



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد البشير الإبراهيمي برج بوعريريج

Université Mohammed El Bachir El Ibrahimi B.B.A

كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers

قسم العلوم الفلاحية

Département des Sciences Agronomiques

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine des Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Agronomique

Spécialité : Aménagement hydroagricole

Intitulé :

**Évaluation de l'effet de *Typha latifolia* sur l'amélioration
de la qualité des eaux usées**

Présenté par :

SALHI Imane & TIBOURTINE Hadil

Soutenu le 25 / 06/ 2023, Devant le Jury :

	Nom & Prénom	Grade	Affiliation / institution
Président :	Mme. BOURAHLA Amel	MCB	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Encadrant :	M. AIT MECHDAL Mouloud	MCB	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Co-Encadrant :	M. ZORAI Ameur	Université de Kasdi Merbah Ouargla.
Examineur :	M. HERIZI Toufik	MAA	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.

Année Universitaire 2022/2023



Remerciement

Avant tout, louange à "Allah", qui nous a guidés sur le bon chemin tout au long de ce travail et nous a inspiré les bons pas et les justes réflexes.

Tout d'abord, Nous tenons également à remercier notre encadreur, le docteur Monsieur : Ait mechedal Mouloud, pour ses précieuses orientations, ses conseils avisés, ses critiques constructives et ses encouragements.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à notre Co- encadreur, Mr : Zorai Ameer. Il nous a donné confiance et nous a accordé de nombreuses opportunités durant la période de réalisation de ce mémoire, faisant preuve d'une grande patience.

Nos remerciements vont également aux membres du jury qui nous ont fait l'honneur de juger notre travail.

Enfin, nous exprimons notre reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Un grand merci à tous...

Tibourtine Hadil - Salhi Imane





Dédicaces

Avec tous mes sentiments de respect, avec l'expérience de ma reconnaissance, je dédie ma remise de diplôme et ma joie

À mes chers parents, aucun mot si sacré soit-il, ne suffira à apprécier à sa juste valeur, le soutien matériel et spirituel, les sacrifices que vous ne m'avez cessé de déployer.

À mes précieux frères Mouadh et Imade, ainsi qu'à ma sœur Chahd.

À mon oncle Abid qui est pour moi un père, un frère et un ami, je te souhaite une vie comblée de joie, d'amour et de succès.

À mon Co-encadreur Mr : Zorai Ameer merci pour votre patience, vos efforts intenses et votre disponibilité permanente.

À mon binôme, Imane, qui a partagé ce travail avec moi dans les bons et mauvais moments.

Je le dédie également à toute ma famille, mes amis et à toutes les personnes qui m'ont aidé par un mot, une idée ou un encouragement.

Tibourtine Hadil



Dédicaces

Au nom du Dieu clément et miséricordieux et que le salut de Dieu, soit sur son prophète Mohammed.

A ceux qui m'ont tout donné sans rien en retour A ceux qui m'ont encouragé pour continuer mon chemin universitaire Et ceux à qui je dois tant Je dédie ce modeste travail à celle qui m'a donné la vie, le symbole de Tendresse, qui s'est sacrifiée pour mon bonheur et ma réussite, à ma mère...

A mon père, école de mon enfance, qui a veillé tout au long de ma vie à m'encourager, à me donner de l'aide et à me protéger. Que dieu les garde et les protège. Merci les prunes de mes yeux. Je vous aime.

Mes frères :

Cher Mohamed je suis fière de t'avoir dans ma vie merci pour tout ce que tu as fait pour moi.

Cher petit frère Ilyas taki eddine, tu es une source infinie de joie et de bonheur dans ma vie.

Mon unique sœur, Hadjar douaa, depuis notre enfance, tu as été ma confidente, ma complice et ma source d'inspiration.

Chère cousine, tu été une source de réconfort et de conseils avisés dans les moments difficiles Tu es bien plus qu'une cousine pour moi, tu es mon frère (Bouguerra Abdallah).
Spéciale dédicace à mon cher Fiancé :

Tu as été une source inépuisable de soutien et d'encouragement tout au long de mon parcours universitaire, et je tiens à te remercier du fond du cœur Kebabi Monsef.

A ma famille (mes tantes et mon oncle) au sens large et à mes amis : Hadil Tibourtine, Rayane Chenah, Lila Hadadji, Khalida et Majda Chalbabe, Amira Torki et Bassma Reghi.

A tous ceux qui m'aiment. A tous ceux que j'aime.

Salhi Imane

Table de matière

<i>Table de matière</i>	
	Page
Remerciement.....	i
Dédicace.....	ii
Table des matières.....	iv
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures.....	vi
Abréviations.....	vii
Résumé.....	viii
1. Introduction.....	02
2. Matériel et méthodes.....	09
2.1. Caractéristiques de l'Installation expérimentale.....	09
2.2. Sélection et préparation des plantes.....	11
2.3. Sélection du substrat.....	12
2.4. Échantillonnage et analyse de l'eau.....	13
2.5. Calcul et analyse statistique.....	14
3. Résultats et discussion.....	16
3.1. Epuration des eaux usées par des systèmes de zone humide artificielle.....	16
3.1.1. Concentration des eaux usées brutes et traitées.....	16
3.1.2. Performances des systèmes de zone humide artificielle (HFCWs).....	17
3.1.2.1. Variation de la température (T).....	17
3.1.2.2. Variation du Ph.....	19
3.1.2.3. Variation de la conductivité électrique (CE).....	21
3.1.2.4. Variation de l'Oxygène dissous (OD).....	22
3.1.2.5. Variation de la MES.....	24
3.1.2.6. Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO ₅).....	26
3.1.2.7. Variation de la DBO ₅	27
3.1.2.8. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO).....	29
3.1.2.9. Variation du PO ₄ ³⁻	31
3.1.2.10. Variation du PT.....	33
3.1.2.11. Variation du NH ₄ ⁺	34
3.1.2.12. Variation du NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻	36
3.1.3. Comparaison des performances entre les systèmes HFCWs.....	38
4. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	41
Références Bibliographiques.....	44
Annexe.....	53

Liste des tableaux

Liste des Tableaux

Tableaux	Titre	Page
Tableau 01	Classification botanique de T. Latifolia	12
Tableau 02	Concentrations Min, Max, moyennes \pm ET (mg/L), sauf Température (°C) et CE (mS/cm), et Ph (S unité), nombre d'échantillons (n=08)	16
Tableau 03	Efficacité d'élimination (%) de la pollution	17
Tableau 04	Ratios de divers paramètres pour caractériser les EU Evaluation de la pollution organique des eaux brutes.....	27
Tableau 05	Écart relatif entre les unités de traitement.....	39

Liste des figures

Liste des figures

Figures	Titre	Page
Figure 01	Situation géographique de la région de d'El Anasser.....	09
Figure 02	Photo présentant le dispositif expérimental (HFCWs).....	10
Figure 03	Représentation schématique du système de zones humides artificielles HFCWs.....	10
Figure 04	Photo présentant l'espèce Typha Latifolia.....	11
Figure 05	Matériels de remplissage.....	12
Figure 06	Points d'échantillonnages.....	13
Figure 07	Evolution de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	18
Figure 08	Variation des températures à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	18
Figure 09	Evolution du pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	20
Figure 10	Variation du pH à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	20
Figure 11	Evolution de la CE de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement....	21
Figure 12	Variation de la CE à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	22
Figure 13	Evolution de l'OD de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	23
Figure 14	Variation de l'OD à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	23
Figure 15	Evolution de la MES de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement..	24
Figure 16	Variation de la MES à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	26
Figure 17	Evolution de la DBO ₅ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de.....	28
Figure 18	Variation de la DBO ₅ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	29
Figure 19	Evolution de la DCO de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement..	30
Figure 20	Variation de la DCO à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	31
Figure 21	Evolution du PO ₄ ³⁻ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement....	32
Figure 22	Variation du PO ₄ ³⁻ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	32
Figure 23	Evolution du PT de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	33
Figure 24	Variation du PT à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	34
Figure 25	Evolution du NH ₄ ⁺ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités traitement.....	35
Figure 26	Variation du NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	35
Figure 27	Evolution du NO ₂ ⁻ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	37
Figure 28	Evolution du NO ₃ ⁻ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	37
Figure 29	Variation du NO ₂ ⁻ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	38
Figure 30	Variation du NO ₃ ⁻ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.....	38

Abréviations

Abréviations

C_i	Concentration d'effluents à l'entrée
C_0	Concentration d'effluents à la sortie
CE	Conductivité électrique
CO_2	Dioxyde de carbone
CW	Constructed wetland
DBO_5	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène.
EU	Eaux usées
FWS	Free Water Surface
H^+	Cation hydrogène
HFCW	Horizontal flow constructed wetland
HFCW ₁	zone humide à écoulement horizontal dérivé
HFCW ₂	Zone humide à écoulement horizontal avec une distribution transversale
JORA	Journal officiel de la république algérienne
K	Coefficient de biodégradabilité
MES	Matières en suspension
NH_4^+	Ammonium
NO_3^-	Nitrate
NO_2^-	Nitrite
PO_4^{3-}	Orthophosphate
PT	Phosphore total
pH	Potentiel d'hydrogène
RE	Rendements d'élimination
T	Température
TRH	Temps de rétention hydraulique

Résumé : La pénurie d'eau et l'utilisation excessive des ressources en eau dans les pays en développement, tels que l'Algérie, soulignent l'importance de l'utilisation des eaux usées (EU) traitées, notamment pour le secteur agricole très gourmand en eau. Les zones humides artificielles (CWs) font partie des technologies vertes qui offrent un traitement efficace et rentable des EU. Cette étude examine le traitement des EU provenant de la ville d'El Anasser, en Algérie, en utilisant des CWs à échelle expérimentale avec écoulement horizontal (HFCWs). La performance de deux HFCWs et l'effet de l'utilisation de plantes (*Typha Latifolia*) ont été comparés. Les efficacités maximales d'élimination des solides en suspension (MES) ont été observées dans le cas des HFCW₁ (85,61%). Les efficacités maximales d'élimination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et de la demande chimique en oxygène (DCO) ont été observées dans le cas des HFCW₂ (84,86%) et (83,01%) respectivement. Les efficacités moyennes d'élimination les plus élevées pour l'orthophosphate (PO₄³⁻) et le phosphore total (PT) sont similaires dans toutes les HFCWs. L'élimination des matières azotées est réalisée grâce à des processus tels que la nitrification, la dénitrification et l'absorption par les plantes. Les différences entre les HFCWs plantées et le HFCW₀ non plantée sont attribuables à l'absorption des nutriments par la plante, ce qui contribue à l'élimination des substances polluantes de l'eau. Il n'y avait pas de différences significatives lors de la comparaison des HFCWs en termes de type d'écoulement. Cette étude démontre l'application des HFCWs comme solution abordable pour le traitement des EU domestiques, en vue de leur réutilisation dans diverses applications, dans les pays en développement confrontés à une crise de l'eau, tels que l'Algérie.

Mots clés: eaux usées, zones humides artificielles, *Typha Latifolia*, Evaluation de l'efficacité.

Abstract: The water scarcity and excessive water resource utilization in developing countries, such as Algeria, emphasize the importance of utilizing treated wastewater (WW), particularly for the water-intensive agricultural sector. Constructed wetlands (CWs) are among the green technologies that offer efficient and cost-effective WW treatment. This study examines the treatment of wastewater from the city of El Anasser, Algeria, using experimental-scale horizontal flow constructed wetlands (HFCWs). The performance of two HFCWs and the effect of plant utilization (*Typha Latifolia*) were compared. Maximum removal efficiencies of suspended solids (TSS) were observed in the case of HFCW₁ (85.61%). The highest removal efficiencies of biochemical oxygen demand (BOD₅) and chemical oxygen demand (COD) were observed in HFCW₂ (84.86%) and (83.01%), respectively. The highest average removal efficiencies for orthophosphate (PO₄³⁻) and total phosphorus (TP) were similar in all HFCWs. Nitrogen removal is achieved through processes such as nitrification, denitrification, and plant absorption. The differences between planted HFCWs and unplanted HFCW₀ are attributed to nutrient absorption by the plants, contributing to the removal of pollutants from the water. There were no significant differences observed when comparing HFCWs in terms of flow type. This study demonstrates the application of HFCWs as an affordable solution for domestic wastewater treatment, with potential reuse in various applications in water-crisis developing countries like Algeria.

Keywords: Wastewater, Constructed wetlands, *Typha Latifolia*, Efficiency evaluation.

الملخص: ندرة المياه والاستخدام المفرط للموارد المائية في البلدان النامية ، مثل الجزائر ، يؤكد على أهمية استخدام مياه الصرف الصحي المعالجة (WW) ، خاصة بالنسبة للقطاع الزراعي الجشع للمياه. تعد الأراضي الرطبة المبنية (CWS) من بين التقنيات الخضراء التي تقدم معالجة فعالة وموفرة للتكلفة لمياه الشرب. تبحث هذه الدراسة في معالجة الاتحاد الأوروبي من مدينة العناصر ، باستخدام أراضي رطبة اصطناعية ذات تدفق أفقي (HFCWs). تمت مقارنة أداء اثنين من الأراضي الرطبة الاصطناعية وتأثير استخدام النباتات (*Typha Latifolia*). لوحظ الحد الأقصى من كفاءة إزالة المواد الصلبة المعلقة (MES) في حالة (85.61 % HFCW1). لوحظ الحد الأقصى من الطلب الكيميائي الحيوي على الأكسجين (BOD_5) وكفاءة إزالة الطلب الكيميائي على الأكسجين (COD) بالنسبة لمركب HFCW2 (84.86 %) و (83.01 %) على التوالي. أعلى متوسط كفاءات لإزالة الفوسفات (PO_4^{3-}) والفوسفور الكلي (PT) متشابهة في جميع HFCWs. تتم إزالة المواد النيتروجينية من خلال عمليات مثل النتريجة ونزع النتروجين والامتصاص بواسطة النباتات. تُعزى الاختلافات بين HFCWs المزروعة و HFCW0 غير المزروعة إلى امتصاص النبات للمغذيات ، مما يساهم في إزالة المواد الملوثة من الماء. لم تكن هناك فروق ذات دلالة إحصائية عند مقارنة مركبات الكربون الهيدروفلورية من حيث نوع التدفق. توضح هذه الدراسة استخدام مركبات الكربون الهيدروفلورية كحل ميسور التكلفة لمعالجة مياه الصرف الصحي المنزلية ، بهدف إعادة استخدامها في تطبيقات مختلفة ، في البلدان النامية التي تواجه أزمة مياه ، مثل الجزائر.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف الصحي ، الأراضي الرطبة الاصطناعية ، *Typha Latifolia* ، تقييم الفعالية.

Introduction

1. Introduction

Les eaux usées sont un sous-produit de nos activités quotidiennes, telles que l'utilisation domestique, industrielle et agricole de l'eau. Elles comprennent les eaux de drainage provenant des éviers, des toilettes, des douches, des lave-linge, des usines, des fermes et d'autres sources similaires. Les eaux usées contiennent une grande variété de contaminants, y compris des matières organiques, des produits chimiques, des nutriments, des micro-organismes pathogènes et même des produits pharmaceutiques (Hubbe *et al.*, 2016).

La phytoépuration est une méthode de traitement naturelle des eaux usées qui utilise des plantes et des micro-organismes pour épurer l'eau. Cette technique consiste à faire circuler l'eau à travers des bassins plantés de végétaux sélectionnés pour leur capacité à absorber les nutriments et à dégrader les polluants organiques présents dans l'eau usée. Les racines des plantes servent de support de croissance pour les bactéries qui dégradent les polluants, tandis que la végétation elle-même contribue à l'oxygénation de l'eau et à l'évapotranspiration. (Gautry & Bailly, 2012).

Les zones humides artificielles « constructed wetland » (CWs) ont une longue histoire qui remonte à l'Antiquité, lorsque les Égyptiens utilisaient des lits de roseaux pour traiter les eaux usées. Au fil des siècles, différentes cultures ont développé des techniques de traitement des eaux usées en utilisant des CWs, notamment les Chinois, les Incas, les Romains et les Grecs. Cependant, ce n'est qu'à la fin du XIXe siècle que la technologie moderne de CWs a été développée en Europe. Les premiers CWs modernes ont été construits en Allemagne dans les années 1950, où ils ont été utilisés pour traiter les eaux usées industrielles. Au fil du temps, les CWs sont répandus dans le monde entier, devenant une méthode populaire de traitement des eaux usées dans les zones rurales et périurbaines. Aujourd'hui, les CWs continuent d'être développés et améliorés pour traiter une variété de types de pollution, notamment les nutriments, les métaux lourds et les produits chimiques organiques (Vymazal, 2022).

Les CWs sont conçues de manière à favoriser la croissance de végétation adaptée aux milieux humides, tels que les *roseaux* ou les *scirpes*. Les eaux usées sont acheminées vers ces CWs, où elles sont filtrées et traitées de différentes manières (Davis, 1995). Lorsque les eaux usées pénètrent dans la zone humide, elles sont d'abord retenues par la végétation et les microorganismes présents dans le sol. Les plantes et les micro-organismes bénéfiques qui vivent dans les racines et le sol de la zone humide contribuent à décomposer les matières organiques et à éliminer les nutriments, tels que l'azote et le

Introduction

phosphore, présents dans les eaux usées (Healy *et al.*, 2007). Ensuite, les eaux usées sont filtrées à travers différentes couches de substrat, composées de sable, de gravier et de matériaux poreux. Ces couches permettent la rétention et la filtration des particules solides et des contaminants dissous. (Mimeche, 2014).

Les CWs offrent de nombreux avantages, tels que leur faible coût d'exploitation et d'entretien, leur intégration paysagère et leur contribution à la préservation de la biodiversité en fournissant un habitat pour différentes espèces. Elles sont également considérées comme des alternatives durables et respectueuses de l'environnement par rapport aux systèmes de traitement des eaux usées conventionnels (USEPA, 1999).

Les zones humides surfaciques (Free Water Surface) (FWS) sont des CWs qui sont conçues pour traiter les eaux usées. Elles sont similaires aux NWs en ce qu'elles sont des bassins profonds plantés de végétation émergente et enracinée (Qian *et al.*, 2021). Les FWS sont moins exigeantes en termes de surface que les autres types de CWs. L'écoulement des EU dans les FWS se fait à travers la surface des lits et est donc appelé zone humide de surface d'eau libre (Vymazal, 2010).

Les CWs à écoulement sous-surfacique, également connus sous le nom de lits de percolation, sont des systèmes de traitement des eaux usées qui utilisent un substrat poreux pour filtrer les contaminants de l'eau. Contrairement aux zones humides filtrantes à écoulement horizontal en surface, les CWs à écoulement sous-surfacique ont un flux d'eau qui circule sous la surface du substrat. L'eau est prétraitée avant d'être distribuée uniformément sur le substrat à travers des conduits perforés (Molle *et al.*, 2005). Ensuite, l'eau s'infiltré à travers le substrat, où les microorganismes dégradent les contaminants organiques. (Korkusuz *et al.*, 2005).

Les CWs, qu'elles soient à écoulement en surface ou à écoulement souterrain, permettent de traiter efficacement différents polluants présents dans les eaux usées, tels que les MES, la matière organique, les nutriments et certains contaminants (Brix & Arias, 2005). Tous les systèmes peuvent être combinés en un seul système hybride, Une CW hybride est un type de système conçu qui combine les principes des CWs naturels avec des processus de traitement supplémentaires pour améliorer l'efficacité du traitement des eaux usées. (Vymazal, 2013).

Les CWs à écoulement horizontal « Horizontal flow constructed wetland » (HFCW) sont des systèmes de traitement des eaux usées également connus sous les noms de "lits de roseaux", "systèmes de traitement par lit de roseaux" et "lits submergés végétalisés". Ils

Introduction

fonctionnent en faisant passer les eaux usées à travers un substratum de sable ou de gravier, ce qui crée des zones aérobies, anoxiques et anaérobies où les bactéries attachées aux racines et rhizomes des plantes dégradent les composés organiques. Cependant, la capacité de transport d'oxygène insuffisante des plantes limite la dégradation des composés organiques par des processus aérobies. L'élimination du phosphore est limitée car le support utilisé a une faible capacité de sorption/précipitation (Korkusuz *et al.*, 2005).

