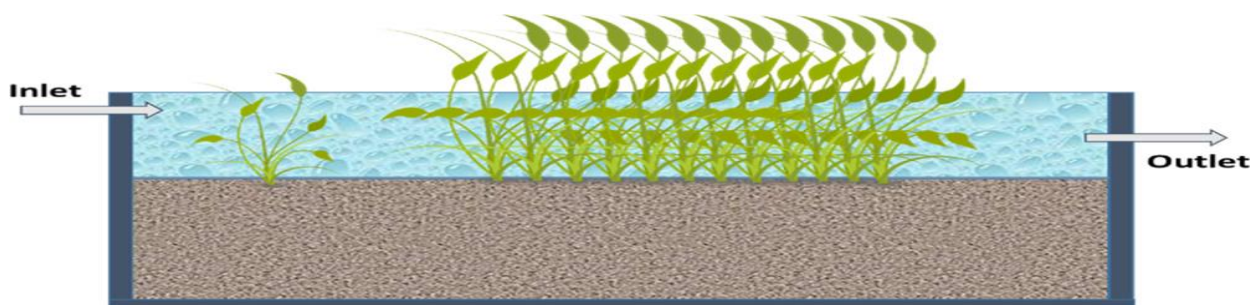


Figure I.2. Zone humide artificielle FWS (Parde et al., 2020).

I.5.2 CWs à écoulement sous-surfacique (CWESS)

Parmi les deux types de CWs, ceux à flux souterrain sont principalement adoptés partout dans le monde en raison de leur résistance aux conditions hivernales de gel et de neige, ainsi que de leur capacité à réduire les odeurs nauséabondes associées aux EU. Les EU s'écoulent entre les racines de la plante dans un écoulement souterrain, créant une relation symbiotique entre les plantes et les microbes présents dans les EU, qui fournissent des sites conditionnels pour l'activité organique et la dégradation des contaminants. Ce type de CWs est plus efficace que les autres types et attire moins de moustiques (Khan & Khalil, 2017). Les CWs à écoulement souterrain peuvent être classés comme suit :

I.5.2.1. CWs sous-surfacique à flux horizontal (HFCWs)

Les systèmes de CW à écoulement horizontal sous la surface également appelés "horizontal flow constructed wetlands" (HFCWs) (Figure I.3), ont été utilisés depuis les années 1980 pour le traitement des EU (Vymazal, 2009). Parmi les différents types de CW utilisés pour le traitement des EU, les HFCWs sont les plus répandus en Europe (Vymazal, 2005; Stefanakis, 2015), Ces systèmes sont également appelées "roselières" en Europe, "système

de traitement des roselières " au Royaume-Uni et "lits immergés végétalistes" aux USA (**Brix & Schierup, 1990; Vymazal, 2007**). Ils sont constitués de bassins remplis de gravier, généralement plantés de roseaux communs (*Phragmites australis*) ou d'autres espèces telles que le *Typha latifolia*, *angustifolia* et *Scirpus lacustris*, *Californicus* (**Stefanakis, 2015**). La superficie requise pour les HFCWs est de 5 à 10 m²/EH (**DBT, 2019**).

La plupart des HFCWs ont été conçus pour traiter les EUM ou domestiques. Actuellement, les HFCWs sont utilisés pour traiter de nombreux d'autres types d'EU y compris les eaux industrielles, les eaux de traitement des aliments, les eaux agricoles, les eaux de ruissellement et les lixiviats de décharge. En plus d'être utilisés comme unité autonome, les HFCWs sont également utilisés en combinaison avec d'autres types de CW dans des systèmes à écoulement hybride (**Vymazal, 2009**).

Les HFCWs sont des bassins remplis de manière homogène du sable, du gravier ou de sol en place, et plantés de macrophytes. Ils sont alimentés en eau décantée pour éviter le colmatage du support de remplissage, puis l'eau s'écoule dans un sens principalement de manière horizontale à travers le substrat et est collectée en aval avec un granulat plus grossier avant d'être évacuée par une conduite de sortie. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface du matériau pour éviter les écoulements préférentiels en surface et assurer un flux homogène (**Paulus, 2011**).

Dans les HFCWs, le niveau de l'eau est géré de manière à s'écouler sous la surface. Au cours de ce passage, les EU sont exposés à un réseau de zones aérobies, anoxiques et anaérobies, mais les processus de dégradation sont limités principalement aux zones anaérobies et anoxiques en raison de l'état de saturation en eau. La zone aérobie est limitée uniquement autour des racines et des rhizomes où l'oxygène fuit dans le support de remplissage (**Brix & Schierup, 1990; Vymazal, 2007**).

Le processus de dégradation des composés organiques se produit principalement grâce à la décomposition anaérobie par des bactéries attachées aux racines des plantes.

Cependant, la capacité limitée de transport de l'oxygène des plantes a limité la dégradation des composés organiques par un processus aérobie. Dans les HFCWs, l'élimination limitée du phosphore est due à la faible quantité de Fe, Al ou Ca, présente dans les milieux utilisés pour les HFCWs, qui contribuent à la sorption/précipitation du phosphore. Cependant, des études ont montré que l'oxygénation insuffisante de la rhizosphère entraîne une nitrification incomplète (**Brix & Schierup, 1990; Vymazal, 2007**).

Il est important de noter que les HFCWs ne sont pas conçus pour être utilisés comme traitement primaire pour les EU. Au contraire, ils sont généralement utilisés en combinaison avec des traitements primaires tels que les fosses septiques ou les STEP pour éliminer les particules et les solides en suspension. Une fois que les EU ont été traités de manière primaire, les HFCWs sont souvent utilisés comme système de traitement secondaire ou tertiaire pour éliminer les nutriments, les MO et les contaminants restants.

En résumé, les HFCWs sont largement utilisés comme systèmes de traitement des EU en Europe et dans d'autres parties du monde pour leur capacité à éliminer efficacement les nutriments et les contaminants organiques. Ils sont particulièrement adaptés pour le traitement des EU domestiques, industrielles et agricoles ainsi que pour les lixiviats de décharge. Cependant, ils nécessitent un traitement primaire approprié pour éliminer les particules et éviter le colmatage des lits filtrants.

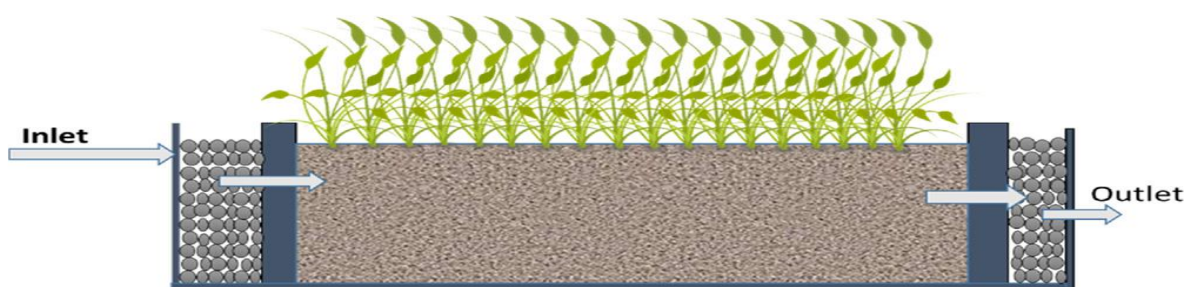


Figure I.3. Zone humide artificielle à flux horizontal (HFCWs) (Parde et al., 2020).

I.5.2.2. CWs sous-surfacique à flux vertical (VFCWs)

Jusqu'à récemment, les zones humides artificielles sous surfacique à flux vertical " Vertical Flow Constructed Wetlands" (VFCWs) (Figure I.4) étaient le type de CW le moins développé et le moins appliqué aux premiers stades de la technologie de CW. Les autres types étaient dominants, principalement en raison des coûts globaux plus élevés pour la construction et l'exploitation des VFCWs. Cependant, l'intérêt pour les VFCWs a augmenté progressivement avec le temps, surtout lorsque la capacité de transfert d'oxygène plus élevée de ce type de CW a été réalisée par rapport aux HFCWs. Ainsi, au cours des 15 dernières années, la recherche sur les VFCWs a considérablement intensifiée. Les VFCWs sont principalement utilisés en Europe, en particulier au Danemark, en Autriche, en Allemagne, en France et au Royaume-Uni (Kadlec & Wallace, 2008; Stefanakis et al., 2014). Les premiers VFCWs ont été développés par le Dr Seidel en Allemagne dans les années 1970 (Mimeche, 2014). Les principaux mécanismes d'épuration reposent sur une combinaison de plusieurs processus en

conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur au moins deux étages de traitement en série (**Poulet et al., 2004**).

Une VFCW est alimentée en surface et parcouru de haut en bas (**Tilley et al., 2014**). L'oxygénation est favorisée par une alimentation intermittente des EU accumulées dans un réservoir et libérées en grandes quantités. Le dépôt des MES s'effectue en surface des filtres. Ce type de dispositif permet une minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement par stabilisation des boues. La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le granulat et les rhizomes du massif filtrant non-saturés (**Paulus, 2011**).

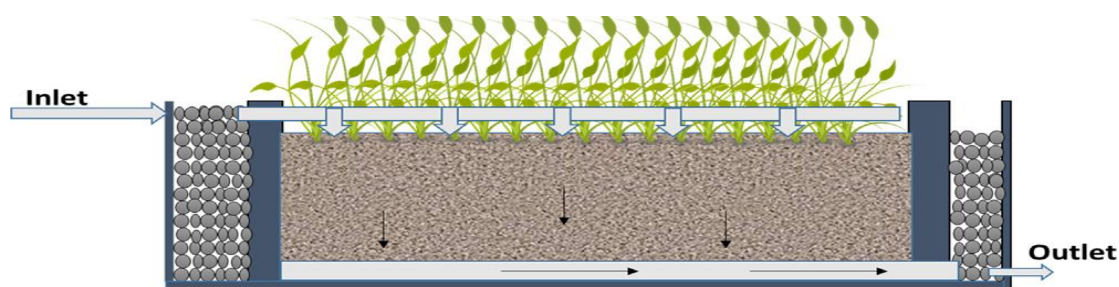


Figure I.4. Zone humide artificielle à flux vertical (VFCWs) (**Parde et al ., 2020**).

I.5.3. Système français à flux vertical (FPVs)

Le système français à flux vertical " Filtre planté vertical " (FPVs) (Figure I.5) est composé de marais filtrants verticaux utilisés pour le traitement des EU après prétraitement. Deux lits de marais filtrants fonctionnent en série, disposés en parallèle.

L'unité de traitement primaire n'est pas essentielle dans les marais filtrants français. L'exigence de zone de traitement pour les FPVs françaises est de 2.0 à 2.5 m²/EH. L'efficacité d'élimination des FPVs françaises pour la MO, les MES, le NH₄⁺, NT et le PT est équivalente à celle des VFCW. Les FPVs françaises permettent des économies de coûts de construction en fournissant à la fois le traitement des boues et des EU dans un seul système (**Paulus, 2011**).

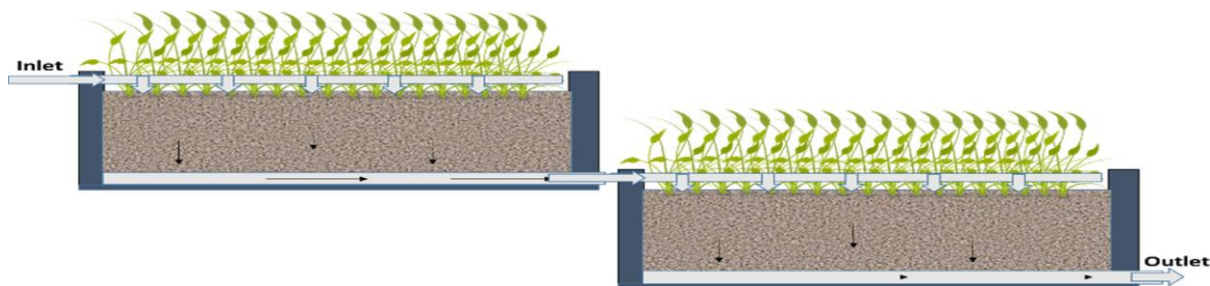


Figure I.5. Zone humide artificielle française à flux vertical (FPVs) (**Parde et al ., 2020**).

I.5.4. Système à écoulement hybride (HCW)

Les systèmes à écoulement hybride HCW (Figure I.6) ont été développés pour la première fois en Allemagne en 1960 (Vymazal, 2013b). En France, des systèmes similaires ont été développés entre 1980 et 1989, et au Royaume-Uni de 1990 à 1999, en raison de leur efficacité dans l'élimination des composés azotés de nombreux types d'EU (Vymazal, 2005; Vymazal, 2013b). Les HCWs sont de plus en plus utilisés dans le monde entier en raison de leur performance de traitement supérieure (Vymazal, 2005; Vymazal & Kröpfelová, 2011; Abidi et al., 2009).

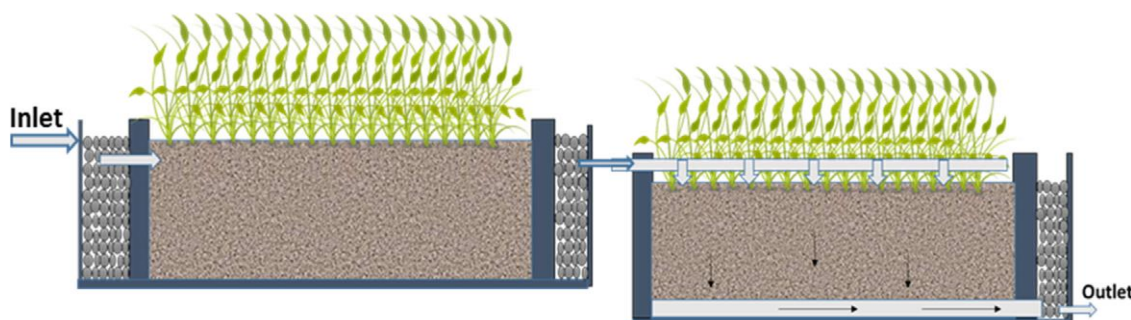


Figure I.6. Zone humide artificielle à écoulement hybride (HCWs) (Parde et al., 2020).

De nombreuses études ont montré que les HCWs peuvent être utilisés pour traiter différents types d'EU, tels que les eaux grises et les EU industrielles (Comino et al., 2013; Vymazal, 2014), les effluents vinicoles (Serrano et al., 2011), les produits pharmaceutiques (Reyes-Contreras et al., 2011; Ávila & García, 2015), et les eaux produites à partir de champs de pétrole (Alley et al., 2013).

Les HCWs sont des systèmes de traitement des EU par CWs, qui sont constitués d'un premier stade de traitement secondaire composé de CW à écoulement vertical, et d'un deuxième stade de traitement secondaire constitué d'unités de CWs à écoulement horizontal sous la surface. La CW à écoulement vertical est destinée à éliminer les MO et les MES et à promouvoir la nitrification, tandis que la CW à écoulement horizontal sous la surface sont utilisées pour la dénitrification et l'élimination des MO et des MES.

Une autre configuration est un système horizontal sous la surface vertical sur la surface. Un grand lit HFCW est placé en premier pour enlever les MO et les MES et pour favoriser la dénitrification. Un petit lit vertical chargé par intermittence est utilisé pour l'élimination des MO et des MES et la nitrification de NH_4^+ en NO_3^- , et Pour maximiser l'élimination de NO_3^- total, cependant, l'effluent nitrifié du lit VFCW doit être recyclé dans une cuve de sédimentation (Vymazal, 2011b).

Les HCWs sont des systèmes de traitement de l'eau efficaces et polyvalents, qui ont été utilisés avec succès pour traiter différents types d'EU dans le monde entier. Ils offrent une solution durable pour la gestion des EU, la restauration des écosystèmes et la protection de la santé humaine et de l'environnement.

Il convient de noter que la classification des CWs hybrides peut varier en fonction des auteurs et des critères de classification utilisés.

I.6. Principe de mécanismes des CWs

Les CWs pour le traitement des EU domestiques sont constitués d'une couche de sol ou d'un autre milieu, tel que du gravier ou du sable, qui est inondé où maintenir en condition saturée (niveau d'eau près de la surface) (**Calheiros et al., 2008**). Ce procédé de traitement est basé sur le pouvoir purifiant des plantes aquatiques, notamment les algues, les hydrophytes (plante d'eau libre) et les héliophytes (plante du bord des eaux). Les EU sont simplement retenus dans une série d'étangs à ciel ouvert peuplés de ces plantes. Les roseaux (ou phragmites) et autres plantes aquatiques ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de "macrophytes". Ces derniers utilisent les polluants dissous dans l'eau comme l'azote et le phosphore, etc (Figure I.7).

Un certain nombre de processus complexes impliquant tous les mécanismes physiques, chimiques et biologiques (Figure I.8) sont mis en œuvre dans un système de CW pour transformer et séparer divers polluants trouvés dans les EU (**USEPA, 2000**). Les systèmes CW sont capables de transformer et/ou d'éliminer divers polluants tels que les polluants organiques, les nutriments, les éléments traces, etc., à travers une série de processus physiques, biologiques et chimiques, et ainsi améliorer la qualité de l'eau (**Stefanakis, 2019**).

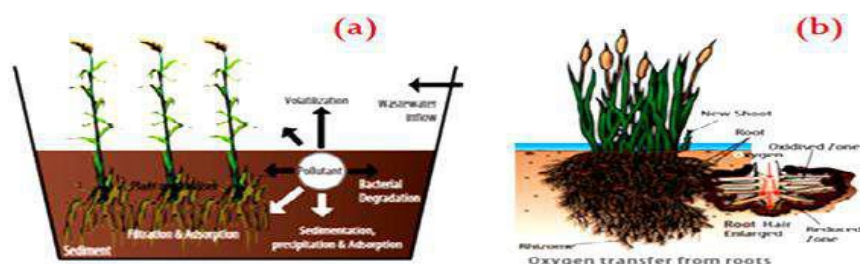


Figure I.7. (a) Mécanismes d'élimination de la pollution, (b) Transfert d'oxygène par les racines (**Prasanna et al., 2017**).

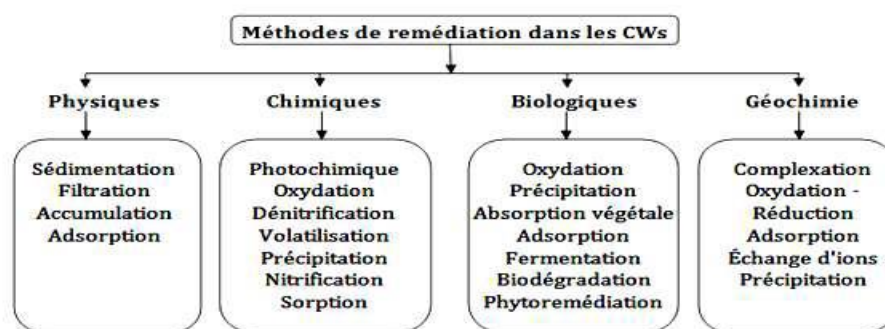


Figure I.8. Principe de mécanismes de CWs (Hassan et al., 2021).

Les sections suivantes mettront en évidence certains des principaux mécanismes d'élimination des polluants dans les CWs, en mettant l'accent sur la MO, l'azote, le phosphore et les métaux lourds que l'on trouve couramment dans les EU domestiques .

I.6.1 Types de processus

I.6.1.1. Processus physiques

Les CWs ont une grande capacité à éliminer les contaminants associés aux particules dans l'eau ou les déchets. L'eau de surface se déplace généralement très lentement à travers les CWs en raison de la résistance offerte par les plantes enracinées et flottantes. Cette lenteur favorise la sédimentation des MES, qui est aidée par la faible vitesse d'écoulement et le caractère laminaire de l'écoulement dans les CWs (Brix, 2003; Muzola, 2007).

Lors du passage des EU à travers un CW, les MES sont éliminées par filtration grâce au gravier et aux racines, ainsi que par le dépôt des particules en surface (Brix, 1997; Vymazal, 2008). La photolyse est un autre processus physique qui se produit à la surface des CWs, où le rayonnement du soleil dégrade certains des polluants et élimine les bactéries pathogènes présentes dans les EU (Vincent et al., 2014). De plus, les plantes flottantes peuvent également jouer un rôle primordial dans l'élimination des MES en limitant la remise en suspension des particules déjà déposées au lit de traitement.

Une autre voie de mécanisme d'élimination physique dans les CWs est la volatilisation. Plusieurs composés organiques et certains composés inorganiques plus simples formés à la suite de la minéralisation comme l'ammoniac sont volatils et sont perdus dans l'atmosphère. Toutefois, en raison de son potentiel de pollution atmosphérique, la volatilisation n'est pas un processus d'élimination privilégié (Russo, 2008).

I.6.1.2. Processus chimiques

Les CWs offrent également des possibilités pour éliminer les polluants inorganiques tels que le phosphore et les métaux lourds. Les éléments réactifs tels que Fe, Al, Ca et Mg présents

dans le support de remplissage peuvent faciliter l'adsorption et la précipitation de ces contaminants (**Kadlec et al., 2000**). Les processus chimiques tels que la sorption, la précipitation, la réduction-oxydation, la complexation et l'hydrolyse peuvent entraîner des transformations préalables à l'élimination des polluants par adsorption ou précipitation.

Cependant, l'accumulation de polluants dans la partie aérienne des plantes est généralement faible en comparaison de l'apport de polluants dans le CWs. Les plantes peuvent néanmoins être utilisées comme filtres pour absorber certains polluants tels que le NO_x, le SO₂, le CO₂, les mauvaises odeurs ou encore les hydrocarbures volatils halogénés.

Pour les supports de remplissages solides, la dépollution est envisagée pour des polluants organiques tels que les HAP, les pesticides et les produits pharmaceutiques, ainsi que pour des métaux lourds tels que le plomb, le cuivre, le zinc, et des radionucléides (**Healy et al., 2007**).

I.6.1.3. Processus biologiques

Les plantes doivent faire face à des défis environnementaux en raison de leur immobilité, ce qui les oblige à développer des mécanismes biochimiques pour s'adapter à leur environnement (**Hench et al., 2003**). Par exemple, elles peuvent détoxifier les sols pollués en utilisant leur équipement enzymatique pour dégrader les composés phytotoxiques ou xénobiotiques. Une fois qu'elles ont absorbé un polluant, les plantes peuvent le séquestrer ou le dégrader pour le détoxifier (**Healy et al., 2007**).

Les systèmes de traitement CWs utilisent plusieurs réactions biologiques pour éliminer les polluants, notamment la photosynthèse, la fermentation, l'élimination microbienne, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (**Hassan et al., 2021**). La photosynthèse est effectuée par les plantes et les algues des CWs, ajoutant du carbone et de l'oxygène à la CW pendant le processus. Le carbone et l'oxygène sont nécessaires pour le processus de nitrification. Les plantes transportent l'oxygène jusqu'à leurs racines, où elles pénètrent dans la zone racinaire. La respiration est l'oxydation du carbone organique, effectuée par tous les êtres vivants, pour former du CO₂ et de l'eau. Les micro-organismes courants dans les CWs sont les bactéries, les champignons, les algues et les protozoaires.

La fermentation est la décomposition du carbone organique en l'absence d'oxygène pour produire des composés riches en énergie. Ce processus est souvent piloté par l'activité microbienne (**DBT, 2019**). L'élimination de l'azote par nitrification et dénitrification est un processus activé par des micro-organismes. Le processus de volatilisation est également important dans l'élimination de l'azote. Les plantes absorbent les nutriments dissous et d'autres polluants de l'eau et les utilisent pour générer de la biomasse végétale supplémentaire. Les

nutriments et les contaminants se déplacent à travers la plante vers les organes de stockage souterrains à mesure que la plante vieillit, et lorsque la plante meurt, ils coulent à travers la litière et les sédiments de tourbe jusqu'aux sédiments du fond, y compris les bactéries et les champignons.

I.6.2. Mécanismes d'élimination des polluants et d'agents pathogènes par les CW

Les deux principaux mécanismes interviennent au processus d'épuration dans la plupart des CWs sont la séparation liquides/solides et les transformations des constituants (**Choudhary et al., 2011**).

- Les séparations comprennent généralement la séparation par gravité, la filtration, l'absorption, l'adsorption, l'échange d'ions, le stripping et la lixiviation.
- Les transformations peuvent être chimiques, notamment les réactions d'oxydation/réduction, la floculation, les réactions acide/base, la précipitation et les réactions biochimiques se produisant dans des conditions aérobies ou anaérobies facilitées par l'environnement de la zone racinaire.

Les séparations et les transformations peuvent toutes deux conduire à l'élimination des contaminants dans les zones humides. Tous ces processus sont divisés en trois catégories, à savoir physique, chimique et biologique (**Choudhary et al., 2011**).

I.6.2.1. Élimination des solides en suspension

Les matières en suspension (MES) dans les eaux usées sont des matières solides insolubles visibles à l'œil nu qui peuvent contenir différents types de contaminants, tels que des nutriments et des composés organiques, ils sont éliminés dans les CWs par des mécanismes physiques, les prédominants sont la floculation/sédimentation et la filtration. Les forces de surface sont également responsables de la réduction des solides en suspension, notamment par la force d'attraction et les forces électriques de Vander Waal, qui peuvent être attractives ou répulsives, l'élimination est très efficace dans les types des CWs (**Choudhary et al., 2011**).

I.6.2.2. Élimination de la matière organique

La matière organique est un paramètre très indésirable qui permet de connaître le degré de pollution des EU qu'on concentre à éliminer dans les stations d'épuration. Dans les CWs leur élimination est fait par plusieurs mécanismes physiques et biochimiques, il se fait par le processus de sédimentation/filtration et le piégeage des particules dans les espaces vides du substrat, aussi par la dégradation microbienne par la croissance des bactéries à la surface du substrat, racines et rhizomes des plantes (**Choudhary et al., 2011**), La matière organique contient environ 45 à 50 % de carbone (C), qui est utilisé par un large éventail de

microorganismes comme source d'énergie. À cette fin, les plantes fournissent de l'oxygène dans la zone des racines pour convertir le carbone organique en dioxyde de carbone. Les matières organiques solubles peuvent également être éliminées par un certain nombre de procédés de séparation, notamment par adsorption/absorption (**Choudhary et al., 2011**).

Les transformations biochimiques sont des mécanismes importants pour la dégradation de la matière organique dans les zones humides. Elles peuvent expliquer l'élimination de certains constituants organiques par minéralisation ou gazéification et la production de matière organique par la synthèse d'une nouvelle biomasse. Les décomposeurs (bactéries et champignons) dans les zones humides jouent le rôle principal dans l'élimination de la matière organique par minéralisation et gazéification (**Choudhary et al., 2011**).

La réduction de la teneur en matière organique par la population microbienne est effectuée soit par voie aérobie, soit par voie anaérobie. La dégradation aérobie des substances chimiques organiques solubles est régie par deux groupes de micro-organismes : les chimio-hétérotrophes aérobies, qui oxydent les substances organiques et libèrent de l'ammoniac, et les chimio-autotrophes, qui oxydent l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates (nitrification). Les deux groupes consomment des substances organiques, mais le taux métabolique le plus rapide des hétérotrophes signifie qu'ils sont principalement responsables de la réduction de la DBO du système (**Vasudevan et al., 2011**).

Un apport insuffisant d'oxygène réduira considérablement les performances de l'oxydation biologique aérobie dans les zones humides. Cependant, si l'apport en oxygène n'est pas limité, la dégradation aérobie sera régie par la quantité de la MO disponible. La dégradation anaérobie se produit dans les CWs en l'absence d'oxygène et est effectuée par des bactéries hétérotrophes anaérobies. Elle est plus lente que la dégradation aérobie. Lorsque l'oxygène est limitant à des charges organiques élevées, la dégradation anaérobie prédominera (**Vasudevan et al., 2011**).

Généralement dans les FWSCWs et les VFCWs, les processus de dégradation microbienne sont principalement aérobies, dans les HFCWs, ce sont les processus anoxiques et anaérobies qui prédominent. L'efficacité du traitement est similaire pour les HFCWs et en FWSCWs, tandis que pour les VFCWs, le pourcentage d'efficacité est plus élevé (**Vymazal, 2010**).

I.6.2.3. Élimination de l'azote dans les CWs

Comme nous le savons, une forte concentration d'azote dans les EU domestiques et industrielles provoque un très grave problème d'eutrophisation des organismes récepteurs des EU. D'autre part, il existe une variété de formes d'azote inorganiques et organiques qui sont

essentielles pour tous les organismes vivants (**Choudhary et al., 2011**). L'azote peut être éliminé des EU par plusieurs processus dans les CWs comme l'adsorption, la volatilisation, l'adsorption et l'absorption par les plantes, l'ammonification et la nitrification-dénitrification (**Choudhary et al., 2011**). Les deux derniers mécanismes sont les plus importants dans le système (**Vasudevan et al., 2011**). L'absorption par les plantes ne représente pas une élimination permanente, sauf si les plantes sont récoltées régulièrement (**Healy et al., 2007**).

Les formes inorganiques de l'azote présentes dans les eaux usées sont l'ammonium (NH_4^+), le nitrite (NO_2^-) et le nitrate (NO_3^-). Toutes ces formes inorganiques d'azote sont éliminées de manière significative par l'absorption des plantes à des taux de charge hydraulique faibles. Dans les CWs, les plantes transforment les formes d'azote inorganiques en composés organiques qui servent à construire les cellules et les tissus. L'élimination de l'azote dépend principalement des interactions microbiennes (**Choudhary et al., 2011**).

L'élimination de l'azote total est généralement faible en raison de la faible nitrification dans les zones humides saturées et HFCWs et de la dénitrification faible ou nulle dans les FWSCWs et VFCWs, respectivement. Dans les zones humides de type FWSCWs, l'azote est éliminé par nitrification dans la colonne d'eau aérobie et par dénitrification ultérieure dans la couche de litière anoxique à la surface du lit. La volatilisation peut être une voie importante pour l'élimination de l'azote dans les CWs à la surface d'eau ouverte où les assemblages d'algues peuvent créer des valeurs de pH élevées pendant la journée grâce à leur activité photosynthétique. Dans les VFCWs, la nitrification est très élevée mais, aucune dénitrification ne se produit (**Vymazal, 2010**).

La nitrification : est un processus *chimio-autotrophe* dans lequel l'ammoniac est oxydé en nitrate par des bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) dans les zones aérobies (**Vasudevan et al., 2011**).

Il se divise en deux étapes : la première est la conversion de l'ammonium en nitrite par les bactéries *Nitrosomonas* et la seconde est la conversion du nitrite en nitrate par les bactéries *Nitrobacter*. Dans ce processus, les bactéries nitrifiantes tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammoniac et de nitrite, tandis que le dioxyde de carbone est utilisé comme source de carbone (**Choudhary et al., 2011**). Les réactions globales pour ces deux étapes sont les suivantes :



La réaction globale de nitrification est donnée ci-dessous (**Saeed et Sun, 2012**):



La nitrification est influencée par la température, la valeur du pH, l'alcalinité de l'eau, la source de carbone inorganique, l'humidité, la population microbienne, les concentrations d'ammonium-N et d'oxygène dissous (**Choudhary et al., 2011**).

La dénitrification : est la conversion du nitrate en N₂ gazeux et peut être réalisée biologiquement dans des conditions anoxiques. Plusieurs genres de bactéries hétérotrophes (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* et *Spirillum*) sont capables de dénitrification. La dénitrification peut être inhibée par plusieurs facteurs, notamment la présence d'oxygène dissous, l'insuffisance de carbone (MO) et des températures inférieures à 5°C (**Vasudevan et al., 2011**).

Elle est aussi définie comme un processus de décomposition anaérobie dans lequel la matière organique est décomposée par des micro-organismes en utilisant le nitrate au lieu de l'oxygène comme accepteur d'électrons. Le processus se déroule en deux étapes : d'abord le nitrate est réduit en oxyde nitreux, qui est ensuite réduit en azote atmosphérique. La dénitrification est illustrée par l'équation suivante (**Vymazal, 2007**).



Elle contribue à 60-70% de l'élimination totale de l'azote dans CWs. Le taux de dénitrification est influencé par de nombreux facteurs tels que la concentration de nitrates, l'espèce microbienne, le type et la qualité de la source de carbone organique, les hydropériodes, l'absence d'O₂, le potentiel redox, l'humidité du sol, la température, le pH, la présence d'agents dénitrifiants, le type de sol, le niveau d'eau et la présence d'eau de surface (**Choudhary et al., 2011**).

L'ammonification : est un processus biochimique complexe dans lequel l'azote organique est biologiquement converti en ammoniac par plusieurs étapes intermédiaires. Ce processus se déroule plus rapidement que la nitrification dans les zones aérobies du substrat. Les taux d'ammonification sont influencés par le pH, la température, le rapport carbone/azote (C/N), les nutriments disponibles et les conditions du substrat. Dans les CWs, l'adsorption de l'ammoniac ionisé se fait par une réaction d'échange de cations avec le substrat (**Choudhary et al., 2011**).

Si les eaux usées entrantes sont riches en azote organique, l'ammonification est la première étape de la transformation de l'azote dans les systèmes à écoulement souterrain. Il s'agit d'un processus biochimique complexe, qui libère de l'énergie, dans lequel les acides aminés sont

soumis à une désamination oxydative produisant de l'ammoniac (NH_3), comme le montre l'équation (Saeed et Sun, 2012)

Amino acids $\rightarrow$ Imino acids $\rightarrow$ Keto acids $\rightarrow$ NH_3 (Saeed et Sun, 2012).

Dans une CW, ce processus diminue avec la profondeur, ce qui indique que l'ammonification est plus rapide dans la zone supérieure où la condition est aérobie, et plus lente dans la zone inférieure. La plage de pH idéale pour ce processus est de 6.5 à 8 et elle est plus rapidement à des températures élevées (Saeed et Sun, 2012).

I.6.2.4. Élimination du phosphore dans les CWs

Le phosphore (P) est présent dans les différentes eaux usées sous forme organique et inorganique, la seule forme qui est considérée biologiquement disponible c'est la forme inorganique solubles, les autres formes (organique dissous et insolubles organique ou bien inorganique) ne sont pas utilisable avant d'être transformés au première forme (Choudhary et al., 2011).

La partie majeure du phosphate est éliminée des eaux usées par la rétention des sédiments, ses transformations dans les CWs sont : l'accrétion de la tourbe/sol, l'adsorption/désorption, la précipitation/dissolution, l'absorption par les plantes/la population microbienne, la fragmentation, la lixiviation et la minéralisation. L'adsorption fait référence au mouvement du P inorganique soluble de l'eau interstitielle du sol vers les surfaces minérales du sol, où il s'accumule sans pénétrer la surface du sol. La précipitation peut se référer à la réaction des ions de phosphate avec des cations métalliques tels que Fe, Al, Ca ou Mg, formant des solides amorphes ou parfois mal cristallisés. Parmi les précipités minéraux importants dans l'environnement des zones humides, on peut citer *Apatite*, *Hydroxylapatite*, *Variscite*, *Strengite*, *Vivianite* et *Wavellite* (Choudhary et al., 2011).

Le phosphore réactif soluble absorbé par les plantes est converti en phosphore tissulaire, qui est généralement plus élevée au début de la saison de croissance, avant que le taux de croissance maximum ne soit atteint (Choudhary et al., 2011). L'absorption par les bactéries, les algues, les lentilles d'eau et les macrophytes fournit un mécanisme d'élimination initial. Cependant, il ne s'agit que d'un stockage à court terme car 35-75% du P stocké est finalement libéré dans l'eau lors du dépérissement des algues et des microbes. Les conditions anaérobies qui existent à l'interface sol/eau peuvent également provoquer la libération de P dans la colonne d'eau.

Le seul stockage à long terme du P dans la CW se fait par l'accumulation de tourbe et la fixation du substrat. L'efficacité du stockage à long terme de la tourbe est fonction du taux de

charge et dépend également de la quantité de fer, de calcium, d'aluminium et de matières organiques natives dans le substrat. Il a été démontré que les sédiments des lacs et des réservoirs agissent comme des puits de P (**Healy et al., 2007**).

La rétention de phosphore reste toujours faible dans tous les types de CW (**Vymazal, 2010**). Cependant, les matériaux qui sont généralement utilisés pour les CWs à écoulement souterraine (gravier lavé ou la roche concassée) fournissent une très faible capacité de sorption et précipitation. Récemment, des matériaux de filtration fabriqués tels que les agrégats d'argile légers ou les déchets tels que les scories d'acier de four, ont été testés où il se trouve que l'élimination du phosphore est très élevée avec ces substrats, mais il est important de réaliser que la sorption et la précipitation sont des processus saturables et que la sorption diminue avec le temps (**Vymazal, 2010**).

I.6.2.5. Élimination des métaux dans les CWs

Les processus d'élimination des métaux dans les CWs sont très complexes et comprennent une combinaison de réactions biotiques et abiotiques (**Yalcuk et Ugurlu, 2009**), telles que la sédimentation, la Filtration, la floculation, l'adsorption, la précipitation, la coprécipitation, l'échange de cations et d'anions, la complexation, l'oxydation et la réduction, l'activité microbienne et l'absorption par les plantes (**Yalcuk et Ugurlu, 2009; Choudhary et al., 2011**). La filtration et la sédimentation sont les principaux processus d'élimination des métaux lourds dans les CWs. Les métaux lourds peuvent être adsorbés au sol ou aux sédiments, ou peut être chélaté ou complexé avec de la matière organique. De plus, la formation d'oxydes est également un mécanisme important pour l'élimination (**Choudhary et al., 2011**).

L'élimination biologique est également une voie importante pour l'élimination des métaux lourds dans les CWs ; elle comprend l'absorption par les plantes et les microbes. Le taux d'élimination des métaux par les plantes varie considérablement, en fonction du taux de croissance des plantes, des espèces végétales et de la concentration des métaux lourds dans les eaux usées. La concentration maximale de métaux dans les plantes a été observée dans les racines. On sait que certaines plantes accumulent une quantité relativement élevée de métaux lourds dans leur biomasse, Ces plantes sont appelées des hyperaccumulateurs.

Les micro-organismes fournissent également une quantité mesurable de stockage et d'absorption de métaux lourds (**Choudhary et al., 2011**) qui peut être effectuée en aérobie par des bactéries oxydant les métaux, ou en anaérobie par des bactéries réduisant les sulfates. Les premières comprennent l'oxydation des métaux (fer, nickel, cuivre, plomb et zinc) par des bactéries oxydant les métaux (*Thiobacillus ferrooxidans* dans le cas du fer) suivie de la

précipitation des *oxyhydroxydes* métalliques. Dans les zones anaérobies, l'activité des bactéries réduisant les sulfates entraîne une réduction des ions sulfate pour produire du sulfure d'hydrogène, qui est ionisé dans l'eau pour donner des ions sulfure qui réagissent avec les ions métalliques pour produire du sulfure métallique qui précipite par la suite. En plus de réduire les composés sulfurés (**Vasudevan et al., 2011**).

I.6.2.6. Élimination des pathogènes et des parasites dans les CWs

Un agent pathogène est un agent biologique qui provoque une maladie ou une affection humaine. Les parasites, en revanche, sont des organismes qui vivent en symbiose avec leur hôte, bien que certains parasites soient également considérés comme des agents pathogènes, qui peuvent être divisés en 5 catégories : virus, bactéries, protozoaires, champignons et helminthes. Son élimination est nécessaire lorsqu'il s'agit d'eaux usées domestiques. Dans certains cas, les eaux souterraines peuvent présenter des taux élevés de pathogènes (**Weber et Legge, 2008**).

En raison de la grande diversité des organismes impliqués et de la difficulté à les détecter, l'utilisation des indicateurs d'organismes pour surveiller la présence de contamination fécale en général, et d'agents pathogènes en particulier. Les indicateurs les plus couramment utilisés dans les systèmes d'épuration des EU sont les bactéries coliformes (en particulier les coliformes fécaux tels que : *E. coli*) et les streptocoques fécaux. Les autres organismes utilisés sont les *bactériophages* et les virus *coliphages*. Il n'existe cependant aucun indicateur fiable de la présence de protozoaires ou d'helminthes parasites, qui sont donc directement surveillés (**Vasudevan et al., 2011**).