Le but de cette étude est d'évaluer l'efficacité des zones humides artificielles à écoulement souterrain dans le traitement des eaux usées domestiques en utilisant une expérience au niveau expérimental avec une plante aquatique appelée *Typha Latifolia*. Le deuxième objectif est de déterminer, par le biais d'une évaluation scientifique rigoureuse, si les zones humides artificielles à écoulement souterrain peuvent répondre aux normes actuelles établies pour les systèmes d'assainissement domestiques en Algérie.

Le présent document est structuré en méthode IMRD. Nous commençons par une introduction, ensuite le matériel et les méthodes d'étude utilisés. Enfin Les résultats obtenus sont présentés et discutés dans la dernière partie.

Matériels et Méthodes

2. Matériels et méthodes

2.1. Caractéristiques de l'installation expérimentale

Les CWs à écoulement horizontal «Horizontal flow constructed wetland» (HFCWs), ont été construites en février 2023 dans la cour de la faculté des sciences et de la vie de l'université de Bordj Bou Arreridj, située dans la ville d'El Anasser (**Figure 1**). Les coordonnées géographiques de la ville sont 36° 02' 23" Nord, 4° 49' 06" Est. La superficie de la ville est estimée à 8110 hectares, ce qui équivaut à 81,10 km². La ville se trouve à une altitude moyenne de 915 mètres.

La zone étudiée présente un climat de type méditerranéen. Les étés y sont chauds et secs, avec une température moyenne de 30 °C en juillet et août, tandis que les hivers sont doux et pluvieux, avec une température moyenne de 10 °C en janvier et février. Les précipitations sont réparties de manière inégale tout au long de l'année, avec une moyenne annuelle d'environ 500 millimètres, et une période sèche qui s'étend de juin à septembre. Les vents dominants sont le sirocco et le chergui, qui peuvent souffler avec une certaine intensité et affecter la température et l'humidité de la région (ONM,2023).

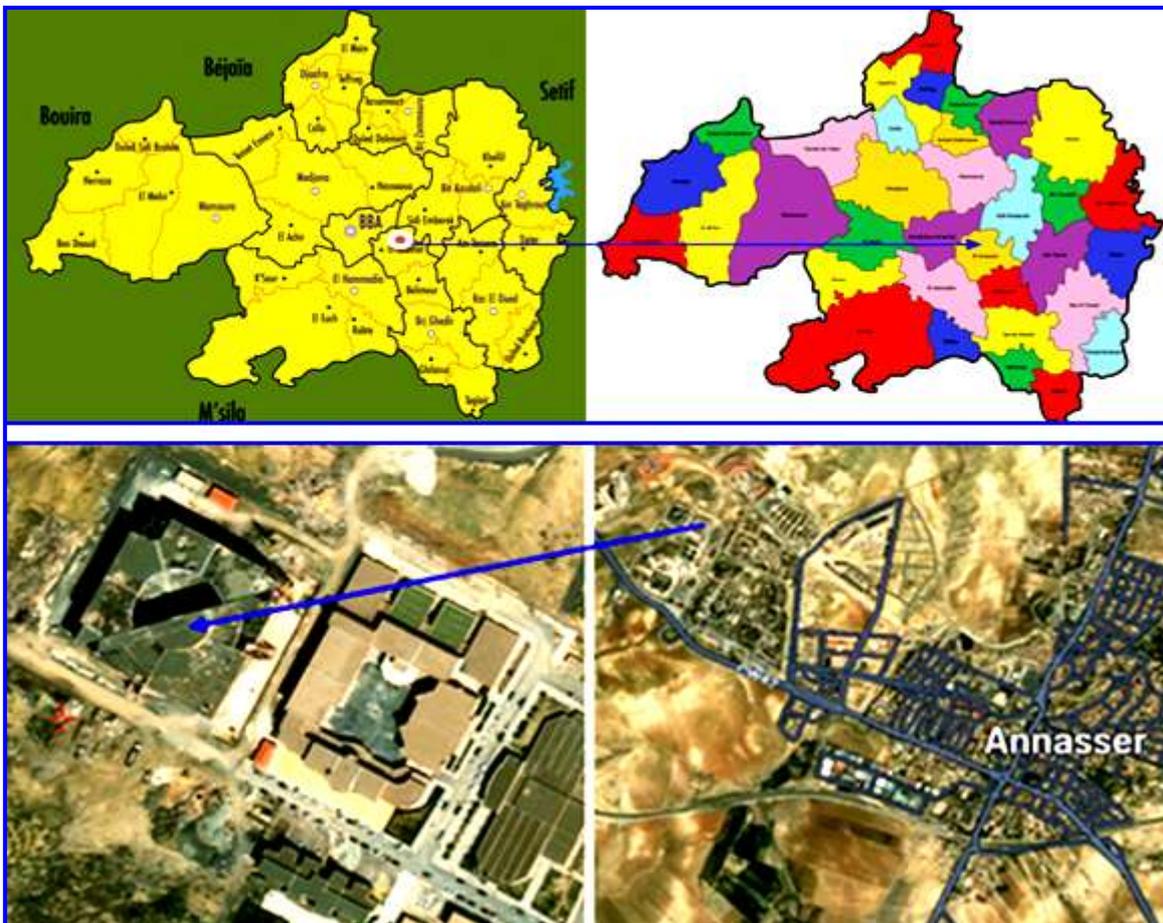


Figure.1 : Situation géographique de la région de d'El Anasser.

Matériels et Méthodes

Les HFCWs sont de forme rectangulaire, avec une superficie d'environ $0,228 \text{ m}^2$. Ils sont recouverts de graviers d'une profondeur d'environ 250 mm, comprenant trois couches disposées de bas en haut : $\varnothing 20\text{-}25 \text{ mm}$, $\varnothing 15\text{-}10 \text{ mm}$ et $\varnothing 3 \text{ mm}$, formant ainsi le substrat. Le système a été conçu pour avoir un débit moyen de 20 L/jour. Le temps de rétention hydraulique théorique (TRH) est de trois jours. Les EU s'écoulent du réservoir de sédimentation primaire par gravité vers les trois unités de traitement, où une partie des solides se déposent et sont retenus dans le réservoir de sédimentation primaire. Ensuite, l'effluent s'écoule du réservoir de sédimentation primaire vers les HFCWs de traitement, en utilisant une distribution gravitaire du débit d'eau à travers le système (**Figure 2**).



Figure. 2: Photo présentant le dispositif expérimental HFCWs.

Le dispositif expérimental (**Figure 3**) se compose de trois HFCW. Le premier (HFCW₁) présente un flux horizontal dérivé, le deuxième (HFCW₂) présente avec une distribution transversale des eaux, tandis que le troisième (HFCW₀) est maintenu sans plantation en tant que témoin pour un flux horizontal.

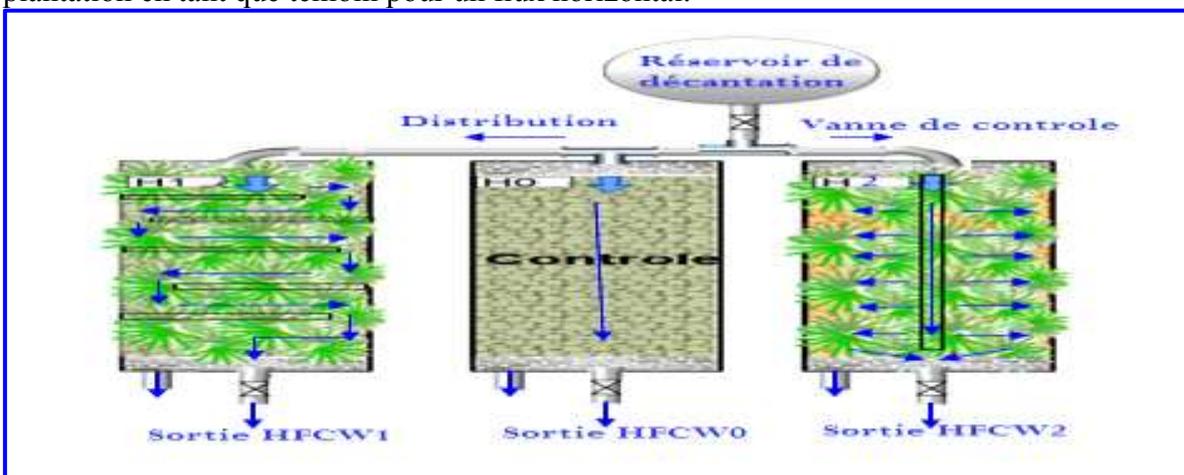


Figure. 3 : Représentation schématique du système de zones humides artificielles HFCWs.

2.2. Sélection et préparation des plantes

Selon le modèle proposé par Kipasika *et al.*, (2016), les HFCWs plantées d'une espèce végétale appelée *Typha Latifolia* avec une densité de 36 plantes/m². Les plantes de *Typha Latifolia* (**Figure 4**) ont été récoltées au début du mois de janvier dans les rives de l'Oued de Bordj Ghedir, (wilaya de BBA). Les plants en bonne santé ont été soigneusement lavés à plusieurs reprises avec de l'eau distillée afin d'éliminer les tissus végétaux morts ainsi que les particules et les micro-algues qui adhéraient aux plantes. Par la suite, les jeunes plants ont été plantés dans les bassins du système de traitement des EU le même jour.

Pendant la période d'acclimatation et de croissance, Le système a été alimenté en eau douce, puis de l'eau usée a été ajoutée progressivement pour atteindre 100 % d'EU.



Figure. 4 : Photo présentant l'espèce *Typha Latifolia*

Typha Latifolia, également connu sous le nom de massette à larges feuilles, est une plante émergente aquatique originaire de l'hémisphère nord. Elle est souvent utilisée dans les CWs pour le traitement des EU en raison de sa capacité à absorber les nutriments tels que l'azote et le phosphore.

La plante est facilement reconnaissable grâce à ses grandes feuilles plates et allongées qui émergent de tiges verticales pouvant atteindre plus de deux mètres de hauteur. Les inflorescences mâles et femelles sont séparées sur des épis distincts qui poussent sur la même tige. La plante se reproduit également par rhizomes, ce qui lui permet de coloniser rapidement de nouvelles zones humides (Maas-Van de Kamer & Maas, 2008). Le **Tableau. 1** présente la classification botanique de *Typha Latifolia*.

Tableau.1 : Classification botanique de *Typha Latifolia* (Mishra et al., 2013).

Rang	Nom scientifique
Règne	Plantae
Sous-règne	Tracheobionta
Superdivision	Spermatophyta
Division	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Sous-classe	Commelinidae
Ordre	Typhales
Famille	Typhaceae
Genre	Typha
Espèce	Typha latifolia

2.3. Sélection du substrat

Les CWs utilisent généralement des matériaux granulaires tels que le sable, le gravier, les écorces, la perlite et les argiles expansées comme substrats. Le gravier (Figure 5) est souvent privilégié en raison de son coût avantageux, de sa disponibilité et de sa grande surface de contact pour les microorganismes impliqués dans la dégradation des polluants. Il est important que les graviers utilisés aient une granulométrie comprise entre 3 mm et 25 mm, répartie comme suit : une première couche de 20 à 25 mm, une deuxième couche de 10 à 15 mm et une troisième couche de 3 mm (Figure 5), afin d'éviter le colmatage du filtre et d'assurer une perméabilité suffisante. La composition chimique du substrat joue également un rôle important dans la croissance des plantes et l'efficacité du traitement des nutriments. Il est donc conseillé de sélectionner un substrat avec un pH et une conductivité adaptés aux espèces végétales choisies et aux conditions locales.

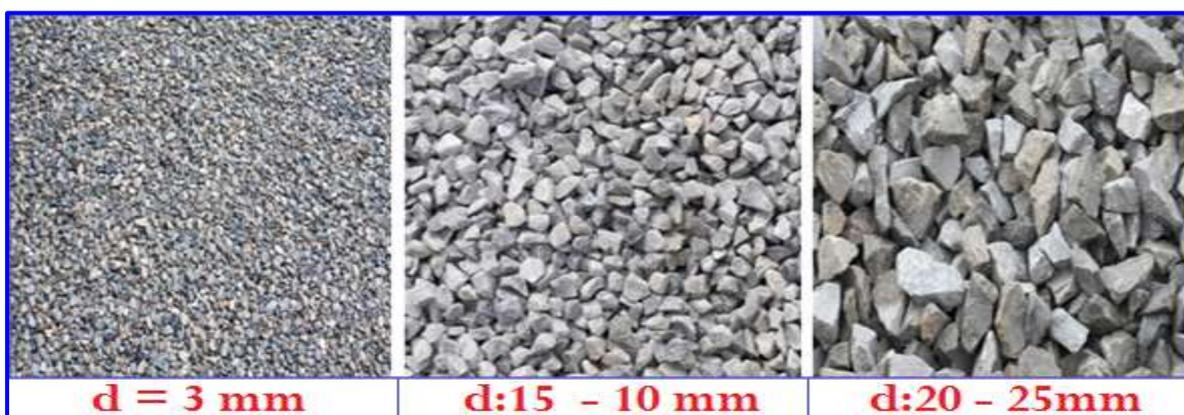


Figure. 5: Matériels de remplissage

Matériels et Méthodes

Les HFCWs étaient alimentés en eau polluée une fois par semaine avec 20 litres provenant d'un réservoir de stockage d'une capacité de 80 litres. Ce réservoir était utilisé à la fois comme réservoir de décantation et comme source d'alimentation pour le système. Chaque semaine, le réservoir était rempli avec les EU urbaines provenant du rejet de la ville d'El Anasser.

2.4. Échantillonnage et analyse de l'eau

L'échantillonnage des EU pour analyse est une étape essentielle pour obtenir des résultats fiables. Il consiste à prélever des échantillons représentatifs de la qualité de l'eau dans les bassins de traitement. Les échantillons doivent être collectés régulièrement, conservés dans des flacons propres et stérilisés, puis transportés dans des conditions appropriées jusqu'au laboratoire. Les paramètres à analyser varient en fonction des objectifs de l'étude et peuvent inclure la qualité physico-chimique de l'eau, la présence de microorganismes et les contaminants chimiques. En résumé, l'échantillonnage des EU requiert une attention rigoureuse pour assurer des résultats précis et fiables.

Des échantillons d'eau ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque filtre (**Figure 6**) après une période de 3 jours afin de mesurer la qualité de l'eau. Le système a fonctionné avec les mêmes conditions de charge organique et de taux de charge hydraulique pour les trois types de HFCW.



Figure. 6 : Points d'échantillonnages.

Notre étude s'est focalisée sur l'analyse physico-chimique des principaux paramètres majeurs et généraux, qui servent d'indicateurs de la pollution des eaux usées. Toutes les analyses physico-chimiques ont été réalisées dans le laboratoire de la Faculté des Sciences

de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre de l'Université de BBA. Les échantillons ont été prélevés tous les 15 jours tout au long de la période.

Les différents paramètres suivants sont déterminés pour chaque échantillon prélevé à la fois dans l'influent et dans l'effluent :

- la température (T, °C), l'oxygène dissous (OD, mgO₂/L), l'hydrogène potentiel (pH), la conductivité électrique (CE, mS/cm) à l'aide d'un instrument multimètre modèle WTW. Les matières en suspension (MES, mg/L) ont été mesurées selon la méthode normalisée d'examen de l'eau et des eaux usées, NF T90-105 (AFNOR. 1999).
- La demande biochimique en oxygène (DBO₅, mg/L) a été quantifiée par le test de DBO de 5 jours avec des capteurs de gaz de tête OxiTop (OxiTop ® WTW box).
- La demande chimique en oxygène (DCO, mg/L) a été mesurée à l'aide de la méthode au bichromate suivant la directive ISO 6060 (ISO. 1989).
- L'azote ammoniacal (NH₄⁺, mg/L) a été mesuré par spectrométrie manuelle suivant la directive ISO 7150 (ISO. 1984).
- La mesure de l'azote nitrique (NO₃⁻, mg/L) a été réalisée par la méthode suivant la directive ISO 7150 (ISO. 1984).
- La mesure de l'azote nitrite (NO₂⁻, mg/L) a été réalisée par la méthode ISO guideline 6777 (ISO. 1984), et l'orthophosphate (PO₄³⁻, mg/L) a été réalisé par la méthode ISO guideline 6878 (ISO. 2004).

2.5. Calcul et analyse statistique

L'efficacité d'élimination (R%) pour chaque variable a été calculée en appliquant l'équation (1) en comparant les concentrations d'influent (C_i) et d'effluent (C₀) dans l'eau (Kadlec et Wallace, 2008).

$$RE = \left[\frac{C_i - C_0}{C_i} \right] \times 100 \quad \text{Eq (1)}$$

Où C_i et C₀ sont les concentrations d'entrée et de sortie exprimées en mg/L, respectivement.

La performance du système de zone humide artificielle a été évaluée statistiquement en comparant les valeurs moyennes des concentrations d'effluent de divers paramètres physicochimiques dans les mêmes conditions de fonctionnement à l'aide du logiciel

Matériels et Méthodes

statistique (Origin software – 2018). Un test ANOVA unidirectionnel a été utilisé et le niveau de signification statistique a été fixé à 0,05. Tukey test, LSD, a été réalisée pour identifier les différences entre les moyens. Les différences statistiquement significatives entre les données ont été évaluées sur la base des déterminations de l'écart type et de la méthode d'analyse de la variance.

Résultats et Discussion

3. Résultats et discussion

Dans cette expérience, nous avons réalisé des tests pour évaluer la capacité d'une plante appelée *Typha Latifolia* à éliminer les polluants organiques et les nutriments des EU. Pour ce faire, nous avons utilisé une HFCW au niveau expérimental. L'objectif de cette expérience était de déterminer l'efficacité de cette méthode de traitement des EU ainsi que les performances de la plante *Typha latifolia*.

3.1. Epuration des eaux usées par des systèmes de CWs

3.1.1. Concentration des eaux usées brutes et traitées

Pour caractériser les EU de la commune d'El Anasser (rejet final route El-Hammadia), des analyses physico-chimiques ont été réalisées sur plusieurs paramètres. Ces paramètres comprennent la DBO₅, la DCO, les MES, l'OD, le pH, la CE, la T, l' NH_4^+ , les NO_2^- , les NO_3^- , les PO_4^{3-} et le PT. Les moyennes des concentrations des EU brutes et des eaux traitées non planté (HFCW₀), planté a écoulement dérivé (HFCW₁) et planté a écoulement latérale (HFCW₂) sont présentées dans le **Tableau .2**. Les rendements d'élimination sont présentés dans le **Tableau. 3**.

Tableau. 2 : Concentrations (Min - Max), moyennes \pm ET (mg/L), sauf Température ($^{\circ}\text{C}$) et CE (mS/cm), et Ph (S unité), nombre d'échantillons (n=08).