Le traitement des pathogènes repose sur une série de mécanismes au sein de CW comprennent, la sédimentation, la mort naturelle, l'inactivation ou la mort liée à la température, l'oxydation, la prédation (pâturage par protozoaire), l'inactivation ou la mort liée à une chimie de l'eau défavorable, l'interaction avec le biofilm, la filtration mécanique (filtration à travers le substrat et le biofilm), l'exposition aux biocides et au rayonnement UV, attaque par des bactéries et des virus lytiques (**Weber et Legge, 2008; Vasudevan et al., 2011**).

Dans les systèmes d'eaux à surface libres, la température, le rayonnement solaire et la filtration du milieu sont considérés comme les facteurs les plus importants qui affectent l'élimination des coliformes fécaux. En revanche, dans les zones humides à écoulement souterrain, l'aération et l'écoulement hydraulique, la concurrence et la prédation microbiennes, la mort naturelle et l'inactivation sont considérés comme étant les facteurs les plus importants.

La filtration, le piégeage et la sédimentation ont été cités comme des processus probablement importants dans l'élimination de structures relativement grandes, tandis que la mort naturelle n'est pas considérée comme un processus important en raison de la survie prolongée de nombreux types de kystes et d'ovules dans l'environnement (Vasudevan et al, 2011).

I.7. Avantages et Inconvénients des CWs

Les systèmes de CWs sont une méthode simple et peu coûteuse pour le traitement des EU (USEPA, 2000; Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001; Haberl et al., 2003). Les avantages des CWs comprennent l'utilisation de processus naturels, une faible production de boues en excès, la tolérance aux fluctuations du débit et aux concentrations de polluants, ainsi que la facilitation de la réutilisation et du recyclage de l'eau. Ils fournissent également un habitat à de nombreux organismes des zones humides, ont une stabilité de processus élevée, peuvent être intégrés harmonieusement dans le paysage et offrir de nombreux avantages esthétiques et récréatifs.

Cependant, l'utilisation des CWs comporte également certaines limites, notamment la nécessité d'une grande superficie, une performance potentiellement moins cohérente que dans le traitement conventionnel, une dépendance au climat et une longue période de végétation avant d'obtenir une efficacité de traitement optimale. De plus, ils peuvent être sensibles aux tempêtes, au vent et aux inondations, nécessitent un débit d'eau de base et l'entretien à long terme peut être nécessaire. Malgré ces limites, les CWs offrent une approche "sensible à l'environnement" considérée avec faveur par le grand public.

I.8. Conclusion

L'utilisation des CWs a connu une grande propagation autour du monde grâce à leurs avantages multiples, et leur capacité d'épuration des eaux usées de différentes sources. Elles aident à éliminer diverses substances telles que la DBO, les MES, l'azote, le phosphore et les métaux traces, les agents pathogènes et les résidus. L'application de cette technologie pour le traitement des EU est relativement peu coûteuse, avec des coûts d'entretien et d'exploitation faibles. Malgré les nombreux avantages associés à l'utilisation de cette technologie, elle n'est pas largement utilisée dans les pays en développement en raison des connaissances et de l'expérience limitée en matière de conception et de gestion des CWs.

Chapitre II

*Le rôle du substrat sur l'abattement
de l'azote et du phosphore dans les
zones humides artificielles (TWS)*

II.1. Introduction

Les substrats sont le principal facteur influençant la performance des CWs et jouent un rôle particulièrement important dans l'amélioration de l'élimination des polluants dans ces systèmes. Ce chapitre résume en détail l'efficacité et le mécanisme d'élimination de l'azote et du phosphore respectivement par un seul substrat et par substrats combinés utilisés dans les CWs. Il analyse de manière approfondie leurs rôles dans l'abatement des diverses formes de pollution azotée et phosphatée dans les eaux usées.

II.2. Sélection et classification des substrats des CWs

Le type de substrat est un facteur important qui affecte les performances hydraulique, la croissance des plantes et l'obstruction du système (**Melian et al., 2010**). D'une part, l'azote et le phosphore sont séparés de l'eau (éliminés ou stockés par les substrats) via la précipitation, la filtration et l'adsorption, et d'autre part, ils fournissent des milieux de croissance pour les plantes et les micro-organismes (**Ju et al., 2014a ; Kleimeier et al., 2018**). Il est essentiel de sélectionner des substrats et des combinaisons appropriés dans les CWs. La sélection optimale des milieux dépend de l'objectif pour lequel les CWs sont conçues (**Almukhtar et al., 2018**). Il convient de tenir compte de la conductivité hydraulique, de la capacité d'élimination des polluants et de l'efficacité économique. Une faible conductivité hydraulique pourrait conduire à l'obstruction du système, et une faible capacité d'adsorption du substrat pourrait affecter la performance d'élimination des polluants à long terme, ce qui réduira sérieusement l'efficacité et la durabilité du système (**Wu et al., 2015**).

La Figure II.1 résume les mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore et les caractéristiques des différents substrats. Dans la plupart des cas, les substrats dans les CWs sont classés en tant que matériaux naturels, matériaux fabriqués ou modifiés par l'homme et sous-produits industriels, en fonction de leur source (**Ballantine & Tanner, 2010 ; Gorgoglione & Torretta, 2018 ; Vohla et al., 2011 ; Wu et al., 2015**). Ils sont également classés en tant que substrats échangeurs d'ions, substrats de sorption du P et substrats donneurs d'électrons, selon leur rôle principal dans l'élimination des polluants (**Yang et al., 2018**). Le processus de traitement des CWs utilise largement le sable, les sols et le gravier comme matériaux filtrants traditionnels. Bien que l'investissement dans ces matériaux de remplissage traditionnels soit plus efficace, l'efficacité de l'élimination d'azote et de phosphore n'est pas idéale. En outre, le remplacement fréquent des substrats interrompt le processus de traitement normal de la zone humide et une certaine quantité de déchets solides inutilisables est produite (**Tang et al., 2017 ; Vohla et al., 2011**). Ces dernières années, les

experts ont constamment développé de nouveaux matériaux de remplissage pour les zones humides et effectué différents niveaux de tests (Lu et al., 2016).

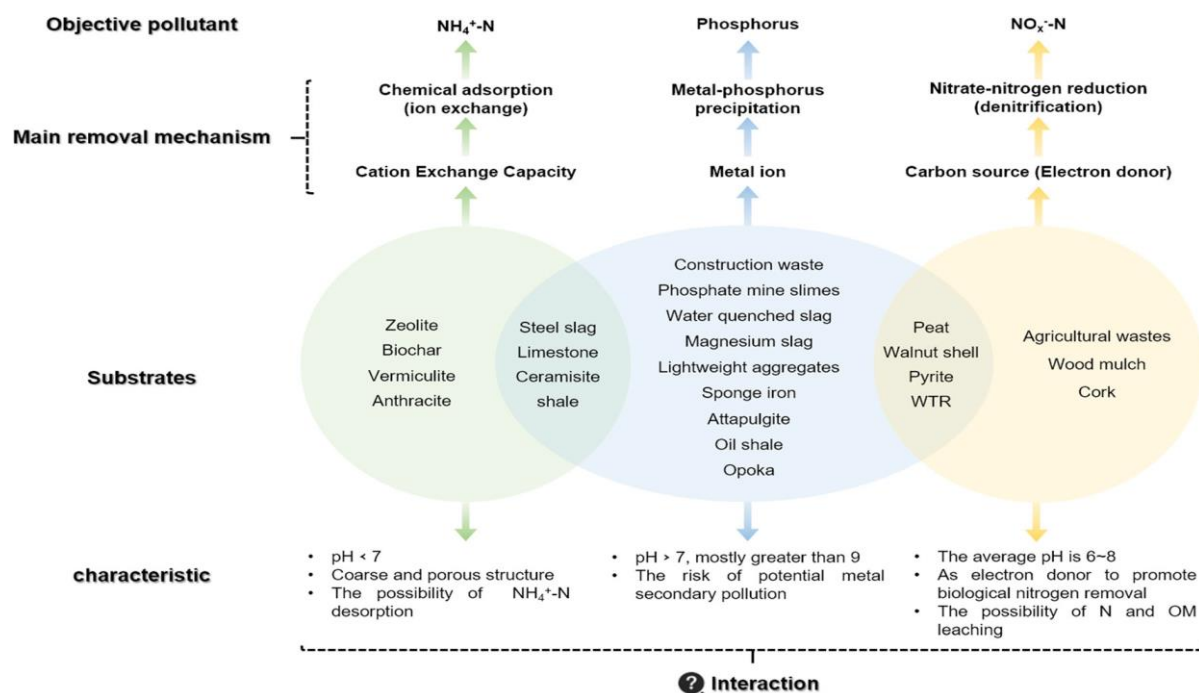


Figure II.1. Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore et caractéristiques des différents substrats (shen et al., 2020).

II.3. Elimination de l'azote et du phosphore dans les CWs par un seul substrat

Il est essentiel d'étudier les avantages et les inconvénients de chaque substrat ainsi que son mécanisme d'élimination. Ainsi, en fonction du mécanisme d'élimination des polluants et des caractéristiques des substrats, les auteurs adoptent une méthode de classification qui regroupe les substrats en trois catégories : les substrats à sorption du phosphore (P), les substrats échangeurs d'ions, et les substrats donneurs d'électrons.

II.3.1. Substrats de sorption du P

Les substrats jouent un rôle important dans l'élimination du phosphore total (PT), suivi par l'effet combiné des plantes aquatiques et des micro-organismes. Le choix du substrat est le facteur clé qui affecte l'élimination du phosphore (Jiang et al., 2013). Le tableau II.1 présente une grande variété de substrats pour l'absorption du P. Le potentiel élevé d'élimination du P est principalement attribuée à l'adsorption et à la précipitation du phosphate soluble par les ions métalliques contenus dans les substrats, formant ainsi des phosphates liés aux métaux légèrement solubles (par exemple, Ca-P, Mg-P, Al-P, Fe-P). La composition chimique (Ca,

Mg, Al et Fe) et la structure physique (taille des particules, porosité, surface spécifique) des substrats affectent grandement l'efficacité de l'élimination du phosphore de certains substrats et leurs principaux mécanismes sont présentés dans la Figure II.2.

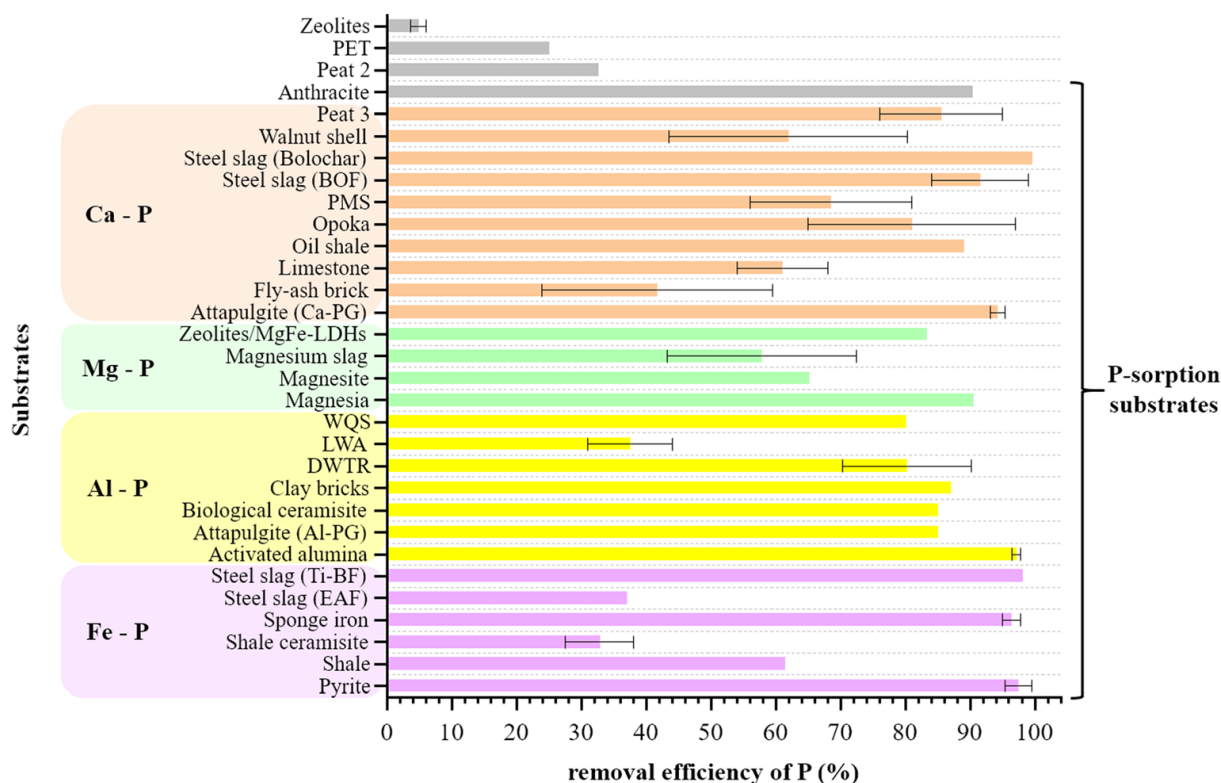


Figure II.2. Efficacités et mécanisme d'élimination du phosphore par différents substrats (Shen et al., 2020).

La scorie d'acier, en tant que substrat d'absorption du P très efficace, a attirée beaucoup d'attention ces dernières années, et une efficacité d'élimination allant jusqu'à 90 %. (Blanco et al., 2016 ; Rout et al., 2016 ; Xu et al., 2019). Lu et al. (2016) ont sélectionné cinq substrats différents pour construire des CWs, à savoir la maifanite, la scorie d'acier, le charbon actif, le charbon de bambou et le calcaire.

Tableau II.1. Résumé détaillé des substrats de sorption du P utilisés dans les CWs.

Substrat	Propriété/composants	Avantage	Inconvénient	Référence
Anthracite	Composé de carbone fixe (cristaux et amorphe) et de matière amorphe	•Surface bien développée et mode de liaison des hétéroatomes à la surface	•L'élimination du phosphore organique dissous était médiocre	Jiang et al., (2014)
Attapulгите Attapulгите riche en calcium modifiée thermiquement	Également appelée attapulгите riche en calcium (CAP) ; Teneur élevée en dolomite incorporée (environ 10 à 30 % de CaO)	•Substrat minéral non toxique et peu coûteux	•Les anions étrangers (sulfate, bicarbonate et matière organique) pourraient avoir une grande influence sur l'élimination du phosphore •Le pH élevé de l'effluent pourrait avoir des effets négatifs sur le biote d'eau douce	Yin et al., (2017)
Palygorskite modifiée à l'hydroxyde d'aluminium (Al-PG)Palygorskite naturelle	Chargez du gel d'hydroxyde d'aluminium sur des palygorskites de diamètre nanométrique (SiO ₂ 51,3 %, Al ₂ O ₃ 19,2 %, MgO 11,6 %) ; Une argile naturelle biocompatible (SiO ₂ 57,4 %, Al ₂ O ₃ 8,6 %, MgO 14,8 %)	•Rentable •Capacité d'adsorption élevée •Une structure cristalline poreuse Fixe facilement le phosphore.	•Le pH optimal du phosphate adsorbant Al-PG est adapté à la solution acide faible (absorption maximale de 11,93 mg P/g à pH 4)	Pan et al., (2017)
Calcaire	Principalement composé de CaCO ₃	•La réutilisation des déchets assez peu coûteuse	•L'élimination initiale du phosphore a atteint en moyenne 80 % au cours du premier mois et a diminué à des valeurs proches de 53 % au cours du deuxième mois.	Mateus et al., (2012)
Schiste bitumineux (cendres de schiste bitumineux hydratées)	Combustible solide à faible valeur énergétique ; très calcaire	•Grande capacité de fixation du phosphore •Utile pour les amendements du sol une fois saturé en P	•Un pH de l'effluent légèrement plus élevé	Karabelnik et al., (2012)
Scories d'acier	Sous-produit de la fabrication du fer et de l'acier obtenu par trempe de scories de fer en fusion ; Composé de Ca (18,57 %), Si (10,58 %), Ti (7,87 %), Al (5,15 %)	•Bonne capacité à éliminer le P •La teneur élevée en Fe(III) qui peut être réduite en Fe(II), entraînant la libération de P	•La teneur élevée en Fe(III) qui peut être réduite en Fe(II), entraînant la libération de P	Xu et al., (2019)
Bolochar	Déchet de l'industrie du fer spongieux issu de la calcination de la dolomie et du combustible au coke (SiO ₂ 44 % ; CaO 18 % ; Al ₂ O ₃ 17 % ; Fe ₂ O ₃ 15 % ; MgO 6 %)	•Porosité plus importante •Efficacité parfaite d'élimination du P •Réutilisation comme apport de nutriments dans les pratiques agricoles		(Rout et al., 2016)
Zeolites	Les MgFe-LDH ont été chargés sur les zéolites naturelles par la méthode de coprécipitation	•La capacité d'adsorption du P de la zéolite modifiée est doublée		Guo et al., (2016)

Certaines études ont également montré que le temps de rétention hydraulique (TRH) peut produire un pH élevé, mais à un TRH inférieur à 3 jours, le pH de l'effluent s'est stabilisé inférieur à 9 après 5 semaines d'exploitation (**Barca et al., 2013 ; Lee et al., 2010 ; Weber et al., 2007**). **Claveau-Mallet et al. (2012)** ont constaté que l'adsorption du phosphore peut être nettement améliorée par l'ajout de biomasse agricole qui protonise les groupes hydroxyles dans un environnement acide. Afin de compenser l'effet médiocre du traitement, il a également été prouvé que la capacité d'adsorption pouvait être améliorée en la modifiant par un traitement thermique et/ou un traitement chimique (traitement acide-base, revêtement d'hydroxyde métallique) (**Pan et al., 2017**). En outre, l'efficacité d'élimination du phosphore des substrats ne dépend pas seulement de leurs propres propriétés mais aussi des conditions d'exploitation, y compris la concentration initiale de phosphore, le temps de rétention hydraulique et la charge hydraulique (**Jozwiakowski et al., 2017**).

II.3.2. Substrats échangeurs d'ions

L'azote présent dans l'eau est principalement sous forme d'azote ammoniacal (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-). Parmi eux, le NH_4^+ en tant que polluant réduit, consomme l'oxygène de l'eau pour produire des nitrates, tandis que le manque d'oxygène dans l'eau favorise la production d'odeurs et l'eutrophisation. Ainsi, le NH_4^+ est la principale source de pollution de l'eau. L'élimination du NH_4^+ par les substrats se fait principalement par l'adsorption chimique ainsi que par la nitrification des micro-organismes fixés à la surface du substrat. Les propriétés physicochimiques des substrats doivent être adaptées à l'adhésion et à la croissance microbienne. En particulier, la capacité d'échange cationique (CEC) du substrat joue un rôle important dans la rétention de l'ammoniac et le traitement ultérieur. Les substrats ayant un pH modéré, à la structure poreuse rugueuse et à la toxicité non biologique peuvent fournir un environnement approprié à la croissance des micro-organismes, favorisant ainsi la nitrification, et atteindre la plus grande efficacité d'élimination du NH_4^+ supérieure à 80% (la Fig.3). **Cui et al. (2013)** ont comparé l'élimination des différents substrats de zones humides, en concluant que l'efficacité d'élimination du NH_4^+ par la zéolithe était considérablement plus élevée, mais que l'efficacité d'élimination du phosphore n'était que de 20%. De plus amples informations sur les substrats échangeurs d'ions utilisés dans les CWs sont énumérées dans le

Tableau II.2. Résumé détaillé des substrats d'échange d'ions utilisés dans les CWs.

Substrat	Propriété / composants	Avantage	Inconvénient	Référence
Alumine activée	Également connue sous le nom de bauxite active, sa composition chimique est $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$	•Affinité plus élevée ; surface poreuse plus élevée ; micropores plus grands •Assurer une structure de communauté microbienne plus abondante et une diversité du biofilm	•Durée de vie effective réduite •Régénération difficile ou coût élevé	Tan et al., (2019)
Anthracite/MgFe-LDHs	MgFe-LDHs a été utilisé comme revêtement modifié pour l'anthracite.	•Nouveaux types de substrats très efficaces et durables pour les zones humides •La modification de la LDH améliore efficacement l'élimination de N	•L'élimination du NO_3^- est relativement faible	Zhang et al., (2015)
Calcaire	Roche sédimentaire constituée principalement de calcium (98,7 %)	•Neutraliser le H^+ produit Rentable, écologique et durable	•L'élimination de l'azote est faible et diminue progressivement •Peut rendre l'effluent trop alcalin •Un pH élevé n'est pas favorable à la croissance des plantes et peut notamment nuire à la communauté microbienne	Xu et al., (2019)
Zéolithes ZnFe-LDH modifiées (3:1) zéolithes	Les Zn-LDH ont été chargés sur les zéolithes d'origine (rapport molaire $\text{Zn}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ égal à 3) par la méthode de viaco-précipitation.	•Favorise considérablement la croissance microbienne •Capacité d'adsorption de Langmuir plus élevée et énergies de liaison de surface plus fortes •La concentration de Zn^{2+} a des effets actifs sur le processus de nitrification.	•Les taux moyens d'élimination du NO_3^- des zéolithes modifiées par Zn-LDH (5,72%) sont beaucoup plus faibles que ceux des zéolithes originales (13,07%).	Yuan et al., (2018)
Zeolites/MgFe (2:1)-LDHs	Les MgFe-LDH ont été chargés sur les zéolithes naturelles par l'intermédiaire des zéolithes naturelles par la méthode de co-précipitation.	•La surface plus grossière fournit un environnement favorable et une grande surface pour que les bactéries nitrifiantes se développent. •Résoudre le problème de l'application des LDH en poudre dans le processus de séparation solide/liquide en raison de la petite taille des particules et de la faible densité.		Guo et al., (2016)
Zéolites clinoptilolites	Comprend un arrangement microporeux de silice et d'alumine tétraédrique contenant Si (35%), Al (5%), K (2%), Ca (1,7%). Les charges de Si^{4+} et Al^{3+} constituent l'élément principal de la structure zéolithique.	•Les micropores formés par cette structure sont suffisamment fins pour permettre aux cations et aux molécules d'eau d'entrer et d'être échangés. - Réduit la volatilisation du NH_3 dans l'atmosphère L'excellente propriété d'adsorption des ions ammonium	•Lorsque le pH > 9, l'élimination de NH_4^+ diminue de manière significative La structure microporeuse de la zéolithe n'est pas propice à la croissance des micro-organismes dénitrifiants	Wasielowski et al., (2018)

tableau II.2.

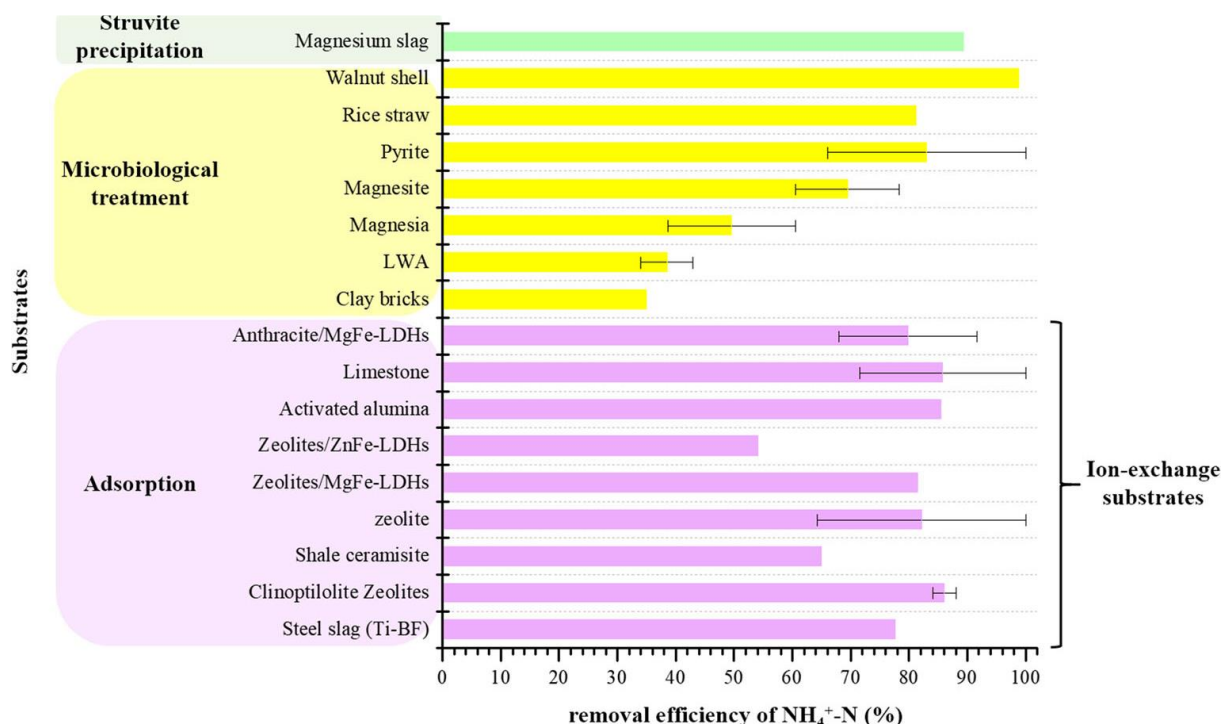


Figure II.3. Efficacité et mécanisme d'élimination du NH_4^+ par différents substrats (shen et al., 2020).

II.3.3. Substrats donneurs d'électrons

Le nitrate est un nutriment à l'état oxydé, qui n'est pas très nocif. Cependant, le nitrate sera dans un environnement réduit (c'est-à-dire un environnement anoxique), et le produit de la réduction est essentiellement nocif, à l'exception du N_2 . Le N_2O contribue à l'effet de serre, et une teneur trop élevée en nitrite-azote a également des effets cancérigènes sur l'organisme. Étant donné qu'une source de carbone adéquate peut favoriser la réduction des nitrates en fournissant suffisamment de donneurs d'électrons dénitrifiés, le manque de carbone entraîne souvent efficacité limitée de la dénitrification des CWs, en particulier pour le traitement des eaux usées à faible teneur en C/N (Wang et al., 2019 ; Zhou et al., 2018a). En plus l'utilisation de sources de carbone traditionnelles (par exemple: le glucose, le méthanol, l'acétate de sodium) en tant que sources de carbone externes (par exemple, l'acétate de sodium), de plus en plus des recherches se concentrent sur le développement de substrats rentables et respectueux de l'environnement comme sources de carbone (tableau II.3), tels que les déchets agricoles (Cao et al., 2016 ; Tee et al., 2012), des matières végétales (Chen et al., 2014 ; Wang et al., 2010 ; Yao et al., 2019), des sous-produits de l'industrie du bois (Aguilar et al., 2019 ; Herrera-Melian et al., 2018 ; Saeed & Sun, 2011), et des déchets de l'industrie

alimentaire (Saeed & Sun, 2013; Weragoda et al., 2010). Bénéficiant de la disponibilité du carbone organique d'un substrat organique, il peut être utilisé comme source de carbone à libération lente pour favoriser la croissance des micro-organismes et faciliter l'élimination de l'azote total (Meng et al., 2014). L'ajout de substrats donneurs d'électrons peut favoriser la dénitrification des micro-organismes dans la zone humide, ce qui permet d'obtenir une efficacité d'élimination des nitrates supérieure à 60 % (Figure II.4). Il convient de noter que les matériaux de la biomasse agricole peuvent fournir des sources de carbone plus stables, mais qu'ils libèrent également une certaine quantité de matière organique et d'azote (Zhang et al., 2014b), et qu'avec l'ajout de matériaux agricoles, l'émission de N_2O dans le système de zone humide a augmenté (Zhou et al., 2017). Parallèlement, certaines études ont souligné que les flux de N_2O libérés par le système de zones humides étaient beaucoup plus élevés en raison de processus de nitrification et de dénitrification incomplets avec des sources de carbone insuffisantes (Wang et al., 2019).

Tableau II.3. Résumé détaillé des substrats donneurs d'électrons utilisés dans les CWs.

Substrat	Propriété/ composants	Avantage	Inconvénient	Référence
Matière organique Paille de riz	Composé de cellulose et de lignine	•Meilleure capacité à éliminer les composés azotés •Plus grande biomasse	•Capacité d'élimination du phosphore inférieure	Cao et al., (2016)
Coquille de noix	Contient 46 % de C, 6 % de H et 0,7 % de N	•Réutiliser les déchets agricoles comme source externe de carbone •Libérer davantage de sources de carbone disponibles qui sont facilement biodégradables • Le pH moyen est de 6,13 à 8,16 ; adapté à la croissance des micro-organismes • Efficacité de dénitrification beaucoup plus élevée ; •Substrat organique idéal pour améliorer l'élimination de l'azote	•Les matières de biomasse agricole libéreraient également une certaine quantité d'azote	Wang et al., (2019)
Liège	L'écorce extérieure du chêne-liège ; utilisé pour les bouchons de bouteilles, etc.	•Une abondance significativement plus élevée des bactéries dominantes dénitrifiantes - bactéries dénitrifiantes dominantesUne meilleure élimination des nitrates •Un matériau alternatif pour éliminer le TN	•Une augmentation de la matière organique au cours des premiers mois de fonctionnement	Aguilar et al., (2019)
Tourbe	Matériau complexe contenant de la lignine, de la cellulose et des acides humiques, la cellulose et les acides humiques comme principaux constituants	•Teneur élevée en carbone organique	•Le taux d'élimination n'est pas stable et change avec les concentrations de nitrate à l'entrée les concentrations •Pollution secondaire due à le lessivage des nitrates et du carbone organique dissous	Kleimeier et al., (2018)

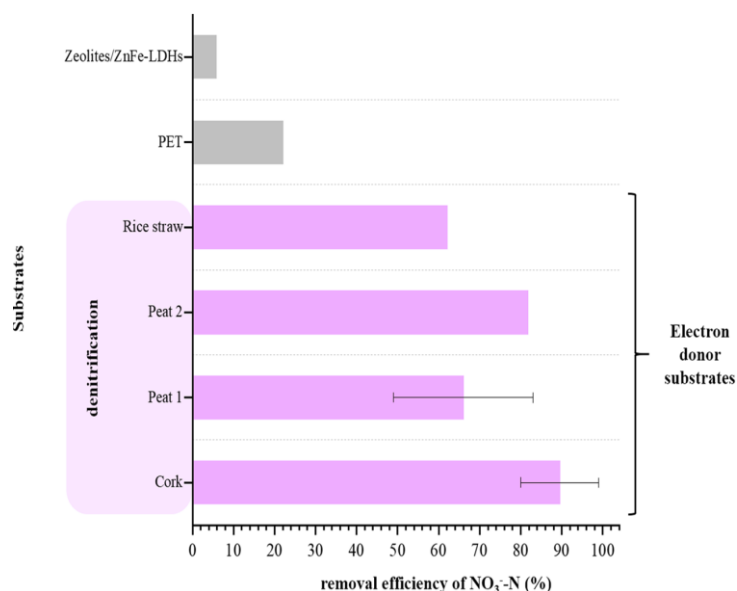


Figure II.4. Efficacité et mécanisme d'élimination de NO_3^- par différents substrats (shen et al., 2020).

II.4. Performance des substrats combinés pour l'élimination de l'azote et du phosphore dans les CWs

Un certain nombre d'études sur la performance des substrats combinés pour l'élimination de l'azote et du phosphore sont résumées dans le tableau II.4. La combinaison de substrats a pour but de rendre les composants complémentaires, ce qui maintient un environnement favorable pour les plantes et les micro-organismes, ce qui permet en fin de compte l'élimination des polluants et de prolonger la durée de vie des zones humides. L'hétérogénéité du substrat (y

Tableau II.4. Performances des CW utilisant des substrats combinés pour l'élimination de l'azote.

Substrats combinés	Élimination de l'azote	Élimination du phosphore	Remarques	Référence
Support fibreux et boule biologique	-Très inefficace pour l'élimination de NH_4^+. -Élimination de NO_3^- nettement supérieure -Abondance relative de dénitrifiants beaucoup plus importante - La FC a une efficacité d'élimination de TN plus élevée	-Efficacité globale faible - Principalement par des voies biotiques -Fluctué en grande partie	Les substrats combinés pourraient améliorer l'élimination globale des polluants	Chang et al., (2019)
Argile, céramite et roche de lave	- Efficace pour l'élimination de NH_4^+ par échange de cations - Faible capacité d'élimination du NO_3^-	-Les CW avec des substrats inorganiques éliminent efficacement le P - Principalement par adsorption et précipitation - Fluctue légèrement		
Biochar Mortier	- L'apport constant de C organique favorise la dénitrification - Surface et vides plus importants - Favorable à l'hébergement d'une colonie bactérienne importante - Élimination de la TN supérieure de 37 %.	-Via le processus d'adsorption dans le biochar -Le pourcentage d'élimination du P est de 86%. - Principalement dû à l'adsorption du P dans le mortier de ciment employé.	La matière organique et les matériaux de construction pourraient permettre d'atteindre des taux d'élimination satisfaisants	Saeed et al., (2019a, b)
Silicate de calcium hydraté (CSH) Zeolite	-Nettement inférieur à celui de la zéolithe - Un HRT plus long est bénéfique à l'élimination du NH_4^+ -Élimination moyenne de 77 % de NH_4^+	-Très efficace pour l'élimination du PO_4^{3-} par précipitation et cristallisation - Effets négatifs du métabolisme des plantes sur la cristallisation du phosphate - Non significatif	Les substrats fonctionnels ont fourni une capacité de sorption physico-chimique complémentaire pour le PO_4^{3-} et le NH_4^+ Une élimination assez faible du TN	Li et al., (2015)
Vésuvianite Vermiculite expansée	- Bonne adsorption du NH_4^+ - Milieu idéal pour l'adhésion bactérienne et le biofilm	L'adsorption de TP la plus élevée	a combinaison optimale en termes d'efficacité d'adsorption dans cette étude	Zhao et al., (2016)
Gravier de pois Scorie d'acier Zeolite	-L'accumulation de NO_3^- -Les scories traitées à l'acide peuvent avoir une meilleure efficacité d'élimination de l'ammonium. -OH^- provoquerait la dissociation de NH_4^+ de la zéolithe - Il existe une adsorption compétitive entre Ca^{2+} et NH_4^+ à la surface de la zéolithe	-Faible -Ca^{2+} a une forte affinité avec le phosphate -Plus pauvre et instable	La scorie d'acier inhiberait la capacité d'adsorption de NH_4^+	Shi et al., (2017a)

compris la variation du type, de la conductivité hydraulique ou de la MO) pourrait accroître la complexité structurelle des communautés biotiques en augmentant la diversité des microenvironnements et être utilisée pour résister à la variabilité des environnements naturels (**Doherty & Zedler, 2015**). En général, un seul substrat n'est pas efficace pour l'élimination simultanée du phosphate, de l'azote ammoniacal et du nitrate en même temps. Le développement de systèmes de substrats hybrides ou combinés est devenu le point central de la recherche (**Rout et al., 2016**). Il convient d'accorder plus d'attention aux propriétés physicochimiques et aux mécanismes d'élimination lors de la sélection et de la combinaison des substrats. Compte tenu du coût réel, les types de substrats devraient être réduits autant que possible, et la combinaison de deux ou trois substrats doit être privilégiée.

II.4.1. Substrats combinés de matériaux inorganiques

La combinaison de substrats inorganiques est une configuration courante dans les CWs. **Fondu et al. (2014)** ont découvert que la wollastonite en poudre avait une capacité d'élimination du phosphate plus élevée que la scorie d'acier, mais que ce dernier présentait moins de risques d'obstruction en raison de sa surface plus grossière. Par conséquent, il a été conclu que la combinaison de ces deux matériaux permet d'obtenir un meilleur effet de traitement.

Jiang et al. (2014) se sont concentrés sur le mécanisme et la capacité d'adsorption de divers substrats utilisés dans les zones humides (sable de quartz, anthracite, schiste et céramsite biologique) pour l'élimination du phosphore. Leur étude a révélé que différentes combinaisons de substrats pouvaient être utilisées pour éliminer différentes formes de phosphore, améliorant ainsi l'élimination du phosphore total (TP). Cette conclusion est cohérente avec des recherches antérieures sur l'adsorption du phosphore par le fer spongieux et la zéolite (**Jiang et al., 2013**).

II.4.1.1. Comparaison des substrats combinés

En comparant les substrats combinés sable de silice/magnésite et sable de silice/magnésie, il a été constaté que la combinaison sable de quartz et magnésite n'améliorait pas significativement l'élimination du phosphore (P), mais augmentait le taux d'élimination de l'azote total (TN) et favorisait la croissance des plantes. En revanche, l'ajout de magnésie a amélioré le taux d'élimination du phosphore, mais le pH élevé dû à la dissolution continue du MgO a considérablement réduit l'élimination de NH_4^+ et TN, tout en affectant la croissance des plantes (**Lan et al., 2018**).

Shi et al. (2017a, b) ont indiqué que l'utilisation simultanée de la scorie d'acier et de zéolite réduisait l'efficacité d'élimination de l'azote et du phosphore. Cette combinaison n'est donc pas recommandée, sauf si la zéolite est placée en amont et la scorie d'acier en aval, afin de minimiser les interactions.

De même, **Wu et al. (2011)** ont conclu que la combinaison d'anthracite et du scorie d'acier, selon différentes proportions et séquences, pouvait avoir un impact significatif sur l'élimination du phosphore.

II.4.1.2. Effet des combinaisons sur l'élimination des nutriments

Certaines études ont révélé que la combinaison de différents types de substrats avait une influence limitée sur l'élimination des nutriments (**Huang et al., 2016 ; Stefanakis & Tsihrintzis, 2012**).

En résumé, les différentes combinaisons de substrats influencent grandement l'efficacité d'élimination de l'azote et du phosphore. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les propriétés des substrats et leurs interactions mutuelles.

II.4.2. Ajout de substrats donneurs d'électrons (combiné de matériaux organique)

La faible efficacité d'élimination de l'azote dans les CWs résulte principalement de l'accumulation de nitrate. La dénitrification est souvent limitée par le manque de donneurs d'électrons (organiques ou inorganiques), nécessaires aux bactéries dénitrifiantes.

De nombreuses expériences ont démontré que la combinaison de substrats donneurs d'électrons (tels que le biochar pour la dénitrification hétérotrophe et le fer/soufre réduit pour la dénitrification autotrophe) avec des substrats traditionnels peut fournir une source de carbone efficace et améliorer significativement la performance de la dénitrification, notamment dans le traitement des eaux usées à faible rapport C/N. De plus, cela peut réduire l'émission de N_2O et favoriser la croissance des plantes (**Jia et al., 2018 ; Li et al., 2018 ; Saeed et al., 2019a, b ; Zhou et al., 2018b, 2019**).

Sun et al. (2018) ont utilisé un copolymère polymère artificiel (PHBV) comme source de carbone, montrant des performances intéressantes pour l'élimination de l'azote. De manière surprenante, le Fe^{2+} peut également être utilisé comme donneur d'électrons pour la dénitrification, facilitant l'élimination du nitrate dans des conditions de faible rapport C/N (**Song et al., 2016**).

II.4.2.1. Comparaison de différents substrats organiques

En comparant une série de substrats organiques (tels que rafles de maïs, paille de blé, déchets verts, sciure de bois, copeaux de pin et d'eucalyptus), **Warneke et al. (2011)** ont découvert

que la combinaison de rafles de maïs et de copeaux de bois améliorait la disponibilité du carbone et l'activité de dénitrification. Cette combinaison avait un taux d'élimination du NO_3^- plus élevé que les copeaux de bois seuls, tout en ayant moins d'effets négatifs que les rafles de maïs utilisées seules. Ainsi, cette association a été recommandée pour améliorer l'élimination du nitrate tout en minimisant les effets indésirables.

Selon **Chang et al. (2019)**, la combinaison de matériaux inorganiques et organiques constitue un bon substrat pour améliorer l'efficacité de l'élimination des polluants. Les CWs utilisant du gravier, du scorie et des copeaux de bois comme substrats ont montré une grande efficacité d'élimination du NO_3^- , grâce à l'apport suffisant en carbone des copeaux de bois. De plus, ces substrats combinés favorisent une élimination efficace de l'azote et contribuent au développement d'une communauté microbienne plus complexe (**Li et al., 2017a, b**).

II.4.2.2. Régulation du pH par les substrats organiques

Certains substrats organiques ne se contentent pas d'apporter des donneurs d'électrons pour la dénitrification, mais peuvent également réguler le pH des eaux usées. **Jin et al. (2017a, b)** ont évalué quatre types de substrats et ont constaté que la tourbe possédait une capacité supérieure à atténuer le pH, réduisant le pH de l'effluent à 7.7 grâce à la libération d'acides organiques, sans compromettre la qualité de l'eau.

Si le pH des effluents est trop élevé, ce qui peut être nocif pour l'environnement ou limiter leur réutilisation, la combinaison de tourbe et de cendres de schiste bitumineux permettrait de le réduire à une plage de 7-8 (**Liira et al., 2009**).

II.5. Configuration des substrats multicouches

La configuration des substrats multicouches avec différentes tailles de particules pourrait favoriser l'efficacité de l'élimination des polluants, ainsi que de réduire l'accumulation de solides en cas de blocage de la zone humide, ce qui a considérablement prolongé la durée de vie des zones humides (**Bai et al., 2017, 2016**). **Ding et al., (2018)** ont comparé les performances de traitement, le développement du biofilm, et l'accumulation de solides des CWs monocouches et des CWs multicouches. Des capacités d'élimination des polluants nettement plus élevées ont été continuellement observées dans les CWs avec des substrats multicouches, ce qui a été attribué à la combinaison de substrats de différentes tailles de particules qui ont amélioré les performances hydrauliques des zones humides et favorisent le développement d'un biofilm plus important. Après plusieurs années d'exploitation, une efficacité stable d'élimination des polluants a été observée dans les CWs avec une structure de substrat multicouche. Par conséquent, il est toujours nécessaire de tenir compte de la

gradation lors de l'utilisation de différents substrats combinés, et le seul type de substrats de même taille ne permet pas d'obtenir un comportement et une efficacité idéale des zones humides.

II.6. Combinaisons de substrats de différentes tailles de particules

Barca et al. (2013) ont évalué l'influence de la taille des scories sur la performance d'élimination du P avec du scorie d'acier de four à arc électrique (laitier de four électrique à arc) et la scorie d'acier de convertisseur basique à l'oxygène (scorie de convertisseur basique à l'oxygène) comme substrats. Leurs résultats ont montré que la performance d'élimination du P s'améliorait avec la diminution de la taille du scorie, et il est également recommandé d'utiliser un substrat de plus de 5 mm pour réduire le risque de colmatage du filtre. Le substrat ayant une taille de particule plus petite a été placé dans la couche supérieure de la zone humide, ce qui a ralenti la vitesse du flux descendant et a permis aux eaux usées d'avoir un temps de contact plus long entre les eaux usées, le substrat et les racines des plantes (**Stefanakis & Tsihrintzis, 2012**). De même, les matières organiques peuvent précipiter à la surface du substrat et occuper le site d'adsorption du substrat lorsque la charge organique est élevée, ce qui affaiblit l'efficacité de l'élimination des nutriments (**Dordio & Carvalho, 2013**). Par ailleurs, l'accumulation de matière organique peut affecter l'adsorption du phosphore en modifiant le pH dans les CWs (**Deng et al., 2017**). Par conséquent, il est nécessaire de sélectionner la taille de substrat et la combinaison appropriées en fonction de la concentration de polluants dans l'eau brute, y compris les polluants particuliers et dissous. Il est recommandé d'utiliser des substrats de taille graduelle pour obtenir une qualité d'effluent plus stable et une durée de vie plus longue de la zone en termes de performance du système.

II.7. Système de traitement multi-étapes

Le système de traitement multi-étapes se compose généralement de plus de deux filtres en série. Différents types de CWs peuvent être combinés pour former des zones humides construites hybrides. Un taux d'élimination des polluants peut être obtenu en utilisant les avantages et en évitant les inconvénients de chaque unité (**Liu et al., 2016**). De même, différents substrats peuvent être placés dans différentes unités de zones humides en fonction des propriétés des substrats et des polluants ciblés. En combinant les substrats de manière à garantir l'élimination efficace des polluants et à réduire l'interaction négative entre les différents substrats. Dans l'étude de **Li et al. (2013)**, les CWs à flux vertical intégrés comportaient deux unités, à savoir une zone aérobie à flux descendant et une zone anaérobie à flux ascendant. La scorie trempé dans l'eau (STE) a été utilisée comme substrat dans l'unité à

flux ascendant du système de zone humide, et il pourrait éliminer davantage le phosphore de l'eau si l'élimination du phosphore dans l'unité de flux descendant n'était pas suffisante. En outre, le remplacement des substrats dans les deux unités peut être flexible, car elles peuvent être saturées à des moments différents. Dans une autre étude, le système de zone humide hybride comprend une zone humide à flux vertical (VF) et une zone humide à flux horizontal (HF), remplies respectivement de bagasse de canne à sucre organique et de sable de sylte comme milieu principal. Dans la première phase de la zone humide à écoulement vertical, les structures physiques (plus grande porosité) et les propriétés chimiques (lixiviation du carbone) de la bagasse de canne à sucre organique ont favorisé la nitrification, la dénitrification et l'élimination des matières organiques biodégradables. La deuxième étape de la zone humide HF (avec du sable) a accéléré la décoloration biologique (**Saeed & Sun, 2013**). En outre, l'ordre des substrats fait également une différence dans la performance d'un système de traitement multi-étapes (**Li et al., 2017a**).

Notamment, des médias spéciaux peuvent également être utilisés dans des unités de filtration en aval d'un lit de zone humide comme un moyen plus efficace d'utiliser les propriétés de ces médias, améliorant ainsi l'efficacité d'élimination d'un polluant particulier et obtenant une qualité d'effluent stable. **Colares et al. (2019)** ont souligné qu'il était nécessaire d'ajouter une autre unité pour éliminer le P (comme la précipitation chimique, un filtre avec un matériau adsorbant). Selon **Lee et al. (2010)**, l'ajout de filtres à laitiers en ligne aux systèmes CW a permis d'éliminer des quantités substantielles de P des flux d'eaux usées. Dans l'ensemble, l'utilisation de différents substrats dans le système de traitement multi-étapes peut être un moyen plus efficace de faire en sorte que le système présente des performances d'élimination stables en cas de charges polluantes élevées et instable.

II.8. Effets du substrat sur le pH

II.8.1. Effets d'un seul substrat sur le pH

Les substrats ont une influence significative sur le pH du système de zone humide. Le pH élevé des substrats peut être bénéfique à la formation de métal-phosphore afin d'améliorer l'efficacité de l'élimination du P, mais il augmente également la volatilisation de l'ammoniac, et n'est pas favorable à l'environnement écologique en aval. Les eaux usées acides sont très corrosives, elles acidifient ou salinisent le sol et ont des effets néfastes sur la croissance biologique. Par exemple, lors de l'utilisation de magnésie frittée (**Lan et al., 2018**) ou des scories de four à arc électrique (**Barca et al., 2014 ; Li & Tao, 2017**) comme substrat, le grand nombre d'ions hydroxydes produits par l'hydrolyse des oxydes métalliques peut même

faire en sorte que le pH du système de zone humide dépasse 12. En outre, la dénitrification autotrophe basée sur la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) peut favoriser la conversion de NO_3^- en N_2 et produire simultanément un grand nombre d'ions hydrogène ce qui conduira à une faible valeur de pH (**Ge et al., 2019**). En outre, il a été démontré que certains substrats atténuent les eaux usées acides ou alcalines à des niveaux de pH neutres conformes à la réglementation (pH 6-9). Les substrats tels que la tourbe et le paillis organique ont démontré leur capacité à atténuer les eaux usées à pH élevé à un niveau inférieur à 9.5 (**Jin et al., 2017a, b**).

II.8.2. Effets des substrats combinés sur le pH

En général, les conditions alcalines sont favorables à la formation de Ca-P et de Mg-P, tandis que les conditions acides sont favorables à la formation de Fe-P et Al-P (**Deng al. 2017**). Par exemple, les charges de surface des oxydes/hydroxydes de Fe et d'Al et la stabilité du complexe organométallique sont susceptibles d'être par l'environnement peralcalin ou peracide. Le pH autour de 6.5 est propice à l'adsorption du phosphore par les oxydes/hydroxydes de Fe et les oxydes/hydroxydes d'Al (**Babatunde et al., 2011**). Par conséquent, la combinaison de substrats riches en Fe ou en Al avec des substrats alcalins risque de ne pas donner les meilleurs résultats. Le pH est également considéré comme un facteur clé affectant l'efficacité de la désorption. **Jiang et al. (2014)** ont constaté que la vitesse de désorption du phosphore augmentait avec l'augmentation de l'acidité/alcalinité, et que la performance de désorption de différents substrats varie en fonction des conditions acido-basiques. **Wang et al. (2012)** ont mentionné que des conditions trop acides ou trop basiques pouvaient contribuer à la libération de P à partir des résidus de traitement des eaux (RTE) saturés en P, comme le montrent les équations chimiques (1) et (2), (M représente un ion métallique). Cependant, le P immobilisé dans les RTE pouvait subsister de manière stable pendant une longue période lorsque la valeur du pH se situait dans la plage de 4 à 7.



Le principal mécanisme d'élimination de l'azote ammoniacal par les substrats est l'échange d'ions. Cela indique que la concentration en OH^- et H^+ a une grande influence sur l'adsorption des ions ammonium par les substrats. Un excès d' OH^- peut réagir avec le NH_4^+ pour produire $\text{NH}_3\text{-H}_2\text{O}$, ce qui entraîne la dissociation de NH_4^+ de la zéolithe. Il a été constaté que le laitier d'acier avait un effet inhibiteur significatif sur l'adsorption de l'azote ammoniacal par la

zéolithe (Shi et al., 2017 a,b). La scorie d'acier peut augmenter le pH à 12 et la capacité d'adsorption de la zéolithe sur NH_4^+ diminue avec l'augmentation du pH. Cette étude a également souligné qu'une forte concentration de Ca^{2+} pouvait remplacer les ions NH_4^+ pour s'adsorber sur la surface de la zéolithe, ce qui inhibe l'adsorption des ions NH_4 sur la surface de la zéolithe, inhibant ainsi l'adsorption de l'azote ammoniacal par la zéolithe. La propriété acido-basique du substrat peut non seulement affecter l'efficacité de l'élimination de l'azote et du phosphore, mais également avoir des effets néfastes sur la croissance des organismes (micro-organismes et plantes) et sur l'environnement écologique. Les processus microbiens sont particulièrement sensibles au pH, et la valeur du pH comprise entre 6.5 et 8.5 est la plus appropriée. Ainsi, les substrats doivent fournir un environnement approprié aux organismes (Jozwiakowski et al., 2017 ; Meng et al., 2014).

II.9. Effet du substrat sur les micro-organismes et les processus biologiques

II.9.1. Effets d'un seul substrat sur les micro-organismes et les processus biologiques

En tant que composante importante des CW, les substrats jouent un rôle microbien. Les propriétés physicochimiques des substrats ont un impact décisif sur la croissance microbienne et les processus biologiques. Les substrats à forte granulométrie ou à faible porosité peuvent avoir pour conséquence une surface de substrat insuffisante pour l'établissement d'un biofilm. En outre, les substrats de petite taille ou dont le diamètre des pores est plus étroit sont facilement bloqués, les substrats donneurs d'électrons (tels que les matériaux riches en matières organiques) peuvent fournir la source de carbone nécessaire pour promouvoir les processus microbiens dans les zones humides (Meng et al., 2014). Par ailleurs, le problème de la pollution secondaire mérite l'attention en raison de la lixiviation de l'azote ammoniacal ou de la matière organique. La valeur du pH des différents substrats a un impact important sur le pH dans les CWs, et les processus microbiens sont sensibles au pH dans les eaux usées. Actuellement, la plupart de l'azote est éliminé par des processus biologiques, sauf si le substrat utilisé est un échangeur d'ions dans les zones humides ce qui peut améliorer l'élimination de l'azote ammoniacal. En général, il est plus favorable pour les bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes que le pH des eaux usées soit presque neutre. Comme mentionné ci-dessus, le pH de la plupart des substrats donneurs d'électrons se situe entre 6.0 et 8.0. Ce type de substrat peut non seulement fournir la source de carbone nécessaire pour la dénitrification, mais aussi créer un environnement approprié pour les micro-organismes, Il est donc possible d'obtenir un meilleur effet d'élimination de l'azote. Pour certains substrats à absorption de P ou substrats échangeurs d'ions, tels que les zéolithes clinoptilolites

(Wasielewski et al., 2018), l'attapulгите (Yin et al., 2017) et l'Opoka (Jozwiakowski et al., 2017), elles présentent toutes des valeurs de pH élevées qui peuvent notamment nuire à la communauté microbienne. En outre, Ge et al. (2019) ont constaté que l'utilisation de la pyrite dans les eaux usées produirait de nombreux ions hydrogène qui pourraient rendre l'eau trop acide et entraver la croissance des plantes et des microorganismes.

II.9.2. Effets des substrats combinés sur les micro-organismes et les processus biologiques

La conversion microbienne et la rétention du substrat sont les principaux moyens d'éliminer l'azote. La transformation microbienne permet en principe l'élimination permanente de l'azote, tandis que l'azote retenu dans les substrats est lentement libéré et ensuite utilisé par les organismes (Zhang et al., 2016). Les propriétés physico-chimiques stables des substrats, y compris la taille des particules, la surface spécifique, la conductivité hydraulique, le pH et la teneur en matière organique affectent grandement le processus biologique. Il est donc extrêmement important de sélectionner et de combiner des substrats appropriés pour les processus biologiques. Long et al. (2016) ont étudié trois substrats différents (gravier fin, scorie d'acier ou zéolithe naturelle) et ont constaté que le type de substrat avait un effet profond sur la richesse bactérienne. Cette constatation est cohérente avec la conclusion d'études antérieures selon laquelle la structure de la communauté bactérienne pouvait être significativement affectée par type de substrat (Guan et al., 2015 ; Liu et al., 2014).

II.10. Impact environnemental et durabilité

Les déchets et sous-produits industriels, ainsi que les minéraux naturels, sont généralement considérés comme les matériaux les plus rentables avec une grande efficacité d'élimination des polluants (Jellali et al., 2010). C'est aussi un bon choix de réutiliser les déchets agricoles pour améliorer l'élimination de l'azote et du phosphore (Wang et al., 2019). Cependant, l'impact environnemental et l'évaluation des risques de ces applications sont également nécessaires. Par exemple, la scorie d'acier en tant que déchet industriel permet d'éliminer de manière significative le phosphate réactif soluble de l'eau, mais un pH supérieur à 9 peut empêcher la croissance des macrophytes en raison des ions hydroxydes libérés par l'oxyde métallique. Le risque potentiel de dissolution des ions métalliques est également préjudiciable à la croissance des plantes et peut notamment altérer la communauté microbienne. En fait, les solutions liées à ces problèmes peuvent être trouvées si nous comprenons le mécanisme de ces défauts. Par exemple, le laitier d'acier et les déchets agricoles en tant que substrats combinés peuvent être viables. L'ajout de coquilles de noix peut maintenir le pH autour de 6-8, ce qui

est propice à la croissance des micro-organismes, et elle peut libérer des sources de carbone plus facilement biodégradées afin de promouvoir la dénitrification biologique, ce qui compense la déficience du scorie d'acier dans l'élimination du nitrate et de l'azote total. Il convient également de noter que l'ajout de matières organiques telles que les déchets agricoles peut également entraîner une pollution secondaire due à la lixiviation des nitrates et du carbone organique dissous, et que les acides humiques, fulviques, et tanniques peuvent inhiber l'élimination du phosphore par le laitier d'acier. En combinant correctement des substrats traditionnels avec des déchets ou sous-produits industriels et agricoles peut non seulement convertir les polluants en ressources potentielles à libération lente d'azote et de phosphore, et améliorer l'efficacité de l'élimination des polluants, mais aussi de réduire le coût et le risque environnemental de l'élimination finale des déchets et des sous-produits (**White et al., 2011 ; Zhao et al., 2011**). Par conséquent, d'autres études à l'échelle du laboratoire et des études sur le terrain sont encore nécessaires pour démontrer les effets et les interactions des substrats combinés.

II.11. Analyse du cycle de vie des substrats

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une évaluation complète de la performance environnementale d'un produit à tous les stades et étapes de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières à leur production, utilisation et élimination (**Lutterbeck et al., 2017**). L'ACV des substrats peut être basée sur leur source, leur durée de vie, leur capacité de traitement des polluants, l'élimination du substrat saturé, et son potentiel de réutilisation. La durée de vie du substrat est approximativement égale à celle du système de zone humide dans une certaine mesure. En général, la durée de vie prévue des CWs peut être calculée par la capacité maximale d'adsorption de polluants du substrat et de la surface de CW. Les résultats calculés sont également utilisés comme base pour sélectionner la durée de vie des zones humides, mais ils ne sont pas suffisants pour prévoir avec précision la durée de vie d'une CW. Actuellement, le test isotherme en discontinu est utilisé dans la plupart des études pour déterminer la capacité d'adsorption du substrat sur les polluants, ce qui permet de déduire sa durée de vie. Cependant, la durée de vie des substrats utilisés dans les CWs, est influencée par de nombreux facteurs (tels que les caractéristiques physico-chimiques des substrats, la charge polluante, le pH et la température), et les données théoriques ne doivent être utilisées qu'à titre indicatif (**Zhao et al., 2009**). La durée de vie des différents substrats est différente, et l'efficacité d'élimination des polluants de la plupart des substrats diminue à différents degrés dans les 5 ans d'exploitation du système (**Ge et al., 2019 ; Mateus et al., 2012**). D'une part, le

traitement d'eaux usées contenant de fortes concentrations de polluants peut rapidement saturer les substrats, et la durée de vie des substrats sera réduite de manière exponentielle. L'excès de MO et de MES filtrées et retenues par les substrats peuvent donner lieu à un blocage partielle du substrat et provoque un court-circuitage de l'écoulement, ce qui, en fin de compte, limite la durée de vie utile du système (**Meng et al., 2015**). Inversement, les contaminants peuvent également être éliminés par filtration, sédimentation ou les fonctions biologiques, ce qui signifie que la durée de vie des substrats peut être estimée plus longue (**Bai et al., 2014**). Il est donc raisonnable d'affirmer que la capacité d'adsorption maximale obtenue à partir d'essais isothermes par lots ou les données issues d'études à court terme et en mésocosme ne peuvent pas être utilisées comme guide pour la durée de vie réelle des substrats dans la pratique. Il faut davantage d'études à l'échelle pilote et des données à long terme provenant de systèmes de traitement à grande échelle. Une fois que la qualité de l'effluent du système de zone humide ne répond pas aux exigences de conception et que les substrats ont tendance à être saturés, les substrats doivent être nettoyés ou remplacés. La durée de vie du substrat peut également être maximisée par l'incorporation d'un filtre régénérateur ou d'un système de lavage à contre-courant (**Dobbie et al., 2009**). Étant donné que le substrat saturé est enrichi d'une grande quantité d'azote et de phosphore provenant des eaux usées, il peut être réutilisé comme source de nutriments dans les pratiques agricoles, comme les engrais à libération lente (**Tang et al., 2017**), l'amendement du sol (**Karabelnik et al., 2012**), ou comme milieu de culture (**Xiong & Mahmood, 2010**), sans effet négatif sur le rendement des cultures ou la qualité des plantes et du sol.

II.12. Conclusion

Parmi les solutions étudiées, la réutilisation des déchets industriels et agricoles en tant que substrats de traitement de l'eau est recommandée en raison de leur efficacité élevée dans l'élimination des polluants et du principe de minimisation des déchets. Cependant, davantage d'études sont nécessaires sur l'impact environnemental et l'évaluation des risques liés à leur application, ainsi que sur l'élimination ultérieure des substrats saturés.

Deuxième partie expérimentale

Chapitre I

Matériels et méthodes

I.1. Introduction

La première partie du chapitre porte sur la description de la zone d'étude, y compris sa situation géographique et ses caractéristiques climatiques. La deuxième partie du chapitre se concentre sur les approches expérimentales utilisées pour évaluer, d'une part, l'efficacité des substrats cultivés avec la plante aquatique *Phragmites australis*, et d'autre part, examiner l'efficacité de la combinaison du substrat le plus rentable et du charbon actif commercial des VFCWs installés dans cette zone. Cette section explique en détail la méthodologie utilisée pour mener les expériences, y compris les mesures et les analyses effectuées pour évaluer le rendement épuratrices.

I.2. Présentation de la wilaya de Biskra

La wilaya de Biskra est localisée entre la latitude 34° 51' 00'' Nord et la longitude 5° 44' 00'' au Sud – Est Algérien, plus précisément au Sud des montes des Aurès, qui constitue la limite Nord, elle se propage vers le Sud jusqu'à ce que la zone de chotts Melghir et au Sud-Ouest jusqu'au début du grand Erg oriental.

La wilaya de Biskra est située à la limite des étages bioclimatiques aride et hyperaride puisque la pluviométrie annuelle est 108 mm et la température moyenne de 21,8°C (**Benameur, et al., 2018**). La ville possède des étés longs et extrêmes chaud et des hivers doux.

Le chef-lieu de la wilaya est située à 400 km au Sud-est de la capitale, Alger. La wilaya s'étend sur une superficie de 10 261 Km² avec une altitude 128 mètre par rapport au niveau de la mer. Elle est limitée par la wilaya de Batna au Nord, la wilaya de M'sila au nord-ouest, la wilaya d'Ouled Djellal au sud-est, la wilaya de Ouadi Souf au Sud et la wilaya de Khenchla au Nord. Biskra est situé dans une zone saharienne. Actuellement, la wilaya compte 12 Daïra et 27 communes (**ONS, 2021**).

La Wilaya de Biskra a connu une croissance démographique très importante après l'indépendance, ce qui influe sur la consommation de son espace d'une manière incontrôlée et difficilement maitrisable. La population de la croissance annuelle est de 2,05% ; La densité populaire est de 34 hab/km². En 2020, le nombre total de la population a atteint 722270 habitants (**ONS, 2021**).

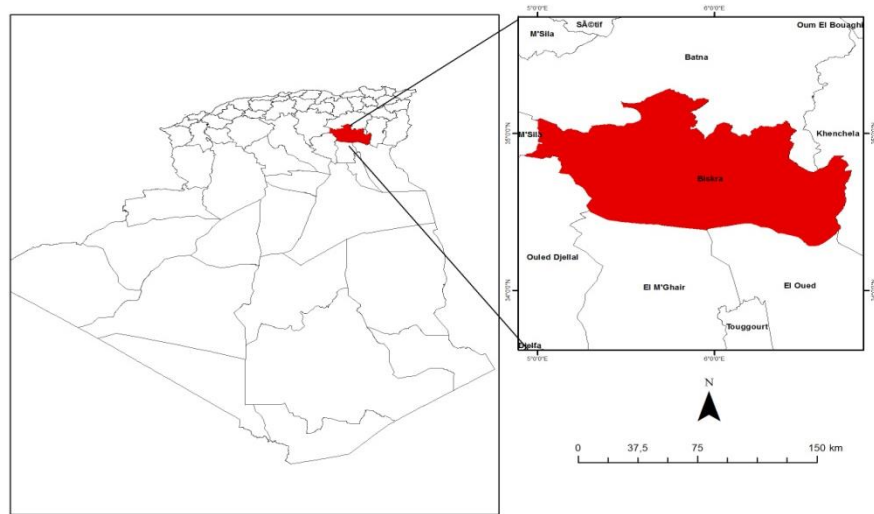


Figure I.1. Situation géographique de la wilaya de Biskra dans la carte de l'Algérie.

I.3. Présentation de la zone d'étude

I.3.1. Limites administratives

Notre étude est réalisée au niveau de la ville de Biskra chef lieu de la Wilaya de Biskra. La ville de Biskra est située au centre de la wilaya de Biskra. Selon le recensement de 2020, notre zone d'étude regroupe une population de 205162 habitants avec une densité de 33 hab/km² (ONS. 2021).

Les limites administratives de la ville de Biskra sont comme suite :

- ✓ Au nord les villes d'El-Outaya et de Branis.
- ✓ Au l'Est les villes de Chetma et de Sidi Okba.
- ✓ A l'Ouest la ville d'El-Hadjeb.
- ✓ Au Sud la ville d'Oumache.

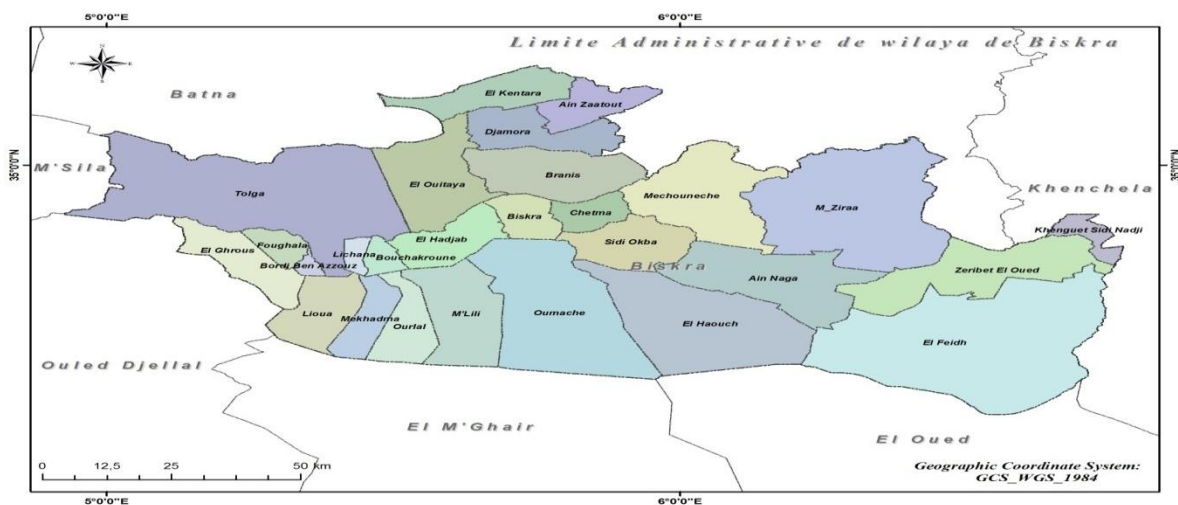


Figure I.2. Carte des limites administratives de wilaya de Biskra.

I.3.2. Hydrogéologie

Malgré la faiblesse des précipitations, les oasis de Biskra conservent des ressources d'eau renouvelable très variée (**Deghnouche, 2011**).

Le bassin hydrogéologique de Biskra englobe :

- ✓ La vallée de l'Oued Djeddi.
- ✓ La région de Biskra.
- ✓ La cuvette d'El Outaya

La lithologie et les considérations hydrodynamiques permettent d'individualiser 4 unités aquifères principales sont les suivants :

- ✓ La nappe phréatique du Quaternaire.
- ✓ La nappe des sables du miocène et Pontien.
- ✓ La nappe des calcaires de l'éocène inférieur et sénonien.
- ✓ La nappe des grès du continental intercalaire (**A.N.R.H, 2011**).

I.3.3. Climatologie

La détermination des caractéristiques climatiques de notre région se base sur les données climatiques concernant une période allant de 1987 à 2019 (33 ans), issues de la station météorologie de Biskra (Longitude 5,738 ; Latitude 34,793 ; Altitude 88m) ; cette station aéroportuaire appartient au réseau de l'Office Algérien de Météorologie.

I.3.3.1. La température

Du fait de la pureté de leur atmosphère et souvent aussi de leur position continentale, les déserts présentent de forts maximums de température et de grands écarts thermiques. La température est un facteur favorable lorsqu'il y a suffisamment d'eau, et de fait les mares, les Suintements ou les oueds représentent un milieu biologique très riche. Mais en milieu sec la température devient un facteur aggravant car, elle augmente la vitesse de l'évapotranspiration (**A.N.A.T, 2002**).

D'après la Figure I.3; la région de Biskra est caractérisée par de fortes températures qui sont enregistrées entre le mois le plus chaud qui est Juillet avec un maximum de 43,3C° et le mois le plus froid Janvier avec un minimum de 6,4 C° et la moyenne annuelle est de 23,7 C° (**Djennane, 2016**).

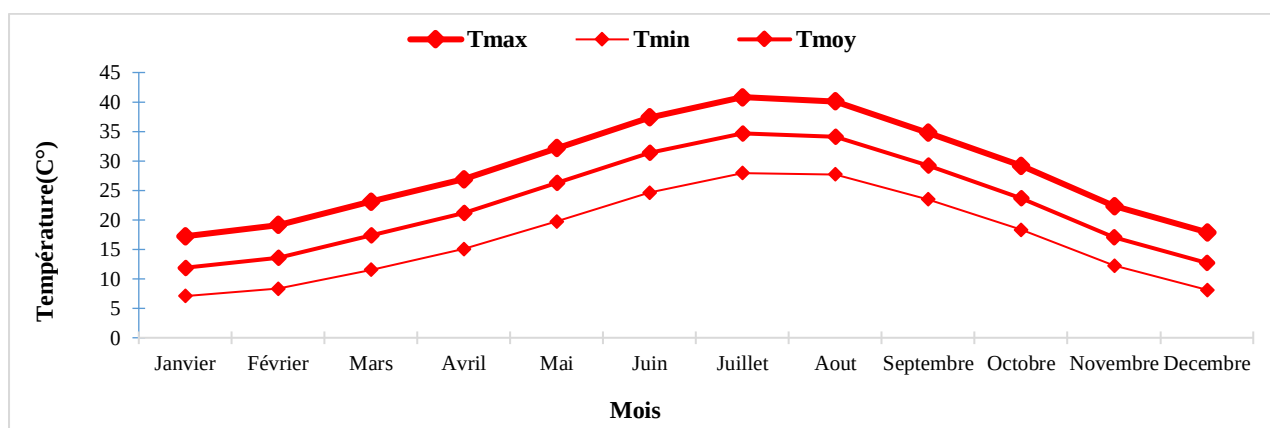


Figure I.3. Températures moyennes mensuelles (maximales, moyenne et minimales) enregistrées pour la période 1987-2019 (ONS, 2021).

I.3.3.2. Les précipitations

Les précipitations est la source principale d'eau indispensable pour une production de la biomasse, caractérisées par trois principaux paramètres : leur volume, leur intensité et leur fréquence qui varient selon le jour, les mois et aussi selon les années (Guyot, 1997).

L'analyse du cumule annuelle des précipitations calculées à la station pluviométrique de Biskra pour la période 1987 à 2019, montre que le mois de septembre est le mois le plus pluvieux (24,09 mm) (Figure I.4). La faible pluviosité est enregistrée durant le mois d'août avec une pluviométrie égale à 3,06 mm. Durant cette période les précipitations sont faibles et irrégulières, allant de 49 mm en 2017 à 343 mm en 1994 ; la moyenne pour toute la période est de 152,26 mm.

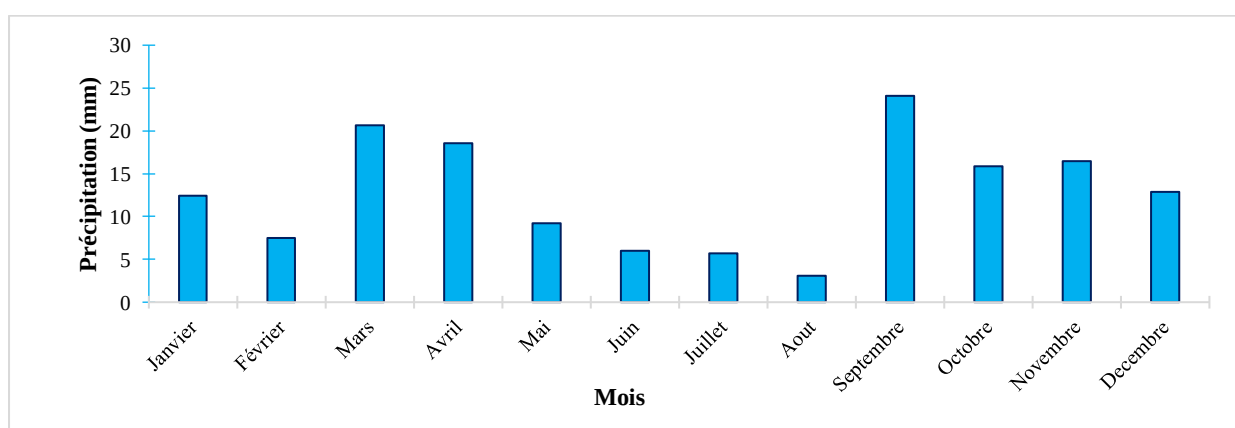


Figure I.4. Précipitations moyennes mensuelles enregistrées pour la période 1987-2019 (ONS, 2021).

I.3.3.3. Humidité relative

La Figure I.5, montre qu'il y a une variation du taux d'humidité en fonction des mois. L'humidité relative maximale qui est enregistrée au mois de décembre 57,68 %, alors que juillet est le mois le plus sec (25,70 %).

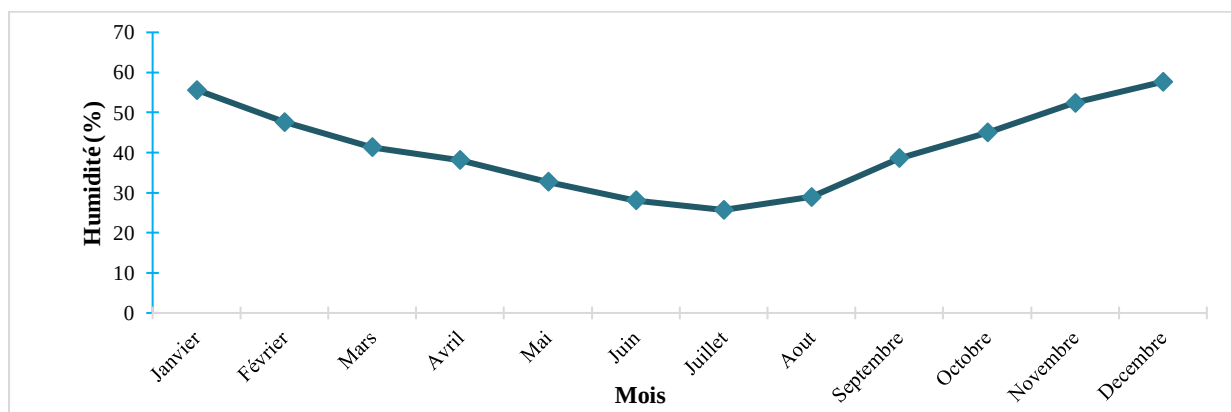


Figure I.5. Variations mensuelles d'humidité de la période (1987-2019) (ONS, 2021).

I.3.3.4. Le vent

La vitesse maximale des vents est enregistrée au mois d'Avril (19,86 km/h) (Figure I.6), tandis que, la plus faible est enregistrée en décembre (12,96 km/h). Les vents les plus dominants dans la région de Biskra sont ceux venant du nord-ouest en hiver (**Larafa, 2004**).

D'après la rose des vents de Biskra (Figure I.6) de période de 2005 à 2014, la vitesse moyenne du vent est d'environ 3,8 m/s avec deux directions dominantes : Nord-ouest (8,8 %) et Nord-nord-ouest (6,9 % du temps). Le vent du Sirocco ou "Chihili" apparaît pendant le printemps et l'été, il se manifeste par des vitesses élevées.

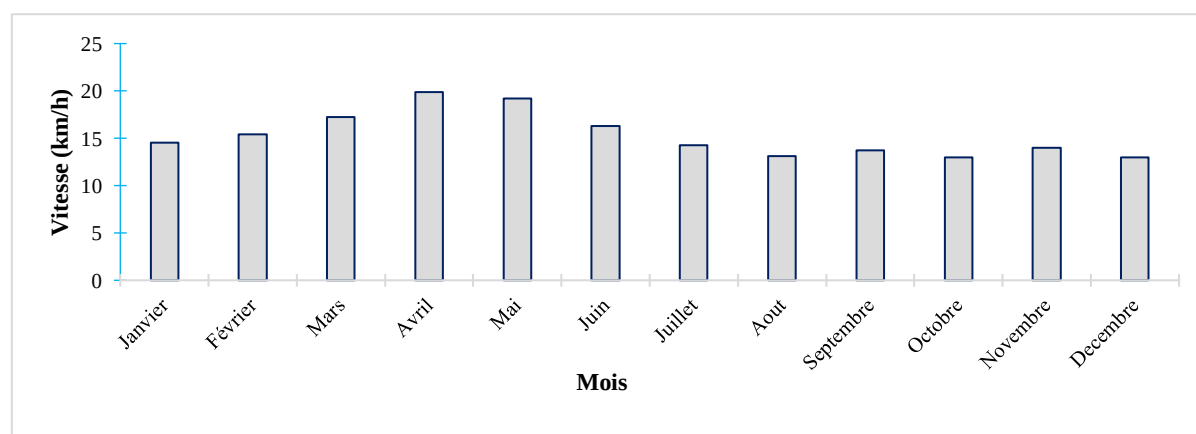


Figure I.6. Variation de la vitesse moyenne du vent entre 1987-2019 (ONS, 2021).

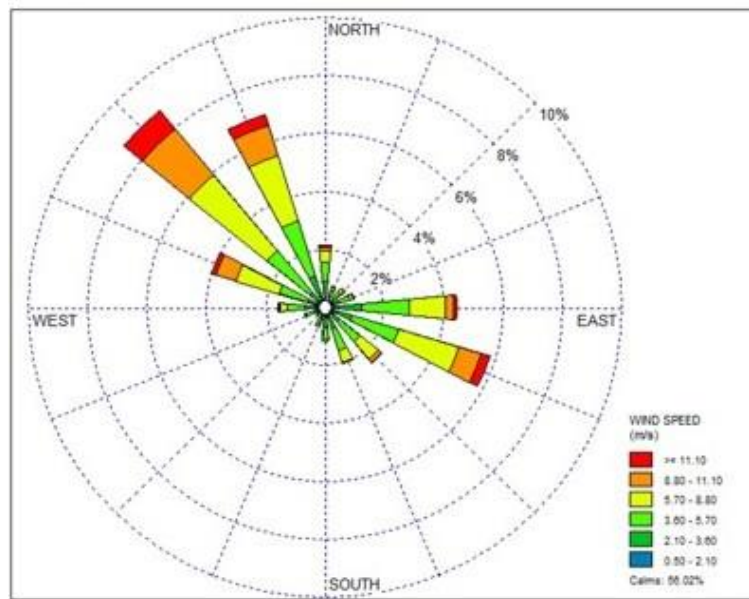


Figure I.7. Rose des vents dans la station de l'aéroport de Biskra montrant la variabilité directionnelle du vent au cours de la période 2005-2014 (ONS, 2021).

I.3.4. Activité industrielle

I.3.4.1. Principales industriels

La ville de Biskra dispose d'un tissu industriel diversifié avec 7 institutions du secteur public et 60 établissements privés ainsi que 26 mines utilisés.

La production du secteur de l'industrie concerne les matériaux de construction de bâtiment, la meunerie, l'industrie agro-alimentaire, la broderie, le tissage, l'artisanat, le bois, le papier et l'imprimerie.