Concentrations des différents paramètres des eaux usées brutes et traitées				
Paramètre	Eaux usées brutes (WW)	HFCW ₀ (Npl)	HFCW ₁ (T.Latifolia)	HFCW ₂ (T.Latifolia)
T	21.7 \pm 2.02 (17.6 – 23.5)	13.17 \pm 1.23 (10.9 – 14.4)	13.2 \pm 1.17 (11.2 – 14.8)	13.3 \pm 1.30 (11 – 14.9)
pH	8.182 \pm 0.113 (8.041 - 8.349)	8.053 \pm 0.7828 (6.138 - 0.782)	7.77 \pm 0.229 (7.49 - 8.14)	7.51 \pm 0.316 (7.01 - 7.98)
CE	4.738 \pm 0.683 (3.999 – 6.167)	2.6 \pm 0.28 (2.3 – 3.1)	2.95 \pm 0.326 (2.47 – 3.5)	2.935 \pm 0.316 (2.47 – 3.3)
OD	0.507 \pm 0.296 (0.108 – 0.948)	3.580 \pm 1.219 (1.86 – 5.076)	5.664 \pm 1.612 (2.808 – 8.256)	5.695 \pm 1.702 (3.348 – 8.244)
MES	197.92 \pm 63.87 (119.6 – 269.1)	33.96 \pm 10.29 (20.8 – 48.1)	26.48 \pm 9.50 (10.4 – 41.6)	27.46 \pm 11.80 (10.4 – 44.2)
DBO₅	155.08 \pm 31.62 (108 – 202.5)	42.01 \pm 12.50 (25.65 – 60.75)	32.73 \pm 12.82 (20.25 – 52.65)	16.2 \pm 5.25 (23.45 – 31.05)
DCO	350.03 \pm 101.4 (183.58 – 511.01)	99.83 \pm 30.74 (67.13 – 152.07)	80.29 \pm 24.19 (54.38 – 119.19)	55.14 \pm 1.38 (36.99 – 73.98)
NH₄⁺	0.802 \pm 0.55 (0.258 – 2.016)	0.27 \pm 0.55 (0.055 – 0.937)	0.207 \pm 0.55 (0.055 – 0.72)	0.38 \pm 0.32 (0.11 – 1.12)
NO₃⁻	1.9575 \pm 1.4314 (0.2112 – 4.4316)	0.6031 \pm 0.380 (0.0432 – 1.129)	0.3610 \pm 0.326 (0.00 – 1.010)	0.3397 \pm 0.287 (0.0012 – 0.7452)
NO₂⁻	0.8179 \pm 0.2661 (0.396 – 1.1676)	0.0736 \pm 0.036 (0.396 – 0.1404)	0.0585 \pm 0.0229 (0.396 – 0.0948)	0.0435 \pm 0.0253 (0.0156 – 0.0852)
PT	13.37 \pm 1.056 (11.88 – 15.51)	4.115 \pm 0.512 (5.324 – 5.324)	2.154 \pm 0.739 (3.014 – 3.014)	2.435 \pm 0.729 (3.201 – 3.201)

Résultats et Discussion

PO_4^{3-}	3.336 ± 1.487 (2.18 – 5.6)	1.076 ± 0.565 (0.457 – 1.82)	0.320 ± 0.565 (0.049 – 0.87)	0.298 ± 0.155 (0.08 – 0.45)
--------------------	-----------------------------------	-------------------------------------	-------------------------------------	------------------------------------

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

Rendement de différents HFCWs (%)			
Paramètre	RE % HFCW ₀ (Npl)	RE % HFCW ₁ (<i>T.Latifolia</i>)	RE % HFCW ₂ (<i>T.Latifolia</i>)
MES	81.28	85.61	84.99
DBO ₅	72.80	79.19	84.86
DCO	70.58	76.05	83.01
NH ₄ ⁺	69.74	74.61	53.30
NO ₃ ⁻	65.74	83.05	84.59
NO ₂ ⁻	90.79	91.40	94.26
PT	69.10	83.97	81.82
PO ₄ ³⁻	67.47	90.66	90.51

3.1.2. Performance des systèmes de zone humide artificielle (HFCWs)

3.1.2.1. Variation de la température (T)

La température de l'eau est un élément essentiel dans les environnements aquatiques, car elle a un impact sur les réactions physico-chimiques et biologiques qui s'y déroulent (Chapman *et al.*, 1996). Elle joue un rôle clé dans l'activité biologique et a des conséquences écologiques (Leynaud, 1968). L'élévation de la température entraîne une diminution de la viscosité, une augmentation de la tension de vapeur à la surface (évaporation) et une réduction de la solubilité des gaz. Certains de ces paramètres peuvent avoir des effets bénéfiques, par exemple, une augmentation de la température favorise l'autoépuration de l'eau et accélère la vitesse de sédimentation, ce qui peut être avantageux dans les stations d'épuration.

Dans notre expérience les données recueillies de la température sont présentées dans le **Tableau 2** est illustrés dans les **Figures 7** et **8** qui montrent que :

- Les températures des eaux usées brutes varient de 17,6 °C en Mars à 23,5 °C en Mai, avec une moyenne de $(22,15 \pm 2,02 \text{ °C})$, respectant ainsi la norme algérienne de 30 °C (**Tableau 1 en annexe 1**) (JORA, 2009). Il est intéressant de noter que la plupart des valeurs se situent entre 10.9 et 23.5 °C. Cela s'explique par le fait que la température de l'eau est directement liée à la température de l'air.
- En ce qui concerne les eaux traitées, les températures moyennes prélevées à différents HFCWs variaient généralement entre 10.9 °C (en mars) et 14.9 °C (en Mai) pour le système HFCW₀, entre 11.2 °C (en mars) et 14,8 °C (en

Résultats et Discussion

Mars) pour le HFCW₁, et entre 11,0 °C (en mars) et 14,9 °C (en Mars) pour le HFCW₂. Les températures dans les filtres plantés et non plantés étaient relativement constantes tout au long de la période d'étude.

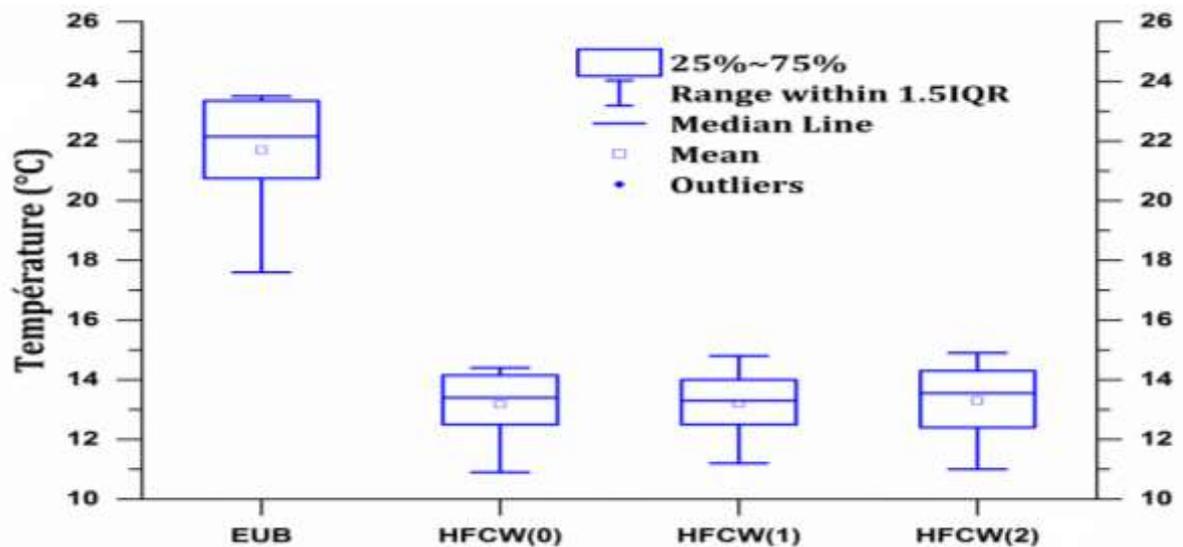


Figure. 7 : Evolution de la température à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

L'analyse statistique montre qu'il existe une différence significative entre la température des eaux usées brute et des eaux usées traitées par les HFCWs ($P = 0.00$) alors que la différence entre les groupes plantés (HFCW₁, HFCW₂) et le témoin HFCW₀ ne sont pas considérés significative ($P = 0.99$).

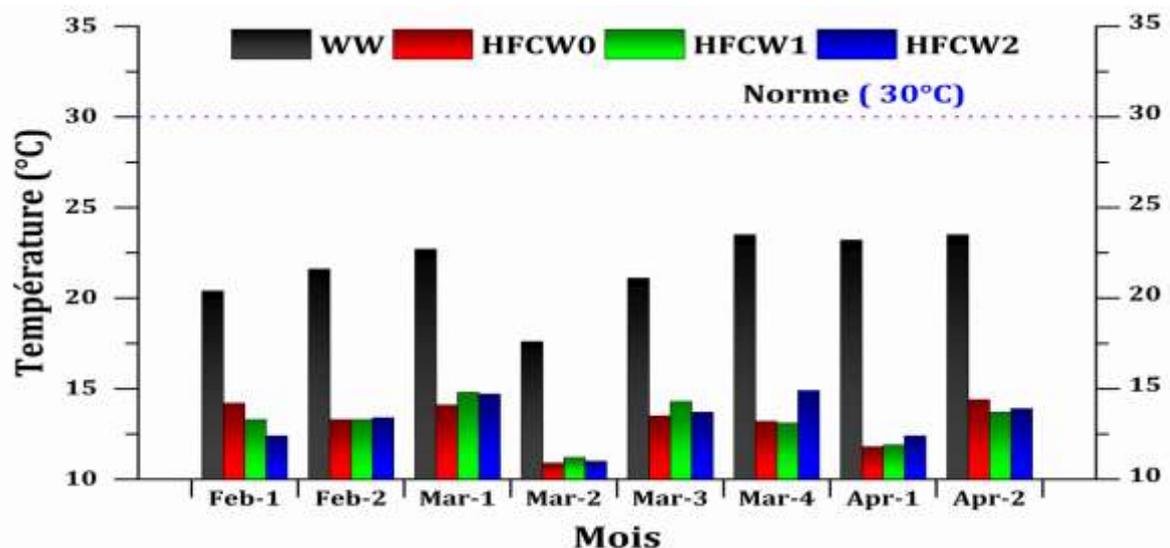


Figure. 8 : Variation des températures à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

La température est l'un des facteurs physiques les plus importants affectant l'efficacité de l'élimination des nutriments car elle affecte directement le taux de métabolisme des microorganismes (Tejaswini *et al.*, 2019), et que la baisse de température

à la sortie des HFCWs s'explique par la diminution des microorganismes responsables des processus chimiques et biologiques (Alisawi, 2020).

L'analyse a révélé que la température à la sortie des lits de culture HFCWs était inférieure aux normes algériennes (JORA, 2006; JORA, 2012). Il est important de maintenir une température optimale pour assurer une élimination efficace des nutriments et une décontamination complète des eaux usées.

3.1.2.2. Variation du pH

La croissance optimale de la grande majorité des micro-organismes se produit dans une plage de pH allant de 4,5 à 8,0, avec une plage optimale plus étroite située entre 5,5 et 7,5 (Vymazal, 2007). En dehors de cette plage, la plupart des organismes ne peuvent pas survivre, avec une tolérance limitée à un pH supérieur à 9,5 ou inférieur à 4. Il est généralement recommandé de maintenir un pH compris entre 6,5 et 7,5 (Metcalf et Eddy, 1991). Cette plage de pH optimale favorise le développement des micro-organismes nécessaires à une dégradation efficace des contaminants dans le processus de traitement des EU. Le suivi du pH peut fournir des informations sur le bon déroulement du processus d'épuration. Il est clairement démontré que la vitesse de nitrification est influencée par le pH. Selon Franck (2002), dans le cas du processus d'épuration aérobie, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour exercer son activité épuratrice de manière efficace.

La **Figure 9** et **10** illustre les variations du pH à l'entrée (Eaux brutes) et à la sortie des HFCWs. Les résultats de l'étude menée sur une période de 4 mois (**Tableau 2**) révèlent que les EU brutes présentent un pH basique, variant entre 8.04 et 8.34, avec une moyenne de (8.18 ± 0.11) . Ce pH élevé est dû à la quantité de matière végétale, telle que les algues, qui activent la photosynthèse et entraînent la consommation de dioxyde de carbone (CO_2) (Rodrigues *et al.*, 2008). Les valeurs du pH durant toute la période d'étude sont conformes aux normes de JORA. (2009).

D'autre part, les valeurs moyennes du pH dans le bassin témoin HFCW₀ sont diminuées à (8.05 ± 0.78) et à (7.77 ± 0.22) , (7.51 ± 0.31) dans les bassins plantés HFCW₁ et HFCW₂, respectivement. Le résultat de notre expérience est similaire à ce qui est obtenu par (Vincent *et al.*, 1994). Cette diminution est due à l'oxydation de la DCO, qui produit du CO_2 , ce qui entraîne l'acidité du milieu.

Résultats et Discussion

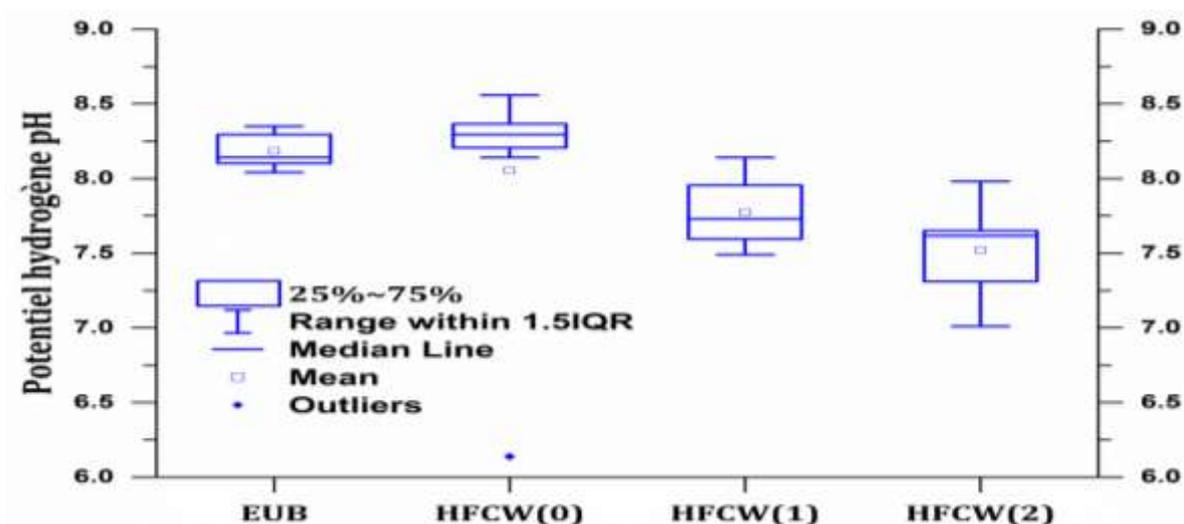


Figure. 9: Evolution du pH à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Au cours de cette expérience, nous avons enregistré une seule différence significative entre les eaux brutes et le HFCWs ($P=0.026$), Cela est dû à la libération du H^+ , causée par l'activité bactérienne dans le processus de nitrification, ce qui conduit à l'acidification du milieu (Yahiaoui *et al.*, 2020).

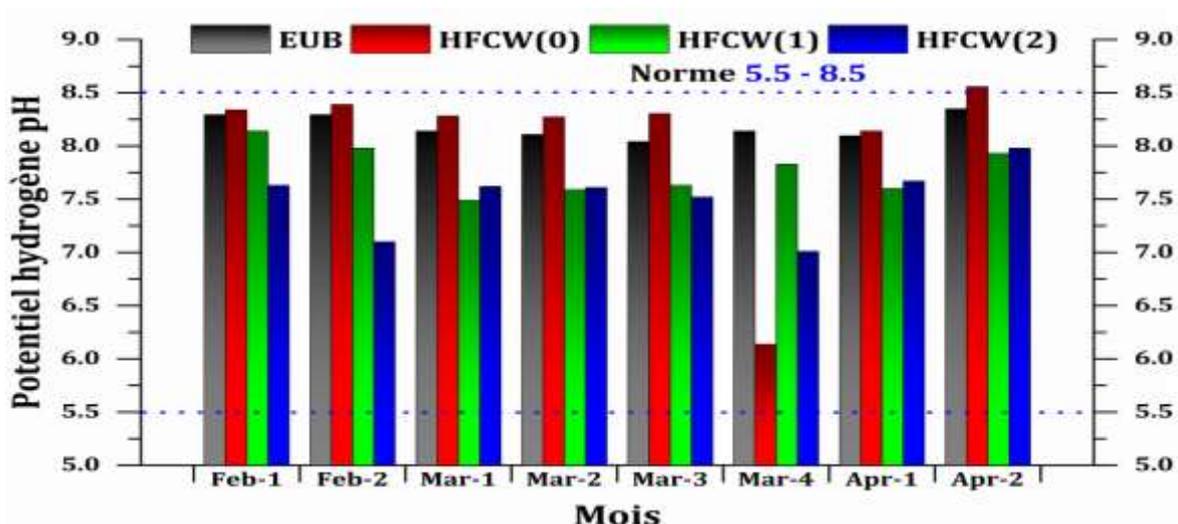


Figure. 10 : Variation des pH à l'entrée et à la sortie des unités de traitement

Selon Sevrin *et al.* (1995), un pH alcalin et une température modérée constituent des conditions environnementales idéales pour la prolifération des microorganismes, établissant ainsi un équilibre biologique optimal favorisant la dégradation de la matière organique et la décontamination de l'eau. Le pH est demeuré constant dans les décharges finales et se situe dans des plages acceptables pour la croissance des micro-organismes, conformément aux normes établies par (JORA, 2006; JORA, 2012).

3.1.2.3. Variation de la conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est une mesure de la capacité de l'eau à conduire le courant électrique entre deux électrodes. La plupart des substances dissoutes dans l'eau se présentent sous forme d'ions électriquement chargés. Par conséquent, la mesure de la CE permet d'estimer la quantité de sels dissous présents dans l'eau. De plus, la CE varie en fonction de la température de l'eau et augmente lorsque la température augmente (Rodier, 1984).

La CE est considérée comme l'un des paramètres les plus simples et les plus importants pour contrôler la qualité des EU. Elle reflète le degré global de minéralisation de l'eau et nous renseigne sur son niveau de salinité.

Les résultats (Figure 11; Figure 12) ont révélé que la CE des EU brutes analysées variait entre 3.99 mS/cm et 6.16 mS/cm, avec une moyenne de $(4.73 \pm 0.68 \text{ mS/cm})$. Les valeurs maximales de la CE ont été enregistrées au niveau des EU brutes lors de températures élevées, ce qui suggère l'impact de l'évaporation sur les niveaux de la CE (Bekkari *et al.*, 2017).

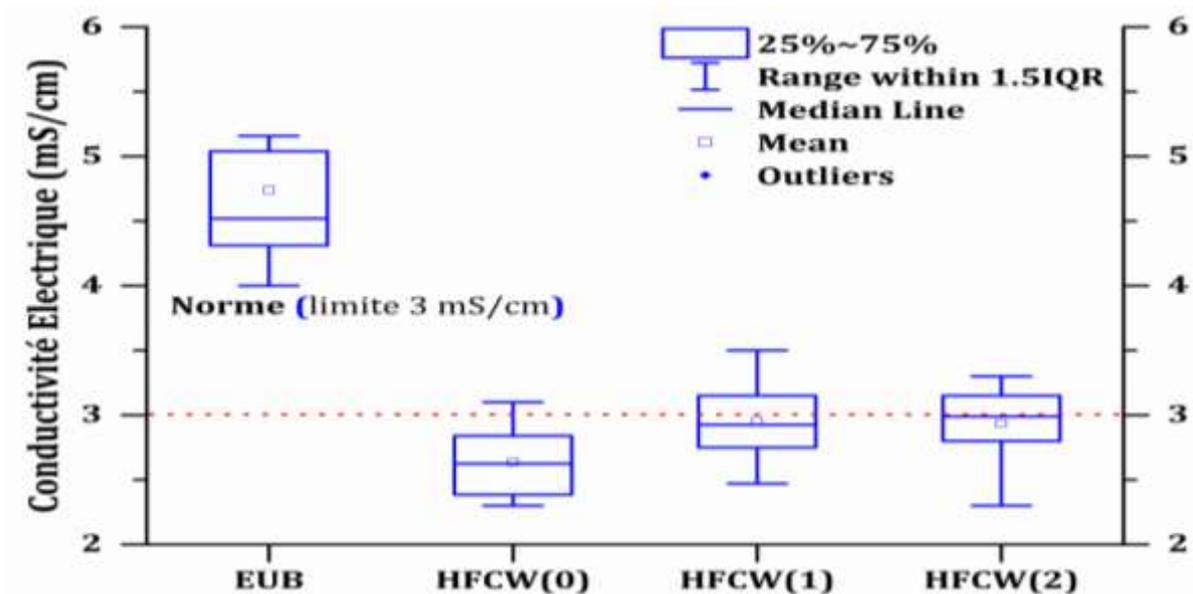


Figure. 11: Evolution de la CE de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Au cours de la période d'étude, les valeurs de la CE obtenues pour l'eau traitée par les HFCWs, étaient similaires et légèrement inférieure à celle des EU brutes, avec des valeurs moyennes de $(2,63 \pm 0,28 \text{ mS/cm})$, $(2,95 \pm 0,32 \text{ mS/cm})$ et $(2,93 \pm 0,31 \text{ mS/cm})$ dans les HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂ respectivement.

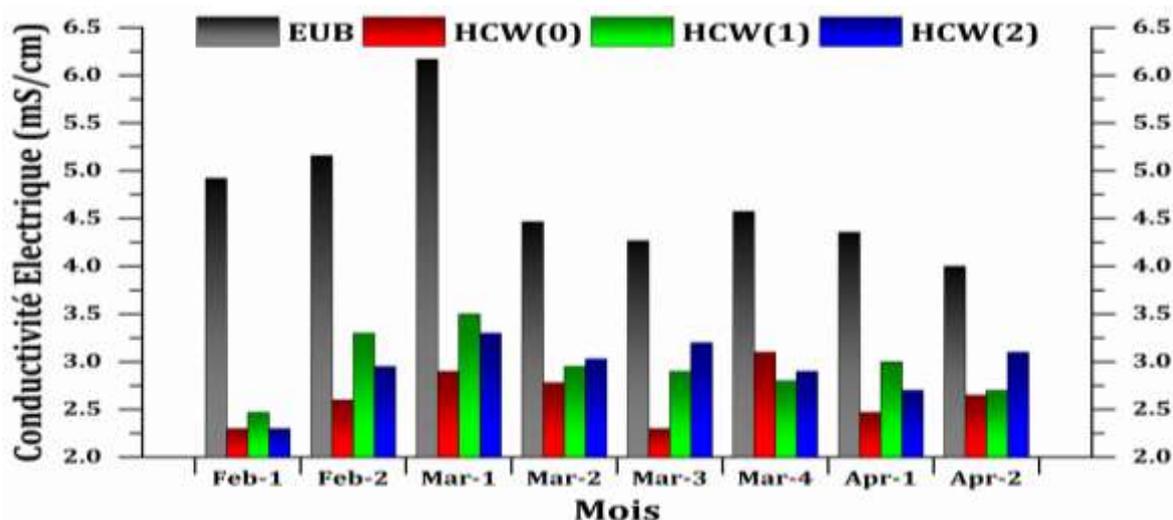


Figure. 12: Variation de la CE à l'entrée et à la sortie des unités de traitement

Cependant, une diminution considérable ($P=2.15 \cdot 10^{-7}$, $P=1.36 \cdot 10^{-8}$, $P=7.46 \cdot 10^{-9}$) de la CE a été observée pour les eaux traitées par les HFCWs par rapport aux EU brutes. De plus, les valeurs de la CE dans les bassins plantés sont supérieures à celles du bassin non planté, ce qui peut être attribué au processus de transpiration causé par la couverture végétale. Cette transpiration entraîne une perte d'eau importante et par conséquent, une augmentation des ions anions et cations dans la solution, comme le signalent *Leto et al.*, (2013). Aucune différence dans les valeurs de la CE n'a été observée entre les types d'alimentation des eaux. En revanche, les valeurs de CE dans les bassins restent approximativement similaires à celles des EU brutes.

3.1.2.4. Variation de la l'Oxygène dissous (OD)

L'oxygène dissous (OD) présent dans les EU provient principalement de deux sources : l'atmosphère et la photosynthèse des algues. Il joue un rôle important pour la survie de la vie aquatique. La quantité d'OD est influencée par plusieurs facteurs, tels que la pression atmosphérique, la température, la pénétration de la lumière, la disponibilité des nutriments, la respiration des organismes aquatiques, ainsi que les processus d'oxydation et de dégradation des polluants (Boyd, 2019).

D'après la **Figure 13 et 14**, les niveaux d'OD au cours de la période d'étude sont très faibles dans les EU d'entrée, variant de 0.108 à 0.948 mg/l, avec une moyenne de $(0.507 \pm 0.29 \text{ mg/L})$. Conformément aux normes de l'OMS (1971), la valeur moyenne obtenue pendant la durée de l'étude, qui est inférieure à 1 mg/L, est considérée comme très faible. Cette faible concentration en OD peut s'expliquer par la grande consommation d'oxygène nécessaire à la décomposition organique et à la nitrification (Kadlec & Knight,

Résultats et Discussion

1996). Tandis que les concentrations moyennes de l'OD des eaux traitées par les HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂, étaient de (3.58 ± 3.58 mg/L), (5.66 ± 1.61 mg/L) et (5.69 ± 1.70 mg/L) respectivement et représentent des valeurs supérieures par rapport aux teneurs enregistrées dans les eaux brutes.

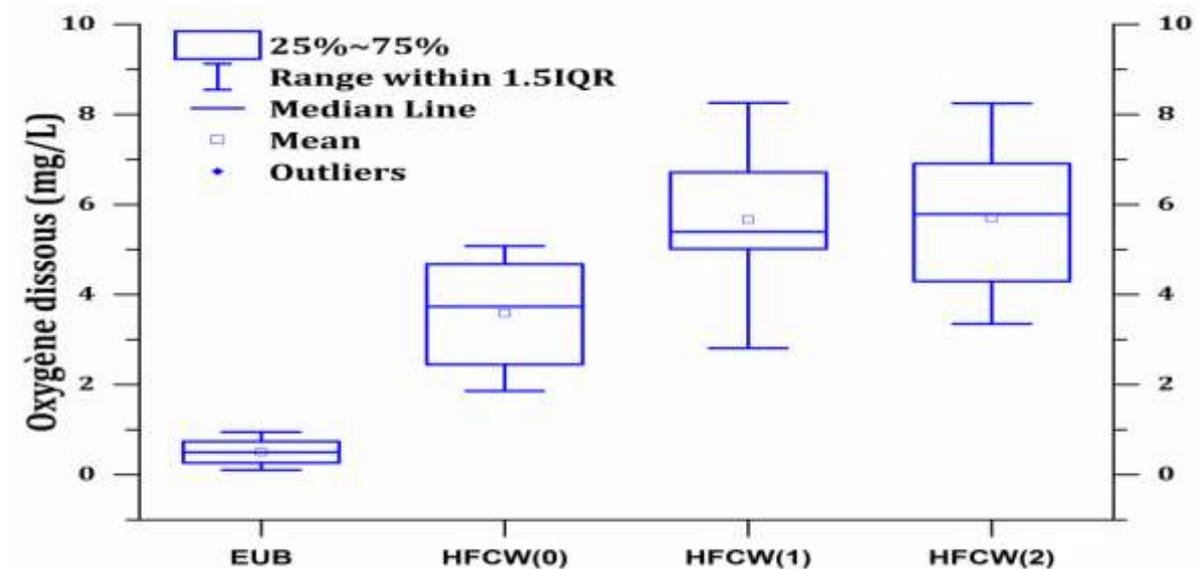


Figure. 13: Evolution de l'OD de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

L'analyse statistique révèle une différence significative ($P=4.29 \cdot 10^{-4}$, $P=6.84 \cdot 10^{-8}$, $P=5.58 \cdot 10^{-8}$) entre les EU brutes et tous les bassins plantés et non plantés, et entre les bassins plantés et le bassin non plantée ($P=0.019$, $P=0.017$). L'augmentation de l'OD dans les effluents peut être attribuée à l'activité photosynthétique des plantes qui transportent l'oxygène vers les racines, ainsi qu'à la diffusion atmosphérique dans les HFCWs (Pérez *et al.*, 2014).

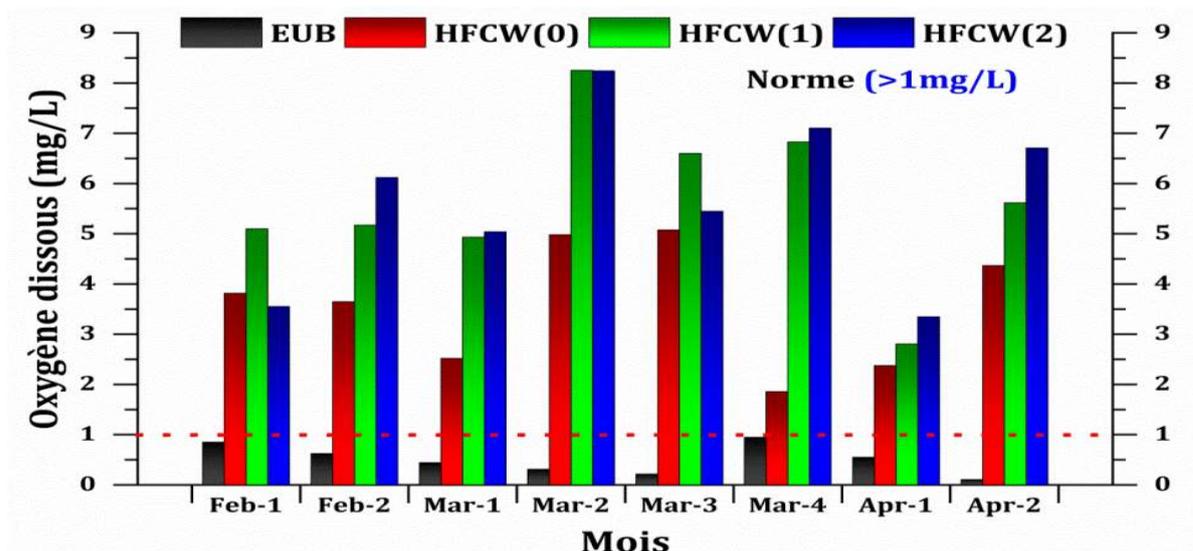


Fig. 14: Variation de l'OD à l'entrée et à la sortie des unités de traitement

Lors de la comparaison entre le HFCW₁ et le HFCW₂, aucune différence n'a été observée entre l'alimentation déroutée et l'alimentation horizontale latérale (P=0.99). Cela s'explique par le fait que le système fonctionne avec un écoulement horizontal.

En général, les plantes jouent un rôle important en fournissant de l'oxygène aux substrats, ce qui contribue aux processus d'oxydation des substances organiques, ainsi qu'à la nitrification et à la dénitrification lors du traitement des EU par les HFCWs.

3.1.2.5. Variation de la MES

Les MES désignent les particules minérales et organiques présentes dans les EU. Leurs effets sur les propriétés physico-chimiques de l'eau sont très préjudiciables, entraînant une modification de la turbidité de l'eau et une diminution de la pénétration de la lumière, ce qui affecte la photosynthèse (Franck, 2002).

La **Figure 15** et **16** comparent les concentrations et les efficacités d'élimination des MES dans différents systèmes de traitement par les HFCWs. La concentration initiale de MES dans l'eau d'entrée variait entre 119.6 mg/L et 269.1 mg/L, avec une valeur moyenne de $(197.92 \pm 63.87 \text{ mg/L})$ (**Tableau 2**). Les concentrations moyennes des MES présentes dans les échantillons d'EU analysées sont plus basses que la valeur limite établie par la norme algérienne. Cette norme, spécifiée dans le Journal Officiel de la République Algérienne (JORA, 2009), fixe la limite acceptable pour les rejets d'EU à une concentration de 600 mg/L de MES.

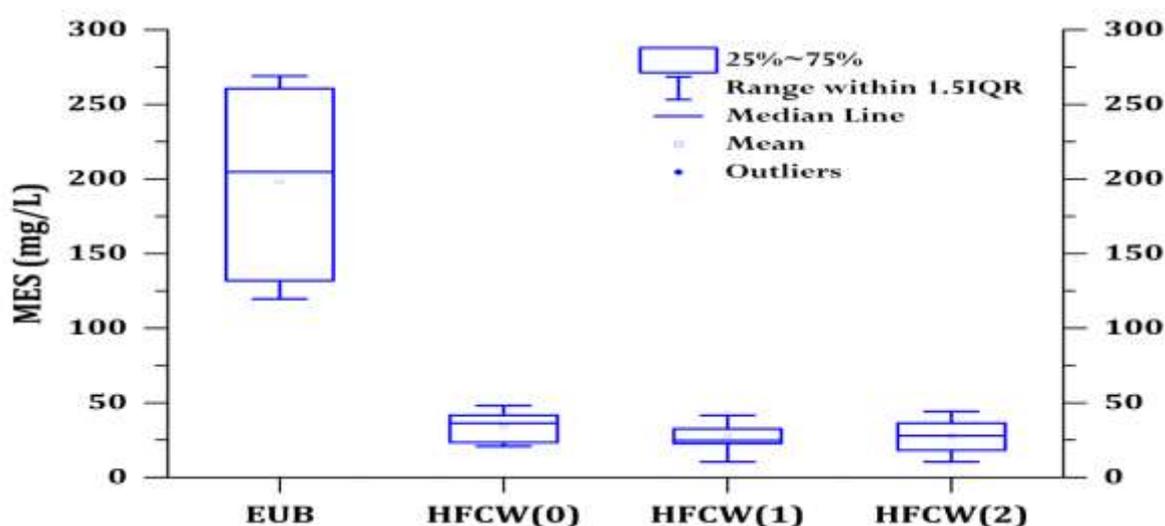


Figure. 15: Evolution de la MES de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Résultats et Discussion

Tous les effluents des HFCWs présentait une concentration de MES significativement inférieure à celle de l'eau d'entrée ($P=2.19 \cdot 10^{-7}$, $P=6.60 \cdot 10^{-7}$, $P=6.56 \cdot 10^{-7}$), indépendamment du matériau de remplissage du lit ou de type d'écoulement. La concentration moyenne maximale de MES observée pendant la période d'échantillonnage était de 33.96 mg/L dans le HFCW₀ non plantée, ce qui est significativement inférieur aux concentrations standard de MES (c'est-à-dire 35 mg/L) pour différentes applications de rejet dans les milieux aquatique et de réutilisation (JORA, 2006; JORA 2012).

Aucune différence significative n'a été observée entre les bassins plantés et non plantée ($P=0.96$, $P=0.97$) et même entre les deux systèmes d'écoulement ($P=0.99$). Ce qui est conforme aux rapports précédents montrant que les processus biologiques (mis en œuvre par les plantes) n'ont pas d'effet significatif sur l'élimination des MES (Haghshenas-Adarmanabadi *et al.*, 2015).

Comme nous pouvons le constater, la plus grande quantité d'élimination a été observée dans le bassin à écoulement dérouté, avec un rendement de 85,61 %, et de 84,99 % pour le bassin à écoulement horizontal latéral. En ce qui concerne le bassin non plantée, le rendement atteint 81.28%. L'évolution des MES montre une diminution de leur concentration dans les eaux traitées par rapport aux EU utilisées dans l'alimentation.

Nos résultats étaient supérieurs à ceux trouvés par Shukla *et al.* (2021), qui ont obtenu un taux de 32% avec un temps de rétention de 48 heures, inférieur à celui utilisé dans notre expérience et avec la même plante *Typha Latifolia*. De plus, les résultats obtenus étaient un peu mieux avec ceux d'Omidinia-Anarkoli et Shayannejad, (2021), qui ont rapporté un taux de 80,31% en utilisant un HFCW avec un gravier différent de celui utilisé dans notre expérience et avec une autre plante *Phragmites australis*. De même, les résultats étaient en accord avec ceux de la même source, Omidinia-Anarkoli, et Shayannejad, (2021), qui ont obtenu un taux de 85,15% en utilisant un HFCW avec un gravier similaire à celui utilisé dans notre expérience.

Les facteurs tels que le type de plante, le gravier utilisé et la méthode d'alimentation sont des éléments clés pour éliminer les MES. Ils influencent le processus d'élimination en fonction du système. Différentes plantes ont des capacités de filtration variables, tandis que le type de gravier affecte la filtration et la rétention des MES. De plus, la méthode d'alimentation en eau joue un rôle, par exemple, une circulation constante favorise la filtration et la clarification de l'eau. Considérer ces facteurs lors de la conception et de l'exploitation d'un système améliore son efficacité et les résultats d'élimination des MES.

Résultats et Discussion

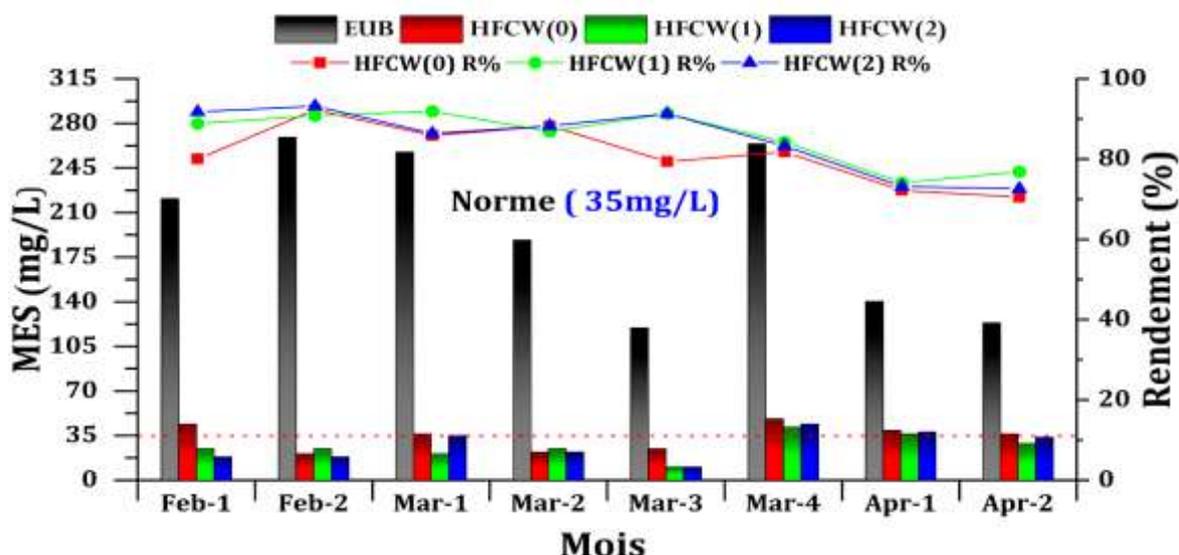


Figure. 16: Variation de la MES à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

De plus, l'effet d'un traitement complet, assuré par les systèmes HFCWs, sur les efficacités d'élimination des MES a été évalué. À cet égard, il a été noté que les HFCWs testées présentaient des valeurs d'efficacité assez équivalentes en matière d'élimination des MES. Malgré le type de HFCWs, toutes les efficacités d'élimination des MES obtenues étaient supérieures à 84 %, ce qui se situe dans la fourchette de certaines valeurs précédemment rapportées pour les HFCWs (Molle, 2003). Il est connu que dans les HFCWs, la sédimentation, la filtration et l'interception font partie des principaux mécanismes d'élimination pour la plupart des MES (Kadlec et Wallace, 2008).

La diminution des concentrations des MES dans les différentes eaux traitées est principalement due au traitement physique tel que la filtration, où les particules grossières restent piégées et les particules fines sont retenues dans les pores du filtre. Les eaux traitées par les bassins plantés sont plus troubles que celles traitées par le bassin non planté (témoin). Cette turbidité est causée par la présence de la plante enracinée dans le bassin. Les racines et les rhizomes forment des canaux à travers les médias de filtration, à travers lesquels les particules fines passent et se retrouvent dans les eaux traitées (Molle, 2003). Les décharges finales restent dans la norme recommandée par (JORA, 2006; JORA, 2012).

3.1.2.6. Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO₅)

Le type de traitement qui peut être appliqué aux EU dépend de la biodégradabilité de ces eaux. Ceci est fait en déterminant le rapport (DCO/DBO₅) exprimé par le facteur de biodégradabilité K. La valeur de K nous renseigne sur la nature de l'eau entrant dans une station d'épuration.

Résultats et Discussion

Tableau. 4 : Ratios de divers paramètres pour caractériser les EU Evaluation de la pollution organique des eaux brutes.

Mois	DBO ₅	DCO	K=DCO/DBO ₅
Fév	148.50	293.18	1.97
Fév	155.25	404.15	2.60
Mar	128.25	183.58	1.43
Mar	162.00	408.26	2.52
Mar	194.40	511.01	2.62
Mar	202.50	342.5	1.69
Avr	141.75	391.82	2.76
Mai	108.00	265.78	2.46
Moy	155.08	350.03	2.259

En se basant sur ces critères, les résultats globaux de notre étude révèlent que le rapport DCO/DBO₅, tel que indiqué dans le **Tableau. 4** est de (2.259 < 3). Cette valeur suggère que la dégradation de la pollution d'origine biologique se produit dès le début, ce qui indique une bonne biodégradabilité de l'effluent (Cardot, 1999).

3.1.2.7. Variation de la DBO₅

Les concentrations de la DBO₅ et les efficacités d'élimination des différents HFCWs sont présentées dans les deux **Figures 17,18** et le **Tableau 3**. Les concentrations initiales de la DBO₅ atteignaient jusqu'à 202.5 mg/L, avec une valeur moyenne de (155.08 ± 31.62 mg/L), peut être considérée comme élevée, ce qui suggère une forte demande en oxygène pour la dégradation de la matière organique. Toutes les valeurs des influents étaient inférieures à la concentration standard nationale de la DBO₅ (JORA, 2009). Une différence significative (P = 0.00) entre la concentration d'entrée et de sortie de DBO₅ ont été observées. La diminution de la DBO₅ dans l'eau traitée est due à des processus physiques et biologiques tels que la filtration, la sédimentation et la décomposition aérobie qui dépend principalement de l'oxygène converti par les plantes à travers les racines (Taha *et al.*, 2015; Hoffmann *et al.*, 2011). Toutes les valeurs des effluents étaient inférieures à la concentration standard nationale de DBO₅ pour l'irrigation et le rejet dans les milieux récepteurs (JORA, 2009; JORA, 2012), (c'est-à-dire 35 mg/L).