Le tissu industriel de la ville de Biskra est dominé par les deux grands complexes industriels (ENICAB et la TIFIB ex : ELATEX) respectivement entreprise nationale d'industrie de câbles et complexe des textiles, ainsi que les unités suivantes : Unité locale (UCMG, EAGB, UAG et ECATEK) Unité liée au secteur de l'énergie (NFTAL et SONELGAZ), Moulins des Ziban, Petites unités de production, Station de lavage et de dégraissage de véhicules, Bains et douche (HAMMAM SALHINE) et Abattoirs (générateurs de pollution organique).

Ces industries et d'autres unités de moyenne et petite taille rejettent une pollution essentiellement chargé en polluants et déversent leurs effluents dans les oueds de la région.

I.4. Mise en place du dispositif expérimental

Ces essais ont été effectués dans la station affiliée au département d'Hydraulique de l'université de Biskra, qui est assignée spécialement à faire les différents essais expérimentaux et construire des stations pilotes des systèmes de la phytoépuration.



Figure I.8. Photo de la mise en place du pilote expérimental.

I.4.1. Description du dispositif expérimental

Nous avons utilisé chaque année un nombre des stations pilotes, qui ont été constituée des bassines identiques de forme ronde en plastique d'une hauteur de 33 cm, de base supérieure de 33 cm et de base inférieure de 29 cm de diamètre. Des robinets en plastique sont placés sous les évier pour recueillir le filtre pour l'évacuation de l'eau épurée.

Chaque bac est équipé d'un Tube en PVC de 02 cm de diamètre ils sont placé verticalement au centre pour assurer l'aération entouré par un filtre en plastique pour éviter tout colmatage des orifices constituant le tube.

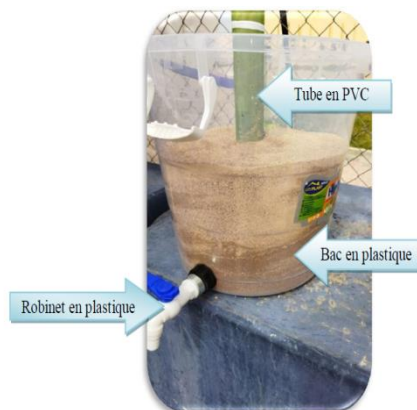


Figure I.9. Photo présentation du bac.

I.4.2. Origine des eaux usées brutes

Notre point de prelevement des eaux usées est situé à la sortie de la zone dite Sidi-Ghezel. Près de la station de relevage. Ce rejet collecte les eaux usées domestique de la zone ouest du nouveau pôle urbain de la ville de Biskra.



Figure I.10. Photo de rejet de Sidi ghezal.

Après l'apport de l'eau usée on a procédé à déterminer les caractéristique physico-chimique dans les deux laboratoires de recherche Hydraulique, laboratoire d'ADE et CRSTRA.

I.4.3. Critère de choix du support de remplissage

En général, les supports de remplissages utilisés dans les CWs comprennent des matériaux granulaires tels que le sable, le gravier, les écorces, la perlite et les argiles expansées. Le gravier est souvent utilisé comme matériau de remplissage dans les CWs car il est abondant et économique, tout en offrant une surface de contact élevée pour les microorganismes qui participent à la dégradation des polluants (**Labeled, 2015**). Les filtres à sable sont efficaces pour éliminer les matières organiques et les solides en suspension. Les principaux processus d'élimination sont la biodégradation et la filtration (**Mimeche et al., 2014**) (**Bali et al., 2016**). L'argile est de plus en plus utilisée comme substrat pour les CWs en raison de leur capacité d'élimination du phosphate, de leur résistance mécanique, de leur conductivité hydraulique et de leur structure favorisant l'enracinement des plantes et la croissance du biofilm.



Figure I.11. Support de remplissage des CWs.

I.4.4. Critère de choix du matériau combiné

En tant qu'adsorbant le plus utilisé, le charbon actif a été utilisé ces dernières années comme support actif pour le traitement des eaux usées (**Bali et al., 2016**). Il est réputé pour son

efficacité dans l'élimination de l'azote, du phosphore et des contaminants organiques et inorganiques dissous dans les eaux usées.



Figure I.12. Photo du charbon actif commercial.

I.4.4.1 Analyse granulométrique par tamisage

L'analyse granulométrique vise à déterminer la distribution et la taille des grains composant un granulat ou une couche granulaire, qu'ils soient d'origine naturelle ou artificielle, avec des dimensions variant de 0,002 à 20 mm. Cette analyse est effectuée à l'aide d'une série de tamis. Dans cette expérience, l'analyse granulométrique par tamisage a permis d'obtenir des résultats couvrant un intervalle de diamètre de : 10 à 16 mm pour le gravier, 0,465 à 2 mm pour le sable, et < 0,002 mm pour l'argile.

I.4.4.2 Porosité (n)

La porosité est une propriété physique fondamentale des matériaux poreux, représentant le volume des espaces vides (ou pores) présents dans un matériau solide, susceptibles d'être occupés par des fluides tels que des liquides ou des gaz. Elle est définie comme le rapport entre le volume des vides et le volume total du milieu poreux. Sa valeur varie de 0 à 1 (**Malvault, 2013**) et peut être exprimée en pourcentage. La porosité peut être calculée à l'aide de la formule suivante, dérivée de cette relation. (Eq I.1).

$$n = \frac{V_v}{V_t} * 100 \quad \text{Eq (I.1)}$$

Où: n représente la porosité en pourcentage, V_v le volume des vides en mètres cubes, et V_t le volume total en mètres cubes.

La porosité des matériaux est déterminée à l'aide de l'équation (I.1). Les résultats obtenus ont révélé une porosité de 26,69 % pour le gravier, 30 % pour le sable, 23 % pour l'argile et 67 % pour le charbon actif. Ces valeurs indiquent qu'une proportion significative du volume total des matériaux est constituée de vides, un facteur important pour évaluer la conductivité hydraulique.

I.4.5. Espèces végétales utilisés pour les expériences

Le choix des végétaux à planter a été guidé par cinq critères principaux : leur adaptation aux conditions climatiques locales de la région de Biskra, une croissance rapide, la facilité d'exportation de la biomasse produite, ainsi qu'un système racinaire développé (**Mimeche et al.,2014**). Comme mentionné précédemment, la plante sélectionnée pour l'étude est le *Phragmites australis*. Le choix s'est porté sur cette plante car elle a été testé au niveau de la station de phytoépuration situé au département d'Hydraulique de l'université de Biskra pour la période de 2008-2022. Les travaux ont été réalisés et guidés par Mme Mimeche Leila. Ils sont portés sur le pouvoir épuratoire de la plante vis-à-vis plusieurs types des polluants dans les eaux usées, l'influence de son cycle de vie et le rôle du temps de séjour dans son comportement épuratoire. Les résultats ont montré l'efficacité de cette plante dans l'abattement des différents types des polluants avec un rendement épuratoire qui a atteint les 90%.

I.4.5.1. Le *Phragmites australis* est une plante courante dans la région de Biskra, particulièrement présente en bordure de cours d'eau ou dans les zones de rejets. Elle se distingue par sa résistance aux milieux argileux et rocaillieux et s'implante facilement dans les zones marécageuses (**Fauteux, 2002**). Il s'agit d'une plante herbacée peu profonde (2 à 3 mètres) (**Scholz et Xu, 2001**), mesurant de 1 à 5 mètres de hauteur. Elle possède deux types de tiges : des rhizomes souterrains et des tiges aériennes dressées, simples, et portant de longues feuilles en forme de ruban, qui se termine par des inflorescences (**Mimeche et al.,2014**). Ces tiges se dressent en bordure des plans d'eau, formant des nappes appelées roselières ou phragmitaires (**Mireille Vila, 2006**).

Le développement des nouvelles tiges se produit entre le printemps et l'automne (d'avril à octobre). Cette plante supporte même les périodes de gel, ce qui a un effet bénéfique sur la déshydratation des boues, à travers le phénomène de gel-dégel-rétractation (**Mimeche et al.,2014**). Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer une grande quantité de polluants, contribuant ainsi à l'autoépuration des eaux. Le *Phragmites australis* s'adapte bien aux variations de niveaux d'eau, qu'il s'agisse d'inondations ou de périodes d'assèchement, et tolère de larges variations de température. Cette plante invasive est donc extrêmement résistante et agressive (**Fauteux, 2002**).

Des jeunes tiges de *Phragmites australis* ont été prélevées à un stade intermédiaire de croissance dans leur habitat d'origine, puis placées dans l'eau pendant une période de 15 jours, jusqu'à ce que des racines se développent de manière significative (voir Figure I.13). Ces

plantes, des macrophytes appartenant à la catégorie des héliophytes, se distinguent par des systèmes racinaires particulièrement actifs et capables de résister à des conditions environnementales extrêmes, même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée (Mimeche et al., 2014).



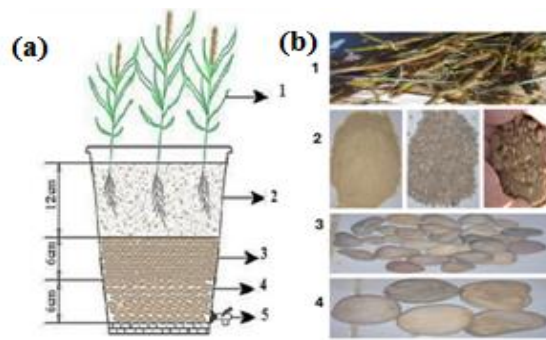
Figure I.13. (a) Phragmites Australis (b) développement des racines des jeunes tiges de *phragmites Australis*.

I.4.6. Préparation du pilote expérimental

I.4.6.1. Choix du substrat le plus rentable

Cette partie examine la possibilité d'éliminer les polluants des eaux usées en utilisant une VFCW plantée de *Phragmites australis* appliquée aux substrats sélectionnés.

Dans cette partie, la station pilot utilisée a été constituée de six filtres, où trois sont nus et pris comme témoins et les autres plantés par les *Phragmites Australis*, le substrat varie entre le gravier, le sable, et l'argile. Chaque bassin comportait trois couches superposées de matériaux lavés de différentes tailles. La couche supérieure, composée de gravier, de sable, et de l'argile d'une épaisseur de 12 cm, était plantée et favorisait la croissance des plantes et le développement des micro-organismes, élément essentiel du traitement de l'eau. La qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de ces filtres est déterminée en fonction d'un temps de séjours variant de 3 et 7 jours.



1. Phragmite Australis
2. Couche plantée (gravier ou sable ou argile)
3. Couche intermédiaire
4. Couche de drainage
5. Tapis

Figure I.14. (a) Vue en coupe de la CW et de sa composition, et (b) différentes couches utilisées dans la CW.

I.4.6.1.1. Stratégie de gestion et d'échantillonnage des CWs

Le système a fonctionné pendant les expériences avec deux temps de rétention hydraulique (TRH) différents - 3 jours et 7 jours. Les deux TRH ont été testés dans six cellules de VFCW, chacune subit trois cycles de remplissage. Les eaux traitées ont été prélevées à la sortie de chaque cellule et elles sont pris après le 3e et le 7e jours. Cette opération a été répété pour 3 fois (cycle 1, cycle 2, cycle 3).



Figure I.15. Prélèvement des échantillons.

Tableau I.1. Stratégie d'échantillonnage des eaux usées. Échantillons prélevés pour les deux TRH.

	TRH= 3 jours												TRH= 7 jours											
	E3						S3						E7						S7					
	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5	Cell 6	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5	Cell 6	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5	Cell 6	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5	Cell 6
Icycle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
IIcycle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
IIIcycle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TOTALE	18						18						18						18					

I.4.6.2. Combinaison du substrat le plus efficace avec le charbon actif

Cette partie examine l'efficacité de la combinaison de sable, le substrat le plus rentable déterminé lors de la première phase, et de charbon actif pour améliorer l'efficacité des zones humides artificielles pour l'élimination de l'azote, du phosphore et des matières organiques.

Six bassins circulaires à écoulement vertical ont été construits et étiquetés T1, T2, T3, T4, T5, et T6 en fonction de la proportion relative du charbon actif par rapport au sable (Tableau I.2).

Un schéma de l'agencement expérimental est présenté à la Figure I.16.

Tableau I.2. Contenu de chaque wetland

Wetland	Contenu
T1	sable
T2	sable planté de <i>P.Australis</i>
T3	sable mélangé avec 5% de charbon actif
T4	sable planté de <i>P.Australis</i> mélangé avec 5% de charbon actif
T5	sable mélangé avec 10% de charbon actif
T6	sable planté de <i>P.Australis</i> mélangé avec 10% de charbon actif

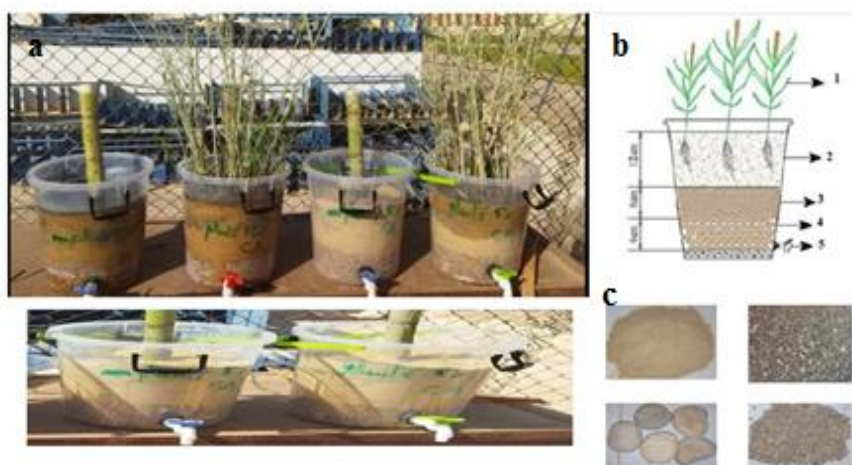


Figure I.16. (a) Vue des bassins des CWs (b) Schéma des bassins des CWs (c) Milieu poreux.

Les études ont été menées sur une période de 7 semaines. Des échantillons ont été prélevés tous les 3 jours.

I.5. Protocoles et méthodes d'analyse physico chimiques

Après la préparation des bacs, leur remplissage avec l'eau usée est réalisé, on a commencé à analyser les échantillons prélevés, en ajoutant pour chaque échantillon d'eau, une goutte d'acide nitrique afin d'éviter le changement des paramètres physico-chimiques. Les échantillons de l'eau brute et des eaux collectées à la sortie des filtres plantés après chaque temps de séjour ont été analysés au niveau du laboratoire. Ces échantillons ont fait l'objet

d'une mesure de : la température de l'eau (T), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE) , Total des solides dissous (SDT), la salinité, les matière en suspension (MES), la demande chimique en oxygène(DCO), la demande biologique en oxygène (DBO₅), l'orthophosphate, l'azote ammoniacal (NH₄⁺), les nitrites (NO₂⁻) et les nitrates(NO₃⁻).

La mesure du pH, la conductivité, la température, SDT (Les solides totaux dissous), et la salinité été effectuée à l'aide d'un multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*), la lecture se fait directement sur l'écran de l'appareil.



Figure I.17. Photos de multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).

I.5.1. Potentiel Hydrogène pH et Température T

Le pH est un paramètre qui indique l'acidité ou la basicité d'un milieu (APHA et al, 2012), et il influence à la fois l'activité et la croissance des bactéries ainsi que la solubilité des composés (Morin et al., 2017).

La température est également un paramètre abiotique essentiel, qui contrôle la plupart des réactions physiques, chimiques et biologiques dans l'eau. La température affecte la solubilité des gaz dans l'eau, ainsi que la vitesse des réactions chimiques et biochimiques. Les variations de la température peuvent perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Bonacina et al., 2023).

La détermination de ces paramètres a été réalisée à l'aide d'un Multiparameter (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).

I.5.2. Conductivité électrique (CE) et salinité

La CE est une mesure importante pour évaluer la quantité de sels dissous dans l'eau, tels que les sulfates, les chlorures, le calcium, le sodium et le magnésium. Son importance augmente avec l'augmentation de la température de l'eau et des sels dissous. La CE des EU dépend principalement de la qualité de l'eau potable utilisée, de l'alimentation de la population et des

activités industrielles dans les zones urbaines. L'unité de mesure de la conductivité est le siemens (S) ou le microsiemens (μS) (Morin et al., 2017). La mesure de la CE a été réalisée à l'aide d'un Multiparameter (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).

I.5.3. Total des solides dissous (SDT)

Le total des solides dissous (SDT) désigne la quantité totale de substances minérales, organiques et inorganiques dissoutes dans une eau donnée. Il se compose de sels inorganiques ainsi que de quelques MO, et est couramment mesuré en mg/l ou en parties par million (ppm). Les sels inorganiques courants présents dans l'eau incluent des cations tels que le potassium, le calcium, le magnésium et le sodium, ainsi que des anions tels que les carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates. La mesure de SDT a été réalisée à l'aide d'un Multiparameter (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).

I.5.4. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par filtration sur des membranes. La teneur en MES est déterminée par différence de poids du filtre avant et après filtration et séchage à 105 °C pendant une heure et 30 min.



Figure I.18. Filtration des MES.

La méthode de filtration consiste à peser le papier filtre. Après séchage de celui-ci à l'étuve à 105°C. Durant une heure de refroidissement au dessiccateur. Filtrer 100 ml de l'échantillon d'eau à analyser, sécher le filtre à l'étuve (150°C) jusqu'à ce que le poids reste constant après refroidissement.

Les MES sont calculées en utilisant la formule (Eq I.3)

$$\text{MES} = \frac{(M1 - M0) * 1000}{PE} \text{ en mg/l} \quad \text{Eq (I.3)}$$

- Soient : PE : le volume, en millilitres de la prise d'essai. = 100 ml.

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

I.5.5. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelle que soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrites, ammonium, sulfures et chlorures). Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations de traitement.

La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation, etc., Ainsi, par la mesure de la DCO, on pourra évaluer la charge polluante d'une eau usée en matières organiques avant et après un traitement physique, chimique ou biologique afin de contrôler le fonctionnement d'une STEP et l'activité des microorganismes.

- ✚ **Méthode par le dichromate de potassium** Cette méthode est applicable aux eaux dont la DCO est comprise entre 30 et 700 mg/l. La concentration en chlorure ne doit pas dépasser 2000 mg/l. Une dilution de l'échantillon s'impose dans le cas où ces limites maxima seraient atteintes.
- ✓ Introduire 1.5 ml de solution de digestion dans un tube de digestion. Ajouter 2.5 ml d'échantillon d'eau, agiter. Ajouter 3.5 ml de solution catalytique. Fermer les tubes et bien agiter sans verser les tubes.
- ✓ Préparer de la même façon un test blanc et un test zéro en utilisant 2.5 ml d'eau distillée.
- ✓ Le tube sera placé dans le réacteur et chauffés à 105 °C pendant 2 heures. Laisser refroidir.
- ✓ Transférer le contenu des tubes dans des erlenmeyers de 100 ml, rincer les tubes et ramener le volume total à 25 ml.
- ✓ Ajouter quelques gouttes de Féroïenne, bien agiter
- **Solution de digestion** : Dissoudre 12.25 g de dichromate de potassium (séché à 140 °C) et 33,3 g de sulfate de Mercure (40 g) dans à peu près 500 ml d'eaux distillées. A cette solution, ajouter 167 ml d'acide sulfurique concentré, doucement en tout refroidissant. Compléter à 1 litre avec de l'eau distillé bien mélangée.

- **Solution catalytique :** Dissoudre 22 g de sulfate d'argent dans 2,5 l d'acide sulfurique. Pour un bon mélange laisser toute une nuit.
- **Solution de sel de Mohr (N/40) :** Dissoudre 9,8 g de sel de Mohr dans à peu près 80 ml d'eau distillées et 25 ml d'acide sulfurique. Transférer dans une fiole de 1 L et diluer à 1 L. Mélanger.
- **Solution d'indicateur de Ferroïne:** Dissoudre 9,8 g de sulfate de Fer ($7H_2O$) dans à peu près 80 ml d'eau distillées. Ajouter 1,485 g de phenanthroline monohydrate. Agiter jusqu'à complète dissoudre. Diluer à 100 ml avec l'eau.



Figure I.19. Réacteur DCO WTW CR.

✚ Dosage

- ✓ Poser le bécher contenant l'eau à doser sur l'agitateur magnétique. Plonger le turbulent puis mettre en marche l'agitateur.
- ✓ La burette étant disposée au-dessus du bécher, verser lentement la solution de sel de Mohr jusqu'à le changement de la coloration permanente de la solution (dans les deux tubes).



Figure I.20. Titration.

✚ Résultats

Calculer la valeur de la de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) selon l'équation ci-dessous et :

$$DCO = \frac{(V_b - V_e) * \left[\frac{15}{V_t} \right] * 0.2 * 1000}{P_e} \quad \text{Eq (I.4)}$$

V_b : Volume de sel de Morh à blanc

V_e : Volume de sel de Morh de l'échantillon

P_e : Prise d'essai = 25 ml

I.5.6. Demande biologique en oxygène DBO₅

La DBO₅ est la mesure de la consommation d'oxygène d'un effluent après cinq jours à 20 °C dans un incubateur de type (TS 606/02). La consommation d'oxygène de l'échantillon provient de la dégradation des molécules organiques et de l'oxydation des molécules inorganiques comme les sulfures, les ions ferreux et les différentes formes de composés azotés.



Figure I.21. OxiTop® 6 postes et Enceinte.

a) Préparation de l'échantillon

- ✓ Un volume approprié d'échantillon est versé dans un flacon DBO₅
- ✓ Si nécessaire ajouter de l'inhibiteur de nitrification ATH (N-Allylthiourea).

La nitrification est un processus, contrôlé par l'action de certains micro-organismes spécifiques, qui conduit à la transformation de l'ammoniac en nitrite (nitrosation par Nitrosomonas) puis à la transformation du nitrite en nitrate.

- ✓ Placer un barreau d'agitation dans le flacon DBO₅.
- ✓ Remplir le joint caoutchouc avec 3-4 comprimés de NaOH et le placer dans le flacon.
- ✓ Visser le manomètre OxiTop® à lecture digitale du DBO₅ sur le flacon, et régler le Manomètre suivant les étapes visées au (I).
- ✓ Poser l'échantillon sur le support à flacons.

- ✓ Démarrage et Incubation de l'échantillon selon la norme (DBO_5 sur 5 jours à 20°C).
- ✓ Lecture des valeurs mémorisées après 5 jours.

I) Manomètre OxiTop®

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



- Après 5 jours appuyez sur M jusqu'à ce que la valeur mesurée soit affichée 1 seconde).

II) Sélection le volume d'échantillon

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

(La valeur mesurée * facteur = DBO_5 en mg/l) :

Tableau I.3. Plage de mesure de la DBO_5 .

Volume d'échantillon en ml	Plage de mesure DBO mg/l	Gouttes ATH (N-Allylthiourea)	Facteur
432	0 _ 40	9	1
365	0 _ 80	7	2
250	0 _ 200	5	5
164	0 _ 400	3	10
97	0 _ 800	2	20
43.5	0 _ 2000	1	50
22.7	0 _ 4000	1	100

Principe de mesure

Le poste de mesure de la DBO consiste en 1 flacon d'échantillon et une sonde DBO et constitue un système fermé. Dans le flacon, au-dessus du volume d'échantillon, se trouve un volume de gaz ayant une quantité définie d'air. Au cours de la détermination de la DBO, les bactéries présentes dans l'eau usée (l'échantillon peut être utilisé dilué ou non dilué) consomment l'oxygène dissout dans l'échantillon. Celui-ci est remplacé par l'oxygène contenu dans le volume de gaz du flacon. Le dioxyde de carbone qui se forme alors est absorbé avec NaOH qui se trouve dans le joint caoutchouc du flacon. Ainsi la pression diminue dans le système. Celle-ci est mesurée par les sondes DBO est affichée directement comme valeur DBO sur le Manomètre OxiTop® à lecture digitale.

I.5.7. Azote ammoniacal (NH_4^+)**(a) Réactifs et matériels****➤ Réactif coloré**

- ✓ Dissoudre 130 g de salicylate de sodium et 130 g de citrate trisodique di hydrate dans l'eau contenue dans une fiole de 1000ml, ajouter 0.97 g de nitroprussiate de sodium et compléter à 1000ml avec de l'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre brun et est stable au moins deux semaines.

➤ Solution de Dichloroisocyanurate de sodium

- ✓ Dissoudre 32 g d'hydroxyde de sodium dans 500ml d'eau et laisser refroidir à température ambiante, ajouter 2g de Dichloroisocyanurate di-hydraté, compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre brun et est stable au moins deux semaines.

➤ Solution mère étalon d'ammonium 100 mg/l

- ✓ Dissoudre 0.297g de chlorure d'ammonium (séché à 105°C pendant au moins 2h) dans 1000 ml d'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre et est stable au moins un mois.

➤ Solution fille étalon d'ammonium 1 mg/l

- ✓ Prélever à l'aide une pipette 1ml de la solution étalon d'ammonium de 100mg/l. Verser dans une fiole de 100 ml et compléter au volume avec de l'eau distillée. Préparer cette solution le jour de l'emploi. La durée de conservation ne dépasse pas 24h.

➤ Solution de lavage

- ✓ Dissoudre 100 g d'hydroxyde de potassium dans 100 ml d'eau distillée, refroidir la solution et ajouter 900 ml d'éthanol 95%. Conserver dans un récipient en polyéthylène.

b) Calibration

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille d'ammonium 1 mg/l, indiqués dans le tableau ci-dessous, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, prélever 40 de chacune des solutions, ajouter ensuite 4 ml du réactif coloré et 4 ml de dichloroisocyanurate de sodium et homogénéiser. Après au moins 60 mn, attendre le développement de la couleur. Effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 655nm (Tableau I.4, Figure I.22).

Tableau I.4. Etablissement de la courbe d'étalonnage de l'ammonium.

Solutions fille 1 mg/l	0	1	2	3	4	5	25	50
Eau distillée (ml)	50	49	48	47	46	45	25	0
Réactif coloré (ml)	4	4	4	4	4	4	4	4
Réactif de dichloroisocyanurate (ml)	4	4	4	4	4	4	4	4
Attendre au moins 60 mn								
[NH ₄ ⁺] en mg/l	0	0,2	0,4	0,6	0,8	0,1	0,5	1

(C) Dosage

- ✓ Prélever 40 ml d'échantillon à analyser, ajouter dans l'ordre.
- ✓ 4 ml du réactif coloré homogénéisé.
- ✓ 4 ml du réactif de Dichloroisocyanurate de sodium, et homogénéiser.
- ✓ Après au moins 60 mn, attendre le développement de la couleur.
- ✓ Effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 655nm comme nous avons procédé pour la gamme d'étalonnage.

**Figure I.22.** Le dosage d'ammonium.**I.5.8. Nitrites (NO₂⁻)**

Les ions nitrites (NO₂⁻) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH₄⁺) et les ions nitrates (NO₃⁻). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène est la nitratisation. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température.

 Méthode de dosage :

a) Réactifs**➤ Réactif mixte :**

- ✓ Dissoudre 40 g d' amino-4 benzène sulfonamide (NH₂C₆H₄SO₂NH₂) dans un mélange formé de 100ml d'acide ortho-phosphorique et de 500ml d'eau.
- ✓ Ajouter 2 g de di-chlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane (C₁₀H₇NH-CH₂-CH₂-NH₂-2HCl),
- ✓ Compléter le volume à 1000 ml avec de l'eau distillée.

- ✓ Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.
- **Solution étalon mère de nitrites 100 mg/l**
- ✓ Dissoudre 0,15 g de nitrite de sodium (séché à 105°C durant au moins 2 h) dans 1000 ml d'eau distillée.
- ✓ Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.
- **Solution étalon fille de nitrites 1 mg/l**
- ✓ Prélever à l'aide d'une pipette 1ml de la solution étalon de nitrites de concentration 100 mg/l, la transvaser dans une fiole de 100ml.
- ✓ Compléter au volume avec de l'eau distillée.
- ✓ Cette solution est préparée le jour de l'emploi.

b) Nettoyage de la verrerie : La verrerie doit être lavée avec une solution d'acide chlorhydrique à environ 2 mol/l et rincée abondamment à l'eau avant l'emploi.

c) Calibration : Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille de nitrites 1 mg/l, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, ajouter ensuite 1 ml du réactif mixte et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm) le Tableau I.5 et la Figure I.23.

Introduire 50 ml d'échantillon, ajouter 1 ml du réactif mixte (a) et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm). Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités des réactifs mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai (Figure I.23).

Tableau I.5. Etablissement de la courbe d'étalonnage des Nitrites.

Fille 1 mg/l	0	1	2	5	20	40
Eau distillée (ml)	50	49	48	45	30	10
Réactif Mixte (ml)	1	1	1	1	1	1
Attendre 20 mn						
$[\text{NO}_2^-]$ en mg/l	0	0,02	0,04	0,1	0,4	0,8

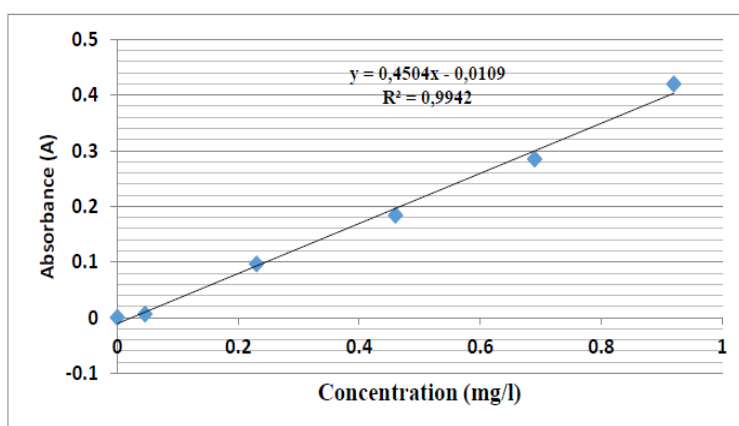


Figure I.23. Courbe d'étalonnage des nitrites.

I.5.9. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitratâtes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Elles ne sont pas toxiques, mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrates.

Méthode de dosage

a) Réactifs et matériel

➤ Réactifs :

- ✓ Solution de Salicylate de Sodium à 0.5% : Dissoudre 0.5 g de salicylate de sodium dans de l'eau et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée. Conserver dans une bouteille en verre ou en polyéthylène. Préparer cette solution chaque jour au moment de l'emploi.
- ✓ Solution d'hydroxyde de Sodium à 30% : Dissoudre 30 g d'hydroxyde de sodium dans de l'eau et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée.
- ✓ Solution de tartrate double de sodium et de potassium : Dissoudre 400 g d'hydroxyde de sodium dans une fiole de 1000 ml, ajouter 60 g de tartrate double de sodium et potassium, laissé refroidir et compléter avec de l'eau distillée. Conserver dans un flacon en polyéthylène.
- ✓ Acide sulfurique (H_2SO_4) concentré.
- ✓ Solution mère de nitrate à 1000 mg/l : Dissoudre 1,37 g de nitrate de sodium dans de l'eau et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée.

- ✓ Solution fille étalon de nitrate 10 mg/l : Diluer 10 ml de la solution mère à 1000 mg/l et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée.

b) Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates

Dans une série de capsules de 100 ml introduire successivement comme est indiqué sur le (Tableau I.6 et Figure I.24). Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415nm, construire la courbe d'étalonnage Figure I.24.

Tableau I.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates.

N° des capsules	T	1	2	3	4	5	6
Solution fille de (NO ₃ ⁻) à 10mg/l (ml)	0	1	2	4	6	8	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	6	4	2	0
Correspondance en mg/l de nitrates	0	1	2	4	6	8	10
Na OH (30%)	3g	3g	3g	3g	3g	3g	3g
Solution de Salicylate de Na (ml)	1	1	1	1	1	1	1
Evaporation à sec à 80°C							
H ₂ SO ₄ concentré (ml)	2	2	2	2	2	2	2
Laisser reposer 10 min							
Tartrate double de Na et K (ml)	15	15	15	15	15	15	15

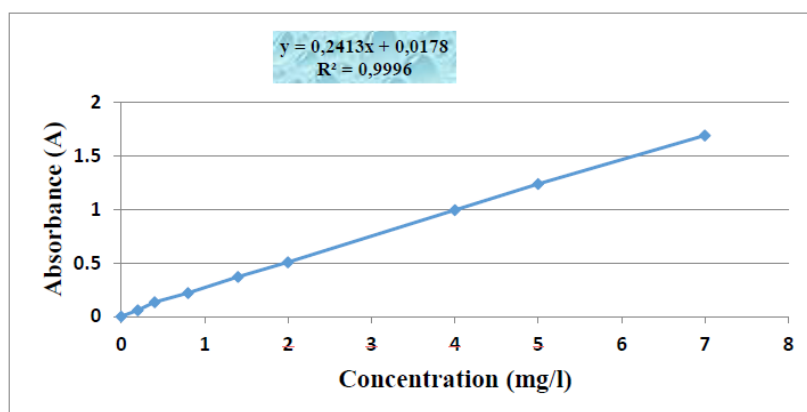


Figure I.24. Courbe d'étalonnage des nitrates.

Dosage

- ✓ Introduire 10ml d'eau à analyser ;
- ✓ Ajouter 3 gouttes de la solution d'hydroxyde de Sodium à 30% (b) ;
- ✓ Ajouter 1 ml de solution de Salicylate de sodium à 0,5 % (a) ;
- ✓ Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88°C ;

- ✓ Prendre le résidu avec 2 ml d'acide sulfurique concentré (d) ;
- ✓ Laisser reposer 10 minutes ;
- ✓ Ajouter 15 ml d'eau distillée ;
- ✓ Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium (c) ;
- ✓ Faire la lecture au spectromètre UV-Visible à la longueur d'onde de 415 nm.

I.5.10. L'ortho-phosphate

Méthode de dosage

a) La méthode spectrométrique ISO 6878(F)

Est une méthode de dosage des phosphates, qui utilise un complexe antimoine-phosphomolybdate pour mesurer la concentration de phosphore. En milieu acide, le molybdate d'ammonium réagit avec le phosphore pour former ce complexe. L'acide ascorbique réduit ensuite ce complexe en un complexe bleu, qui présente deux pics d'absorption caractéristiques à 700 nm et 880 nm.

- ✓ Dissoudre 13g d'heptamolybdate d'ammonium dans 100 ml d'eau distillée ;
- ✓ Dissoudre 0,35 g de tartrate de potassium et d'antimoine hémihydraté dans 100 ml d'eau distillée ;
- ✓ Diluer 150g d'acide sulfurique concentré au soufre avec 150ml d'eau distillée.
- ✓ Mélanger les quantités précédentes = 500 ml.
- ✓ Cette solution est stable pendant deux mois s'elle est conservée dans une tasse en verre bien fermée et température de 4°C.

b) Les réactifs

➤ Acide ascorbique

- ✓ Nous pesons 10g d'acide ascorbique dans 100ml d'eau distillée ; Cette interaction est stable depuis une semaine.

➤ Solution mère 50mg/l de PO_4^{3-}

- ✓ Dissoudre de 0,2197 g de KH_2PO_4 (phosphate de potassium unique) dans 800ml d'eau distillée + 10ml d'acide sulfurique 20% et complètent à 1000ml. Cette réaction stable pendant une semaine.

➤ Solution fille 2mg/L d'ion PO_4^{3-}

- ✓ Nous réduisons la solution mère 50mg/l de PO_4^{3-} ions 20/500ml, nous apportons cette solution au moment du travail (Tableau I.7, Figures I.25 et I.26).

Tableau I.7. Courbe d'étalonnage des phosphates.

Solutions filles 1mg/l	0	2	4	6	8	10
Eau distillée	40	38	36	34	32	30
Acide ascorbique	1	1	1	1	1	1
Interaction mixte	2	2	2	2	2	2
Attente 10 minutes						
[PO ₄ ⁻³] mg/l	0	0,306	0,612	0,918	1,224	1,53

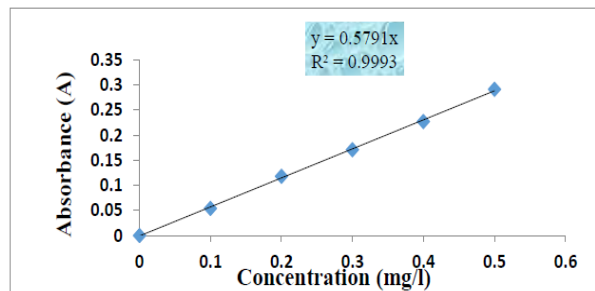


Figure I.25. Configuration de la courbe d'étalonnage des phosphates.

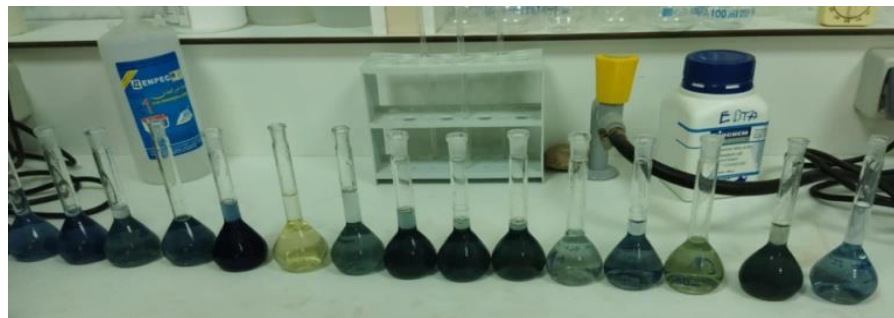


Figure I.26. Le dosage de L'ortho-phosphate.

L'efficacité d'élimination des polluants (RE) a été calculée comme suit :

$$RE (\%) = \frac{(C_{inf} - C_{eff})}{C_{inf}} 100 \quad \text{Eq (I.5)}$$

Où RE est l'efficacité d'élimination (%), C_{inf} les concentrations de l'influent, et C_{eff} les concentrations de l'effluent (mg/l).

I.6. Analyses statistiques

L'analyse des données a été réalisée à l'aide de Microsoft Excel pour l'analyse statistique, la quantification et l'évaluation des tendances. Le tracé des courbes et des tendances a également été réalisé à l'aide d'Excel.

I.7. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisés afin d'évaluer le pilote expérimental. Des photos et des schémas sont également fournis pour aider à visualiser la configuration de l'unité et les différents processus de traitement.

Le chapitre décrit également les différentes méthodes d'analyse des paramètres physiques et chimiques utilisées. Des détails sont fournis sur les équipements utilisés pour mesurer les paramètres tels que la DBO, les NO_3^- et les PO_4^{3-} etc. Les méthodes d'analyse sont expliquées en détail pour assurer la précision des résultats.

Chapitre II

Résultats et Interprétations

II.1. Introduction

L'objectif principal de ce chapitre est, d'une part, d'évaluer la capacité des substrats sélectionnés à éliminer les polluants, spécialement l'azote et le phosphore, des EU lorsqu'ils sont utilisés dans une VFCW cultivée avec *Phragmites australis*. D'autre part, il vise à examiner l'efficacité de la combinaison du substrat, le plus rentable par rapport aux autres, et du charbon actif commercial pour renforcer les performances des CWs dans l'élimination de l'azote, et du phosphore. Dans le cadre de notre objectif, nous avons testé plusieurs paramètres de pollution, tels que les MES, la DBO₅, la DCO, le NH₄⁺, le NO₃⁻, le NO₂⁻ et PO₄⁻³, pour évaluer la performance de l'épuration.

II.2. Caractéristiques des eaux usées alimentant le dispositif expérimental

Afin de caractériser les EUM traitées et d'évaluer l'efficacité du traitement, plusieurs paramètres physico-chimiques et indicateurs de la qualité des eaux brutes, ont été mesurés tels que la T, la CE, le pH, la teneur en SDT, la salinité, les MES, la DBO₅, la DCO, les substances azotées NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ et les PO₄³⁻.

Tableau II.1. Caractéristique des EUM.

Paramètres	Unité	Eau brute	JORA, 2009
T	°C	28,55±0,56	30
pH		8,03±0,24	5,5-8,5
CE	mS/cm	4,275±0,37	/
Salinité	mg/l	2,62±0,17	/
SDT	mg/l	2679,23±167,75	/
MES	mg/l	274,33±12,01	600
DCO	mg/l	314,68±26,74	1000
DBO ₅	mg/l	234,66±11,84	500
NH ₄ ⁺	mg/l	64,68±0,53	/
NO ₂ ⁻	mg/l	0,6±0,00	0,1
NO ₃ ⁻	mg/l	18,18±0,49	/
PO ₄ ⁻³	mg/l	14,16±0,31	/

II.3. Performance du gravier, de sable, et de l'argile sur le pouvoir épurateur de VFCWs planté de *Phragmites Australis*

Le substrat est l'un des composants les plus importants dans un CW, il peut réduire la pollution par filtration physique, réactions chimiques et par biodégradation (Shiwei et al., 2019), aussi il supporte le développement du biofilm et la croissance des plantes dans le filtre (Yang et al., 2018). Il peut être constitué d'une grande variété de matériaux qu'on peut utiliser et qu'ils peuvent être naturels ou artificiels. Le choix des matériaux naturels

disponibles dans les zones endémiques ou les plus proches de la zone d'étude reste l'objectif le plus recommandé.

II.3.1. Evolution des paramètres physico-chimiques

II.3.1.1. Evolution de la température T°

Le Tableau II.2 montre les valeurs moyennes des paramètres environnementaux des concentrations de l'entrée et la sortie des unités de marais humides expérimentales. La température moyenne dans les filtres à gravier, à sable, et à argile non plantées et plantées marque les valeurs $20,13 \pm 0,06$, $20,17 \pm 0,06$, $20,00 \pm 0,00$, $20,13 \pm 0,06$ °C, $20,20 \pm 0,00$, et $20,15 \pm 0,12$ °C pour TRH=3 jours, $20,83 \pm 0,06$, $20,27 \pm 0,46$, $20,70 \pm 0,00$, $20,8 \pm 0,14$ °C, $20,8 \pm 0,17$, et $20,83 \pm 0,21$ pour TRH=7 jours, respectivement, comme montré dans la Figure II.1.

L'EU brute avait une température moyenne initiale de $28,55 \pm 0,56$ °C. Après le traitement des EU, une baisse de température a été observée autour de 20 °C (température ambiante) pour tous les systèmes; des résultats similaires ont été notés par **Zorai et al. (2022)**. Cette température convient à l'activité microbienne et à l'élimination efficace des nutriments (**Kadlec et Knight, 1996 ; Mimeche, et al., 2014 ; El Fanssi et al., 2019**). Il n'y avait pas de différence significative dans la température de l'eau entre les substrats plantés et le contrôle, entre les deux TRH ($P > 0,0001$).

La plage de température idéale pour plusieurs processus des zones humides, y compris le développement des plantes, la vie microbienne et les réactions à médiation microbienne, est comprise entre 19 et 34°C (**Kadlec et Wallace, 2009**). Cette condition est confirmée par notre étude où la plage des températures varie entre 20 à 20,80°C.

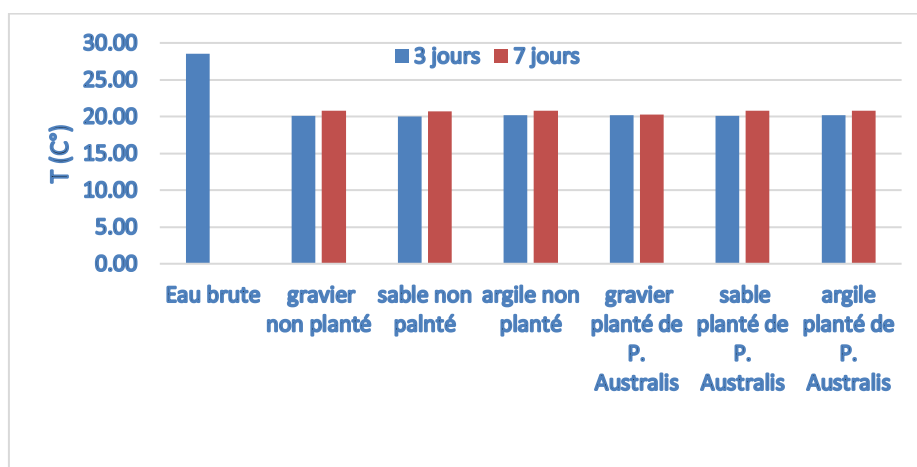


Figure II.1. Température dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

Tableau II.2. Caractérisation des EU traitées (moyenne $\pm$ écart type).

	Paramètres	Unité	Gravier planté de P. Australis	Sable planté de P. Australis	Argile planté de P. Australis	Gravier non planté	Sable non palnté	Argile non planté
TRH=3jours	T	°C	20,17 $\pm$ 0,06	20,13 $\pm$ 0,06	20,15 $\pm$ 0,12	20,13 $\pm$ 0,06	20,00 $\pm$ 0,00	20,20 $\pm$ 0,00
	pH		7,4 $\pm$ 0,05	7,36 $\pm$ 0,01	7,58 $\pm$ 0,03	7,51 $\pm$ 0,09	7,38 $\pm$ 0,01	7,64 $\pm$ 0,02
	CE	mS/cm	4,84 $\pm$ 0,03	5,53 $\pm$ 0,02	7,74 $\pm$ 0,02	5,04 $\pm$ 0,04	6,05 $\pm$ 0,04	8,52 $\pm$ 0,02
	Salinité	mg/l	4,33 $\pm$ 0,02	4,67 $\pm$ 0,02	4,12 $\pm$ 0,01	3,44 $\pm$ 0,02	3,83 $\pm$ 0,02	3,28 $\pm$ 0,02
	SDT	mg/l	5124,03 $\pm$ 2,26	5676,78 $\pm$ 2,32	4677,25 $\pm$ 2,16	3424,43 $\pm$ 0,79	3877,18 $\pm$ 1,98	3277,03 $\pm$ 1,73
	MES	mg/l	152,82 $\pm$ 1,62	138,27 $\pm$ 1,15	334,09 $\pm$ 1,78	181,78 $\pm$ 1,87	164,59 $\pm$ 1,38	356,11 $\pm$ 1,88
	DCO	mg/l	142,31 $\pm$ 3,35	133,85 $\pm$ 3,39	152,72 $\pm$ 1,85	169,44 $\pm$ 0,00	145,73 $\pm$ 1,38	179,83 $\pm$ 1,36
	DBO ₅	mg/l	96,49 $\pm$ 0,68	85,30 $\pm$ 1,02	129,92 $\pm$ 2,40	131,68 $\pm$ 2,10	105,35 $\pm$ 9,02	140,28 $\pm$ 2,61
	NH ₄ ⁺	mg/l	20,83 $\pm$ 3,10	14,90 $\pm$ 0,56	29,77 $\pm$ 0,21	24,15 $\pm$ 1,88	19,50 $\pm$ 0,92	37,63 $\pm$ 1,10
	NO ₂ ⁻	mg/l	0,36 $\pm$ 0,01	0,34 $\pm$ 0,00	0,46 $\pm$ 0,01	0,44 $\pm$ 0,05	0,40 $\pm$ 0,01	0,55 $\pm$ 0,03
	NO ₃ ⁻	mg/l	20,43 $\pm$ 0,45	19,57 $\pm$ 0,20	23,56 $\pm$ 0,36	29,75 $\pm$ 0,59	27,34 $\pm$ 0,77	24,77 $\pm$ 0,80
	PO ₄ ⁻³	mg/l	10,49 $\pm$ 0,52	9,11 $\pm$ 0,58	12,43 $\pm$ 1,20	12,10 $\pm$ 1,13	10,73 $\pm$ 0,21	13,20 $\pm$ 0,50
TRH=7jours	T	°C	20,27 $\pm$ 0,46	20,80 $\pm$ 0,14	20,83 $\pm$ 0,21	20,83 $\pm$ 0,06	20,70 $\pm$ 0,00	20,8 $\pm$ 0,17
	pH		6,79 $\pm$ 0,15	6,34 $\pm$ 0,02	6,94 $\pm$ 0,04	6,98 $\pm$ 0,13	6,75 $\pm$ 0,06	7,44 $\pm$ 0,06
	CE	mS/cm	5,74 $\pm$ 0,02	6,11 $\pm$ 0,04	9,55 $\pm$ 0,05	5,64 $\pm$ 0,22	6,86 $\pm$ 0,06	10 $\pm$ 0,11
	Salinité	mg/l	6,67 $\pm$ 0,03	6,87 $\pm$ 0,08	5,82 $\pm$ 0,04	4,41 $\pm$ 0,04	4,97 $\pm$ 0,04	4,26 $\pm$ 0,03
	SDT	mg/l	7343,72 $\pm$ 1,65	7675,55 $\pm$ 2,48	6876,81 $\pm$ 2,16	5287,82 $\pm$ 1,80	5476,79 $\pm$ 1,54	5122,33 $\pm$ 2,11
	MES	mg/l	45,67 $\pm$ 1,26	36,56 $\pm$ 0,81	465,67 $\pm$ 9,58	81,86 $\pm$ 3,51	66,18 $\pm$ 0,33	506,56 $\pm$ 8,57
	DCO	mg/l	70,96 $\pm$ 2,42	44,68 $\pm$ 1,05	90,82 $\pm$ 1,27	105,47 $\pm$ 5,20	83,50 $\pm$ 1,63	112,78 $\pm$ 1,36
	DBO ₅	mg/l	36,46 $\pm$ 1,05	24,30 $\pm$ 1,34	57,84 $\pm$ 1,01	61,21 $\pm$ 2,18	47,00 $\pm$ 1,62	72,28 $\pm$ 1,66
	NH ₄ ⁺	mg/l	4,17 $\pm$ 0,12	2,96 $\pm$ 0,04	6,71 $\pm$ 0,92	22,02 $\pm$ 1,71	16,40 $\pm$ 0,61	26,76 $\pm$ 1,06
	NO ₂ ⁻	mg/l	0,19 $\pm$ 0,00	0,15 $\pm$ 0,00	0,2 $\pm$ 0,00	0,46 $\pm$ 0,01	0,37 $\pm$ 0,01	0,39 $\pm$ 0,00
	NO ₃ ⁻	mg/l	45,41 $\pm$ 0,84	34,87 $\pm$ 1,65	51,04 $\pm$ 1,28	62,96 $\pm$ 1,85	51,85 $\pm$ 1,55	72,12 $\pm$ 1,64
	PO ₄ ⁻³	mg/l	2,75 $\pm$ 0,19	3,17 $\pm$ 0,01	3,89 $\pm$ 0,24	5,71 $\pm$ 0,63	7,78 $\pm$ 0,23	9,58 $\pm$ 0,37

II.3.1.2. Evolution du pH

Le pH moyen initial des EU avant les expériences était de 8,03 $\pm$ 0,24. Après le traitement des EU, les valeurs de pH du gravier planté 6,79 $\pm$ 0,15, et du sable planté 6,34 $\pm$ 0,02 et de l'argile planté 6,94 $\pm$ 0,04 étaient inférieures à celles du contrôle non planté 6,98 $\pm$ 0,15, 6,75 $\pm$ 0,02, et

7,44±0,06 pour TRH=7 jours, 7,4±0,05, 7,36±0,01, 7,58±0,03 pour les cellules plantées 7,51±0,09, 7,38±0,01, et 7,64±0,02 à celle du contrôle pour TRH=3 jours, comme démontré dans la Figure II.2, les mêmes résultats ont été notés par **Sharma & Sinha, (2016)**. De même, il n'y avait pas de différence significative entre le pH des substrats plantés et non plantés ($P > 0,0001$). Une légère diminution du pH s'est produite en raison du métabolisme des phosphates et des composés azotés et de la production d'acide volatil par les bactéries acidifiantes, qui décomposent la matière organique (**Kim et al., 2016 ; Sandri et Reis, 2021**).

En général, le pH des EU traitées est neutre ou légèrement basique, probablement en raison des interactions entre le substrat et le biofilm. Le processus de nitrification, qui entraîne l'accumulation de H^+ et de CO_2 due au métabolisme des plantes ou à la décomposition de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, est à l'origine de la baisse du pH des effluent. Les niveaux de pH compris entre 6,5 et 8,5 sont idéaux pour les réactions azotées (**Vymazal, 2007**).

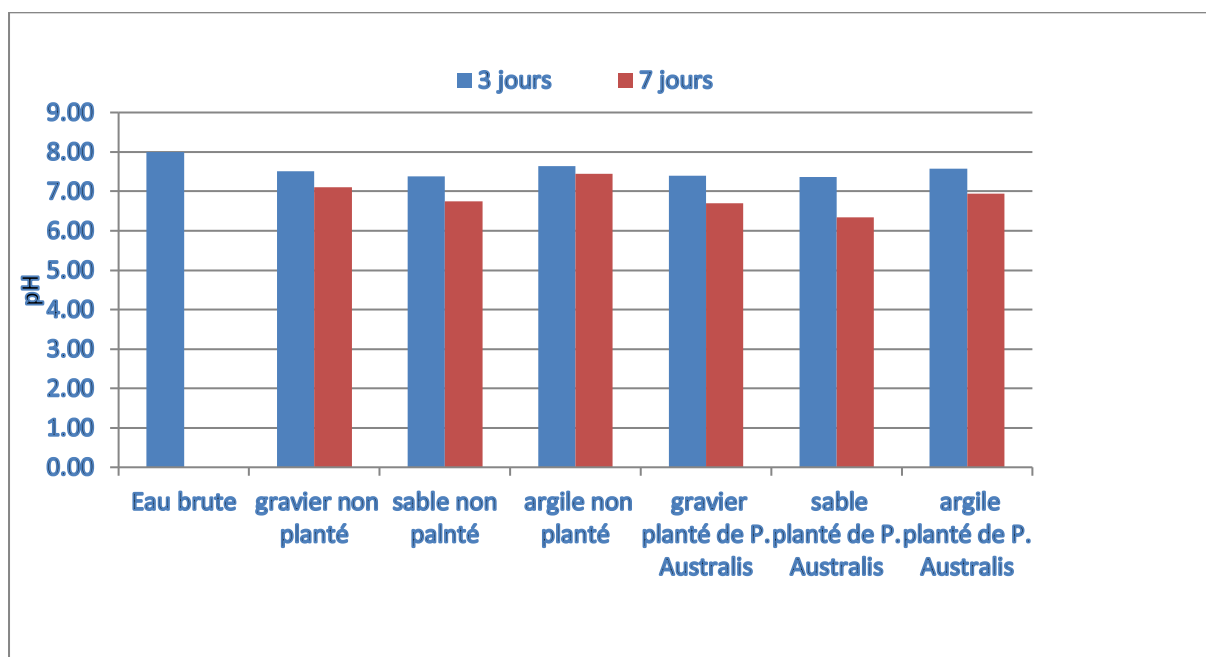


Figure II.2. pH, dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE)

La Figure II.3 montre la variation de la CE du système planté et du contrôle non planté. La CE est de 4,275 mS/cm dans l'EU brute et de 5,04±0,04, 4,84±0,03, 6,05±0,04, et 5,53±0,02, 8,52±0,02, 7,74±0,02 mS/cm pour TRH=3 jours, 5,64±0,22, 5,47±0,02, 6,82±0,06, et 6,11±0,04, 10±0,11, 9,55±0,05 mS/cm pour TRH=7 jours, dans les filtres à gravier, à sable,

et à argile nus et plantés, respectivement. Les augmentations de la CE sont liées à l'évapotranspiration, qui concentre davantage l'effluent (**Abissy et Mandi, 1999**), ainsi qu'au mouvement du substrat à travers les racines des plantes (**Stefanakis et al., 2009**). L'augmentation de toutes les unités pourrait être due à l'évapotranspiration des plantes et au phénomène de dissolution des sels (**Chen et al., 2017**). Ce phénomène est favorisé dans les zones arides à cause des températures élevées et des vents secs (**Mimeche, et al., 2014**). La dégradation et la lixiviation des minéraux du sol sont causées par l'activité bactérienne et la dégradation de la matière organique (**Yahiaoui et al., 2020**). Les filtres à argile ont une CE plus élevée que les filtres à gravier et à sable et le filtre planté de gavier a une CE plus faible par rapports aux autres. Ceci peut s'expliquer par l'effet des dimensions des substrats sur la variation des CE dans les marais artificiels. Cependant, la CE des cellules cultivées et non cultivées diffère significativement. L'augmentation de la CE observée dans nos filtres est justifiée par l'absence de l'écoulement (pilotes expérimentales sont des bassins fermés) ce qui favorise l'accumulation de la salinité. Mais la présence des plantes a atténué cette augmentation. Ces résultats sont confirmés par **Abissy & Mandi, (1999)** qui ont montré que le type des racines (tiges et rizhomes) des plantes épuratrices et leurs densité dans la zone inférieure est la principale composante contribuant à la diminution de la CE.

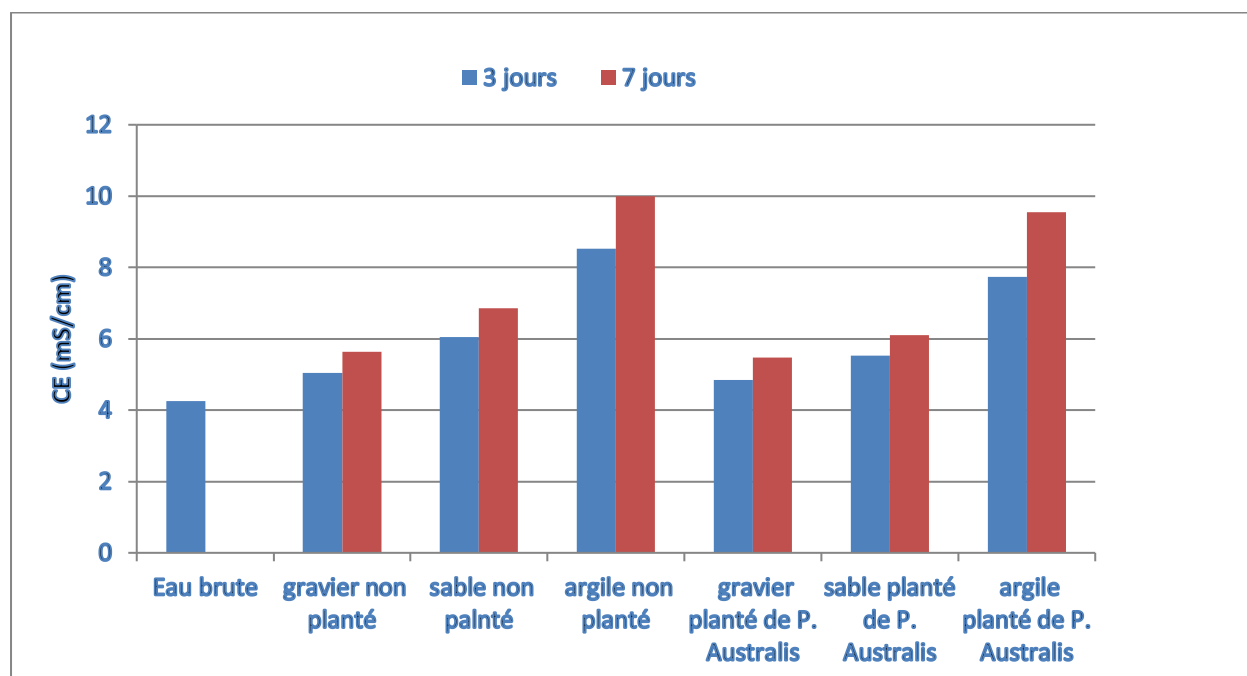


Figure II.3. CE dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.4. Evolution de la salinité

La salinité de l'EU à l'entrée des systèmes était de $2,62 \pm 0,17$ mg/l. Cette salinité a augmenté de manière significative à la sortie des systèmes. Elle est passée de $4,41 \pm 0,04$ mg/l pour le filtre à gravier à $6,67 \pm 0,03$ pour le filtre à gravier planté, et $6,87 \pm 0,08$ mg/l pour le filtre à sable planté et $4,97 \pm 0,04$ mg/l, pour le filtre à sable, $5,82 \pm 0,04$ pour le filtre à argile planté, $4,26 \pm 0,03$ pour le filtre à argile respectivement pour TRH=7 jours (Figure II.4). Selon ces résultats, les eaux usées traitées des systèmes plantés et non plantés ont une teneur en sel plus élevée que les EU brutes. En raison du climat aride, la conductivité est plus élevée, ce qui indique une salinité excessive. Ces circonstances entraînent une évaporation extrêmement élevée, qui concentre la solution du sol (Gouaidia et al., 2012).

Les observations visuelles de la couleur, de la hauteur et de la densité des feuilles de la plante montrent que le *P. australis* s'est adaptée à l'augmentation de la salinité. Cela prouve que ces espèces végétales sont des choix appropriés pour les CWs traitant les eaux salines dans les climats arides (Wagner et al., 2021) (Mimeche et al., 2014).

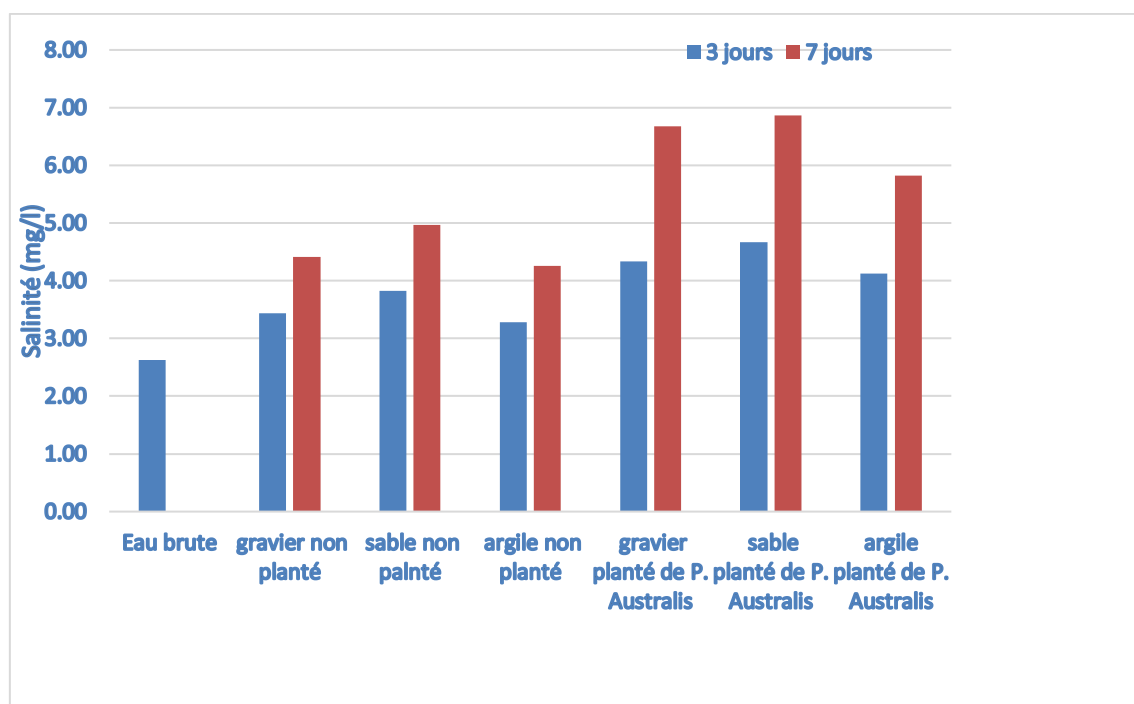


Figure II.4. Salinité dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec *P. Australis*.

II.3.1.5. Evolution des solides dissous totaux (SDT)

Les mesures du SDT montrent comment la biomasse organique est convertie en eau, en sels, en minéraux et autres composants dissous dans les eaux usées, ce qui met en évidence la minéralisation des EU. Le méthane, le dioxyde de carbone et l'eau sont des sous-produits de la

décomposition anaérobie ou aérobie du carbone organique (**Kumari et Chaudhary, 2020**). Le SDT est souvent associé à des mesures de conductivité, de salinité, d'alcalinité et de dureté (**Selvaraj et Joseph, 2009**). Selon les résultats obtenus (Figure II.5), la concentration moyenne de SDT dans l'eau brute était de $2679,23 \pm 167,75$ mg/l, à la sortie des VFCWs a varié entre $5124,03 \pm 2,26$, $5676,78 \pm 2,32$ et $4677 \pm 2,16$ mg/l pour TRH=3 jours, $5476,79 \pm 1,54$, $7675,55 \pm 2,48$ et $6876,81 \pm 2,1$ mg/l pour TRH=7 jours. Les valeurs enregistrées sont généralement élevées, ce qui montre que les minéraux présents dans les eaux usées sont abondants.

Des relevés de SDT plus élevés suggèrent qu'un pourcentage plus important d'eaux souterraines non potable est utilisé par les usages (**Munavalli, 2020**), ce qui est le cas pour la région de Biskra. Il convient de noter que les valeurs de solides dissous dans les eaux usées sont inacceptables pour l'irrigation des cultures au regard des normes de qualité de l'eau d'irrigation (**JORA, 2012**). L'évaporation augmente la salinité et les concentrations de matières en suspension en raison de la fonte des particules en suspension à des températures élevées (**Rhoades et al., 1999**).

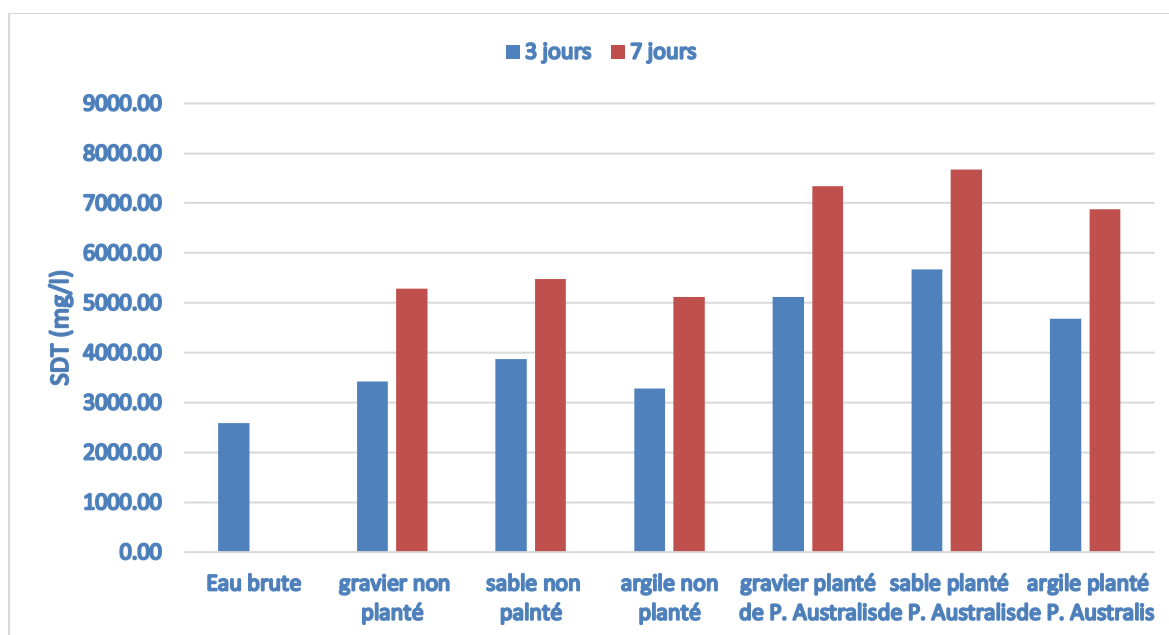


Figure II.5. SDT dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.6. Evolution de la matière en suspension (MES)

La concentration moyenne de MES dans l'eau brute était de $274,33 \pm 11,83$ mg/l, qui a diminué de manière significative ($P > 0,0001$) pour atteindre des concentrations moyennes de $181,78 \pm 1,87$, $152,82 \pm 1,62$, $164,59 \pm 1,38$, $138,27 \pm 1,15$, $356,11 \pm 1,88$, et $334,09 \pm 1,78$ mg/l

pour TRH=3 jours, $81,86 \pm 3,51$, $45,67 \pm 01,26$, $66,18 \pm 00,33$, $36,56 \pm 00,81$, $506,56 \pm 8,57$, et $465,67 \pm 9,58$ mg/l pour TRH=7 jours dans les filtres de gravier, de sable, et d'argile nus et plantés, respectivement (Figure II.6).

Les concentrations de MES étaient élevées dans les échantillons provenant de bassins à substrat argileux en raison de la rétention des particules par l'argile à cause de faible porosité des grains de sol de ce dernier.

Dans le système non planté de gravier et de sable, les efficacités d'élimination des MES étaient de 70,07 et 81,92% (Figure II.6). Les systèmes plantés de gravier et de sable ont eu une élimination moyenne des MES de 83,3 et 86,63 %, respectivement. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus par **(Mimeche, et al., 2014)**, **(Abdelhakeem et al., 2016)** et **(Zorai et al., 2022)**. En outre, selon les conclusions de **Sirianuntapiboon & Jitvimolnimit, (2007)** et **Marín-Muñiz et al., (2020)**, il n'y a pas de différences appréciables entre les systèmes plantés et non plantés ($P > 0,0001$). En outre, la convergence des valeurs d'élimination des MES dans les cellules non plantées et plantées est due à l'interception, à la filtration et à la décantation, qui représentent les processus d'élimination des MES **(Ciria et al., 2005)**. Les traitements de la zone racinaire sont considérés comme la première étape de l'élimination des matières en suspension dans les VFCWs au cours de l'écoulement. Les changements de température ne sont pas influencés par l'élimination des MES **(Kadlec & Wallace, 2009 ; García- Avila et al., 2019)**.

Ce dernier résultat est inférieur à celui d'autres études. **Al-Saad et al., (2021)** ont indiqué que l'efficacité de l'élimination des MES était d'environ 97%. En outre, **Bensmina-Mimeche et al., (2013)** ont signalé une efficacité d'élimination des MES d'environ 95%. Selon **Zhang et al., (2019)**, les deux principales procédures d'élimination des MES sont la sédimentation et la filtration. Sauf lorsqu'une quantité importante de la charge de MES est organique, la majeure partie de l'élimination des MES est réalisée par décantation physique et filtration, ce qui est généralement indépendant de l'activité métabolique microbienne. La biomasse enracinée des systèmes végétalisés contribue aux processus de décomposition microbienne qui fournissent un traitement supplémentaire pour la fraction organique de la charge de MES **(Karathanasis et al., 2003)**.

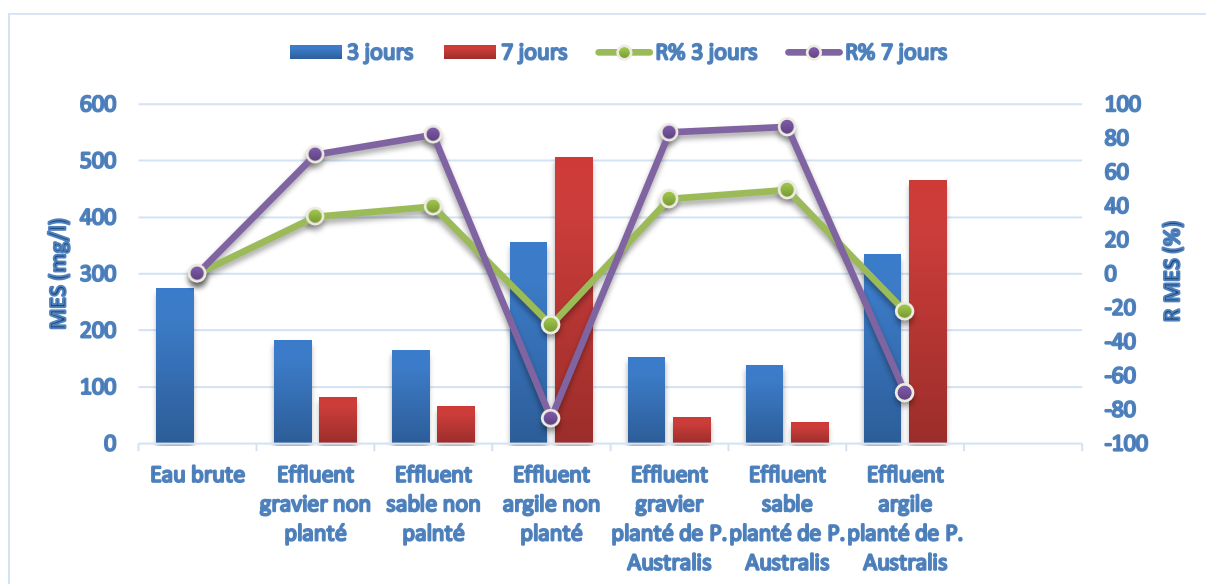


Figure II.6. Concentration et R% de MES dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.7. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

La concentration en DCO de l'eau brute était de $314,69 \pm 26,35$ mg/l. Selon la Figure II.7, les concentrations moyennes des eaux traitées pour les filtres à gravier, à sable, et à argile nus et plantés étaient $169,44 \pm 0,00$, $142,31 \pm 3,35$, $145,73 \pm 1,38$, et $133,85 \pm 3,39$, $179,83 \pm 1,36$, $152,72 \pm 1,85$ mg/l pour TRH=3 jours, $105,47 \pm 5,20$, $70,96 \pm 2,42$, $83,50 \pm 1,63$, et $44,68 \pm 1,05$, $112,78 \pm 1,36$, et $90,82 \pm 1,27$ mg/l pour TRH=7 jours, respectivement. Les résultats obtenus pendant le fonctionnement des VFCWs ont montré des niveaux élevés d'élimination de la DCO dans les cellules plantées et non plantées (Tableau II.3). Les efficacités d'élimination de la DCO différaient significativement ($P < 0,0001$) entre les types de substrats plantés et le contrôle non planté dans les deux TRH. Le résultat est similaire à celui obtenu par **Abdelhakeem et al. (2016)**.

Les efficacités d'élimination les plus élevées enregistrées pour la DCO étaient à TRH=7 jours pour le gravier nu, le sable nu, l'argile nu, et les cellules de gravier planté, de sable planté, et de l'argile planté étaient 66,49, 73,47, 64,16, 77,45, 85,8, et 71,14%, respectivement (Figure II.7). Ce résultat est comparable à l'élimination de la DCO 85% enregistrée par **He et al. (2002)**, 88% par **Abou-Elela et al., (2012)** en Egypte, et 80% par **Kabboura et al., (2022)**. La matière organique diminue avec l'allongement du TRH (**Wang et al., 2018 ; Rani & Pohekar, 2021**), où la dégradation microbienne joue un rôle significatif dans la dégradation de la DCO (**Xu et Cui. 2019**). En outre, la matière organique se décompose plus rapidement à des températures plus élevées (**Conant et al., 2011 ; Sierra et al., 2015**). Il y avait une

convergence significative dans les pourcentages moyens de diminution de la DCO. Dans le contrôle non planté, la matière organique déposée est rapidement éliminée par sédimentation et filtration, ce qui conduit à une élimination de la DCO supérieure à la biodégradabilité ; dans les filtres plantés, les composés organiques sont décomposés par des micro-organismes hétérogènes en états aérobies et anaérobies en fonction de la concentration d'oxygène (**Aslam et al., 2007**). De toute évidence, l'apport d'oxygène a augmenté en même temps que l'oxygène, favorisant progressivement l'efficacité de l'élimination de la DCO (**Vymazal & Kröpfelová, 2009 ; Tanveer & Sun, 2012**). La transformation de la DCO est essentiellement affectée par les micro-organismes dont la présence et l'activité sont assurées par la présence et les processus médiés par les plantes des zones humides (**Barco & Borin, 2017 ; Bruch et al., 2014**). De plus, les plantes absorbent très bien les matières organiques. Il est donc judicieux de se baser sur l'existence d'une espèce végétale particulière dans les zones humides destinées à l'élimination de la matière organique. D'après nos observations, le traitement à base de *Phragmites australis* a été le plus efficace pour abaisser les niveaux de DCO dans la région de Biskra.

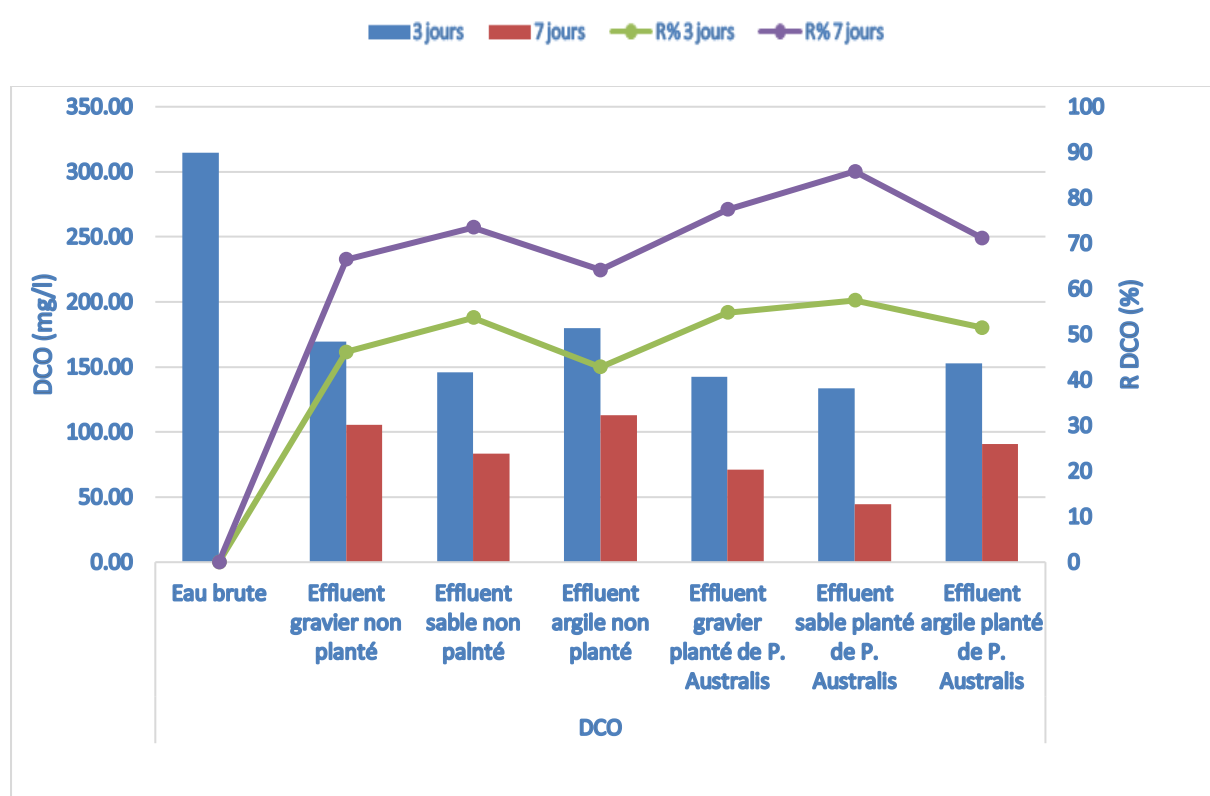


Figure II.7. Concentration et R(%) de DCO dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

Tableau II.3. Efficacité d'élimination de la pollution (%).