Résultats et Discussion

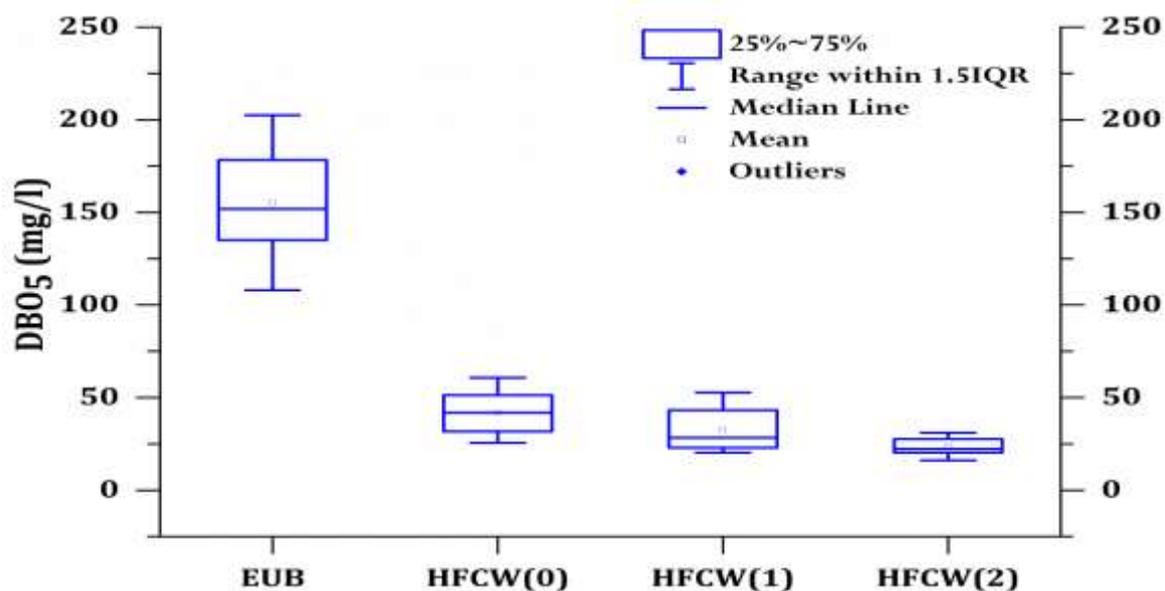


Figure. 17: Evolution de la DBO₅ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Parmi les HFCWs, le lit HFCW₂ a montré une meilleure performance, avec une efficacité d'élimination de (84.86%) en termes d'élimination du DBO₅ par rapport au HFCW₁ (79.19%) et HFCW₀ (72.80%), cela peut être attribué à un taux élevé d'oxygène dissous dans l'eau, qui a atteint 5,69 mg/L dans le HFCW₂. D'autre part, une différence significative ($P < 0,05$) entre les HFCWs plantés et le lit non planté HFCW₀. Cela peut être attribué à la libération d'oxygène à travers les racines de *Typha latifolia*, ce qui facilite la décomposition de la matière organique par des microorganismes aérobies (Bakhshoodeh *et al.*, 2017; Gaballah *et al.*, 2020).

Les résultats obtenus sont similaires à ceux observés dans la littérature pour l'élimination des DBO₅ dans les HFCWs. Par exemple, Shukla *et al.* (2021) signalé un taux d'élimination de DBO₅ de 79 % pour une HFCWs. D'autre part, les résultats obtenus étaient supérieurs à ceux rapportés par d'Omidinia-Anarkoli, & Shayannejad, (2021) (57.92% ; 69.62%) pour une HFCW avec un substrat différent. En général, les résultats obtenus dans cette étude concernant la DBO₅ étaient cohérents avec ceux rapportés dans la littérature, 74.2% par Puigagut *et al.* (2007); de 65.0 à 97.0% par Garfi *et al.* (2012) et de 96.4 à 92.0% par Andreo-Martínez *et al.* (2016).

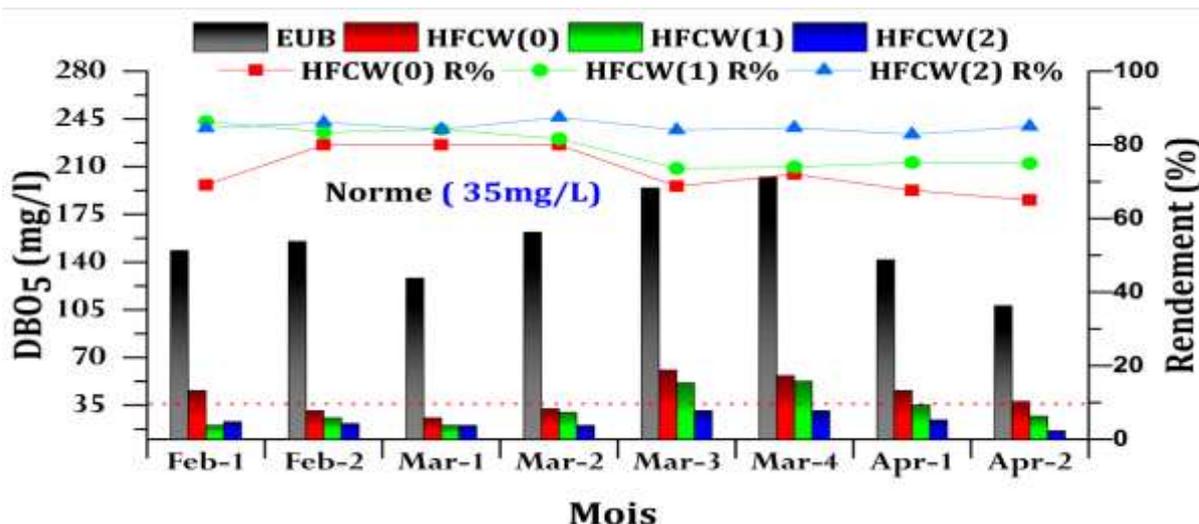


Figure. 18: Variation de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Il n'y a pas de différences significatives entre les eaux traitées par les unités plantées entre elles ($P= 0.74$), du fait que le type d'écoulement n'affecte pas l'élimination de la DBO₅.

L'efficacité de l'élimination des contaminants dépend de la composition des contaminants/constituants présents dans les entrées du système de traitement par CWs (Wang *et al.*, 2014).

Le processus de réduction de la DBO₅ est principalement réalisé par l'activité bactérienne (aérobie et anaérobie) avec production et émission de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Barbera *et al.*, 2015), et par la sédimentation et la filtration de la matière organique particulaire (Vymazal et Kröpfelová, 2009). à cet égard, l'aération assistée au cours de la période d'étude combinée à l'activité du plante a été efficace (Zhang *et al.*, 2010).

3.1.2.8. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est une mesure qui évalue la quantité de substances organiques présentes dans les EU en utilisant l'oxygène nécessaire à leur décomposition chimique. Cette mesure permet de déterminer le degré de pollution et de charge organique des EU.

La **Figure 19, 20** et le **Tableau 2** montrent l'élimination de la DCO à partir de différents systèmes de HFCWs. Les concentrations initiales de DCO ont varié considérablement au cours de la période d'échantillonnage, de 183.58 mg/L à 511.01mg/L, avec une valeur moyenne de $(350,03 \pm 101.46 \text{ mg/L})$. Les concentrations moyennes de la DCO présentes dans les échantillons d'EU analysées sont plus basses que la valeur limite

Résultats et Discussion

établie par la norme algérienne (JORA, 2009) fixe la limite acceptable pour les rejets d'EU à une concentration de 1000 mg/L.

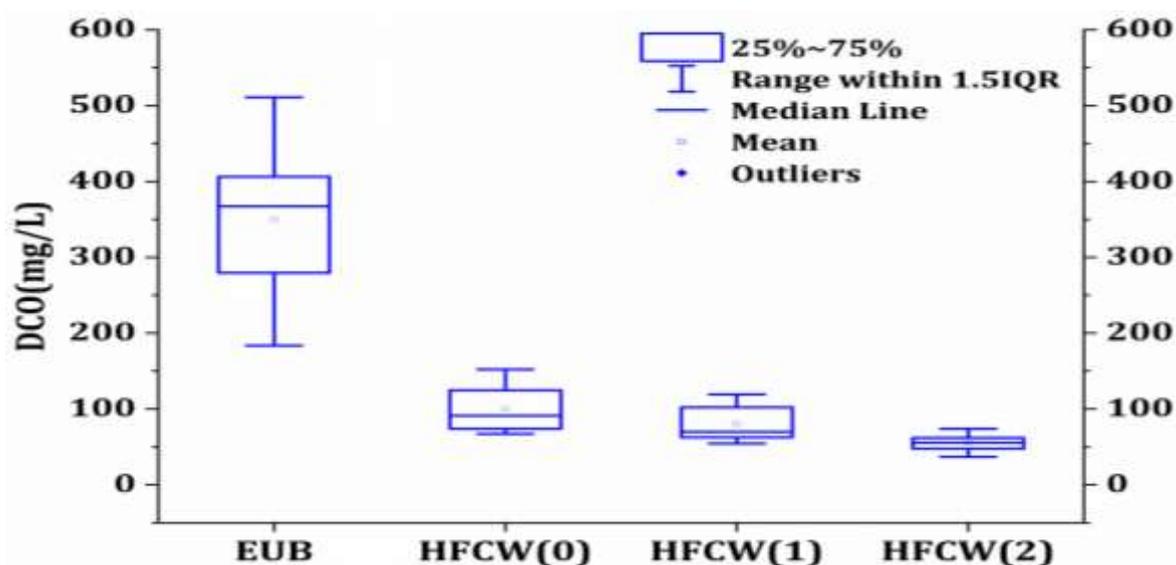


Figure. 19: Evolution de la DCO de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Tous les HFCWs ont entraîné une différence significative ($P=4.74 \cdot 10^{-8}$, $P=2.197 \cdot 10^{-7}$, $P = 0.00$), entre les concentrations de DCO à l'entrée et à la sortie. Alors que la concentration de sortie moyenne dans le système HFCW₂ était de (55.14 ± 11.38 mg/L). En revanche, les concentrations moyennes dans les bassins de traitement HFCW₀ et HFCW₁ était de (99.83 ± 30.74 mg/L) et (80.29 ± 24.19 mg/L), respectivement. Toutes les valeurs des effluents étaient inférieures à la concentration standard nationale de DCO pour l'irrigation et le rejet dans les milieux récepteurs (JORA, 2009; JORA, 2012), (c'est-à-dire 120 mg/L).

Dans le même contexte, le calcul du pourcentage d'élimination de la DCO a révélé qu'une quantité importante a été éliminée 83,01 % grâce au procédé de CWS mis en œuvre à la HFCW₂. Alors que le taux d'élimination chez HFCW₁ est de 76.05% et atteint 70.58% en HFCW₀.

Les résultats obtenus présentent des similitudes avec ceux observés dans la littérature dans les HFCWs. Camacho *et al.* (2007) ont signalé un taux d'élimination de DCO de 84,6 % grâce à une HFCW plantée avec *Phragmites australis*. Cependant, les résultats obtenus dans notre étude étaient inférieurs à ceux rapportés par Collivignarelli *et al.* (2021), qui ont obtenu des taux d'élimination de 89,5 % après 1 jour et de 88,8 % après 3 jours de traitement avec une HFCW à culture mixte.

L'élimination de la DCO est étroitement liée à la concentration d'oxygène présente dans le milieu. Ainsi, les taux d'élimination varient en fonction du type de plante, qui joue

Résultats et Discussion

un rôle crucial dans le transport de l'oxygène de l'atmosphère à travers les feuilles, la tige et les racines vers le milieu environnant (Kroer *et al.*, 1998). De plus, la méthode utilisée pour l'apport des EU dans les systèmes de CWs influence également l'élimination de la DCO. Enfin, la durée de séjour des EU à l'intérieur des CWs joue un rôle important dans les performances d'élimination de la DCO.

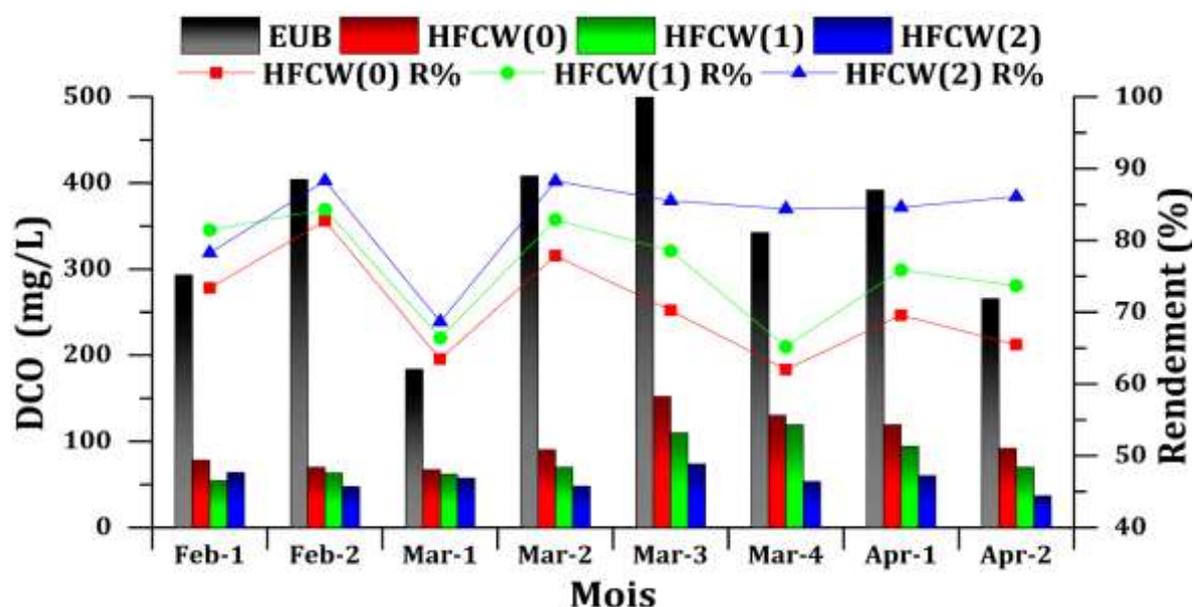


Figure. 20: Variation de la DCO à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

La présence de plantes n'a montré aucun effet positif sur l'efficacité d'élimination du DCO dans le HFCW₁ (P= 0.28). Les différences dans l'élimination du DCO dues à l'effet des plantes ne soient pas statistiquement significatives, comme l'ont signalé (Collison et Grismer, 2013). Par contre, nous avons enregistré une différence significative (P= 0.005) entre le HFCW₂ et le HFCW₀. Cette amélioration est due à la présence de la plante qui apporter de l'oxygène à l'environnement filtré à travers les feuilles, les tiges, les racines et les rhizomes grâce à l'action des organismes bactériens qui provoquent l'oxydation de la DCO (Martens, 1982), et peut être attribué au type d'alimentation utilisé dans le deuxième système HFCW₂.

3.1.2.9. Variation du PO₄³⁻

L'efficacité d'élimination des ions PO₄³⁻ a été étudiée en fonction des variations de la croissance des plantes, car celle-ci a un impact sur la concentration et l'efficacité d'élimination des ions PO₄³⁻ (Elfanssi *et al.*, 2018).

Résultats et Discussion

Les concentrations de PO_4^{3-} des EU brutes variaient de 2.18 mg/L à 5.6 mg/L avec une moyenne de $(3.33 \pm 1.48 \text{ mg/L})$, et diminuer après traitement à $(1.07 \pm 0.56 \text{ mg/L})$, $(0.32 \pm 0.35 \text{ mg/L})$ et $(0.29 \pm 0.35 \text{ mg/L})$ dans les HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂, respectivement.

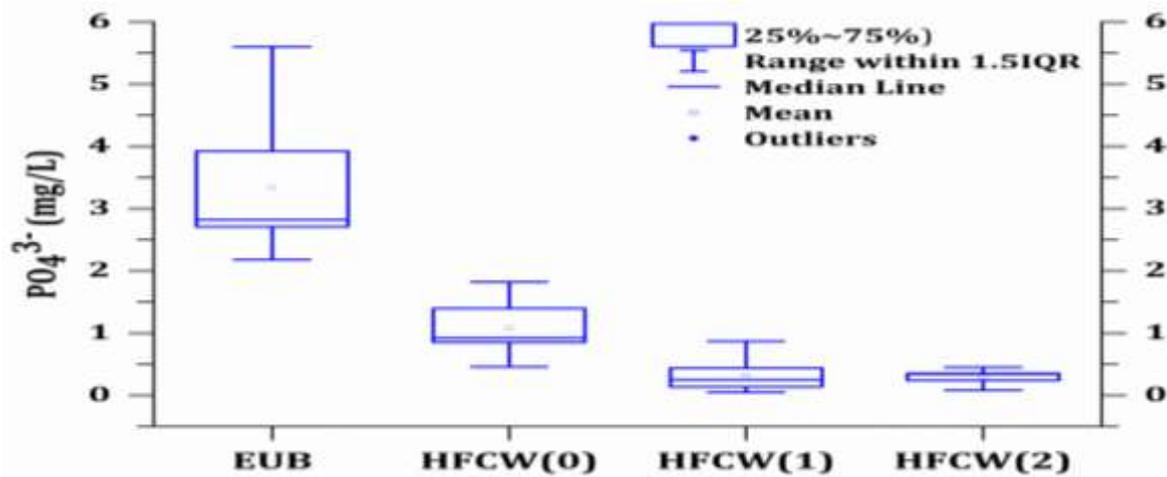


Figure. 21: Evolution du PO_4^{3-} de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

L'analyse statistique démontre une différence significative ($P=2.37 \cdot 10^{-7}$, $P=2.19 \cdot 10^{-7}$, $P = 2.21 \cdot 10^{-7}$) entre les eaux usées brutes et tous les bassins, qu'ils soient plantés ou non. Les HFCW₁ et HFCW₂ ont montré une efficacité d'élimination plus élevée ($P = 4.59 \cdot 10^{-6}$, $P = 5.05 \cdot 10^{-6}$) par rapport aux HFCW₀ non plantés (67.47%), atteignant jusqu'à 90.66% et 90.51 %, respectivement. Pendant la durée de l'expérience, le pourcentage d'élimination du PO_4^{3-} a progressivement augmenté, Ces dépendances sont probablement dues à l'effet du cycle de croissance des plantes (Kadlec et Wallace, 2008). Cela implique qu'une récolte régulière des plantes pourrait être une bonne stratégie pour empêcher le retour des ions PO_4^{3-} accumulés dans les tissus aériens des plantes (Haritash *et al.*, 2017).

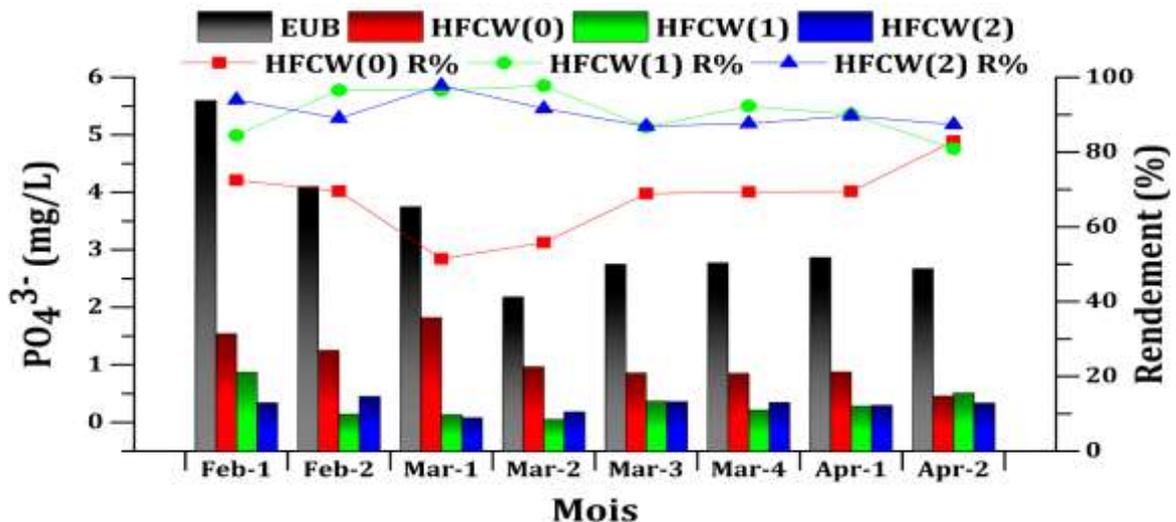


Figure. 22: Variation du PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Résultats et Discussion

Des études antérieures ont montré que l'adsorption aux substrats, la précipitation, l'absorption par les plantes et l'immobilisation microbienne sont des facteurs efficaces dans l'élimination du phosphore dans les CWs (Silvan *et al.*, 2003; Vymazal, 2007; Hoffmann *et al.*, 2011). Cependant, il n'a été observé aucune influence du type d'écoulement ($P = 0.99$) entre le HFCW₁ et le HFCW₂.