Paramètres	Gravier planté3(%)	Gravier palnté7(%)	Sable planté3(%)	Sable planté7(%)	Argile planté3(%)	Argile planté7(%)	Gravier non planté3(%)	Gravier non planté7(%)	Sable non planté3(%)	Sable non palnté7(%)	Argile non planté3(%)	Argile non planté7(%)
MES	44,12	83,30	49,44	86,63	-22,15	-70,26	33,54	70,07	39,82	81,92	-30,2	-85,21
DCO	54,78	77,45	57,47	85,80	51,47	71,14	46,16	66,49	53,69	73,47	42,85	64,16
DBO ₅	58,66	84,38	63,45	89,59	44,73	75,23	43,58	73,77	54,86	79,86	39,9	69,03
NH ₄ ⁺	67,79	93,55	76,96	95,43	53,98	89,63	62,66	65,95	69,85	74,65	41,81	58,62
NO ₂ ⁻	39,49	68,64	43,81	74,45	23,50	66,26	27,32	23,06	33,02	39,27	8,9	34,62
NO ₃ ⁻	-27,41	-454,95	-16,99	-326,07	-187,86	-523,70	-141,34	-669,41	-111,89	-533,56	-202,64	-781,26
PO ₄ ⁻³	25,97	80,59	35,68	77,64	12,25	72,56	14,61	59,70	24,25	45,12	6,84	32,36

II.3.1.8. Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Des réductions plus significatives ont été observées pour la DBO₅. La concentration moyenne de DBO₅ dans l'eau brute était de 233,39±15,02 mg/l, et les concentrations moyennes de DBO₅ dans l'eau traitée pour les filtres à gravier, à sable, et à argile nus et plantés étaient de 131,68±2,10, 96,49±0,68, 105,35±9,02, 85,30±1,02, 140,28±2,61, et 129,92±2,40 mg/l pour TRH=3 jours, 61,21±02,18, 36,46±01,05, 47,00±01,62, 24,3±01,34, 72,28±1,66, et 57,84±1,01 mg/l pour TRH=7 jours, respectivement (Tableau II.2 et Figure II.8). Ceci pourrait être le résultat de plantes imitant les assemblages microbiens, la végétation des zones humides et les sols qui traitent naturellement l'eau pour améliorer sa qualité. La charge organique est éliminée par simple filtration en plus des processus biologiques grâce à la flore bactérienne et à un taux d'élimination de la DBO de 95%. Ces résultats indiquent que l'élimination des composés organiques exprimés par la DBO₅ se fait sans intervention végétale et par des processus physiques et de décomposition microbienne (De Lille et al., 2020).

Ce résultat démontre la capacité de cette méthode de traitement à éliminer les matières organiques des effluents d'EU. 90% de la DBO₅ a été éliminée dans les systèmes de filtration sur sable grossier/fin et les filtres à sable intermittents, selon Mottier et al., (2000), Bali et al., (2010) et Laaksonen et al., (2017). Les résultats ont démontré que le bassin à substrat

planté et le contrôle non planté aux deux TRH avaient des capacités d'élimination de la DBO₅ significativement différentes ($P < 0,0001$). Selon les performances, l'efficacité globale d'élimination était la suivante : sable planté (89,59%), sable nu (79,86%), gravier planté (84,38%), gravier nu (73,77%), argile planté (75,23%), et argile nu (69,03%) . Ces résultats sont confirmés par **Vera et al., (2013)** ; **García-Avila et al., (2019)** ; **Al-Saad et al., (2021)** ; **Qomariyah et al., (2022)**.

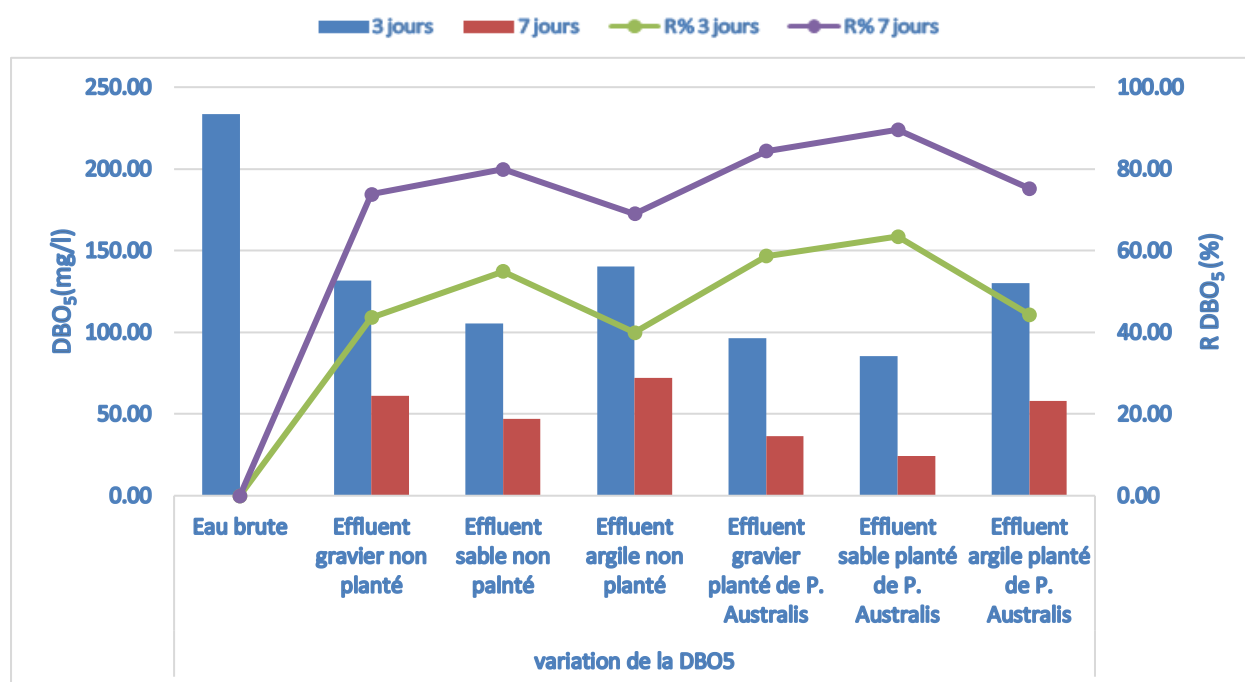


Figure II.8. Concentration et R (%) de DBO₅ dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.9. Evolution de l'azote ammoniacal (NH₄⁺)

La Figure II.9 montre que les trois cellules plantées ont réussi à éliminer le NH₄⁺. Le filtre à sable planté a atteint une efficacité d'élimination moyenne de 95,43 %, soit son niveau le plus élevé. Dans l'unité de gravier planté, l'efficacité moyenne d'élimination a atteint 93,55%. Dans l'unité d'argile planté, l'efficacité moyenne d'élimination a atteint 89,63%. L'élimination est adéquate et est supérieure à celle rapportée par d'autres auteurs : **Tang et al., (2023)** ; **Al-Saad et al., (2021)** ; **García-Avila et al., (2019)** ; **Abdelhakeem et al., (2016)**. L'élimination du NH₄⁺ a montré une différence significative entre les types de substrats plantés et le contrôle non planté ($P < 0,0001$), alors qu'il n'y avait pas de différence entre les deux TRH ($P > 0,0001$). Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par **Abdelhakeem et al., (2016)** ; **Bohorquez et al., (2017)** ; **Barco & Borin, (2017)** ; **Guerrouf & Seghairi, (2022)**. La nitrification élevée est due aux conditions aérobies fournies par les VFCWs (une conception

qui permet la disponibilité de l'oxygène) (Vymazal, 2007 ; Stefanakis et al., 2014 ; Vymazal et Kropfelova, 2015 ; Fernandez et al., 2020).

La nitrification est définie comme l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrate, le nitrite étant un intermédiaire dans la séquence de réaction (Norio et al., 2011). La nitrification est le principal mécanisme de transformation et d'élimination de l'ammoniac par rapport à d'autres mécanismes (Alexandros et al., 2014 ; Mar-yam, 2014). Ce dernier est un processus aérobie mis en œuvre par une action bactérienne hétérotrophe nitrifiante (Nitrosomonas et Nitrobacter) (Mar-yam, 2014). Les taux élevés de réduction de l'ammonium dus à la nitrification par les bactéries nitrifiées attachées au substrat et à la racine (Tanveer, 2020).

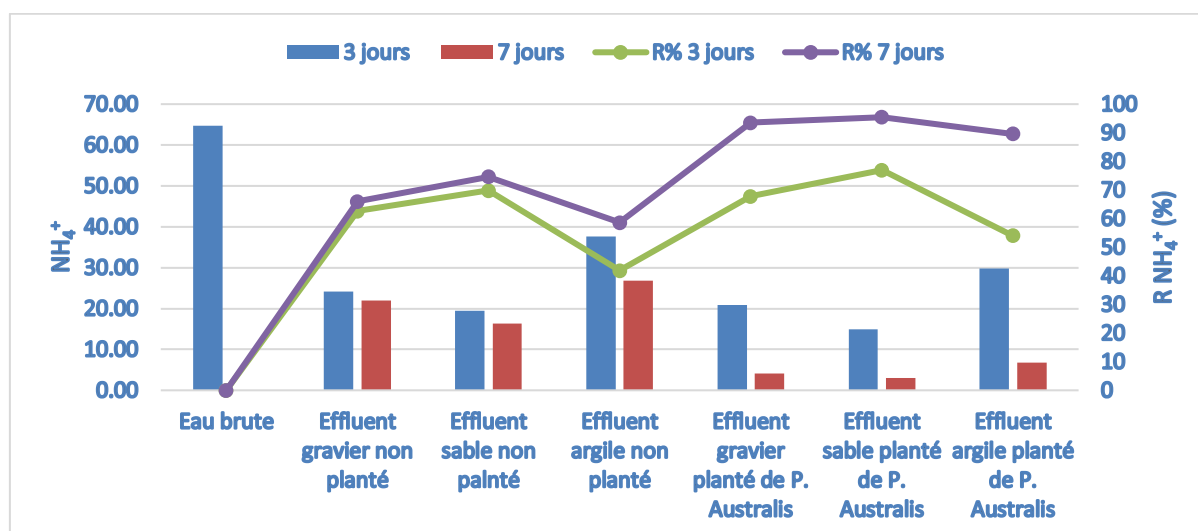


Figure II.9. Concentration et R (%) de NH_4^+ , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.10. Evolution de l'azote des nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-)

Les résultats obtenus montrent l'existence d'une nitrification dans les VFCWs plantés, ce qui est confirmé par la diminution des concentrations en NH_4^+ et l'élimination du NO_2^- dans le système : gravier planté (68,64%) et sable planté (74,45%), argile planté (66,26%) pour TRH=7 jours (Figure II.9 et II.10), et par l'augmentation de la concentration de NO_3^- dans l'EU brute de 18,18 à 29,75, 20,43, 27,34, 19,57, 24,77, et 23,56 mg/l dans les filtres de gravier, de sable, et d'argile nus et plantés, respectivement. La concentration de NO_3^- à la sortie du système planté et non planté a augmenté (Figure II.11).

La VFCWensemencée avec les trois substrats a légèrement augmenté, produisant des pourcentages d'élimination négatifs. Ceci reflète l'existence de conditions favorables à la nitrification. Ces faibles résultats pour l'élimination des NO_3^- reflètent l'absence de conditions favorables à leur élimination par la zone humide bien aérée de la VFCW. Les nitrates sont

éliminés en les réduisant en azote gazeux grâce au processus de dénitrification. Ce processus se produit dans une substance organique disponible uniquement dans des conditions anaérobies et anoxiques, où l'azote est utilisé comme accepteur d'électrons à la place de l'oxygène (**Abdelhakeem et al., 2016 ; Kyambadde et al., 2004**). Les conditions anaérobies nécessaires pour initier la réduction du NO_3^- ne sont pas remplies dans les VFCWs. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par **Vymazal, (2010) et Stefanakis et al., (2014)**, qui ont constaté que les VFCWs éliminent efficacement l'ammoniac, mais que la dénitrification est très limitée. La VFCW offre des besoins raisonnables en oxygène pour la nitrification du NH_4^+ mais des conditions défavorables pour la dénitrification du NO_3^- . Les zones humides inondées en permanence ont des taux de dénitrification plus élevés (**Hernandez & Mitsch, 2007**), de sorte que le processus de dénitrification est faible dans la VFCW. L'absence de dénitrification est le principal obstacle qui empêche les VFCWs de parvenir à une élimination plus importante de l'azote (**Abdelhakeem et al., 2016**). Des efficacités négatives ont été enregistrées dans l'élimination du NO_3^- . **Tsihrintzis, (2017)** l'a également signalé. L'augmentation des niveaux de NO_3^- indique la nitrification de l'ammonium en nitrate, qui pourrait être favorisée par les concentrations plus faibles de matière organique et la croissance plus remarquable des bactéries autotrophes (nitrifiantes) qui en découle.

Les niveaux élevés de nitrates dans les filtres montrent qu'il y a une bonne nitrification dans les systèmes (**Abissy et Mandi, 1999**) (transformation de l'ammonium en nitrate) (**Vymazal, 2008 ; Alexandros et al., 2014 ; Okurut, 2000 ; Vymazal, 2006 ; Brian, 2003**). Le filtre à sable planté a une efficacité d'élimination plus élevée, ce qui indique la capacité du filtre à convertir les nitrites en nitrates et donc à éliminer les nitrites. L'absorption de l'ammoniac et du nitrate par les macrophytes convertit les formes d'azote inorganique en composés organiques qui servent d'éléments constitutifs aux cellules et aux tissus (**Lee et al., 2009**).

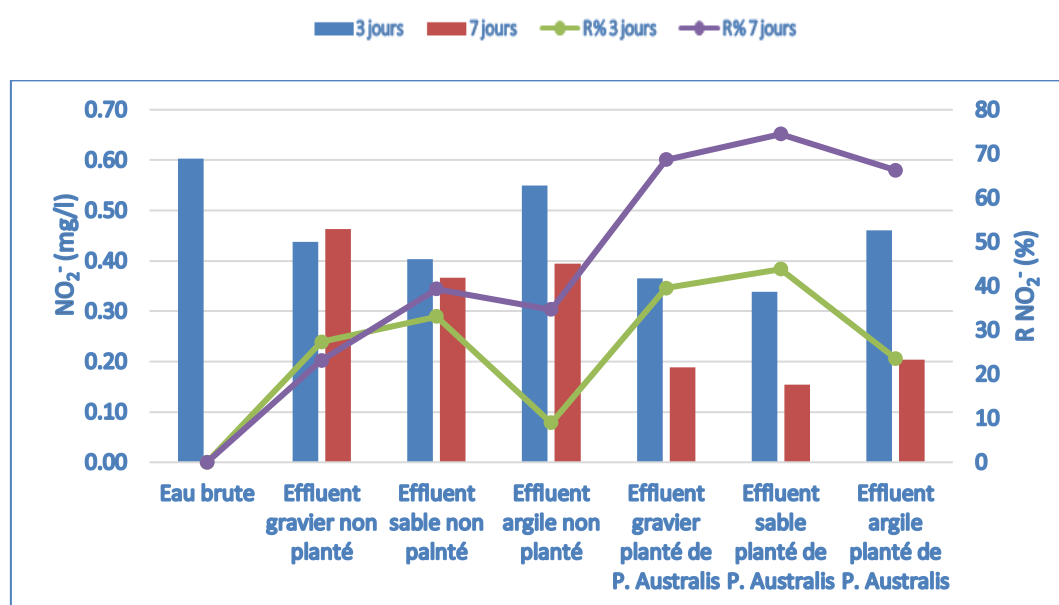


Figure II.10. Concentration et R (%) de NO_2^- , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

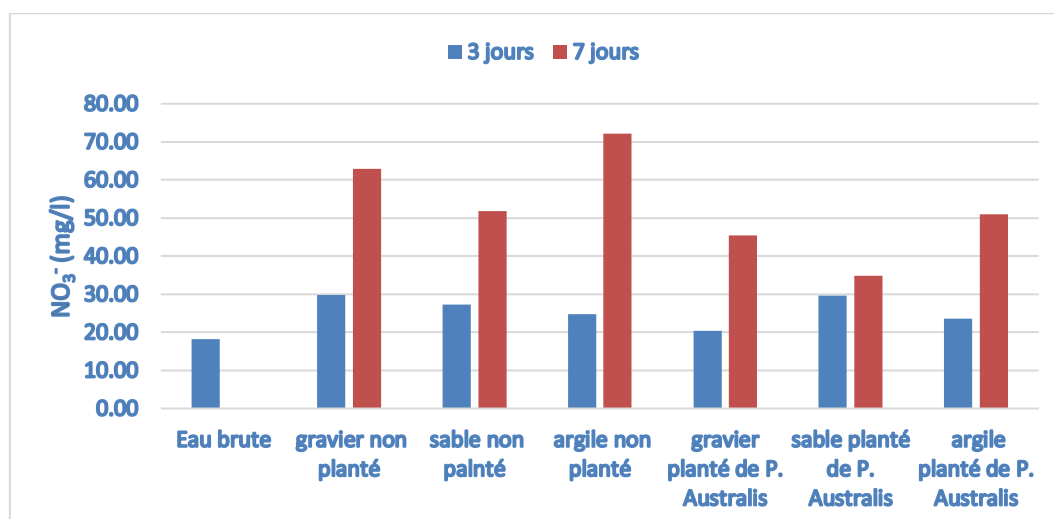


Figure II.11. Concentration de NO_3^- , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P.Australis.

II.3.1.11. Evolution des matières phosphorées

La variation de PO_4^{3-} est décrite dans la Figure II.12. Une diminution de la concentration de PO_4^{3-} de $14,17 \pm 0,31$ mg/l pour l'entrée à $12,10 \pm 1,13$, $10,49 \pm 0,52$, $10,73 \pm 0,21$, et $9,11 \pm 0,58$, $13,20 \pm 0,50$, et $12,43 \pm 1,20$ mg/l, pour TRH= 3 jours, $5,71 \pm 0,63$, $2,75 \pm 0,19$, $7,78 \pm 0,23$, $3,17 \pm 0,01$, $9,58 \pm 0,37$, et $3,89 \pm 0,24$ mg/l pour TRH= 7 jours pour les filtres de gravier, de sable, et de l'argile nus et plantés, respectivement. Le rendement d'épuration dans les bassins de gravier, de sable, et d'argile cultivés enregistré à TRH= 7 jours était de 80,59%, 77,64%, et 72,56% respectivement, et 59,70%, 45,11%, et 32,36% dans le contrôle de gravier, de sable,

et d'argile (Figure II.12). Le même résultat a été rapporté par **Tang et al., (2023)** ; **Fai et al., (2021)**. L'analyse statistique a montré qu'il y avait une différence significative entre les substrats de gravier, de sable, et d'argile lorsque les eaux usées étaient traitées avec les deux TRH.

Les résultats des VFCWs plantées et du contrôle non planté ont été confirmés par **Zhang et al., (2007)** ; **García-Valero et al., (2020)**. Des concentrations élevées d'oxydes de calcium dans les graviers induisent la sorption et/ou la précipitation des ions orthophosphates avec les ions calcium à la surface des graviers (**Ann et al., 2000**). La présence d'oxalates d'aluminium et de fer dans les graviers affecte également la réduction de l'orthophosphate (**Kumar et al., 2010**). Selon **Arias et al., (2001)**, l'adsorption est le principal mécanisme d'élimination du PO_4^{3-} dans les filtres à sable.

Le substrat constitue le principal composant du stockage du phosphore et joue un rôle crucial dans la rétention globale du phosphore dans les CWs. Plusieurs études ont rapporté que le substrat représente plus de 50 % de l'élimination du phosphore, par rapport à d'autres composants tels que l'eau, les plantes vivaces et les macrophytes (**Lai, 2014** ; **Wang et al., 2018**). Bien qu'il s'agisse d'une très petite quantité, l'absorption par le gravier dans le filtre pour la cellule non plantée (**Molle, 2003** ; **Sim, 2003**) et l'interaction des bactéries et des plantes (**Quan et al., 2016**) sont les causes de la diminution de PO_4^{3-} dans l'eau traitée pour toutes les unités (**Lantzke et al., 1998**).

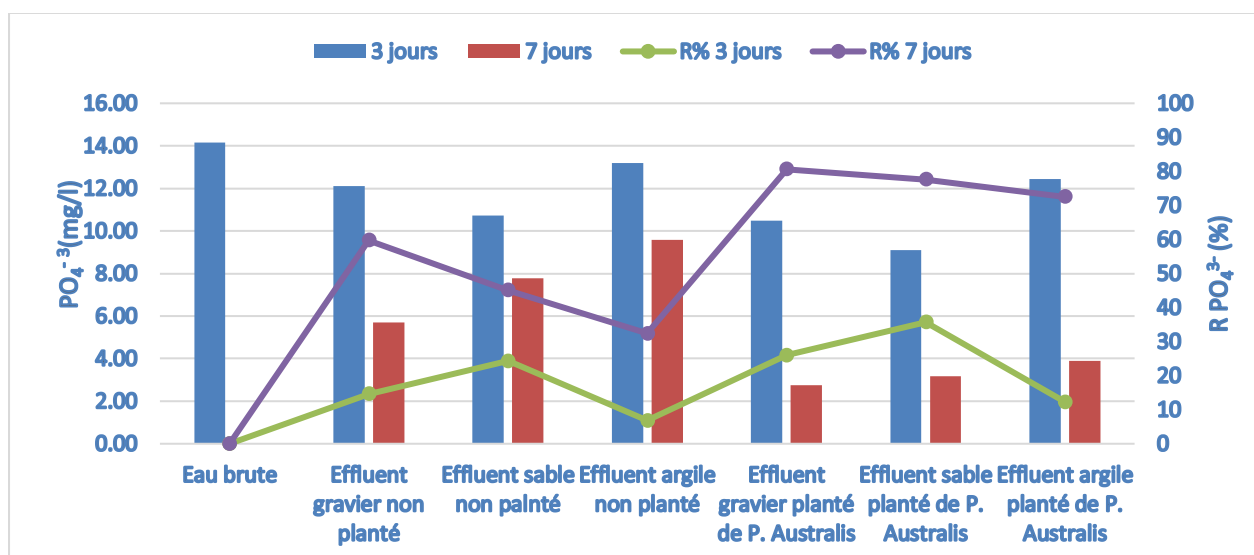


Figure II.12. Concentration et R (%) de PO_4^{3-} , dans l'eau brute, les substrats non plantés, et les substrats plantés avec P. Australis.

D'après les analyses des résultats présentés, et malgré la variation dans l'élimination des polluants par chaque type de substrat, on peut considérer que les filtres remplis de sable et ceux remplis de gravier sont les plus rentables pour traiter les eaux usées urbaines de la région de Biskra vue les avantages qu'ils ont présentés. Mais le sable est plus efficace spécialement dans l'élimination de la matière organique, de l'ammonium, des nitrites et des orthophosphates par rapport aux filtres remplis de gravier.

Pour la deuxième partie du travail et suite à ce qui a été exposé, on a choisi les filtres remplis du sable pour améliorer leur rendement par un ajout du charbon actif aux pilotes expérimentales.

II.4. Performance de la combinaison du sable avec le charbon actif pour améliorer l'efficacité des CWs

II.4.1. Evolution du pH

Dans l'absorption des nutriments à partir de solutions aqueuses, le pH est un paramètre crucial car il détermine la charge de surface de l'adsorbant, le degré d'ionisation et la spéciation de l'adsorbat dans le milieu aqueux **El-Ashtoukhy et al. (2008)**. Le pH initial de l'eau brute était de 7,56. Après passage des eaux usées dans les lits des zones humides où le pH a augmenté à 7,81 et 7,95 dans T5 et T6, respectivement (Tableau II.4). Le pH élevé et le caractère extrêmement alcalin du charbon actif, dû à la teneur en cendres, peuvent expliquer l'augmentation du pH dans la zone humide T6. Les fourchettes de pH signalées pour les six zones humides se situent dans la fourchette conseillée pour la présence de nombreuses bactéries de traitement, de dénitrifiants et de nitrifiants ($4,0 < \text{pH} < 9,5$).

En outre, les concentrations environnementales élevées d'hydroxydes, de carbonates, de bicarbonates, de sulfates, d'ammoniac et d'autres ions provenant de la digestion de la matière organique peuvent également être tenues pour responsables de la modification du pH (**Kadlec & Wallace, 2008**). Cela s'explique par la présence de macrophytes et de charbon actif dans la CW. Ces résultats sont comparables à ceux de **Sheridan et al., (2013)**, qui ont constaté que le charbon actif augmentait le pH d'un drainage minier acide traité avec du CW. Selon **Mahmood et al., (2005)**, la libération d'ions hydrogène ou l'absorption de nutriments entraîne une diminution.

II.4.2. Evolution des solides en suspension

La concentration moyenne et le pourcentage de solides en suspension éliminés sont indiqués dans le Tableau II.3 et la Figure II.13. L'élimination des solides en suspension était en moyenne de 88,44% pour la combinaison de 10% charbon actif. Cependant, aucune différence

notable n'a été constatée dans les performances des zones humides plantées et non plantées avec l'existence du charbon actif. En outre, l'élimination des particules en suspension peut être expliquée comme une simple action de filtrage mécanique. Cependant, dans les zones humides en fonctionnement, la décomposition microbienne de la partie organique des solides en suspension est un processus d'élimination beaucoup plus lent, comme l'ont démontré **Riyanti et al., (2024)**.

II.4.3. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

Pour toutes les unités, la DCO a montré la plus grande efficacité d'élimination de tous les constituants. Des taux d'élimination plus élevés ont été observés dans les zones humides T6 (91,3%), comprenant 10% de charbon actif+planté, par rapport à la zone humide T5 (81,5%) comprenant 10% de charbon actif+non planté (Figure II.13).

Outre l'adsorption, d'autres mécanismes contribuent à la diminution de la DCO, notamment l'oxydation, la précipitation et la digestion anaérobie (**Kadlec & Wallace, 2008**), en ce qui concerne la DCO (matière organique). L'efficacité d'élimination de la DCO n'était pas significativement différente ($P > 0,0001$) entre les cellules plantées et non plantées. Les mêmes résultats ont été enregistrés par **Qiu et al., (2011)** ; **Perdana et al., (2018)** ; **Zhang et al., (2023)** ; **Chand et al., (2022)**. La matière organique responsable de la DCO est dégradée par des bactéries hétérotrophes présentes dans le biofilm microbien. Ces bactéries utilisent la matière organique comme source de carbone et d'énergie, réduisant ainsi la DCO. Le charbon actif, grâce à ses micro/mésopores, favorise la fixation et la croissance de ces micro-organismes. La DCO est également réduite par adsorption sur la surface spécifique élevée du charbon actif. Les composés organiques sont piégés dans les pores du matériau, diminuant leur concentration dans l'eau. La filtration permet de retenir les particules organiques responsables de la DCO. En piégeant ces matières en suspension, elle empêche leur dégradation ultérieure en composés dissous qui augmenteraient la DCO.

Tableau II.4. Statistiques globales des paramètres dans l'influent et l'effluent dans chaque wetland.

Paramètre de l'eau usée brute		Paramètre des eaux usées traitées					
		T1	T2	T3	T4	T5	T6
pH							
Moyenne	7,56	7,36	7,38	7,6	7,72	7,65	7,84
Ecart type	0,23	0,14	0,14	0,11	0,09	0,13	0,12
Minimum	7,39	7,26	7,24	7,45	7,54	7,54	7,5
Maximum	7,59	7,37	7,49	7,83	7,9	7,81	7,95
MES(mg/l)							
Moyenne	283,76	138,18	164,56	54,98	45,44	39,02	32,78
Ecart type	12,04	1,45	3,45	3,02	1,67	1,25	1,32
Minimum	269,78	133,89	149,87	42,6	30,24	29,92	27,89
Maximum	291,67	144,76	171,3	65,72	57,9	42,7	35,1
DCO(mg/l)							
Moyenne	320,98	142,31	133,85	83,5	70,96	59,43	43,68
Ecart type	22,54	7,89	4,85	5,89	7,98	4,55	4,56
Minimum	309,78	135,23	129,19	80,19	67,23	56,57	35,89
Maximum	335,4	148,92	134,7	87,1	74,5	63,98	52,7
DBO ₅ (mg/l)							
Moyenne	239,68	85,3	79,36	47	36,46	30,19	26,3
Ecart type	11,84	0,68	1,02	2,1	9,02	1,39	1,3
Minimum	198,32	82,87	67,58	40,23	34,21	28,4	23,5
Maximum	249,67	89,3	82,1	58,32	38,79	32,34	27,9
NH ₄ ⁺ (mg/l)							
Moyenne	69,13	19,26	14,4	4,78	3,12	4,17	2,96
Ecart type	0,49	0,4	0,5	0,4	0,4	0,41	0,4
Minimum	65,87	17,57	11,09	3,36	2,07	3,91	1,91
Maximum	72,09	22,1	18,2	6,61	5	6,75	3,13
NO ₂ ⁻ (mg/l)							
Moyenne	0,6	0,45	0,37	0,35	0,19	0,29	0,15
Ecart type	0	0	0	0	0	0	0
Minimum	0,56	0,42	0,34	0,32	0,16	0,26	0,11
Maximum	0,71	0,49	0,39	0,36	0,2	0,3	0,19
NO ₃ ⁻ (mg/l)							
Moyenne	18,18	21,34	25,57	21,99	24,8	21,68	22,1
Ecart type	0,53	3,1	0,56	1,88	0,92	1,67	1,56
Minimum	16,04	19,24	22,23	29,1	22,07	29,25	30,27
Maximum	20,67	23,99	28,16	23,71	27,1	23,74	25
PO ₄ ⁻³ (mg/l)							
Moyenne	16,16	10,71	9,11	7,9	5,8	6,1	3,17
Ecart type	0,31	0,52	0,58	1,13	0,21	0,14	1,15
Minimum	14,8	8,89	7,14	5,71	3,01	4,09	1,25
Maximum	18,73	13,09	12,27	9,18	7,57	8,56	5,98

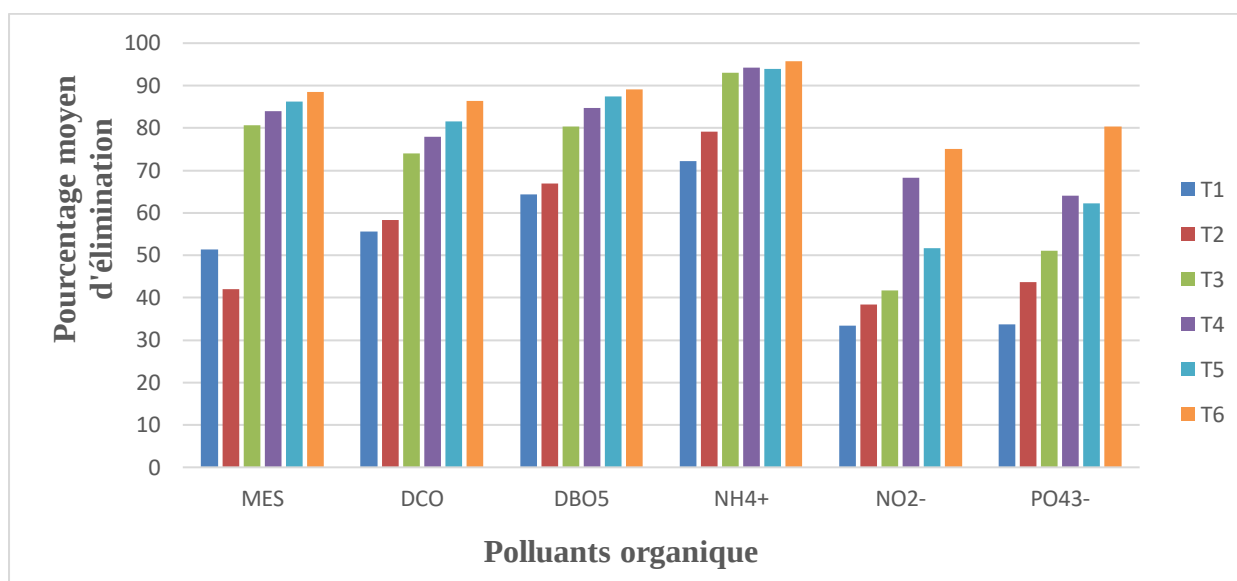


Figure II.13. Pourcentage moyen d'élimination des polluants dans toutes les zones humides.

II.4.4. Evolution de la Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La plus forte réduction de DBO₅ 88,2%, a été obtenue dans une combinaison de 10% charbon actif (T6), tandis que la plus faible, 51,3%, a été enregistrée dans le filtre contenant uniquement du sable (T1). Ce dernier résultat est inférieur à celui d'autres études (**Feng et al., 2024**) qui ont rapporté que l'efficacité d'élimination de la DBO₅ était d'environ 95,78%. Lors de l'élimination de la matière organique, le mélange de 10% de charbon actif a donné de meilleurs résultats que les autres. Le charbon actif semble augmenter l'efficacité de l'élimination de la pollution. Un mécanisme essentiel de l'élimination de la DBO dans le charbon actif est la minéralisation biologique du carbone, comme l'ont montré **Polster & Trois, (2007)**. Selon leurs conclusions, les communautés microbiennes peuvent recevoir un substrat grâce au charbon de carbone organique et à l'activité respiratoire potentielle élevée des biofilms, ce qui augmentera leur capacité enzymatique à décomposer les eaux usées. La DBO₅ est éliminée des CWs par sédimentation et dégradation biologique. La DBO₅ est principalement réduite par l'activité bactérienne, à la fois anaérobie et aérobie, qui produit et libère des gaz à effet de serre dans l'atmosphère (**Mander et al., 2014**) ; en outre, la matière organique particulaire est filtrée et sédimentée (**Vymazal & Kropfelova, 2009**).

II.4.5. Evolution d'ammonium (NH₄⁺)

Adsorption de l'ammonium, nitrification, absorption par les plantes et volatilisation sont les processus qui éliminent l'azote des eaux usées. L'élimination de l'ammoniac peut probablement résulter de l'action combinée de l'adsorption, de la nitrification, de la dénitrification et de la volatilisation (à un degré mineur). La zone humide contenant du

charbon actif a permis d'éliminer 95,71% de l'ammonium dans la zone humide T6, contre 94,21% dans la zone humide T4 (Figure II.13). Par rapport à des recherches antérieures menées dans des conditions d'exploitation comparables, l'étude actuelle était supérieure (**Jing et al., 2001 ; Gao et al., 2014**). En outre, les communautés microbiennes telles que les bactéries oxydant l'ammoniac peuvent se développer dans les conditions de micro-environnement fournies par les trous dans le charbon actif et les particules (**Verhamme et al., 2011**). Il n'y avait pas de différences significatives entre les lits plantés et non plantés dans cette étude ($p > 0,0001$), résultats confirmés par **Li et al. (2018) ; Lin & Ding, (2024) ; Cheng et al., (2024)**. **Limin et al. (2009)** affirment que le NH_4^+ est éliminé par le processus de nitrification, réalisé par des bactéries nitrifiantes présentes dans le biofilm microbien. Ces bactéries transforment successivement le NH_4^+ en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-). Ce processus est favorisé par la présence du charbon actif, qui offre un support poreux idéal pour la croissance des bactéries nitrifiantes. Le NH_4^+ peut être adsorbé sur la surface du charbon actif grâce à des interactions électrostatiques. Ce phénomène réduit temporairement la concentration de NH_4^+ dans l'eau, en attendant qu'il soit biodégradé par les micro-organismes. Bien que la filtration ne joue pas un rôle direct dans l'élimination du NH_4^+ , elle contribue à retenir les particules organiques qui pourraient libérer de l'ammonium lors de leur décomposition. Par conséquent, l'ajout de charbon actif en granulés a amélioré la capacité du sable à éliminer les contaminants. **Li & Digiano, (1983)** affirment que les micro-organismes hébergés à la surface de l'adsorbant ont reçu un substrat de la matière organique qui s'est adsorbée sur la surface particulière du charbon actif. Cela favorise la biodégradation de l'ammonium et des matières organiques dans le milieu poreux. Les caractéristiques de haute porosité et de grande surface du charbon actif ont créé plus de sites d'attachement microbien et amélioré en conséquence l'abondance microbienne, ce qui a entraîné une performance satisfaisante d'élimination de l'azote.

II.4.6. Evolution des nitrite NO_2^- et nitrates NO_3^-

Les résultats obtenus révèlent un processus de nitrification actif au sein des VFCWs plantés, comme le démontre la diminution des concentrations de NH_4^+ et les réductions significatives observées ($p < 0.0001$) des NO_2^- dans la zone humide T5 (51,66%) par rapport à la zone humide T6 (75%) (Figure II.13). Il n'y avait pas de différence significative ($p > 0,0001$) entre la zone humide plantée T6 (75%) et la zone humide non plantée T3 (41,66%). Les VFCWs offrent des besoins raisonnables en oxygène pour la nitrification du NH_4^+ mais des conditions défavorables pour la dénitrification du NO_3^- . La concentration de NO_3^- n'a pas

significativement augmenté de 18,18 à 22,1 mg/L dans la zone humide (T6), ce qui suggère que le carbone organique libéré par le charbon actif a été utilisé pour le processus de dénitrification (Saeed et al., 2012). Ces résultats mettent en évidence que l'ajout de charbon actif peut améliorer de manière notable l'efficacité du traitement du NO_3^- .

II.4.7. Evolution des Orthophosphates

Cette étude démontre une différence significative ($p < 0,0001$) dans le pourcentage d'élimination de l'Orthophosphate entre les zones humides T6 (80,38%) et T4 (64,1%) pour la combinaison de 10% charbon actif et la combinaison de 5% charbon actif respectivement. Résultats confirmés par (Xu et al., 2022) ; (Zhang et al., 2024) ; (Feng et al., 2024), montrant que l'élimination du phosphore inorganique est facilitée par les plantes (Gray et al. 2000 ; Wu et al. 2008). Le substrat est le principal élément impliqué dans le stockage du phosphore et est essentiel à la rétention du phosphore total dans les CWs (Belhadj et al., 2024). L'adsorption est la principale méthode d'élimination du PO_4^{3-} dans les filtres à sable, selon Arias et al., (2001). L'enrichissement du sable en charbon actif semble améliorer la réduction des PO_4^{3-} . La meilleure réduction de PO_4^{3-} a été obtenue en combinant 10 % du charbon actif. Ce résultat peut s'expliquer principalement par le fait que la plus grande surface du charbon actif augmente la capacité d'adsorption du milieu filtrant.

II.5. Effet du TRH sur l'élimination des nutriments

L'effet du temps de rétention hydraulique (TRH) a été étudié à intervalles de 24 heures pendant cinq jours. L'impact de la variation du TRH sur l'élimination des nutriments a été noté pour chacune des six zones humides. Une modification du pH a été observée dans chaque zone humide. Le pH est passé d'une valeur initiale de 7,56 à une valeur finale de 7,84 et 7,72 dans les zones humides T6 et T4, respectivement. Cependant, une lente chute du pH a été observée dans les zones humides T1 et T2 à 7,36 et 7,38, respectivement, lorsque la durée de rétention est passée à 5 jours (Figure II.14). L'augmentation du pH, observée dans les zones humides T4 et T6, est probablement causée par les carbonates et les bicarbonates, qui ajoutent au caractère alcalin du charbon actif.

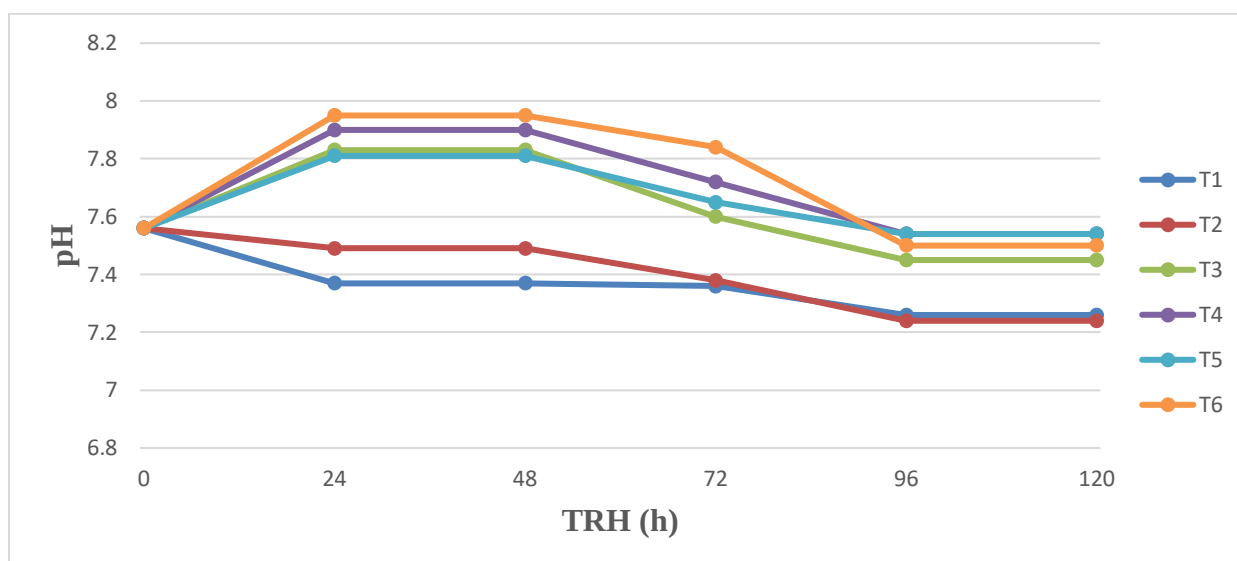


Figure II.14. Effet du temps de rétention hydraulique (HRT) sur le pH.