3.1.2.10. Variation du PT

Le mécanisme d'élimination du phosphore comprend principalement l'absorption par les macrophytes, l'adsorption et la précipitation, dans lesquels la croissance des macrophytes est responsable d'une élimination pouvant atteindre 10% du phosphore (Vymazal, 2014). La fluctuation des concentrations de PT dans les effluents d'entrée et de sortie peut être observée dans la **Figure 23**.

Les concentrations de PT dans les effluents d'entrée étaient comprises entre 11.88 mg/L et 15.51 mg/L avec une moyenne de $(13.37 \pm 1.056 \text{ mg/L})$. À la sortie des bassins de traitement significativement diminués à $(4.11 \pm 0.51 \text{ mg/L})$, $(2.15 \pm 0.73 \text{ mg/L})$ et $(2.4 \pm 0.72 \text{ mg/L})$. L'efficacité moyenne d'élimination du PT était de 69.10%, 83.97% et 81.82% dans le HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂ respectivement. Les lits de culture HFCWs présentent un fort potentiel d'élimination du PT par adsorption et précipitation, mais le HFCW₀ présente une capacité très faible d'adsorption et de précipitation par rapport aux HFCW₁ et HFCW₂ plantées, résultat confirmé par Vymazal (2007). Au cours d'une exploitation à long terme du lit de culture, des sols et d'autres débris se déposent sur le gravier. Cela pourrait même réduire la capacité d'adsorption du gravier.

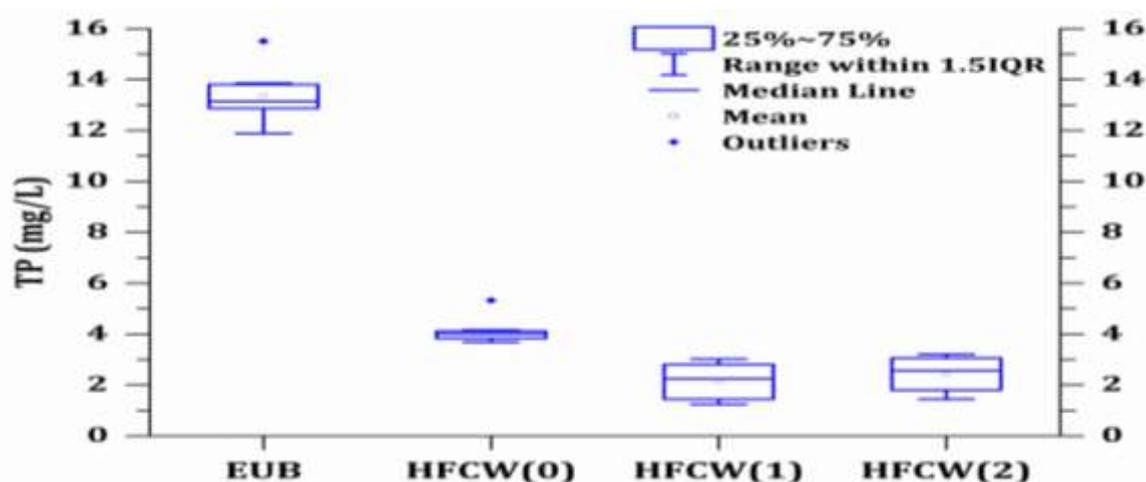


Figure. 23: Evolution du PT de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Les résultats obtenus restent beaucoup plus importants que ceux rapportés par plusieurs auteurs telles que : Puigagut *et al.* 2007 (de 40.0 % à 50.0%) ; Barbera *et al.*

Résultats et Discussion

2009 (57.0) et El Hamouri *et al.* 2007 (63.0%) et est similaire aux résultats rapportés par Andreo-Martínez *et al.* 2016 (83.7 % Au cours de la première année et 82.8 % Au cours de la deuxième année de l'exploitation). Cependant, le seul mécanisme durable d'élimination du PT est l'absorption des plantes et la récolte ultérieure. (Brix, 1997), récemment, il a été démontré que les plantes bien développées peuvent assimiler > 75 % de l'influent total de Phosphore dissous (Ge *et al.*, 2015).

La concentration de PT dans tous les lits a été démontrée comme étant significativement différente ($P=0.00$, $P=0.00$, $P = 1.33 \cdot 10^{-6}$) de l'entrée à la sortie tout au long de la période d'étude. La réduction du PT a montré des différences significatives ($P = 1.53 \cdot 10^{-4}$, $P = 0.001$) entre les lits plantés et non plantés. Cela indique un possible effet positif des macrophytes qui peut être attribué à leur absorption (Brix, 1997). De plus, la comparaison entre les types d'écoulement a également révélé l'absence de différences significatives ($p > 0,05$), présentant l'élimination du PT dans l'ordre suivant : $HFCW_1 > HFCW_2 > HFCW_0$ (Tableau 3). Cependant, le lit non planté a obtenu une réduction suffisante de PT (69.10 %), ce qui peut être attribué à l'adsorption par le support du substrat et en partie à la précipitation. Les résultats ont révélé que la présence de macrophytes et leur sélection appropriée jouent un rôle important dans la réduction du phosphore.

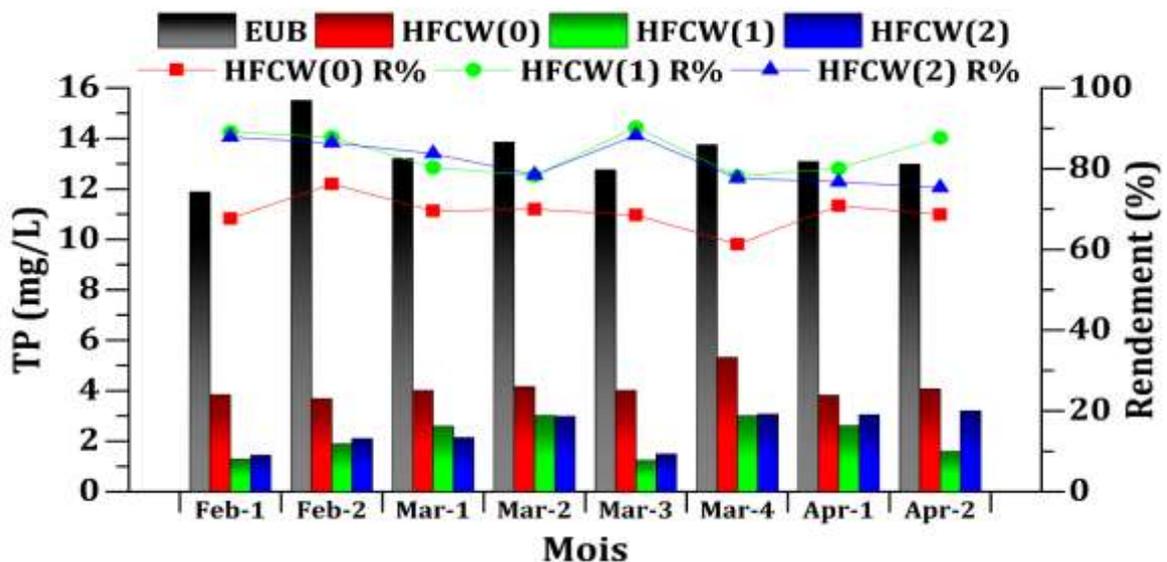


Figure. 24: Variation du PT à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

3.1.2.11. Variation du NH_4^+

Résultats et Discussion

Le processus d'élimination de l'azote dans le système de CWs est réalisé par l'absorption des plantes et certains organismes vivants, la volatilisation de l'ammoniac, l'échange cationique pour l'ammonium, la nitrification et la dénitrification (Yousaf *et al.*, 2021). Cependant, dans les systèmes de zone humide à flux horizontal (HFCWs), les processus de nitrification/dénitrification sont principalement responsables de l'élimination de l'azote (Vymazel, 2007). Le processus de volatilisation peut également éliminer l'azote ammoniacal si un pH plus élevé (> 9) est présent dans le système de zone humide (Shelef *et al.*, 2013). Cependant, dans cette étude, le pH moyen mesuré (8.18) était inférieure de 9, ce qui empêche ce processus de se produire.

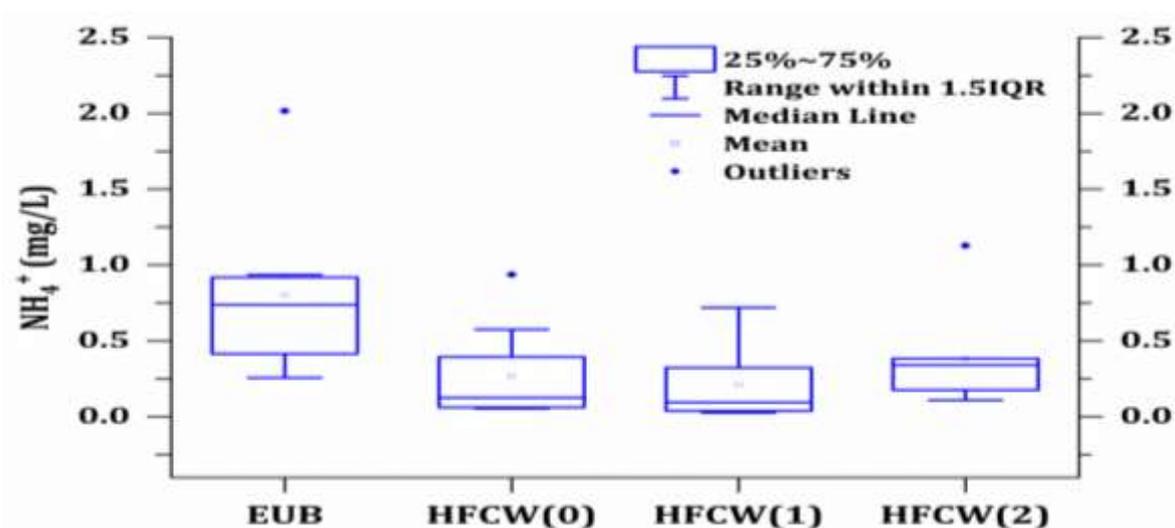


Figure. 25: Evolution du NH_4^+ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités traitement.

Les concentrations de NH_4^+ à l'entrée et à la sortie des systèmes HFCWs sont illustrées dans la **Figure 25**. Les concentrations de NH_4^+ dans l'influent variaient entre 0.258 mg/L et 2.016 mg/L, avec une moyenne de $(0.80 \pm 0,55 \text{ mg/L})$. Les concentrations de NH_4^+ dans les EU non traitées étaient légèrement faibles. En revanche, la réduction du NH_4^+ n'était pas élevée dans les systèmes HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂, avec des taux d'élimination de 69,74 %, 74,61 % et 53,30 % respectivement, en raison de la faible proportion d'ammoniac contenu dans les EU brutes et des conditions anaérobies fournies par les HFCWs (Vymazal, 2018).

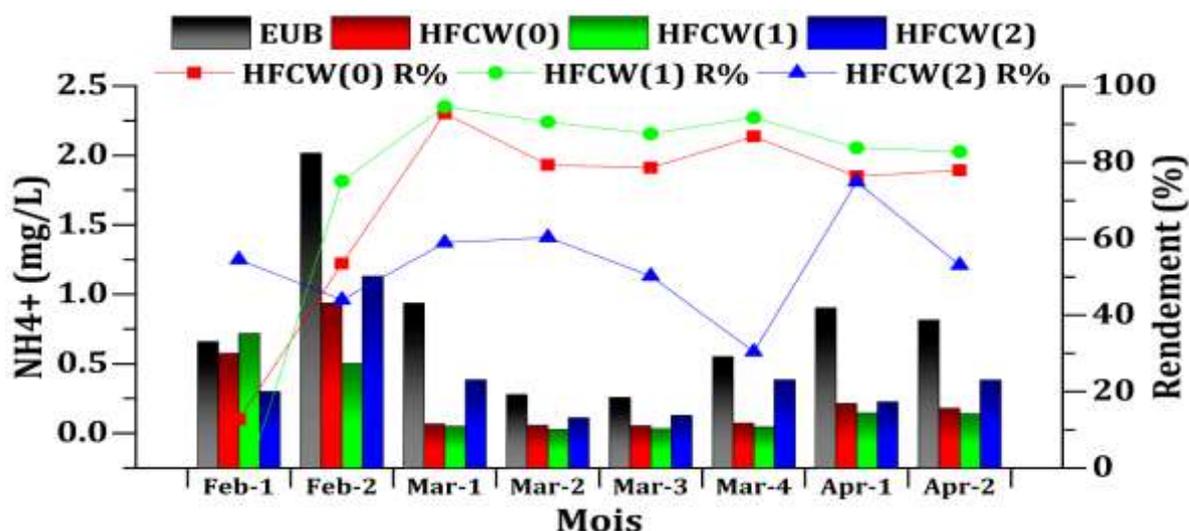


Figure. 26: Variation du NH_4^+ à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Généralement les résultats obtenus restent supérieurs à ceux annoncés par Shukla *et al.* (2021) (79.4%) et par Masi et Martinuzzi. (2007) (76.0%) et est inférieures aux résultats obtenus par Andreo-Martínez *et al.* (2016) (86.6% après deux ans d'exploitations).

Dans les HFCWs connues par l'anoxie, les racines de *Typha Latifolia* fournissent un support et une source d'oxygène aux microorganismes impliqués dans les processus de nitrification et de dénitrification se produisant dans les zones d'anoxie (Wang *et al.*, 2012). De plus, la profondeur de la HFCWs devrait convenir aux racines des grandes plantes.

3.1.2.12. Variation du NO_2^- et NO_3^-

En présence d'oxygène, le NH_4^+ est converti en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-) par des bactéries (nitrification) (Saeed et Guangzhi, 2012). La dénitrification est un autre processus biologique dans le traitement des eaux usées. Il consiste en la conversion des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux par des bactéries dénitrifiantes en conditions anaérobies.

Les performances d'élimination des nutriments (en termes de NO_2^- et NO_3^- dans les trois cellules HFCW sont présentées dans la Figure 27 et 28, respectivement. La concentration moyenne de NO_2^- et NO_3^- a diminué de l'entrée à la sortie (Tableau 2).

Dans cette étude, les concentrations de NO_2^- et de NO_3^- étaient déficientes à l'entrée variaient entre 0.396 mg/L et 1.167 mg/L, avec une moyenne de $(0.817 \pm 0.266 \text{ mg/L})$, et 0.211 mg/L et 4.431 mg/L, avec une moyenne de $(1.9575 \pm 1.431 \text{ mg/L})$, respectivement. Les concentrations moyennes du NO_2^- ont diminué à $(0.073 \pm 0.036 \text{ mg/L})$, $(0.0585 \pm 0.022 \text{ mg/L})$ et $(0.0435 \pm 0.025 \text{ mg/L})$, dans les HFCW₀, HFCW₁, et HFCW₂, respectivement. La plage d'efficacité d'élimination de NO_2^- dans la zone humide HFCW₁ était de 91.40 %, pour HFCW₂ était de 94.26 %, et pour le HFCW₀ témoin de 90.79 %.

Résultats et Discussion

Cela confirme le processus de nitrification. La nitrification est effectuée par des bactéries oxydant l'ammoniac et des bactéries oxydant le nitrite capables de transformer directement l'ammoniac en nitrite et en nitrate (Xie *et al.*, 2018).

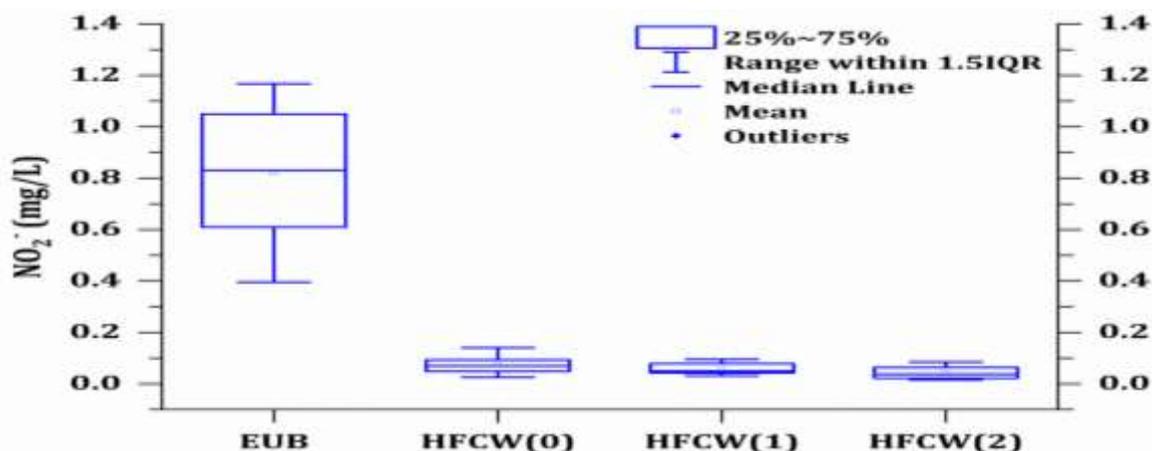


Figure. 27: Evolution du NO_2^- de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

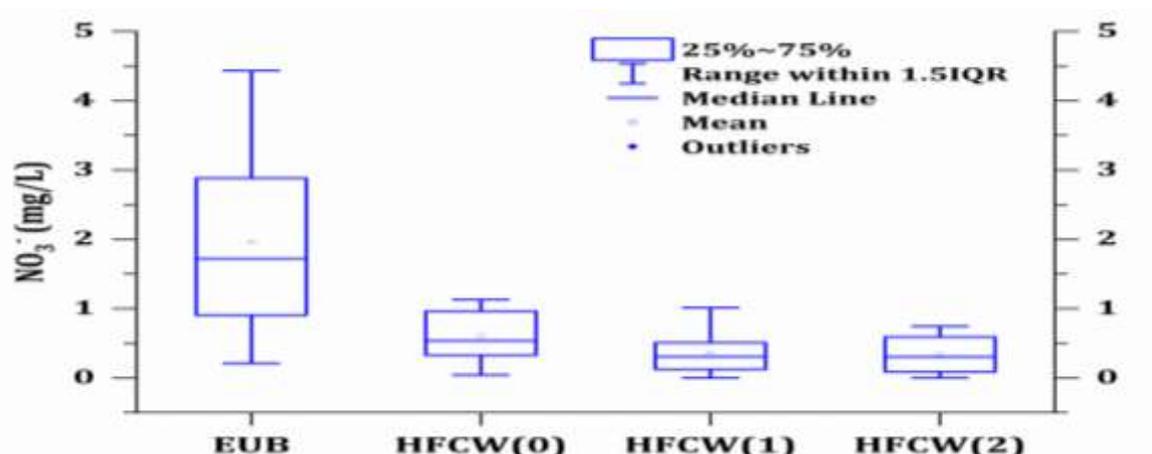


Figure. 28: Evolution du NO_3^- de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement

Les différences statistiques enregistrées pour les nitrites se limitent à l'eau brute et à l'eau traitée uniquement. Aucune différence significative n'a été observée pour le reste des facteurs. D'autre part, les concentrations moyennes du NO_3^- ont diminué à $(0.603 \pm 0.380 \text{ mg/L})$, $(0.361 \pm 0.326 \text{ mg/L})$ et $(0.339 \pm 0.287 \text{ mg/L})$, dans les HFCW₀, HFCW₁, et HFCW₂, respectivement. De manière similaire aux différences statistiquement significatives entre les concentrations de NO_3^- dans l'eau brute et l'eau traitée, des distinctions ont été observées entre les cellules cultivées et la cellule témoin. Les pourcentages d'élimination étaient de 65.74%, 83.05% et 84.59% dans les HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂, respectivement. Cela confirme le processus de dénitrification, La dénitrification, comprend des réactions de transformation du nitrate ou du nitrite en formes

Résultats et Discussion

gazeuses par des bactéries de dénitrification hétérotrophes et des bactéries de dénitrification autotrophes, est un lien essentiel dans l'élimination de l'azote dans les CWs (Mao *et al.*, 2013). La différence entre la cellule plantée et la cellule non plantée indique la présence d'une absorption d'azote par les plantes pour la construction de leurs cellules et de leurs tissus (Vymazal, 1995). Les mécanismes impliqués dans l'élimination de l'azote dans les systèmes de zones humides (CWs) sont l'ammonification, la dénitrification, la nitrification, l'adsorption, la volatilisation, l'absorption par les plantes et la dégradation microbienne (Vymazal, 2011).