Une élimination significative des MES a été obtenue en 3 jours dans toutes les zones humides (Figure II.15). On a observé un ralentissement de l'élimination des MES au cours des quatrième et cinquième jours. En outre, l'élimination des MES était plus élevée dans les zones humides T4, T6 et T3, T5 que dans les zones humides T1 et T2 au 3ème jour.

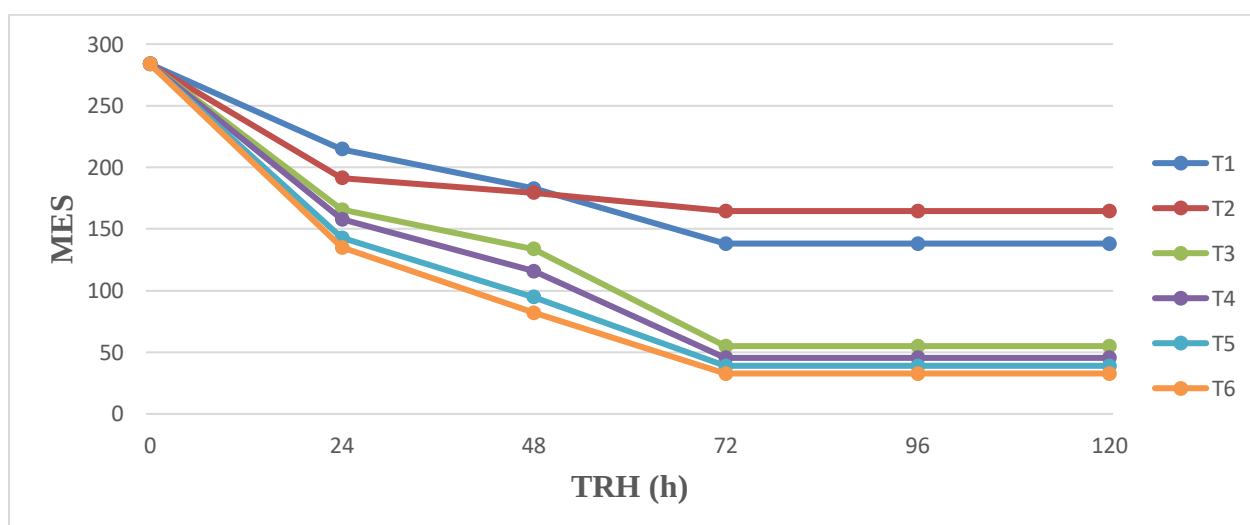


Figure II.15. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la MES.

La concentration en DCO a été réduite de 320,98 mg/l à 35,89 mg/l dans la zone humide T6 et à 67,23 mg/l dans la zone humide T4 le 3ème jour (Figure II.16). Cependant, les zones humides T1 et T2 ont montré une élimination lente de la DCO, et la concentration la plus basse a été observée à 135,23 mg/l et 129,19 mg/l malgré l'augmentation du TRH jusqu'au 5ème jour. La cause principale de la forte élimination de la DCO est l'adsorption, la décantation et les processus de filtrage assistés par le charbon actif.

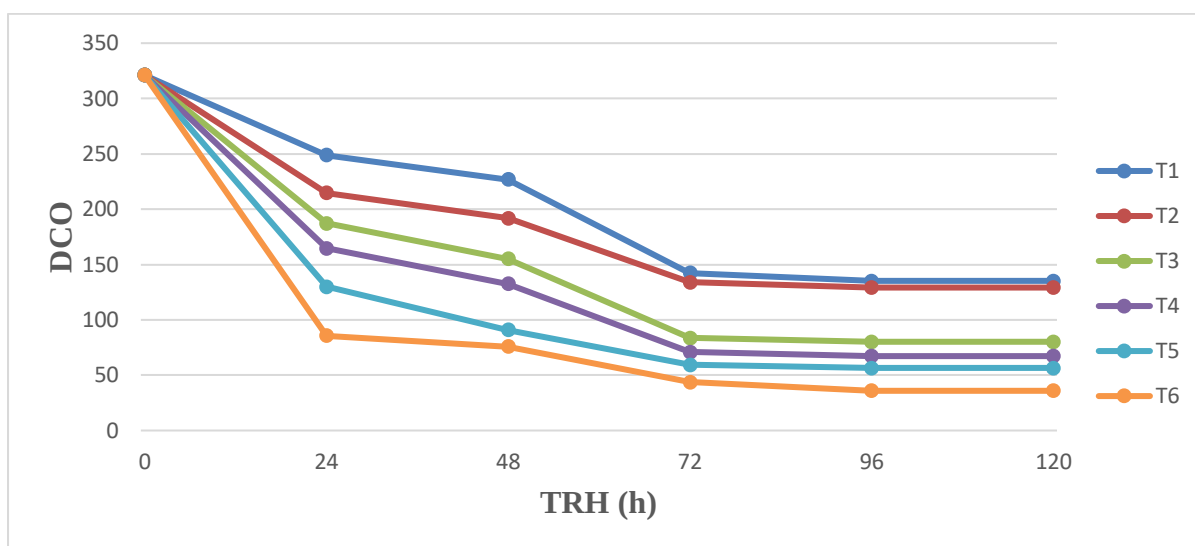


Figure II.16. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la DCO.

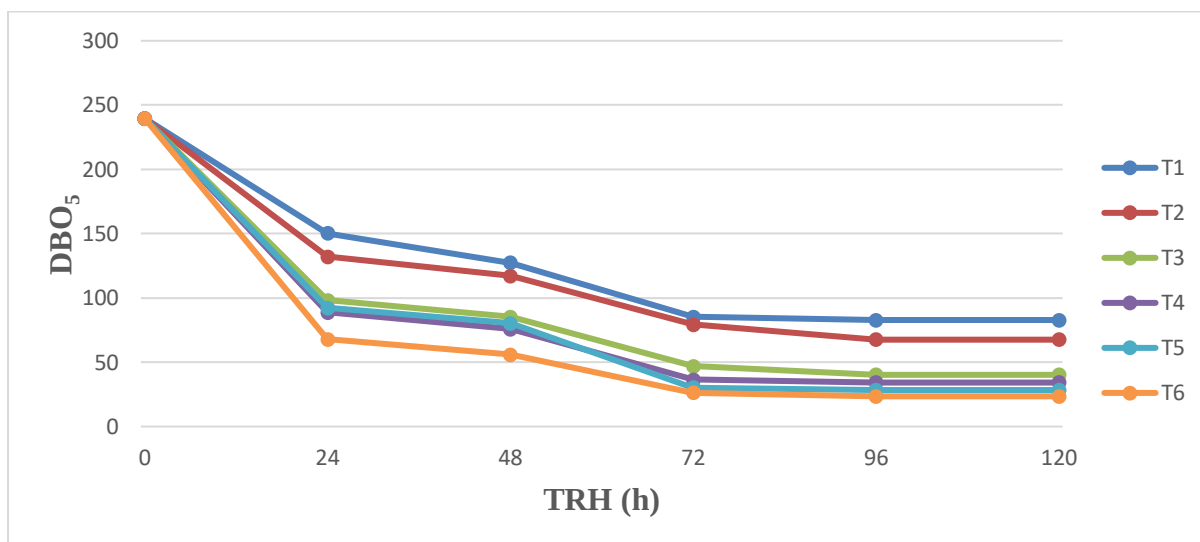


Figure II.17. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de la DBO₅.

Dans le cas de NH_4^+ , la meilleure élimination de NH_4^+ a été obtenue dans les zones humides T6 et T4 au 3ème jour (Figure II.18).

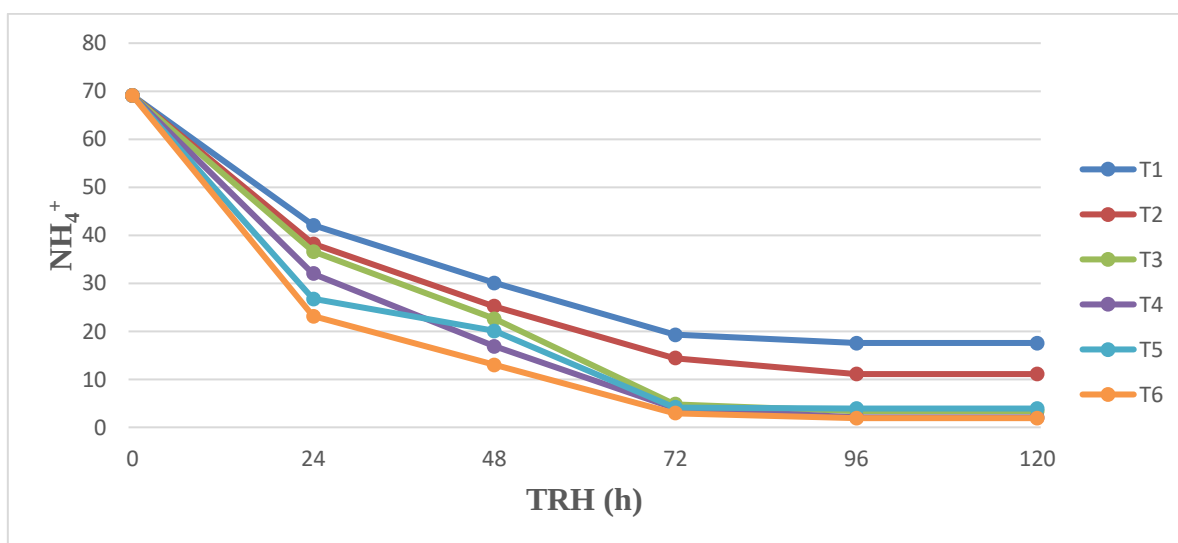


Figure II.18. Effet du temps de rétention hydraulique (HRT) sur l'élimination de NH_4^+ .

Cependant, l'élimination de NO_2^- a ralenti après 3 jours de TRH, suggérant que l'élimination de NO_2^- dans la zone humide était plus lente que l'élimination de NH_4^+ .

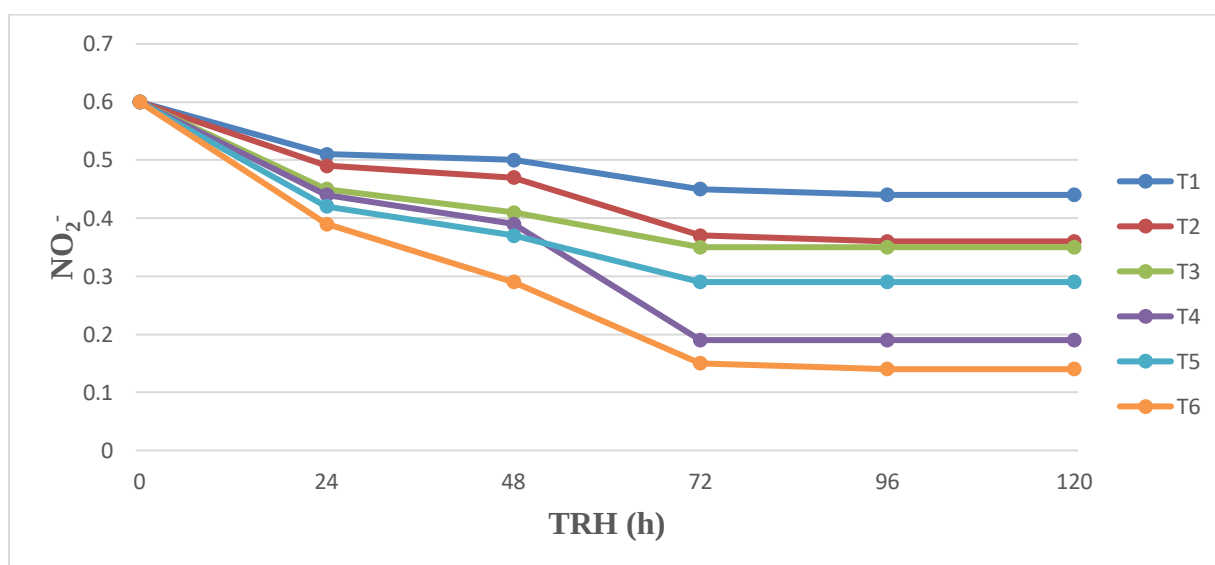


Figure II.19. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur l'élimination de NO_2^- .

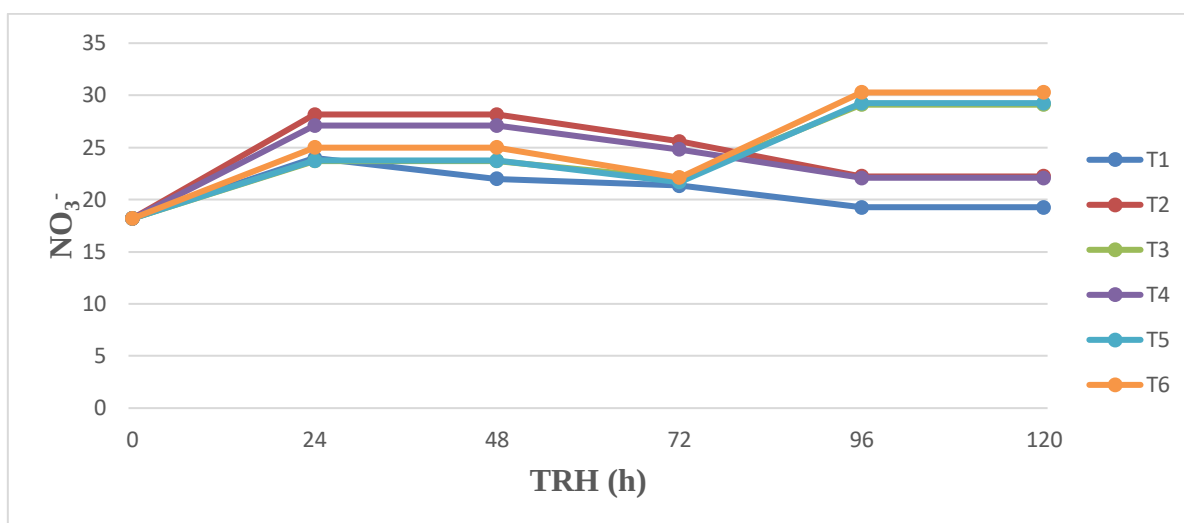


Figure II.20. Effet du temps de rétention hydraulique (TRH) sur NO_3^- .

Une observation similaire a été faite dans le cas de PO_4^{3-} où la concentration de PO_4^{3-} a été réduite de 16,16 mg/l à 2,25 mg/l dans la zone humide T6 et à 3,87 mg/l dans la zone humide T4 le 3e jour (Figure II.21). Pendant ce temps, la concentration de PO_4^{3-} était de 8,89 mg/l dans la zone humide T1 et de 7,14 mg/l dans la zone humide T2 le 3ème jour.

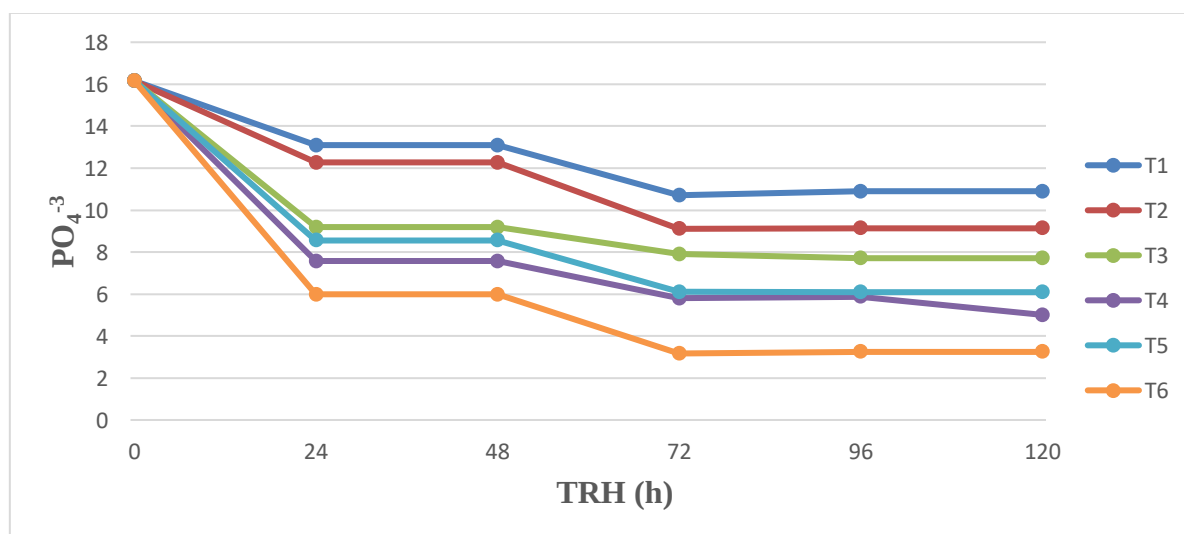


Figure II.21. Effet du temps de rétention hydraulique (HRT) sur l'élimination de PO_4^{3-} .

La plupart des nutriments ont été réduits à un TRH de 3 jours, La réduction des nutriments a montré l'efficacité de l'élimination améliorée.

II.6. Conclusion

Le traitement avec des substrats de gravier, de sable et d'argile a été évalué comme ayant la meilleure performance d'élimination des paramètres de pollution, mais il est évident que la combinaison avec d'autres types de substrats renforce la performance de CW. Les résultats ont démontré que ce système possède une capacité adéquate pour éliminer efficacement diverses matières organiques et nutriments, atteignant les niveaux souhaités. Ces observations encouragent à poursuivre des recherches approfondies sur ce système, notamment en explorant des solutions optimales pour limiter l'évaporation, réduire la salinité excessive et équilibrer le processus de dénitrification en utilisant d'autres types de substrats et de combinaisons.

CONCLUSION

GENERALE

Conclusion générale

Le procédé d'épuration des EU par les CWs a connu une grande propagation à travers le monde, apparaît avantageux vu certaines caractéristiques spécifiques, comme la simplicité de leur dimensionnement, leur faible coût et leur excellente intégration paysagère par rapport aux méthodes conventionnelles.

Le but de cette étude a été de proposer un système de marais artificiels et de tester sa performance pour le traitement des eaux usées urbaines de la région de Biskra.

Biskra une ville qui appartient au climat aride, qui est caractérisée par un ensoleillement élevé, humidité faible et vents secs dominants.

L'objectif du travail a été de choisir le substrat endémique le plus rentable et qui permet d'éliminer les polluants des eaux usées. Le choix s'est porté sur trois types : le gravier, le sable et l'argile. Ces derniers sont remplis dans des pilotes expérimentales (VFCW) placés au niveau de la station de phytoépuration de laboratoire de recherche LARGHYDE université de Biskra. Les filtres (VFCWs) sont plantés de *Phragmites australis* une plante aussi endémique et qui a montré son efficacité dans l'élimination des polluants des eaux usées dans la région de Biskra. Cette plante a été testée pour une période qui a dépassé les quinze ans par l'équipe de phytoépuration du laboratoire de recherche.

Après choix du substrat le plus rentable la deuxième partie du travail a visé l'amélioration l'efficacité du substrat le plus adapté, qui est le sable pour cette étude, en le combinant avec du charbon actif commercial pour améliorer l'élimination de l'azote et du phosphore.

Des réponses ont été obtenues pour les questions clés suivantes : Les substrats et les plantes aquatiques choisis sont-ils efficaces pour éliminer les matières organiques et les nutriments? Existe-t-il des différences dans l'élimination des substances organiques et des nutriments entre le substrat seul et le substrat combiné? Pour répondre à ces questions et déterminer l'efficacité du VCW, on a procédé à une évaluation de la qualité physique et chimique des effluents des EU brutes et traitées. Les résultats obtenus dans cette étude sont les suivants :

L'espèce végétale testée est bien poussée dans tous les substrats et leur présence a amélioré de manière significative l'élimination des polluants dans la VFCW et a montré une tolérance aux eaux usées.

L'élimination des MES, de la DBO₅ et du NH₄⁺ est un processus lent qui nécessite plus de temps, comme le montre le temps de rétention hydraulique (TRH) au 7e jour.

De plus, la température et le pH ont été ajustés par les VCWs dans la plage optimale (T < 30 °C) et (pH 6,5-8,5) respectivement, tandis qu'une augmentation de la conductivité et du degré de salinité est observée en raison de l'évapotranspiration. Les résultats démontrent que ce

système présente une capacité suffisante pour éliminer efficacement diverses MO et nutriments.

Les taux d'élimination pour NH_4^+ , NO_2^- , et PO_4^{3-} étaient de 93,54%, 68,63%, et 80,59% dans le filtre à gravier planté, et de 89,63%, 66,26%, et 72,56% dans le filtre à argile planté. Enfin, le filtre à sable planté a affiché les meilleurs résultats, avec des taux d'élimination de 95,43% pour les NH_4^+ , 74,45% pour les NO_2^- , et 77,64% pour les PO_4^{3-} .

Concernant les nitrates, leur concentration a augmenté dans tous les filtres en raison de la transformation complète de l'ammonium en nitrates.

Les taux d'efficacité d'élimination dans le filtre à gravier planté étaient de 84,38% pour la DBO_5 , 77,45% pour la DCO et 83,30% pour les MES. Dans le filtre à argile planté, ces valeurs étaient respectivement de 75,22% pour la DBO_5 et de 71,14% pour la DCO. Le filtre à sable planté a présenté des performances encore supérieures, avec des taux d'élimination de 89,59% pour la DBO_5 , 85,80% pour la DCO et 86,63% pour les MES.

De plus, l'étude a mis en évidence que les zones humides contenant du sable avec du charbon actif commercial sont plus efficaces que celles composées uniquement du sable pour réduire les polluants organiques et les nutriments. L'élévation du pH peut s'expliquer par le caractère extrêmement alcalin du charbon actif, attribuable à sa teneur élevée en cendres. La combinaison offre de bons rendements dès le troisième jour, ce qui indique qu'il contribue à réduire le temps de rétention hydraulique (TRH). Le taux d'élimination le plus élevé a été obtenu dans la zone humide T6, contenant 10% de charbon actif : 95,71% pour NH_4^+ , 80,38% pour PO_4^{3-} , 75% pour NO_2^- et 86,39% pour la DCO. Concernant les nitrates, aucune augmentation significative n'a été observée, ce qui suggère que la liaison de la surface de charbon actif a contribué efficacement dans le processus de dénitrification. Ces résultats s'expliquent par des mécanismes tels que l'adsorption, la précipitation, la filtration, la sédimentation, la dégradation microbienne et l'absorption par les plantes.

On peut conclure que les filtres plantés sont des systèmes très efficaces pour dépolluer les eaux usées dans les zones arides. Un climat chaud peut être un facteur favorable qui justifie leur rendement élevé.

Le caractère préliminaire de cette étude est cependant souligné, et des recherches supplémentaires avec des méthodes plus rigoureuses sont recommandées. En conclusion, le charbon actif pourrait représenter une solution économique, écologique et pour améliorer le traitement des eaux usées dans les zones humides et élever sa performance.

Les Perspectives

- ✚ Appliquer les résultats obtenus pour améliorer les rendements épuratoires d'une station de filtres plantés de macrophytes à l'échelle réelle.
- ✚ Contribuer à l'amélioration de l'efficacité et de la durabilité des systèmes de traitement des eaux par les zones humides dans les régions arides.
- ✚ À l'heure actuelle, la sélection et la combinaison des substrats dans les zones humides manquent d'une base théorique et d'une induction systématique. D'autres études sont nécessaires pour déterminer l'impact de la combinaison de substrats sur la performance des zones humides. Cela servira à orienter le développement, la sélection et la combinaison des substrats.
- ✚ Afin de réduire les coûts et d'améliorer la durabilité des zones humides, il est nécessaire de trouver des substrats bon marché et facilement renouvelables, ainsi que d'explorer la possibilité de leur régénération in situ. En effet, la saturation et le remplacement des substrats représentent des défis majeurs pour le fonctionnement stable et à long terme des zones humides.
- ✚ Une surveillance à long terme sur le terrain est fortement recommandée pour évaluer la performance des substrats combinés, suivi d'une évaluation de l'impact sur l'environnement et des risques.
- ✚ L'élimination et l'utilisation ultérieures des substrats saturés devraient également faire l'objet d'une attention particulière et être évaluées du point de vue du cycle de vie complet des substrats.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- A.N.A.T. (2002). Schéma directeur des ressources en eau. Rapport Préliminaire. Abidi, S., Kallali, H., Jedidi, N., Bouzaiane, O., & Hassen, A. (2009). Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination*. 370-377. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.061>.
- Abissy, M., & Mandi, L. (1999). The use of rooted aquatic plants for urban wastewater treatment: case of *Arundo donax*. *Revue des Sciences de L'Eau/Journal of Water Science* 12(2), 285–315. Available from: <https://id.erudit.org/iderudit/705353>.
- Abou-Elela, S. I., & Hellal, M. S. (2012). Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*. *Ecological Engineering*, 47, 209e213. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.044>.
- Aguilar, L., Gallegos, Á., Arias, C.A., Ferrera, I., Sánchez, O., Rubio R, Saad, M.B., Missagia B, Caro, P., Sahuquillo, S., Pérez, C., & Morató, J. (2019). Microbial nitrate removal efficiency in groundwater polluted from agricultural activities with hybrid cork treatment wetlands. *Sci Total Environ* 653:723–734
- Alexandros, S ., Christos, S.A., & Vassilios, A.T. (2014). Ecoengineering systems for the treatment of wastewater and sewage sludge. 378.
- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban Wetlands: A Review on Ecological and Cultural Values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Alley, B.L., Willis, B.E., Rodgers, J.H., & Castle, J.W. (2013). Seasonal Performance of a Hybrid Pilot-Scale Constructed Wetland Treatment System for Simulated Fresh Oil Field-Produced Water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1639-5>
- Almuktar, S. A., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23595-23623. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Almuktar, S., Abed, S.N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environ Sci Pollut Res* 25:23595–23623
- Al-Saad, M. H., Elaibi, A. I., & Mageed, I. S. (2021). Improving Nutrient Removal in Constructed Wetland Wastewater Treatment. *Journal of Petroleum Research and Studies* 2011, 2, 44-64. <https://www.doi.org/10.52716/JPRS.V2I2.38>.
- Ann, Y., Reddy, K. R., & Delfino, J. J. (2000). Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. *Ecol. Eng.* 14:157-167.

APHA, AWWA, WEF (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater, 2^{ème} édition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington D.C.

Arias, C. A., Del Bubba, M., & Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Res* 35(5):1159–1168.

Aslam, M. M., Malik, M., Baig, M. A., Qazi, I. A., & Iqbal, J. (2007). Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. *Ecological Engineering* 30(1), 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.01.002>.

Ávila, C., & García, J. (2015). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the environment and their removal from wastewater through constructed wetlands. In *Comprehensive analytical chemistry* (Vol. 67, pp. 195-244). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63299-9.00006-5>.

Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., Doyle, R.J., Rackard, S.M., Kumar, J.L., & Hu, Y.S. (2011). Performance evaluation and prediction for a pilot two-stage on-site constructed wetland system employing dewatered alum sludge as main substrate. *Bioresour Technol* 102:5645–5652.

Bai, L.L., Wang, C.H., Huang, C.H., He, L.S., & Pei, Y.S. (2014). Reuse of drinking water treatment residuals as a substrate in constructed wetlands for sewage tertiary treatment. *Ecol Eng* 70:295–303.

Bai, S.Y., Lv, T., Ding, Y.L., Li, X.F., You, S.H., Xie, Q.L., & Brix, H. (2016). Multilayer substrate configuration enhances removal efficiency of pollutants in constructed wetlands. *Water-Sui* 8:556.

Bai, S.Y., Lyu, T., Ding, Y.L., Li, Z.L., Wang, D.Q., You, S.H., Xie, Q.L. (2017). Campus sewage treatment in multilayer horizontal subsurface flow constructed wetlands: nitrogen removal and microbial community distribution. *Clean-Soil Air Water* 45:1700254

Bali, M., Gueddari, M. R., & Boukchina, M.R. (2010). Treatment of secondary wastewater effluents by infiltration percolation. *Desalination* 258 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.03.041>.

Bali, M., Jridi, H., Farhat, S., Louhichi, B., & Boukchina, R. (2016). Treatment of secondary effluents by infiltration-percolation process using sand fortified with activated charcoal. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* (2017) 14:1209–1216. DOI 10.1007/s13762-016-1222-x.

- Ballantine, D.J., & Tanner, C.C. (2010). Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *N Z J Agric Res* 53:71–95.
- Barca, C., Troesch, S., Meyer, D., Drissen, P., Andres, Y., & Chazarenc, F. (2013). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: two years of field experiments. *Environ Sci Technol* 47:549–556.
- Barca, C., Meyer, D., Liira, M., Drissen, P., Comeau, Y., Andres, Y., & Chazarenc, F. (2014). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: removal mechanisms and performance. *Ecol Eng* 68:214–222.
- Barco, A., & Borin, M. (2017). Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, p. 107, 160e171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07>.
- Belhadj, K., Mimeche, L., Hecini, L., Rahmani B. D., & Belhadj, A. (2024). Treatment of Domestic Wastewater Using two Substrates of Constructed Wetland Planted with *Phragmites australis* in Arid Regions (Southeast Algeria, Biskra). *Pollution*, 10 (4), 1044-1058. <https://doi.org/10.22059/poll.2024.372020.2243>.
- Benameur, N., Debabeche, M., & Chabi, H. (2018). Détermination et répartition cartographique du degré de pollution des eaux usées des trois principaux rejets de la ville de Biskra; Oued z'mor, Chaabet Roba et Oued Biskra.
- Bensmina-Mimeche, L., Debabeche, M., & Benameur, N. (2013). Capacité de filtres plantes de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. *Courrier du Savoir*.17: 33-37.
- Blanco, I., Molle, P., Saenz de Miera, L.E., & Ansola, G. (2016). Basic oxygen furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. *Water Res* 89:355–365.
- Bohorquez, E., Paredes, D., & Arias, C. A. (2017). Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: Effect of different design and operational parameters. *Environmental Technology*, 38(2), 199e208. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1230650>.
- Bonacina, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., & Fornaroli, R. (2023). Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews*, 98(1), 191-221. <https://doi.org/10.1111/brv.12903>.
- Brian, S. (2003). Use of constructed wetlands for wastewater treatment. Ed Wetlands International – Malaysia Office 24.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water science and technology*, 35(5), 11-17.

Brix, H. (2003, May). Plants used in constructed wetlands and their functions. In 1st International Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, edit. Dias V., Vymazal J. Lisboa, Portugal (pp. 81-109).

Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering* 25(5): 491-500.

Brix, H., & Schierup, H. H. (1990). Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In *Constructed wetlands in water pollution control* (pp. 53-66). Pergamon.

Bruch, I., Alewell, U., Hahn, A., Hasselbach, R., & Alewell, C. (2014). Influence of soil physical parameters on removal efficiency and hydraulic conductivity of vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 68, 124e132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.069>.

Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*, 41(8), 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.012>.

Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2008). Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource technology*, 99(15), 6866–6877. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.043>.

Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2014). Constructed wetlands for tannery wastewater treatment in Portugal: ten years of experience. *International journal of phytoremediation*, 16(7-12), 859–870. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798622>.

Cao, W., Wang, Y., Sun, L., Jiang, J., & Zhang, Y. (2016). Removal of nitrogenous compounds from polluted river water by floating constructed wetlands using rice straw and ceramsite as substrates under low temperature conditions. *Ecol Eng* 88:77–81.

Chand, P. N., Kumar, K., & Suthar, S. (2022). Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed wetland: Effect of biochar addition and tidal flow operation. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131742>.

Chang, J., Mei, J., Jia, W., Chen, J., Li, X., Ji, B., & Wu, H. (2019). Treatment of heavily polluted river water by tidal-operated biofilters with organic/inorganic media: evaluation of performance and bacterial community. *Bioresour Technol* 279:34–42.

- Chen, Y., Park, K., & Kim, Y. (2014). Particle retention in compact constructed wetlands treating highway stormwater. *Water Sci Technol* 69:1440–1446.
- Chen, S. C., Jan, M. Y., Lin, K. L., Chao, S. L., & Liao, C. S. (2017). Sustainability of constructed wetland under the impact of aquatic organisms overloading. *Sustainability*, 9(5), 863. <https://doi.org/10.3390/su9050863>.
- Cheng, L., Gong, X., Wang, B., Liu, Z., & Liang, H. (2024). Novel Biochar/Fe-Modified Biocarriers Assisted Tidal-Flow Constructed Wetlands for Enhanced Nitrogen Removal from Eutrophic Water under Low Temperatures. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00805>.
- Choudhary, A. K., Kumar, S., & Sharma, C. (2011). Constructed wetlands: an option for pulp and paper mill wastewater treatment. *Electronic journal of environmental, agricultural and food chemistry*, 10, 3023-3037.
- Ciria, M. P., Solana, M. L., & Soriano, P. (2005). Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92(4), 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.007>.
- Claire, E. (2012). Traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Rapport final, Onema et Irstea, France.
- Claveau-Mallet, D., Wallace, S., Comeau, Y. (2012). Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. *Environ Sci Technol* 46:1465–1470.
- Colares, G.S., Celente, G. D., da Silva, F. P., de Loreto, A. C., Lutterbeck, C. A., Kist, L.T., & Machado, E. L. (2019). Combined system for the treatment and reuse of urban wastewater: the efficiency of anaerobic reactors thorn hybrid constructed wetlands plus ozonation. *Water Sci Technol* 80:254–264.
- Comino, E., Riggio, V., & Rosso, M. (2013). Grey water treated by an hybrid constructed wetland pilot plant under several stress conditions. *Ecological engineering*, 53, 120-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.014>.
- Conant, R. T., Ryan, M. G., Agren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., ... & Bradford, M. (2011). Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward. *Global change biology*, 17(11), 3392-3404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x>.
- Corzo, A. & Sanabria, O. (2019). Adaptation of vegetation in high-rate constructed wetland using artificial carriers for bacterial growth: Assessment using phytopathological indicators. *Journal of Water Process Engineering* 32: 100974.

- Cronk, J. K., & Fennessy, M. S. (2001). *Wetland Plants, Biology and Ecology*, Lewis Publishers, USA, 462 pp.
- Cui, L., Ouyang, Y., Gu, W., Yang, W., & Xu, Q. (2013). Evaluation of nutrient removal efficiency and microbial enzyme activity in a baffled subsurface-flow constructed wetland system. *Bioresour Technol*.
- DBT, C. (2019). *Manual on constructed wetland as an alternative technology for sewage management in India*.
- De Lille, M. V., Cardona, M. H., Xicum, Y. T., Giacomani-Vallejos, G., & Quintal-Franco, C. A. (2021). Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 166, 106243. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106243>.
- Deghnouche, E. K. (2011). *Étude de certains paramètres zootechnique et du métabolisme énergétique de la brebis dans les régions arides (Biskra)*. Thèse de doctorat. Sciences et Nutrition, université El-Hadj Lakhdar-Batna, p. 86.
- Deng, S., Li, D., Yang, X., Xing, W., Li, J., & Zhang, Q. (2017). Iron [Fe(0)]-rich substrate based on iron-carbon micro-electrolysis for phosphorus adsorption in aqueous solutions. *Chemosphere* 168:1486–1493.
- Ding, Y., Lyu, T., Bai, S., Li, Z., Ding, H., You, S., & Xie, Q. (2018). Effect of multilayer substrate configuration in horizontal subsurface flow constructed wetlands: assessment of treatment performance, biofilm development, and solids accumulation. *Environ Sci Pollut Res* 25: 1883–1891.
- Djennane, K. (2016). *Identification et étude de la valeur nutritionnelle des espèces fourragères spontanées de la région de Doucen wilaya de Biskra*. Mémoire de magistère, département d'agronomie, université de Biskra, 154p.
- Dobbie, K.E., Heal, K.V., Aumonier, J., Smith, K.A., Johnston, A., & Younger, P.L. (2009). Evaluation of iron ochre from mine drainage treatment for removal of phosphorus from wastewater. *Chemosphere* 75:795–800.
- Doherty, J.M., & Zedler, J.B. (2015). Increasing substrate heterogeneity as a bethedging strategy for restoring wetland vegetation. *Restor Ecol* 23: 15–25.
- Dordio, A., Carvalho, A.J. (2013). Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. *Sci Total Environ* 463-464:454–461.
- DPAT. (2008). *Annuaire statistique de la wilaya de Biskra*. Wilaya de Biskra.

- DuPoldt, C., R. Edwards, et al. (2000). A Handbook of constructed wetlands. A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater 1.
- EL Fanssi, S., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2019). Efficacité de l'épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés et essais de réutilisation des eaux usées épurées en milieu rural marocain. *Geo-Eco-Trop* 43(3), 385–393.
- El-Ashtoukhy, ESZ., Amin, NK., & Abdelwahab, O. (2008). Removal of lead (II) and copper (II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent. *Desalination*;223:162-173.
- Esser, D., & Pronost, J. (2005). Traitement de l'azote et du phosphore - des stations filtres plantés de roseaux pour dépasser le niveau d'épuration D4. *Environnement et Technique*, 246.
- Fai, C. M., Haris, H., & Chin, S. Z. (2021). Assessment of phosphorus removal performance of subsurface constructed wetland during dry and wet conditions. *Proceedings of green design and manufacture 2020*. <https://www.doi.org/10.1063/5.0045144>.
- Fauteux, A. (2002). Des roseaux contre les eaux usées. *Revue de la science au QUEBEC*.
- Feng, L., Zhang, Y., Yang, J., Guo, Z., Zhang, J., & Wu, H. (2024). Applying biochar coupled with pyrite substrates simultaneously enhanced nutrient and heavy metal removal in constructed wetland: Performance and mechanism. *Chemical Engineering Journal* 488. <https://www.doi.org/10.1016/j.cej.2024.150868>.
- Fernandez-Fernandez, M. I., Vega, P. T., Jaramillo-Moran, M. A., & Garrido, M. (2020). Hybrid constructed wetland to improve organic matter and nutrient removal. *Water*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/w12072023>.
- Fondu, L., De Bo, I., & Van Hulle, S.W.H. (2014). Phosphate adsorption capacity testing of natural and industrial substrates in view of application in swimming and fish pond water treatment systems. *Desalin Water Treat* 54:2461–2467.
- Gao, J., Wang, W., Guo, X., Zhu, S., Chen, S., & Zhang, R. (2014). Nutrient removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands in winter. *Ecol Eng* 70:351–361.
- Garcia, J., Rousseau, D. P. L., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40(7): 561-661.
- García-Avila, F., Patino-Chavez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., & Aviles-Anazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands.

International Soil and Water Conservation. Research. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>.

García-Valero, A., Martínez-Martínez, S., Faz, Á., Angélica Terrero, M., Ángeles Muñoz, M., Gómez-López, M. D., & Acosta, J. A. (2020). Treatment of Wastewater from the Tannery Industry in a Constructed Wetland Planted with *Phragmites australis*. *Agronomy* 2020, 10, 176. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020176>.