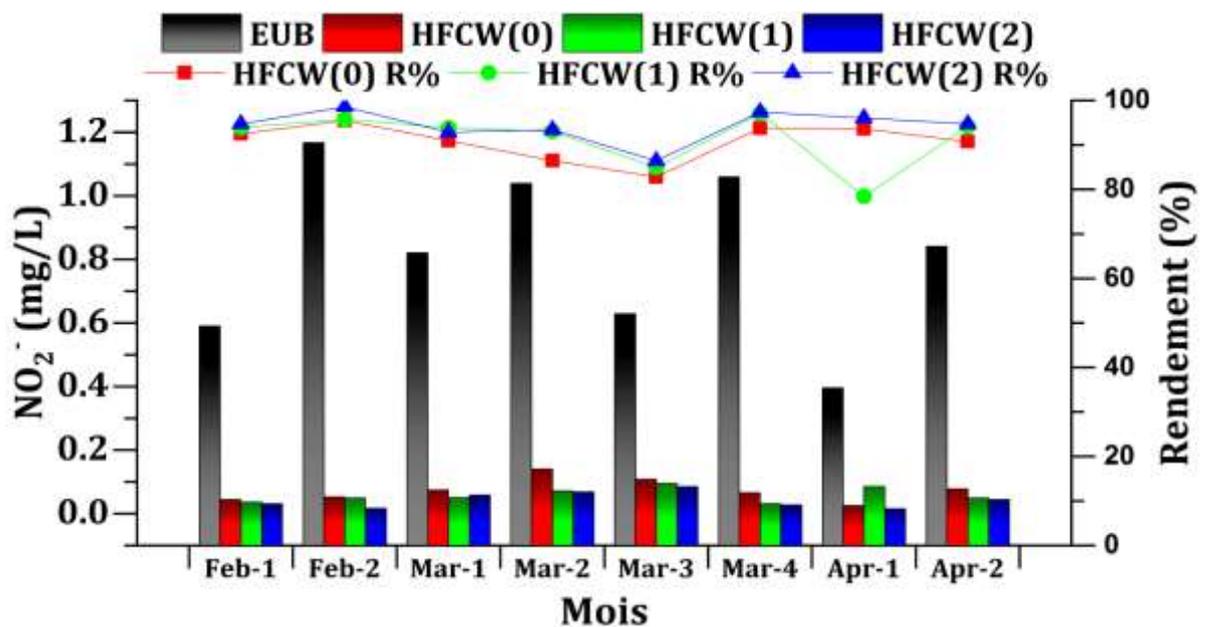


Figure. 29: Variation du NO_2^- à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

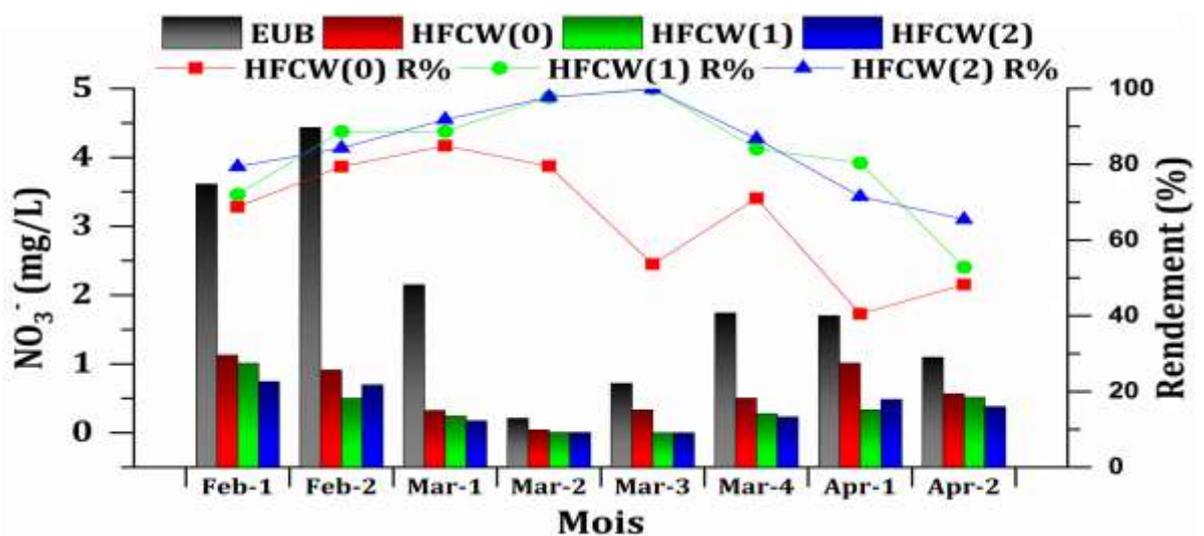


Figure. 30: Variation du NO_3^- à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

3.1.3. Comparaison des performances entre les systèmes HFCWs

Les valeurs présentes dans le **Tableau 5** indiquent les différences relatives entre les différents points de mesure (HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂) pour chaque paramètre analysé.

Tableau. 5 : Écart relatif entre les unités de traitement

Paramètre	Écart relatif (%) HFCW ₀ - HFCW ₁	Écart relatif (%) HFCW ₀ - HFCW ₂	Écart relatif (%) HFCW ₁ - HFCW ₂
MES	-5.20	-4.71	0.49
DBO ₅	-8.10	-13.06	-4.08
DCO	-7.64	-15.77	-8.13
NH ₄ ⁺	-6.59	23.44	30.03
NO ₃ ⁻	-17.19	-18.85	-1.67
NO ₂ ⁻	-0.62	-3.47	-2.88
PT	-17.57	-13.53	3.96

La comparaison des résultats montre des variations significatives entre les différents points de mesure (HFCW₀, HFCW₁ et HFCW₂) pour chaque paramètre analysé

Les paramètres MES, DBO₅ et DCO présentent des écarts relativement similaires entre HFCW₀ et HFCW₁

, avec des réductions globales. Cependant, les écarts entre HFCW₀ et HFCW₂ sont plus importants, indiquant une diminution plus marquée des valeurs.

Le paramètre NH₄⁺ présente des écarts relativement importants entre HFCW₀ et HFCW₂, avec une augmentation significative des valeurs. Cela peut indiquer une détérioration de la qualité de l'eau en termes de contamination par l'ammonium.

Les paramètres NO₃⁻ et NO₂⁻ montrent des écarts de sens similaires entre HFCW₀ et HFCW₁, avec une diminution globale des valeurs. Cependant, les écarts entre HFCW₀ et HFCW₂ sont plus importants, indiquant une diminution plus prononcée des teneurs en nitrate et nitrite.

Enfin, le paramètre PT présente un écart relativement important entre HFCW₀ et HFCW₁, avec une diminution significative des valeurs. Cependant, l'écart entre HFCW₀ et HFCW₂ est moins prononcé, suggérant une stabilité ou une légère augmentation de la teneur en phosphore total.

En conclusion, cette comparaison met en évidence des différences significatives dans les paramètres mesurés entre les différents points de mesure. Ces variations peuvent indiquer des variations dans les performances du traitement des eaux usées ou des influences environnementales. Il serait nécessaire d'approfondir l'analyse pour comprendre

Résultats et Discussion

les raisons exactes de ces écarts et prendre les mesures appropriées pour améliorer la qualité de l'eau et le traitement des eaux usées.

Conclusion Générale et Perspectives

4. Conclusion générale et perspectives

Le coût associé aux méthodes de traitement des EU joue un rôle efficace dans son acceptation et son expansion, en particulier dans les pays en développement, comme l'Algérie. Dans ce scénario, le système de traitement des EU par les CWs présente un potentiel élevé en tant que méthode simple et rentable nécessitant des coûts de mise en œuvre, d'exploitation et d'entretien relativement inférieurs à ceux des méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées.

L'objectif de la présente étude était d'étudier le rôle de la végétation dans le processus d'épuration par les HFCWs. Pour atteindre cet objectif, nous avons entrepris une analyse expérimentale pour évaluer les capacités épuratrices d'une plante, appelée *Typha Latifolia*. Afin d'atteindre les objectifs de cette étude, nous avons installé un modèle expérimental de zones humides artificielles horizontales composé de trois modules distincts, la première a été laissée comme témoin, la seconde avec un écoulement horizontal dérivé et la dernière avec un écoulement horizontal transversal. La comparaison a été faite entre le système non cultivé et les systèmes cultivés, ainsi qu'entre l'écoulement dérivé et l'écoulement horizontal latéral. L'étude a été menée pendant 4 mois de l'année 2023. Les résultats obtenus dans cette étude sont les suivants :

Le ratio DCO/DBO₅ indique que les EU utilisées dans cette étude est d'origine domestique et facilement biodégradable. L'efficacité de l'élimination du MES est principalement affectée par le processus physique, y compris la sédimentation et la filtration. Par conséquent, des voies d'écoulement plus longues dans le HFCW₁ (écoulement dérivé) ont conduit à des efficacités d'élimination du MES (86.61%) plus élevées par rapport aux HFCW₁ et HFCW₂. Pourtant, la différence entre le HFCW₁ et le HFCW₂ n'était pas significative, ce qui implique que des systèmes plus abordables et plus simples peuvent toujours fournir une efficacité d'élimination raisonnable en fonction de l'état de l'influent dans la région d'intérêt.

En comparant l'efficacité d'élimination de la DBO₅ et de la DCO, des valeurs plus élevées ont été obtenues par le HFCW₂ par rapport aux HFCW₀ et le HFCW₁. Contrairement à l'efficacité de l'élimination du MES, l'élimination de la DBO₅ et de la DCO n'a pas été affecté de manière significative par le trajet d'écoulement. Fait intéressant, le HFCW₀ non planté ont démontré des efficacités d'élimination presque similaires avec les HFCWs plantées, ce qui suggère que l'effet des unités végétales sur la DBO₅ et la DCO et pourrait être considéré comme égal en pratique. La surface de contact offerte par les granulats entraîne une meilleure efficacité d'élimination du PT et du PO₄³⁻,

Conclusion générale et Perspectives

une différence significative dans l'élimination du PT et du PO_4^{3-} a été observée entre les HFCWs plantes et le témoin non planté HFCW₀. Cela pourrait être dû aux quantités plus élevées de calcium dans les lits de gravier et à une interaction PO_4^{3-} plus stable avec le calcium par rapport au Fe et à l'Al disponibles dans les granulats, ainsi que l'absorption des substances phosphorées par les plantes. La surveillance de l'effluent des HFCWs a montré la bonne performance de tous les systèmes HFCW plantés dans l'élimination des formes de phosphore, car toutes les unités ont donné des valeurs significativement plus faibles par rapport à l'influent.

Nos résultats sur l'élimination de la pollution azotée par *Typha Latifolia* dans des systèmes HFCW nous ont permis de constater que le processus de nitrification et de dénitrification se produit dans tous les HFCW. L'élimination de l' NH_4^+ , le NO_2^- et le NO_3^- sont similaires dans les deux HFCWs plantés, la différence entre les HFCWs plantées et le HFCW₀ non plantée, est due à l'absorption par la plante des substances azotées

Enfin, on peut dire que *Typha Latifolia* aide à bien éliminer les polluants par les zones humides horizontales qui peuvent être utilisées comme alternative au traitement des eaux usées.

Les perspectives d'avenir de la recherche dans le domaine du traitement des eaux par les CWs comprennent plusieurs aspects. Il serait intéressant d'étudier d'autres espèces végétales afin de déterminer celles qui ont la capacité de réduire les concentrations de polluants organiques et de nutriments, ce qui favoriserait le recyclage de l'eau dans le domaine agricole. De telles perspectives de recherche pourraient contribuer à améliorer l'efficacité et la durabilité des systèmes de traitement des eaux par les zones humides, notamment dans les pays en développement.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- AFNOR. (1999). Association Française de Normalisation. Qualité de l'eau: collection, environnement. Paris-La Défense, p 1733 (NF T90-105).
- Alisawi, H. A. O. (2020). Performance of wastewater treatment during variable temperature. *Applied Water Science*, 10(4), 89. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1171-x>
- Andreo-Martínez, P., García-Martínez, N., & Almela, L. (2016). Domestic Wastewater Depuration Using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland and Theoretical Surface Optimization: A Case Study under Dry Mediterranean Climate. *Water*, 8(10), 434. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/w8100434>
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association. <https://cmc.marmot.org/Record/b57522091>
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Majlesi, M., & Paydary, P. (2017). Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 105, 7-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.058>
- Barbera, A. C., Borin, M., Cirelli, G. L., Toscano, A., & Maucieri, C. (2015). Comparison of carbon balance in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different C4 plant species. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 2372-2383. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2870-3>
- Bekkari, N. E., Halis, Y., Benhaddya, M. L., & Saker, M. L. (2017). Étude de l'impact des activités agricoles sur l'environnement Oasien de la région de l'Oued Righ. *Journal Algérien des Régions Arides*, 14, 49-59. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/103739>
- Boyd, C. E. (2019). *Water quality: an introduction*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17446-4>
- Brix H. and 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water science and technology*, 35(5), 11-17. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)
- Camacho, J. V., Martínez, A. D. L., Gómez, R. G., & Sanz, J. M. (2007). A comparative study of five horizontal subsurface flow constructed wetlands using different plant species for domestic wastewater treatment. *Environmental technology*, 28(12), 1333-1343. <https://doi.org/10.1080/09593332808618897>
- Cardot, C., (1999). *Les Traitements de l'eau. Procédés physico-chimiques et biologiques*. Ellipses, Paris, 247p.

Références Bibliographiques

- Chapman, D. V. (Ed.). (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. CRC Press. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>
- Collison, R. S., & Grismer, M. E. (2013). Nitrogen and COD Removal from Domestic and Synthetic Wastewater in Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Water environment research*, 85(9), 855-862. <https://doi.org/10.2175/106143013x13736496909022>
- Collivignarelli, M. C., Carnevale Miino, M., Gomez, F. H., Torretta, V., Rada, E. C., & Sorlini, S. (2020). Horizontal flow constructed wetland for greywater treatment and reuse: an experimental case. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2317. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072317>
- Davis, L. (1995). A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater. In the Mid-Atlantic Region. Volume 1: General considerations. USDA-Natural Resources Conservation Service.
- Eghombi, E., Kim, H., Choi, Y.-H., Baek, M.-H., Nadagouda, M. N., Park, P.-K., & Chae, S. (2022). Efficient Phosphorus Recovery from Municipal Wastewater Using Enhanced Biological Phosphorus Removal in an Anaerobic/Anoxic/Aerobic Membrane Bioreactor and Magnesium-Based Pellets. *Membranes*, 12(2), 210. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/membranes12020210>
- El Hamouri, B., Nazih, J., & Lahjouj, J. (2007). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, 215(1-3), 153-158. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.11.018>
- Elfanssi, S., Ouazzani, N., Latrach, L., Hejjaj, A., & Mandi, L. (2018). Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural area. *International Journal of Phytoremediation*, 20(1), 75-87.
- Franck, R., (2002). Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, 165-239.
- Gaballah, M. S., Abdelwahab, O., Barakat, K. M., & Aboagye, D. (2020). A novel horizontal subsurface flow constructed wetland planted with *Typha angustifolia* for treatment of polluted water. *Environmental science and pollution research international*, 27(22), 28449–28462. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08669-5>
- Garfi, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., & García, J. (2012). Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *The Science of the total environment*, 437, 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.087>
- Gautry, J. Y., & Bailly, A. (2012). Phytoremédiation et phytoépuration: de nouvelles perspectives pour les taillis à courtes rotations.

Références Bibliographiques

- 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. *Environmental science and pollution research international*, 22(17), 12982–12991. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4573-9>
- Gibson K. E. (2014). Viral pathogens in water: occurrence, public health impact, and available control strategies. *Current opinion in virology*, 4, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.coviro.2013.12.005>
- Haghshenas-Adarmanabadi, A., Heidarpour, M., & Tarkesh-Esfahani, S. (2016). Evaluation of horizontal–vertical subsurface hybrid constructed wetlands for tertiary treatment of conventional treatment facilities effluents in developing countries. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2718-6>
- Haritash, A. K., Dutta, S., & Sharma, A. (2017). Phosphate uptake and translocation in a tropical Canna-based constructed wetland. *Ecological Processes*, 6, 1-7. <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0079-3>
- 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.
- Hubbe, M. A., Metts, J. R., Hermosilla, D., Blanco, M. A., Yerushalmi, L., Haghghat, F., Lindholm-Lehto, P., Khodaparast, Z., Kamali, M., & Elliott, A. (2016). Wastewater treatment and reclamation: A review of pulp and paper industry practices and opportunities. *BioResources*, 11(3), 7953-8091. <https://doi.org/10.15376/biores.11.3.hubbe>
- ISO. ISO 6060:1989 - Water Quality—Determination of the Chemical Oxygen Demand. Available online: <https://www.iso.org/standard/12260.html>.
- ISO. ISO 6777;1984 - Qualité de l'eau; dosage des nitrites; méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire <https://www.iso.org/fr/standard/13273.html>
- ISO. ISO 6878:2004 - Water Quality—Determination of Phosphorus—Ammonium Molybdate Spectrometric Method. Available online: <https://www.iso.org/standard/36917.html>
- ISO. ISO 7890-1:1986 - Qualité de l'eau; Dosage des nitrates — Partie 1: Méthode spectrométrique au diméthyl-2,6 phénol <https://www.iso.org/fr/standard/14840.html>
- JORA. (2009). Journal officiel de la république Algérienne N°36 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. <https://and.dz/site/wp-content/uploads/D%C3%A9cret-exécutif-n%C2%B009-209.pdf>

Références Bibliographiques

- JORA., (2006). Journal officiel de la république Algérienne: Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur. <https://onedd.org/storage/app/media/uploaded-files/decret-executif-n006-141.pdf>
- 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 <http://www.cntppdz.com/uploads/legisla/Arrete%20interministeriel%20du%20janvier%202012.pdf>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). Treatment wetlands. CRC press.
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.
- Kipasika, H. J., Buza, J., Smith, W. A., & Njau, K. N. (2016). Removal capacity of faecal pathogens from wastewater by four wetland vegetation: *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus alternifolius* and *Phragmites australis*. African Journal of Microbiology Research, 10(19), 654-661. <https://doi.org/10.5897/AJMR2016.7931>
- Korkusuz, E. A., Beklioğlu, M., & Demirel, G. N. (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. Ecological Engineering, 24(3), 185-198.
- Kroer, N., Barkay, T., Sørensen, S., & Weber, D. (1998). Effect of root exudates and bacterial metabolic activity on conjugal gene transfer in the rhizosphere of a marsh plant. FEMS Microbiology Ecology, 25(4), 375-384. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(98\)00007-5](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(98)00007-5)
- LeChevallier, M. W., & Au, K. K. (2004). Water treatment and pathogen control. Iwa Publishing.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland—phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). Ecological engineering, 61, 282-291. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.014>
- Leynaud, G. (1968). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. BTI Ministère de l'agriculture, 224-881.
- Maas-Van de Kamer, H., & Maas, P. J. M. (2008). The Cannaceae of the world. Blumea-Biodiversity, Evolution and Biogeography of Plants, 53(2), 247-318. <https://doi.org/10.3767/000651908X607945>
- Magrí, A., Carreras-Sempere, M., Biel, C., & Colprim, J. (2020). Recovery of Phosphorus from Waste Water Profiting from Biological Nitrogen Treatment: Upstream,

Références Bibliographiques

- Concomitant or Downstream Precipitation Alternatives. *Agronomy*, 10(7), 1039. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10071039>
- Mao, Y., Xia, Y., & Zhang, T. (2013). Characterization of Thauera-dominated hydrogen-oxidizing autotrophic denitrifying microbial communities by using high-throughput sequencing. *Bioresource technology*, 128, 703–710. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.106>
- Martens, R. (1982). Apparatus to study the quantitative relationships between root exudates and microbial populations in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 14(3), 315-317. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90046-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90046-3)
- Masi, F., & Martinuzzi, N. (2007). Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215(1-3), 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.11.014>
- Metcalf, L., Eddy, H. P., & Tchobanoglous, G. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4). New York: McGraw-Hill.
- 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.univ-biskra.dz/id/eprint/1162>
- Mishra, S., Yadav, A., & Singh, S. K. (2013). A review on *Canna indica* Linn: pharmacognostic and pharmacological profile. *Journal of Harmonized Research in Pharmacy*, 2(2), 131-144.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. and Kabbabi A. (2005). Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands. *Water Science & Technology* 51(9), 193-203. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16042259/>
- Molle, P. (2003). Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore (Doctoral dissertation, Doctorat discipline Energétique génie des procédés, Université Montpellier II). <https://hal.inrae.fr/tel-02583262/document>
- Omidinia-Anarkoli, T., & Shayannejad, M. (2021). Improving the quality of stabilization pond effluents using hybrid constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 801, 149615. [doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149615](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149615). Epub 2021
- OMS. (1971). *Organisation mondiale de la santé: Normes de rejets usées rejetées*.
- Pérez, M. M., Hernández, J. M., Bossens, J., Jiménez, T., Rosa, E., & Tack, F. (2014). Vertical flow constructed wetlands: kinetics of nutrient and organic matter removal. *Water science and technology*, 70(1), 76-81. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.183>
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécares, E., & García, J. (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative

Références Bibliographiques

- study. Ecological Engineering, 30(4), 312-319.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04.005>
- Qian, J., Tang, S., Wang, P., Lu, B., Li, K., Jin, W., & He, X. (2021). From source to sink: Review and prospects of microplastics in wetland ecosystems. *Science of The Total Environment*, 758, 143633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143633>
- Rodier, J., Geoffroy, C., & Rodi, L. (1984). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie.*
- Rodrigues, A. C., Boroski, M., Shimada, N. S., Garcia, J. C., Nozaki, J., & Hioka, N. (2008). Treatment of paper pulp and paper mill wastewater by coagulation–flocculation followed by heterogeneous photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 194(1), 1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2007.07.007>
- Sevrin, J., Noue, J., Proulx, D., (1995). *Le recyclage du lisier de porc par lagunage.* Paris. Tec & amp; Doc. Lavoisier, 118p.
- Shelef, O., Gross, A., & Rachmilevitch, S. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, 5(2), 405-419.
<http://dx.doi.org/10.3390/w5020405>
- Shukla, R., Gupta, D., Singh, G., & Mishra, V. K. (2021). Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. *Sustainable Environment Research*, 31(1), 1-10.
<https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>
- Silvan, N., Vasander, H., Karsisto, M., & Laine, J. (2003). Microbial immobilisation of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. *Applied Soil Ecology*, 24(2), 143-149. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/511175>
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Bartrand, T., Ravenscroft, J. E., & Ashbolt, N. J. (2010). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water research*, 44(16), 4674-4691. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.049>
- Taha, S. A. H., Naqqiuddin, M. A., & Omar, H. (2015). Biology of *Rhynchospora corymbosa* in Outdoor conditions. *Acta Biologica Malaysiana*, 4(3), 72-83.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

Références Bibliographiques

- Tejaswini, E., Uday Bhaskar Babu, G., & Seshagiri Rao, A. (2019). Effect of temperature on effluent quality in a biological wastewater treatment process. *Chemical Product and Process Modeling*, 15(1), 20190018. <https://doi.org/10.1515/cppm-2019-0018>
- USEPA. (1999). *Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*, US EPA, OWM, Washington, DC. (In press.)
- Vincent, G., Dallaire, S., & Lauzer, D. (1994). Antimicrobial properties of roots exudate of three macrophytes. *Mentha aquatica*, 290-296.
- Vymazal, J. (1995). *Algae and element cycling in wetlands*. Lewis Publishers Inc..
- 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. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133-156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Vymazal, J. (2013). 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. (2022). The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. *Land*, 11(2), 174. <https://doi.org/10.3390/land11020174>
- 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.2008.08.032>
- Vymazal, J. (2010). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Water. 25. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.002>
- Vymazal, J. (2018). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. *Encyclopedia of Ecology* 765-776. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11238-2>
- Wang, D., Ji, M., & Wang, C. (2014). Degradation of organic pollutants and characteristics of activated sludge in an anaerobic/anoxic/oxic reactor treating chemical industrial wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31, 703-713. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20140313s00002748>
- Wang, R., Baldy, V., Périsol, C., & Korboulewsky, N. (2012). Influence of plants on microbial activity in a vertical-downflow wetland system treating waste activated sludge with high organic matter concentrations. *Journal of environmental management*, 95, S158-S164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.021>

Références Bibliographiques

- Xie, A., Chen, H., & You, S. (2018). Advance of nitrogen removal in constructed wetland. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (Vol. 301, No. 1, p. 012120). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/301/1/012120>
- 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 (Vol. 47, pp. 109-117). Trans Tech Publications Ltd. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/JERA.47.109>
- Yousaf, A., Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Naeem, N., Sarfraz, W., ... and Khalid, A. (2021). Nitrogen dynamics in wetland systems and its impact on biodiversity. Nitrogen, 2(2), 196-217. <https://doi.org/10.3390/nitrogen2020013>
- Zhang, L. Y., Zhang, L., Liu, Y. D., Shen, Y. W., Liu, H., & Xiong, Y. (2010). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. Desalination, 250(3), 915-920. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.062>

Annexes

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

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

Tableau 02 : Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur
(Journal officiel de la république Algérienne, 2006).

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

(*) Valeurs fixées par le décret exécutif n0 93-160 du Juillet 1993

Tableau 03 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. JORA 2009.

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

Tableau 04: Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation:
Arrêté interministériel du 02 Janvier 2012

I. Paramètres physico-chimiques

PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE
Physiques	pH	—	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$
	MES	mg/l	30
	CE	dS/m	3
	Infiltration le SAR = $\sigma - 3$ CE		0,2
	3 - 6	dS/m	0,3
	6 - 12	ou mS/cm	0,5
	12 - 20		1,3
	20 - 40		3
Chimiques	DBO5	mg/l	30
	DCO	mg/l	90
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10
	AZOTE (NO ₃ - N)	mg/l	30
	Bicarbonate (HCO ₃)	meq/l	8,5
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20,0
	Arsenic	mg/l	2,0
	Béryllium	mg/l	0,5
	Bore	mg/l	2,0
	Cadmium	mg/l	0,05
	Chrome	mg/l	1,0
	Cobalt	mg/l	5,0
	Cuivre	mg/l	5,0
	Cyanures	mg/l	0,5
	Fluor	mg/l	15,0
	Fer	mg/l	20,0
	Phénols	mg/l	0,002
	Plomb	mg/l	10,0
	Lithium	mg/l	2,5
	Manganèse	mg/l	10,0
	Mercur	mg/l	0,01
	Molybdène	mg/l	0,05
	Nickel	mg/l	2,0
Sélénium	mg/l	0,02	
Vanadium	mg/l	1,0	
Zinc	mg/l	10,0	

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

Valeurs moyennes des variables mesurées sur l'eau brutes et épurées.

Temperature					
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	
Fév.	20.4	14.2	13.3	12.4	
Fév.	21.6	13.3	13.3	13.4	
Mar	22.7	14.1	14.8	14.7	
Mar	17.6	10.9	11.2	11	
Mar	21.1	13.5	14.3	13.7	
Mar	23.5	13.2	13.1	14.9	
Avr.	23.2	11.8	11.9	12.4	
Mai.	23.5	14.4	13.7	13.9	
Min	17.6	10.9	11.2	11	
Max	23.5	14.4	14.8	14.9	
Moy	21.7	13.175	13.2	13.3	
Mediane	22.15	13.4	13.3	13.55	
ET	2.021315	1.2302729	1.1795883	1.3071233	

pH (mg/l)					
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	
Fév.	8.294	8.34	8.14	7.63	
Fév.	8.294	8.39	7.98	7.1	
Mar	8.14	8.283	7.49	7.62	
Mar	8.107	8.272	7.59	7.61	
Mar	8.041	8.305	7.63	7.52	
Mar	8.14	6.138	7.83	7.01	
Avr.	8.096	8.14	7.6	7.67	
Mai.	8.349	8.558	7.93	7.98	
Min	8.041	6.138	7.49	7.01	
Max	8.349	8.558	8.14	7.98	
Moy	8.182625	8.05325	7.77375	7.5175	
Mediane	8.14	8.294	7.73	7.615	
ET	0.1130132	0.782863	0.2297164	0.3163971	

EC (mg/l)					
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	
Fév.	4.9203	2.3	2.47	2.3	
Fév.	5.1579	2.6	3.3	2.95	
Mar	6.1677	2.9	3.5	3.3	
Mar	4.4649	2.78	2.95	3.03	
Mar	4.2669	2.3	2.9	3.2	
Mar	4.5738	3.1	2.8	2.9	
Avr.	4.356	2.47	3	2.7	
Mai.	3.9996	2.65	2.7	3.1	
Min	3.9996	2.3	2.47	2.3	
Max	6.1677	3.1	3.5	3.3	
Moy	4.7383875	2.6375	2.9525	2.935	
Mediane	4.51935	2.625	2.925	2.99	
ET	0.6832934	0.2829816	0.3263105	0.3161374	

OD (mg/l)					
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	
Fév.	0.852	3.816	5.1	3.552	
Fév.	0.624	3.648	5.172	6.12	
Mar	0.444	2.52	4.932	5.04	
Mar	0.312	4.98	8.256	8.244	
Mar	0.216	5.076	6.6	5.448	
Mar	0.948	1.86	6.828	7.104	
Avr.	0.552	2.376	2.808	3.348	
Mai.	0.108	4.368	5.616	6.708	
Min	0.108	1.86	2.808	3.348	
Max	0.948	5.076	8.256	8.244	
Moy	0.507	3.5805	5.664	5.6955	
Mediane	0.498	3.732	5.394	5.784	
ET	0.2964302	1.219537	1.61265	1.7021149	

DBO5 (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	148.5	45.9	20.25	22.95	69.0909091	86.3636364	84.5454545
Fév.	155.25	31.05	25.65	21.6	80	83.4782609	86.0869565
Mar	128.25	25.65	20.25	20.25	80	84.2105263	84.2105263
Mar	162	32.4	29.7	20.25	80	81.6666667	87.5
Mar	194.4	60.75	51.3	31.05	68.75	73.6111111	84.0277778
Mar	202.5	56.7	52.65	31.05	72	74	84.6666667
Avr.	141.75	45.9	35.1	24.3	67.6190476	75.2380952	82.8571429
Mai.	108	37.8	27	16.2	65	75	85
Min	108	25.65	20.25	16.2	65	73.6111111	82.8571429
Max	202.5	60.75	52.65	31.05	80	86.3636364	87.5
Moy	155.08125	42.01875	32.7375	23.45625	72.807495	79.196037	84.861816
Mediane	151.875	41.85	28.35	22.275	70.5454545	78.452381	84.6060606
ET	31.622765	12.507682	12.822462	5.2502679	6.2564444	5.2429989	1.4018742

DCO (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	293.18	78.09	54.389	63.705	73.364486	81.4485981	78.271028
Fév.	404.15	69.87	63.294	47.265	82.7118644	84.3389831	88.3050847
Mar	183.58	67.13	61.65	57.54	63.4328358	66.4179104	68.6567164
Mar	408.26	90.42	69.87	47.95	77.852349	82.885906	88.2550336
Mar	511.01	152.07	109.6	73.98	70.2412869	78.5522788	85.5227882
Mar	342.5	130.15	119.19	53.43	62	65.2	84.4
Avr.	391.82	119.19	94.53	60.28	69.5804196	75.8741259	84.6153846
Mai.	265.78	91.79	69.87	36.99	65.4639175	73.7113402	86.0824742
Min	183.58	67.13	54.389	36.99	62	65.2	68.6567164
Max	511.01	152.07	119.19	73.98	82.7118644	84.3389831	88.3050847
Moy	350.035	99.83875	80.299125	55.1425	70.580895	76.053643	83.013564
Mediane	367.16	91.105	69.87	55.485	69.9108532	77.2132023	85.0690864
ET	101.46988	30.742799	24.199738	11.380075	7.1694699	7.2392079	6.5931389

MES (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	221	44.2	24.7	18.2	80	88.8235294	91.7647059
Fév.	269.1	20.8	24.7	18.2	92.2705314	90.821256	93.236715
Mar	257.4	36.4	20.8	35.1	85.8585859	91.9191919	86.3636364
Mar	188.5	22.1	24.7	22.1	88.2758621	86.8965517	88.2758621
Mar	119.6	24.7	10.4	10.4	79.3478261	91.3043478	91.3043478
Mar	263.9	48.1	41.6	44.2	81.773399	84.2364532	83.2512315
Avr.	140.4	39	36.4	37.7	72.2222222	74.0740741	73.1481481
Mai.	123.5	36.4	28.6	33.8	70.5263158	76.8421053	72.6315789
Min	119.6	20.8	10.4	10.4	70.5263158	74.0740741	72.6315789
Max	269.1	48.1	41.6	44.2	92.2705314	91.9191919	93.236715
Moy	197.925	33.9625	26.4875	27.4625	81.284343	85.614689	84.997028
Mediane	204.75	36.4	24.7	27.95	80.8866995	87.8600406	87.3197492
ET	63.875051	10.29354	9.5007425	11.801445	7.5023555	6.7950685	8.1279294

NH4+ (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	0.66	0.576	0.72	0.3	12.7272727	-9.09090909	54.54545455
Fév.	2.016	0.9372	0.5016	1.1292	53.5119048	75.1190476	43.98809524
Mar	0.936	0.0672	0.0504	0.384	92.8205128	94.6153846	58.97435897
Mar	0.2784	0.0576	0.0264	0.1104	79.3103448	90.5172414	60.34482759
Mar	0.258	0.0552	0.0324	0.1284	78.6046512	87.4418605	50.23255814
Mar	0.552	0.0732	0.0456	0.384	86.7391304	91.7391304	30.43478261
Avr.	0.9024	0.2136	0.1464	0.2268	76.3297872	83.7765957	74.86702128
Mai.	0.816	0.18	0.1404	0.3828	77.9411765	82.7941176	53.08823529
Min	0.258	0.0552	0.0264	0.1104	12.7272727	-9.09090909	30.43478261
Max	2.016	0.9372	0.72	1.1292	92.8205128	94.6153846	74.86702128
Moy	0.80235	0.27	0.2079	0.3807	69.748098	74.614059	53.30941671
Mediane	0.738	0.1266	0.0954	0.3414	78.2729138	85.6092281	53.81684492
ET	0.554821	0.320977	0.2595971	0.3223116	25.680288	34.368646	12.91454651

NO3(mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW0	HCW1	HCW2
Fév.	3.6132	1.1292	1.0104	0.7452	68.7479243	72.0358685	79.37562272
Fév.	4.4316	0.912	0.5016	0.6972	79.4205253	88.6812889	84.26753317
Mar	2.1504	0.3252	0.2436	0.1752	84.8772321	88.671875	91.85267857
Mar	0.2112	0.0432	0.0048	0.0048	79.5454545	97.7272727	97.72727273
Mar	0.7164	0.3324	0	0.0012	53.60134	100	99.83249581
Mar	1.74	0.504	0.2772	0.2304	71.0344828	84.0689655	86.75862069
Avr.	1.7004	1.0116	0.3336	0.4848	40.5081157	80.3810868	71.4890614
Mai.	1.0968	0.5676	0.5172	0.3792	48.249453	52.8446389	65.42669584
Min	0.2112	0.0432	0	0.0012	40.5081157	52.8446389	65.42669584
Max	4.4316	1.1292	1.0104	0.7452	84.8772321	100	99.83249581
Moy	1.9575	0.60315	0.36105	0.33975	65.748066	83.051375	84.59124762
Mediane	1.7202	0.5358	0.3054	0.3048	69.8912035	86.3704203	85.51307693
ET	1.4314742	0.3806289	0.3261556	0.2879975	16.348761	15.155753	12.12159555

NO2 (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW0	HCW1	HCW2
Fév.	0.5904	0.0444	0.036	0.0312	92.4796748	93.902439	94.71544715
Fév.	1.1676	0.0528	0.0492	0.0168	95.4779034	95.7862282	98.56115108
Mar	0.8208	0.0744	0.0504	0.0588	90.9356725	93.8596491	92.83625731
Mar	1.0392	0.1404	0.072	0.0684	86.4896074	93.0715935	93.41801386
Mar	0.6288	0.108	0.0948	0.0852	82.8244275	84.9236641	86.45038168
Mar	1.0596	0.066	0.0312	0.0276	93.7712344	97.0554926	97.39524349
Avr.	0.396	0.0252	0.0852	0.0156	93.6363636	78.4848485	96.06060606
Mai.	0.8412	0.078	0.0492	0.0444	90.7275321	94.1512126	94.72182596
Min	0.396	0.0252	0.0312	0.0156	82.8244275	78.4848485	86.45038168
Max	1.1676	0.1404	0.0948	0.0852	95.4779034	97.0554926	98.56115108
Moy	0.81795	0.07365	0.0585	0.0435	90.792802	91.404391	94.26986582
Mediane	0.831	0.0702	0.0498	0.0378	91.7076737	93.8810441	94.71863656
ET	0.2661226	0.0365497	0.0229999	0.0253242	4.2052648	6.3543346	3.697835147

TP (mg/l)					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	11.88	3.839	1.287	1.441	67.6851852	89.1666667	87.8703704
Fév.	15.51	3.685	1.892	2.101	76.2411348	87.8014184	86.4539007
Mar	13.2	4.015	2.596	2.145	69.5833333	80.3333333	83.75
Mar	13.86	4.158	3.014	2.981	70	78.2539683	78.4920635
Mar	12.76	4.015	1.243	1.496	68.5344828	90.2586207	88.2758621
Mar	13.75	5.324	3.003	3.069	61.28	78.16	77.68
Avr.	13.09	3.817	2.607	3.047	70.8403361	80.0840336	76.7226891
Mai.	12.98	4.07	1.595	3.201	68.6440678	87.7118644	75.3389831
Min	11.88	3.685	1.243	1.441	61.28	78.16	75.3389831
Max	15.51	5.324	3.014	3.201	76.2411348	90.2586207	88.2758621
Moy	13.37875	4.115375	2.154625	2.435125	69.101067	83.971238	81.822984
Mediane	13.145	4.015	2.244	2.563	69.1137006	84.0225989	81.1210317
ET	1.0566178	0.5120594	0.739083	0.729656	4.1187717	5.2097244	5.3409994

PO43-					R%		
MOIS	WW	HCW0	HCW1	HCW2	HCW2	HCW1	HCW2
Fév.	5.6	1.54	0.87	0.34	72.5	84.4642857	93.9285714
Fév.	4.1	1.25	0.14	0.45	69.5121951	96.5853659	89.0243902
Mar	3.75	1.82	0.13	0.08	51.4666667	96.5333333	97.8666667
Mar	2.18	0.963	0.049	0.182	55.8256881	97.7522936	91.6513761
Mar	2.75	0.856	0.365	0.36	68.8727273	86.7272727	86.9090909
Mar	2.77	0.85	0.213	0.342	69.3140794	92.3104693	87.6534296
Avr.	2.87	0.877	0.285	0.296	69.4425087	90.0696864	89.6864111
Mai.	2.67	0.457	0.51	0.337	82.8838951	80.8988764	87.3782772
Min	2.18	0.457	0.049	0.08	51.4666667	80.8988764	86.9090909
Max	5.6	1.82	0.87	0.45	82.8838951	97.7522936	97.8666667
Moy	3.33625	1.076625	0.32025	0.298375	67.47722	90.667698	90.512277
Mediane	2.82	0.92	0.249	0.3385	69.3782941	91.1900779	89.3554007
ET	1.4877946	0.5659219	0.3512549	0.1550382	12.869821	6.9456427	4.7161328



a Conductimètre WTW
 c Thermo réacteur CR 2200.
 e Réactifs
 g Nitrification inhibitor.

b Multiparameter WTW
 d Spectromètre Photoflex.
 f OxiTop ® WTW box