Ge, Y., Wang, X., Zheng, Y., Dzakpasu, M., Zhao, Y., & Xiong, J. (2015). Functions of slags and gravels as substrates in large-scale demonstration constructed wetland systems for polluted river water treatment. *Environ Sci Pollut Res* 22:12982–12991.

Ge, Z.B., Wei, D.Y., Zhang, J., Hu, J.S., Liu, Z., & Li, R.H. (2019). Natural pyrite to enhance simultaneous long-term nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland: three years of pilot study. *Water Res* 148:153–161.

Geary, P., Saunders, M., & Waters, D. (2003). Stormwater runoff treatment using constructed wetlands. *Water (Australia)*, 30(6), 55-60.

Gorgoglione, A., & Torretta, V. (2018). Sustainable management and successful application of constructed wetlands: a critical review. *Sustainability-Basel* 10:3910.

Gouaidia, L., Guefaifia, O., Boudoukha, A., LaidHemila, M., & Martin, C. (2012). Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols: exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien). *Physio- Géo. Géographie Physique et Environnement* 6, 141–160. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.2632>.

Guan, W., Yin, M., He, T., & Xie, S. (2015). Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water. *Environ Sci Pollut Res* 22:16202–16209.

Guereueb, M., & Ferhat, A. (2021). La Gestion Des Eaux En Algérie: Vers Un Nouveau Paradigme Water Management In Algeria: Towards A New Paradigm.

Guerrouf, N., & Seghairi, N. (2022). Removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater in arid regions by a filter planted with *Typha latifolia*. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology* 8(1), 2322- 2328.

Guo, L., Zhang, X. L., Chen, Q. Z., Ruan, C. Y., & Leng, Y. J. (2016). Enhanced removal performance by the core-shell zeolites/MgFe-layered double hydroxides (LDHs) for municipal wastewater treatment. *Environ Sci Pollut Res* 23:6749–6757.

Guyot, G. (1997). Climatologie de l'environnement. De la plante aux écosystèmes. Cairo. *Journal of Urban Research*, 36(1), 61-81. <https://doi.org/10.21608/jur.2020.90103>.

- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R. H., Cicalini, A. R., Dias, S. M., ... & Hebner, A. (2003). Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of soils and sediments*, 3, 109-124. <https://doi.org/10.1007/BF02991077>.
- Haron, A., & Feisal, Z. (2020). Constructed wetland parks: a pathway to sustainability for Cairo. *Journal of Urban Research* Volume 36, Issue 1. <https://dx.doi.org/10.21608/jur.2020.90103>.
- Hassan, I., Chowdhury, S. R., Prihartato, P. K., & Razzak, S. A. (2021). Wastewater treatment using constructed wetland: Current trends and future potential. *Processes*, 9(11), 1917. <https://doi.org/10.3390/pr9111917>.
- He, Q., & Mankin, K. R. (2002). performance variations of COD and nitrogen removal by vegetated submerged bed wetlands. *Jawra Journal of the American Water Resources Association*, 38(6): p. 1679-1689.
- Healy, M. G., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource technology* 98(12): 2268-2281.
- Hernandez, M. E., & Mitsch, W. J. (2007). Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season. *Ecological Engineering*, 30(1), 78e88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.01.015>.
- Herrera-Melian, J.A., Borreguero-Fabelo, A., Arana, J., Penate-Castellano, N., & Ortega-Mendez, J.A. (2018). Effect of substrate, feeding mode and number of stages on the performance of hybrid constructed wetland systems. *Water-Sui* 10:39.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & von Muench, E. (2011). Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany, 11.
- Hussein, A., & Scholz, M. (2018). Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(7), 6870-6889. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0992-0>.
- Idris, A., Abdullah, A. G. L., Hung, Y. T., & Wang, L. K. (2010). Wetlands for wastewater treatment. In *Environmental Bioengineering* (pp. 317-350). Humana Press, Totowa, NJ. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_10.
- Jellali, S., Wahab, M.A., Anane, M., Riahi, K., & Bousselmi, L. (2010). Phosphate mine wastes reuse for phosphorus removal from aqueous solutions under dynamic conditions. *J Hazard Mater* 184:226–233.

- Jia, L., Wang, R., Feng, L., Zhou, X., Lv, J., & Wu, H. (2018). Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: effect of influent C/N ratios. *Chem Eng J* 345:22–30.
- Jiang, C., Jia, L., He, Y., Zhang, B., Kirumba, G., & Xie, J. (2013). Adsorptive removal of phosphorus from aqueous solution using sponge iron and zeolite. *J Colloid Interface Sci* 402:246–252.
- Jiang, C., Jia, L., Zhang, B., He, Y., & Kirumba, G. (2014). Comparison of quartz sand, anthracite, shale and biological ceramsite for adsorptive removal of phosphorus from aqueous solution. *J Environ Sci (China)* 26:466–477.
- Jin, M., Carlos, J., McConnell, R., Hall, G., & Champagne, P. (2017a). Peat as substrate for small-scale constructed wetlands polishing secondary effluents from municipal wastewater treatment plant. *Water-Sui* 9: 928.
- Jin, M., Champagne, P., Hall, G. (2017b). Effects of different substrates in the mitigation of algae-induced high pH wastewaters in a pilot-scale free water surface wetland system. *Water Sci Technol* 75:1–10.
- Jing, S.R., Lin, Y. F., Lee, D.Y. & Wang, T.W. (2001). Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresour Technol* 76(2):131–135.
- 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.
- Jozwiakowski, K., Gajewska, M., Pytko, A., Marzec, M., Gizinska-Gorna, M., Jucherski, A., Walczowski, A., Nastawny, M., Kaminska, A., & Baran, S. (2017). Influence of the particle size of carbonatesiliceous rock on the efficiency of phosphorous removal from domestic wastewater. *Ecol Eng* 98:290–296.
- Ju, X., Wu, S., Huang, X., Zhang, Y., & Dong, R. (2014a). How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresour Technol* 169:605–613.
- Ju, X., Wu, S., Zhang, Y. & Dong, R. (2014). Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland system. *Water Res* 59:37–45.
- Kabboura, A., Mouhira, L., Benrahmane, L., Bendaouda, A., Laaouanb, M., & El Hafidib, M. (2022). Domestic wastewater treatment using tidal flow constructed wetland. *Desalination and Water Treatment* 91–95. <https://www.doi.org/10.5004/dwt.2022.28475>.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). Introduction to treatment wetlands. *Treatment Wetlands* 3–30. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>.

- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA publishing. <http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/30978>.
- Kadlec, R.H., & Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.
- Kadlec, R.H., & Wallace, S. (2008). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>.
- Karabelnik, K., Koiv, M., Kasak, K., Jenssen, P.D., & Mander, U. (2012). High strength greywater treatment in compact hybrid filter systems with alternative substrates. *Ecol Eng* 49:84–92.
- Karathanasis, A. D., Potter, C. L., & Coyne, M. S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20 (2), 157–169.
- Khan, X. U., & Khalil, N. (2017). Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment—A Promising Technology for Rural Areas in India. *International Journal of Engineering Technology Science and Research*, 4(6).
- Kim, B., Gautier, M., Simidoff, A., Sanglar, C., Chatain, V., Michel, P., & Gourdon, R. (2016). pH and Eh effects on phosphorus fate in constructed wetland's sludge surface deposit. *Journal of Environmental Management*, 183, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.064>.
- Kleimeier, C., Liu, H.J., Rezanezhad, F., Lennartz, B. (2018). Nitrate attenuation in degraded peat soil-based constructed wetlands. *Water-Sui* 10:335.
- Knight, R. L., Payne Jr, V. W., Borer, R. E., Clarke Jr, R. A., & Pries, J. H. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological engineering*, 15(1-2), 41-55. [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00034-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00034-8).
- Kumar, P., Sudha, S., Chand, S., & Srivastava, V. C. (2010). Phosphate Removal from Aqueous Solution Using Coir-Pith Activated Carbon. *Sep. Sci. Technol.* 45:1463-1470.
- Kumar, S., & Choudhary, A. K. (2018). Constructed wetland technology for pulp and paper mill wastewater treatment. *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment*, 309-325. <https://doi.org/10.1002/9781119268376.ch15>.
- Kumari, A., & Chaudhary, D. R. (2020). Engineered microbes and evolving plastic bioremediation technology. In: *Bioremediation of Pollutants*. Elsevier, pp. 417–443. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819025-8.00021-1>.

- Kyambadde, J., Kansime, F., Gumaelius, L., & Dalhammar, G. (2004). A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Research*, 38(2), 475e485. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.008>.
- Laaksonen, P., Sinkkonen, A., Zaitsev, G., Mäkinen, E., Grönroos, T., & Romantschuk, M. (2017). treatment of municipal wastewater in full-scale on-site sand filter reduces bod efficiently but does not reach requirements for nitrogen and phosphorus removal. *environmental science and pollution research international* 24 (12), 11446–11458.
- Labeled, B. (2015). Traitement des eaux usées de la zone de Touggourt par des plantes aquatiques locales purifiées (Doctoral dissertation, Université Kasdi Merbah Ouargla).
- Lai, D.Y. (2014). Phosphorus fractions and fluxes in the soils of a free surface flow constructed wetland in Hong Kong. *Ecological Engineering*, 73, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.004>.
- Lan, W., Zhang, J., Hu, Z., Ji, M., Zhang, X., Zhang, J., Li, F., & Yao, G. (2018). Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed wetland microcosm and its mechanism study. *Chem Eng J* 335:209–214.
- Lantzke, I. R., Heritage, A. D., Pistillo, G., & Mitchell, D. S. (1998). Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow, *Water Research* 32(4), 1280–1286.
- Larafa, M. (2004). Dynamique de la végétation halophile en milieu aride et semi- aride au niveau des chotts (Melghir, Merouane et Bendjeloud) et Oued Djeddi en fonction des conditions du milieu. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba (Algérie).
- Lee, C.G., Fletcher, T.D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1): p. 11-22.
- Lee, M.S., Drizo, A., Rizzo, D.M., Druschel, G., Hayden, N., & Twohig, E. (2010). Evaluating the efficiency and temporal variation of pilot-scale constructed wetlands and steel slag phosphorus removing filters for treating dairy wastewater. *Water Res* 44:4077–4086.
- Li, A., Y. L., & DiGiano, F. A. (1983). Availability of Sorbed Substrate for Microbial Degradation on Granular Activated Carbon. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 55(4), 392–399. <http://www.jstor.org/stable/25041879>.
- Li, C.J., Dong, Y., Lei, Y. H., Wu, D. Y., & Xu, P. (2015). Removal of low concentration nutrients in hydroponic wetlands integrated with zeolite and calcium silicate hydrate functional substrates. *Ecol Eng* 82:442–450.

- Li, H., Chi, Z.F., Yan, B.X., Cheng, L., & Li, J.Z. (2017a). Nitrogen removal in wood chip combined substrate baffled subsurface-flow constructed wetlands: impact of matrix arrangement and intermittent aeration. *Environ Sci Pollut Res* 24:5032–5038.
- Li, H., Chi, Z.F., Yan, B.X., Cheng, L., & Li, J.Z. (2017b). An innovative woodchip-framework substrate used as slow-release carbon source to treat high-strength nitrogen wastewater. *J Environ Sci* 51:275–283.
- Li, H.B., Li, Y.H., Gong, Z.Q., & Li, X.D. (2013). Performance study of vertical flow constructed wetlands for phosphorus removal with water quenched slag as a substrate. *Ecol Eng* 53:39–45.
- Li, H.Y., & Tao, W.D. (2017). Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. *Chem Eng J* 317:972–979.
- Li, J., Fan, J., Liu, D., Hu, Z., & Zhang, J. (2018). Enhanced nitrogen removal in biochar-added surface flow constructed wetlands: dealing with seasonal variation in the north China. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3895-9>.
- Li, J., Fan, J., Zhang, J., Hu, Z., & Liang, S. (2018). Preparation and evaluation of wetland plant-based biochar for nitrogen removal enhancement in surface flow constructed wetlands. *Environ Sci Pollut Res* 25: 13929–13937.
- Liénard, A. (2010). Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical et alimentés en eaux usées brutes: bref historique et développements récents en France. *Journées techniques*: 1-9.
- Liira, M., Koiv, M., Mander, U., Motlep, R., Vohla, C., & Kirsimat, K. (2009). Active filtration of phosphorus on Ca-rich hydrated oil shale ash: does longer retention time improve the process? *Environ Sci Technol* 43:3809–3814.
- Limin, M., Xiaojing, S., Xiaochao, L., & Chengying, C. (2009). Biological nitrogen removal by nitrification–denitrification in constructed rapid infiltration land system to treat municipal wastewater. *J Food Agric Environ* 7(3–4):795–798.
- Lin, G., & Ding, Y. (2024). Enhancement of immobilized biochar/FeS on nitrogen removal in constructed wetland at low temperature 01 Feb 2024-*Journal of water process engineering*.
- Lin-Lan, Z., Ting, Y., & Jian, Z. (2019). The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: A review. *Bioresource technology*: 293:122086.
- Liu, H.Q., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., & Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review. *Bioresour Technol* 214:797–805.

- Liu, M.H., Wu, S.B., Chen, L., & Dong, R.J. (2014). How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater. *Ecol Eng* 73:478–486.
- Lombard-Latune, R., & Molle, P. (2017). Constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical climate (Doctoral dissertation, Agence française pour la biodiversité).
- Long, Y., Zhang, Z.K., Pan, X.K., Li, B.X., Xie, S.G., & Guo, Q.W. (2016). Substrate influences on archaeal and bacterial assemblages in constructed wetland microcosms. *Ecol Eng* 94:437–442.
- Lu, S., Zhang, X., Wang, J., & Pei, L. (2016). Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *J Clean Prod* 127:325–330.
- Lucas, R., Earl, E. R., Babatunde, A. O., & Bockelmann-Evans, B. N. (2015). Constructed wetlands for stormwater management in the UK: a concise review. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 32(3), 251-268. <https://doi.org/10.1080/10286608.2014.958472>.
- Lutterbeck, C.A., Kist, L.T., Lopez, D.R., Zerwes, F.V., & Machado, E.L. (2017). Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. *Journal of Cleaner Production* 148(1). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.024>.
- Mahmood, Q., Ping, Z., Siddiqi M. R., Islam E. M., & Hayat, Y. (2005). Anatomical studies on water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. Solms) under the influence of textile wastewater, *J. Zhejiang Univ Sci.* 2005 6, 991- 998.
- Malvault, G. (2013). Détermination expérimentale de la distribution de taille de pores d'un milieu poreux par l'injection d'un fluide à seuil ou analyse harmonique (Doctoral dissertation, Ecole nationale supérieure d'arts et métiers-ENSAM). <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00913035/document>.
- Mander, U., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., & Mitsch, J.M. (2014). Greenhouse Gas Emission in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Ecological Engineering*, 66, 19-35. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>.
- Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., & Marmiroli, N. (2003). Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, 88(2), 85-94. [http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524\(02\)00291-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(02)00291-2).
- Marín-Muñiz, J.L., Sandoval Herazo, L.C., López-Méndez, M.C., Sandoval-Herazo, M.,

- Mar-yam, S. (2014). Treatment of industrial and agroindustrial wastewater using managed wetlands. Doctoral thesis, Patras University.
- Mateus, D.M.R., Vaz, M.M.N., & Pinho, H.J.O. (2012). Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. *Ecol Eng* 41:65–69.
- Mbuligwe S. E. (2005). Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water research*, 39(2-3), 271–280. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.022>.
- Meléndez-Armenta, R. Á., González-Moreno, H.R., & Zamora, S. (2023). Zones humides de traitement au Mexique pour le contrôle des contaminants des eaux usées : un examen des expériences au cours des vingt-deux dernières années. *Processus*, 11 (2), 359. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/pr11020359>.
- Melian, J.A.H., Rodriguez, A.J.M., Arana, J., Diaz, O.G., & Henriquez, J.J.G. (2010). Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecol Eng* 36:891–899.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvement measures. *Bioresour Technol* 157:316–326.
- Meng, P.P., Pei, H.Y., Hu, W.R., Shao, Y.Y., & Li, Z. (2015). Performance evaluation of light-weight aggregates-based horizontal flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Clean-Soil Air Water* 43:217–222.
- Mimeche, L. (2014). Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride-Application à la région de Biskra (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider Biskra). <http://thesis.univbiskra.dz/id/eprint/1162>.
- Mireille Vila. (2006). Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. Le titre de docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Molle, P. (2012). Les filtres plantés de roseaux: évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences Eaux and Territoires* 9: 24-31.
- Morin-Crini, N. (2017). Eaux industrielles contaminées: réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants. Presses universitaires de Franche-Comté.
- Mottier, V., Brissaud, F., Nieto, P., & Alamy, Z. (2000). Wastewater treatment by infiltration percolation: a case study. *water science and technology* 41 (1), 77–84.

- Munavalli, G. R., Sonavane, P. G., Deshpande, G. V., Wandare, S. M., & Aswale, N. M. (2020). Performance Evaluation of Two-Stage Vertical Flow Multispecies Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment. In: *Global Challenges in Energy and Environment*. Springer, Singapore, pp. 19–29. https://doi.org/10.1007/978-981-13-9213-9_3.
- Muzola, A. (2007). Grey Water Treatment Using Natural Wetlands. Master of Science Thesis, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana.
- Noor, N.A.M., Sidek, L.M., Desa, M.N.B.M., & Abidin, M.R.Z. (2011). Performance evaluation on constructed wetland as water quality Improvement for tropical condition.
- Norio, T., WunJern, N.G., & Jinadas, K.B.S.N. (2011). Wetland for tropical applications treatment of wastewater by constructed wetlands. Ed Imperial College Press 150. Nouvelle édition 220 pp.
- ONS. (2021). DEMOGRAPHIE ALGERIENNE 2020, Organisation nationale de la statistique, Direction Technique chargée des statistiques de Population et de l'Emploi, Direction des publications et de la Diffusion, N°949.
- Pan, M., Lin, X., Xie, J., & Huang, X. (2017). Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies for phosphate adsorption on aluminum hydroxide modified palygorskite nanocomposites. *RSC Adv* 7:4492–4500.
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2020). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*. 101261, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>.
- Pat-Espadas, A. M., Loredó Portales, R., Amabilis-Sosa, L. E., Gómez, G., & Vidal, G. (2018). Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. *Water* 10: 1685. <https://doi.org/10.3390/w10111685>.
- Paulus, A. (2011). Le filtre planté de roseaux: le versant vert de l'épuration des eaux usées.
- Perdana, M. C., Sutanto, H. B., & Prihatmo, G. (2018). Vertical Subsurface Flow (VSSF) constructed wetland for domestic wastewater treatment. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 148(1). IOP Publishing, p. 012025. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/148/1/012025>.
- Poulet, J. B., Terfous, A., Dap, S., & Ghenaim, A. (2004). Stations d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes.
- Prasanna, K., Sudarsan, J. S., & Nithiyantham, S. (2017). Wastewater treatment using combined biological and constructed wetlands technique in paper mills. *Sustainable Water Resources Management*.

- Prochaska, C., & Zouboulis A. (2009). Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. *Desalination* 237(1-3): 367-377.
- Qasaimeh, A., AlSharie, H., & Masoud, T. (2015). A Review on Constructed Wetlands Components and Heavy Metal Removal from Wastewater. *Journal of Environmental Protection*. 06. 710-718. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.67064>.
- Qiu, Z. C., Wang, M., Lai, W. L., He, F. H., & Chen, Z. H. (2011). Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes. *Hydrobiologia* 661(1), 251–260. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0530-2>.
- Qomariyah, S. N., Utomo, B. P., & Ahmad Wahyudi, A. (2022). Constructed wetlands with *Cyperus alternifolius* as a sustainable solution for household greywater treatment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 1065. <https://www.doi.org/10.1088/1755-1315/1065/1/012025>.
- Quan, Q., Shen, B., Zhang, Q., & Ashraf, M. A. (2016). Research on phosphorus removal in artificial wetlands by plants and their photosynthesis. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 59. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2016160506>.
- Rani, N., & Pohekar, K. N. (2021). Assessment of Hybrid Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with *Arundo Donax* for the Treatment of Domestic Wastewater at Different Hydraulic Retention Time. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 43(2), 178-183. <https://doi.org/10.3103/S1063455X21020107>.
- Reed, S. C. (1993). Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assessment. National Small Flows Clearinghouse, West Virginia University, USA 74.
- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill. Inc., New York, USA. 140 pp.
- Reyes-Contreras, C., Matamoros, V., Ruiz, I., Soto, M., & Bayona, J. M. (2011). Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed wetland pilot plant treating urban wastewater. *Chemosphere*, 84(9), 1200-1207.
- Rhoades, J. D., Corwin, D. L., & Lesch, S. M. (1999). Geospatial measurements of soil electrical conductivity to assess soil salinity and diffuse salt loading from irrigation. *Geophysical Monograph-American Geophysical Union* 108, 197–216.
- Riyanti, A., Hadrah, H., Kasman, M., Ramadan, B. S., Saputra, I., & Fitri, R. R. D. (2024). Biochar-Based Subsurface-Flow Wetland from Crumb Rubber Scrap in Treatment of Landfill

- Leachate, *Jurnal Presipitasi : Media Komunikasi dan Pengembangan Teknik Lingkungan*, vol. 21, no. 1, pp. 51-60. <https://doi.org/10.14710/presipitasi.v21i1.51-60>
- Rossmann, M., Matos, A. T., Abreu, E. C., Silva, F. F., & Borges, A. C. (2013). Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. *Journal of environmental management*, 128, 912-919. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.045>.
- Rout, P.R., Dash, R.R., & Bhunia, P. (2016). Development of an integrated system for the treatment of rural domestic wastewater: emphasis on nutrient removal. *RSC Adv* 6:49236–49249.
- Russo, R. E. (2008). *Wetlands: Ecology, conservation and restoration*: Nova science publishers, New York.
- Rozema, E. R., VanderZaag, A. C., Wood, J. D., Drizo, A., Zheng, Y., Madani, A., & Gordon, R. J. (2016). Constructed wetlands for agricultural wastewater treatment in Northeastern North America: a review. *Water*, 8(5), 173. <https://doi.org/10.3390/w8050173>.
- 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. *Journal of environmental management* 112: 429-448.
- Saeed, T., & Sun, G. (2011). Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns: comparative experiments. *Bioresour Technol* 102:967–974.
- Saeed, T., & Sun, G. (2013). A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresour Technol* 128:438–447.
- Saeed, T., Haque, I., & Khan, T. (2019a). Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: influence of saturation. *Chem Eng J* 371:154–165.
- Saeed, T., Yasmin, N., Sun, G.Z., & Hasnat, A. (2019b). The use of biochar and crushed mortar in treatment wetlands to enhance the removal of nutrients from sewage. *Environ Sci Pollut Res* 26:586–599.
- Sandri, D., & Reis, A. P. (2021). Performance of constructed wetland system using different species of macrophytes in treating domestic sewage treatment. *Revista Engenharia na Agricultura-REVENG*, 29, 429-447. <https://doi.org/10.13083/reveng.v29i1.12712>.
- Scholz, M. and Lee, B. H. (2005). Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies* 62(4): 421-447.
- Scholz, M., & Xu, J. (2001). Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with

lead and copper. *Bioresource technologie* 83(2):71-9. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(01\)00210-3](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(01)00210-3).

Selvaraj, T., & Joseph, K. (2009). Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters. *Malaysian Journal of Science* 28. <https://doi.org/10.22452/mjs.vol28no1.7>.

Serrano, L., de la Varga, D., Ruiz, I., & Soto, M. (2011). Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37(5), 744-753. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.038>.

Sharma, H. B., & Sinha, P. R. (2016). Performance analysis of vertical flow constructed wetland to treat domestic wastewater using two different filter media and canna as a plant. *Indian Journal of Science and Technology* 9(44), 1–7. <https://doi.org/10.17485/ijst/2016/v9i44/105276>.

Sheridan, C., Harding, K., Koller, E. & De Pretto, A. 2013 comparison of charcoal- and slag-based constructed wetlands for acid mine drainage remediation. *Water SA* Vol. 39 No 3 WISA. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v39i3>.

Shi, P.B., Jiang, Y.B., Zhu, H.T., Sun, D.Z. (2017a). Impact of steel slag on the ammonium adsorption by zeolite and a new configuration of zeolite steel slag substrate for constructed wetlands. *Water Sci Technol* 76: 584–593.

Shi, X., Fan, J.L., Zhang, J., Shen, Y.H. (2017b). Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. *Environ Sci Pollut Res* 24:22524–22534.

Shiwei, C., Zhaoqian, J., Peng, Y., Yue, Wang., & Yin, W. (2019). Performance of constructed wetlands with different substrates for the treated effluent from municipal sewage plants. *Journal of Water Reuse and Desalination* 9(4): 452-462.

Sierra, C. A., Trumbore, S. E., Davidson, E. A., Vicca, S., & Janssens, I. (2015). Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7(1), 335-356. <https://doi.org/10.1002/2014MS000358>.

Sim, C. H. (2003). The use of constructed wetlands for wastewater treatment. *Wetlands International*. South Africa. *Journal of King Saud University Science*. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.03.004>.

Sivakumar, D., Shankar, D., Prathima, A. V., & Valarmathi, M. (2013). Constructed wetland treatment of textile industry wastewater using aquatic macrophytes. *International journal of environmental sciences*, 3(4), 1223-1232.

- Song, X.S., Wang, S.Y., Wang, Y.H., Zhao, Z.M., & Yan, D.H. (2016). Addition of Fe^{2+} increase nitrate removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Ecol Eng* 91:487–494.
- Stefanakis, A., Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands. Eco-engineering Systemsfor Wastewater and Sludge Treatment*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 392 pp., ISBN: 978-0-124-04612-2.
- Stefanakis, A.I. (2016). *Constructed Wetlands: Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System*. 10.4018/978-1-4666-9559-7.ch012.
- Stefanakis, A.I. (2019). The role of constructed wetlands as green infrastructure for sustainable urban water management. *Sustainability*, 11(24), 6981.
- Stefanakis, A.I., & Tsihrintzis, V.A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem Eng J* 181.
- Stefanakis, A. I., Akratos, C. S., Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2009). Effluent quality improvement of two pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (clinoptilolite). *Microporous and Mesoporous Materials*, 124(1-3), 131-143.
- Sun, G., Gray, K. R., & Biddlestone, A. J. (1998). Treatment of agricultural wastewater in downflow reed beds: experimental trials and mathematical model. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69(1), 63-71. <https://doi.org/10.1006/jaer.1997.0224>.
- Sun, H., Yang, Z., Wei, C., & Wu, W. (2018). Nitrogen removal performance and functional genes distribution patterns in solid-phase denitrification sub-surface constructed wetland with micro aeration. *Bioresour Technol* 263:223–231.
- Sundaravadivel, M., & Vigneswaran, S. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 31(4), 351-409.
- Wetlands: Eco-Engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment, Amsterdam: Elsevier Science 392. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-01288-4>.
- Tan, X., Yang, Y., Liu, Y., Li, X., Fan, X., Zhou, Z., Liu, C., & Yin, W. (2019). Enhanced simultaneous organics and nutrients removal in tidal flow constructed wetland using activated alumina as substrate treating domestic wastewater. *Bioresour Technol* 280:441–446.
- Tang, X., Wu, M., Li, R., Wang, Z. (2017). Prospect of recovering phosphorus in magnesium slag-packed wetland filter. *Environ Sci Pollut Res* 24:22808–22815.
- Tang, J.K., Jusoh, M.N.H., & Jusoh, H. (2023). Nitrogen and Phosphorus Removal of Wastewater via Constructed Wetlands Approach. *tropical aquatique and soil pollution*. Volume 3(1), 2023, 76-87. <https://doi.org/10.53623/tasp.v3i1.214>.

- Tee, H.C., Lim, P.E., Seng, C.E., & Nawi, M.A. (2012). Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresour Technol* 104:235–242.
- Polster, A., & Trois, C. (2007). Effective pine bark composting with the Dome Aeration Technology. *Waste Management* Volume 27, Issue 1, 2007, Pages 96-105. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.015>.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., & Zurbrügg, C. (2014). Compendium of sanitation systems and technologies.
- Truijen, G., & van der Heijden, P. G. (2013). Constructed wetland and aquatic treatment systems for fish farms in Egypt: Desk study report. Centre for Development Innovation, Wageningen UR.
- Tsihrintzis, V. A. (2017). The use of vertical flow constructed wetlands in wastewater treatment. *Water Resources Management*, 31, 3245e3270. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1710-x>.
- Tsihrintzis, V.A., & Gikas, G.D. (2010). Constructed wetlands for wastewater and activated sludge treatment in North Greece: A review. *Water Sci. Technol.*; 61(10): 2653-2672.
- USEPA. (2000). Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, US EPA, OWM, Washington, DC. (in press).
- Vasudevan, P., Griffin, P., Warren, A., Thapliya, A., & Tandon, M. (2011). Localized domestic wastewater treatment: part I constructed wetlands (an overview). *Journal of Scientific and Industrial Research* 70: 583-594.
- Vera, I., Verdejo, N., Chávez, W., Jorquera, C., & Olave, J. (2016). Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. *Journal of Environmental*, 50, 21e30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.001>.
- Verhamme, D.T., Prosser, J.I., & Nicol, G.W. (2011). Ammonia concentration determines differential growth of ammonia-oxidising archaea and bacteria in soil microcosms. *Isme. J.*;5:1067-1071. Volume 481. <https://www.doi.org/10.1016/j.cej.2024.148931>.
- Vincent, G., & Jacques, B., (2014). Les marais filtrants (eaux usées). Société québécoise de phytotechnologie', Fiches techniques de la SQP. 12p. http://www.phytotechno.com/wpcontent/uploads/2018/02/SQP_Fiche_Marais_Filtrant.
- Vohla, C., Koiv, M., Bavor, H.J., Chazarenc, F., & Mander, U. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-a review. *Ecol Eng* 37:70–89

- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, 84, 202-208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.017>.
- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*. 18. 633-646. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00025-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00025-3).
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological engineering*, 25(5), 478-490.
- Vymazal, J. (2006). Nutrient removal in various types of managed wetlands. *Total Environmental Science Journal* 380 48–65.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.
- Vymazal, J. (2008). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*.
- Vymazal, J. (2009a). The Use Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow for Various Types of Wastewater. *Ecological Engineering*. 35. 1-17. [10.1016/j.ecoleng.2008.08.016](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>.
- Vymazal, J. (2009b). Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spálené Poříčí in the Czech Republic—15 years of operation. *Desalination*, 246(1-3), 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.042>.
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2, 530e549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.
- Vymazal, J. (2011b). Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, 45(1), 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>.
- Vymazal, J. (2013a). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological engineering* 61(7):582-592.
- Vymazal, J. (2013b). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research*, 47(14), 4795–4811. [doi:10.1016/j.watres.2013.05.029](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.029).
- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological engineering*, 73, 724-751. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow (Vol. 14). Springer science & business media.

- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience. *Science of the Total Environment* 407(13), 3911–3922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08>.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90–98.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M., & Haberl, R. (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe: Backhuys Leiden. *Water Environ. Res*, 67(5), 855–862. <https://doi.org/10.1002/iroh.19980830517>.
- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., & Mander, Ü. (2006). Constructed wetlands for wastewater treatment. In *Wetlands and natural resource management* (pp. 69–96). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Wagner, T. V., Al-Manji, F., Xue, J., Wetser, K., de Wilde, V., Parsons, J. R., & Langenhoff, A. A. (2021). Effects of salinity on the treatment of synthetic petroleum-industry wastewater in pilot vertical flow constructed wetlands under simulated hot arid climatic conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 28(2), 2172–2181. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10584-8>.
- Wang, C., Fei, C., & Pei, Y. (2012). Stability of P saturated water treatment residuals under different levels of dissolved oxygen. *Clean-Soil Air Water* 40:844–849.
- Wang, J., Tai, Y., Man, Y., Wang, R., Feng, X., Yang, Y., & Cai, N. (2018). Various single-stage constructed wetlands are capable of treating domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China. *Ecological Engineering*, 115, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.008>.
- Wang, R., Zhao, X., Liu, H., & Wu, H. (2019). Elucidating the impact of influent pollutant loadings on pollutants removal in agricultural waste-based constructed wetlands treating low C/N wastewater. *Bioresour Technol* 273:529–537.
- Wang, S.B., & Peng, Y.L. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chem Eng J* 156:11–24.
- Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., & Fu, J. (2019). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of the total environment* 710: 134736.
- Warneke, S., Schipper, L.A., Matiassek, M.G., Scow, K.M., Cameron, S., Bruesewitz, D.A., & McDonald, I.R. (2011). Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. *Water Res* 45:5463–5475.

- Wasielewski, S., Rott, E., Minke, R., & Steinmetz, H. (2018). Evaluation of different Clinoptilolite zeolites as adsorbent for ammonium removal from highly concentrated synthetic wastewater. *Water* 10:17.
- Weber, D., Drizo, A., Twohig, E., Bird, S., & Ross, D. (2007). Upgrading constructed wetlands phosphorus reduction from a dairy effluent using electric arc furnace steel slag filters. *Water Sci Technol* 56:135–143.
- Weber, K., P. & Legge, R. L. (2008). Pathogen removal in constructed wetlands. *Wetlands: Ecology, Conservation & Restoration*: 1-35.
- Weragoda, S.K., Tanaka, N., Sewwandi, B.G.N., Mowjood, M.I.M. (2010). Efficiency of coconut coir-pith as an alternative substrate in the treatment of submerged macrophyte wetland systems in tropical conditions. *Chem Ecol* 26:445–452.
- White, S.A., Taylor, M.D., Albano, J.P., Whitwell, T., & Klaine, S.J. (2011). Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. *Ecol Eng* 37:1968–1976.
- 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. *Bioresource technology*, 175, 594–601.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>.
- Wu, J.M., He, F., Xu, D., Wang, R., Zhang, X.L., Xiao, E.R., & Wu, Z.B. (2011). Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Water Sci Technol* 63:2719–2724.
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschik, P., Kirui, W. K., Masi, F., & Dong, R. (2015). Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, 201, 107-120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>.
- Xiong, J.B., & Mahmood, Q. (2010). Adsorptive removal of phosphate from aqueous media by peat. *Desalination* 259:59–64.
- Xu, Q., & Cui, L. (2019). Removal of COD from synthetic wastewater in vertical flow constructed wetland. *Water Environment Research*, 91(12), 1661-1668.
<https://doi.org/10.1002/wer.1168>.
- Xu, R., Zhang, Y., Liu, R., Cao, Y., Wang, G., Ji, L., & Xu, Y. (2019). Effects of different substrates on nitrogen and phosphorus removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Environ Sci Pollut Res* 26: 16229–16238.

- Xu, Q. L., Wang, L., Tan, M., Wang, X., Li, J. & Geng, H. (2022). Phosphorus removal from aqueous solution by adsorption using wetland-based biochar: Batch experiment . *Journal Green Processing and Synthesis*. <https://www.doi.org/10.1515/gps-2022-0046>.
- Yahiaoui, K., Ouakouak, A., Guerrouf, N., Zoubeidi, A., & Hamdi, N. (2020). Domestic wastewater treatment by vertical-flow filter grown with *Juncus maritimus* in arid region. In *International Journal of Engineering Research in Africa* (47), 109–117.
- Yalcuk, A., & Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource technology* 100(9): 2521-2526.
- Yang, Y., Zhao, Y.Q., Liu, R.B., & Morgan, D. (2018). Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresour Technol* 261:441–452.
- Yao, Z., Wang, C., Song, N., & Jiang, H. (2019). Development of a hybrid biofilm reactor for nitrate removal from surface water with macrophytes residues as carbon substrate. *Ecol Eng* 128:1–8.
- Yin, H., Yan, X., & Gu, X. (2017). Evaluation of thermally-modified calciumrich attapulgite as a low-cost substrate for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Res* 115:329–338.
- Yuan, Y., Zhang, X., Lei, Y., Jiang, Y., Xu, Z., Zhang, S., Gao, J., & Zhao, S. (2018). Nitrogen removal by modified zeolites coated with Zn-layered double hydroxides (Zn-LDHs) prepared at different molar ratios. *J Taiwan Inst Chem Eng* 87:73–82.
- Zapana, J. S., Arán, D. S., Bocardo, E. F., & Harguinteguy, C. A. (2020). Treatment of tannery wastewater in a pilot scale hybrid constructed wetland system in Arequipa, Peru. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(11), 4419- 4430. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02797-8>.
- Zhang, M.L., Zhao, L.F., Mei, C.H., Yi, L., Hua, & G.F. (2014b). Effects of plant material as carbon sources on TN removal efficiency and N₂O flux in vertical- flow-constructed wetlands.
- Zhang, W., Lei, Q., Li, Z., & Han, H. (2016). Temporal variation of nitrogen balance within constructed wetlands treating slightly polluted water using a stable nitrogen isotope experiment. *Environ Sci Pollut Res* 23:2677–2683.
- Zhang, X. L., Guo, L., Wang, Y. F., & Ruan, C. Y. (2015). Removal of oxygen demand and nitrogen using different particle-sizes of anthracite coated with nine kinds of LDHs for wastewater treatment. *Sci Rep-Uk* 5:15146.

- Zhang, Z., Li, D., Liu, G., Liu, T., & Feng, Y. (2024). Intensified nitrogen and phosphorus removal and mechanism revelation in constructed wetlands amended with iron-carbon based substrate towards low C/N ratio wastewater. *Chemical Engineering Journal*.
- Zhang, Z., Rengel, Z., & Meney, K. (2007). Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, Air, & Soil Pollution* 183(1), 95–105. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9359-3>.
- Zhang, P.G., Hao, Q., Ma, R., Luo, S., Chen, K., Liang, Z., & Jiang, C. (2023). Biochar and hematite amendments suppress emission of CH₄ and NO₂ in constructed wetlands 01 Feb 2023-*Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162451>.
- Zhao, J. H., Zhao, Y. Q., Xu, Z. H., Doherty, L., & Liu, R. B. (2016). Highway runoff treatment by hybrid adsorptive media-baffled subsurface flow constructed wetland. *Ecol Eng* 91:231–239.
- Zhao, X.H., Zhao, Y.Q., & Kearney, P. (2011). Transformation of beneficially reused aluminium sludge to potential P and Al resource after employing as P-trapping material for wastewater treatment in constructed wetland. *Chem Eng J* 174:206–212.
- Zhao, Y.Q., Zhao, X.H., & Babatunde, A.O. (2009). Use of dewatered alum sludge as main substrate in treatment reed bed receiving agricultural wastewater: long-term trial. *Bioresour Technol* 100:644–648.
- Zhou, X., Jia, L., Liang, C., Feng, L., Wang, R., & Wu, H. (2018a). Simultaneous enhancement of nitrogen removal and nitrous oxide reduction by a saturated biochar-based intermittent aeration vertical flow constructed wetland: effects of influent strength. *Chem Eng J* 334:1842–1850.
- Zhou, X., Liang, C.L., Jia, L.X., Feng, L.K., Wang, R.G., & Wu, H.M. (2018b). An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: impact of influent strengths. *Bioresour Technol* 247:844–850.
- Zhou, X., Wang, X.Z., Zhang, H., Wu, H.M. (2017). Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. *Bioresour Technol* 241:269–275.
- Zhou, X., Wu, S., Wang, R., & Wu, H. (2019). Nitrogen removal in response to the varying C/N ratios in subsurface flow constructed wetland microcosms with biochar addition. *Environ Sci Pollut Res* 26:3382–3391.

Zidan, A. R. A., M. M. El-Gamal, et al. (2015). Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage). *Water Science* 29(1): 26-35.

Zorai, A., Benzahi, K., Labed, B., Ouakouak A., Serraoui, M., & Bouhoreira, A. (2022). Performance of *Canna indica* and *Typha latifolia* in mono and mixed culture for secondary wastewater treatment in constructed wetlands with vertical flows under arid conditions (Touggourt, Algeria). *Water Practice and Technology* 18 (1): 53–67 <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.163>.