

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE KASDI MERBAH – OUARGLA –

FACULTE DES SCIENCES APPLIQUEES
DEPARTEMENT DE GENIE CIVIL ET HYDRAULIQUE

Année : 2023/2024



N° d'ordre :

N° de série :

THESE

En vue de L'obtention du **Diplôme de Doctorat LMD** en **Hydraulique**
Spécialité : **Traitement et Epuration des Eaux**

THEME

**Réduction des polluants organiques des eaux usées de la
région de Touggourt par des plantes épuratrices locales
(Système à écoulement hybride)**

Présenté et soutenu publiquement

Par :

ZORAI Ameer

Le : 26/09/2023

Devant le jury composé de :

Pr. Douadi Ali	Professeur	Université Kasdi Merbah, Ouargla	Président
Pr. Labed Brahim	Professeur	Ecole normale supérieure, Ouargla	Directeur de thèse
Dr. Benzahi Khedidja	MCA	Ecole normale supérieure, Ouargla	Co-directeur de thèse
Pr. Saggai Sofiane	Professeur	Université Kasdi Merbah, Ouargla	Examineur
Dr. Chaouki Mourad	MCA	Université Kasdi Merbah, Ouargla	Examineur
Dr. Benabdesselam Soulef	MCA	Université Kasdi Merbah, Ouargla	Examinatrice

Dédicace

*En honneur à mon père, El Hadj **Mohammed**, dont le rêve a inspiré ce modeste travail, je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers ma chère mère, El Hadja **Merzaka**, ainsi que ma tendre épouse, **Belouahri Akila**, mes enfants **Doua** et **Ritadj**, et mon cher fils, **Mohammed Al-Amin**, qui ont toujours été à mes côtés. J'adresse un hommage à l'esprit de ma fille **Rahaf**, et à tous ceux qui ont contribué à la réalisation de cette tâche, en particulier le professeur **Ouakouak Abdelkader** et mon collègue de doctorat, **Assami Zakaria**. Enfin, je tiens à remercier chaleureusement mes amis **Zroune Chouaib**, **Trir Noui**, **Snouci Taher**, **Dahmouni Saleh**, **Zidounne Layachi** et **Moussaoui Fateh**, qui m'ont soutenu et encouragé tout au long de mes années d'études, et qui m'ont apporté un soutien moral à maintes reprises. Leur soutien est une source de gratitude infinie pour moi.*

Zorai. A

Reerciamento

Je suis profondément reconnaissant envers Dieu pour m'avoir accordé la force, la sagesse et la persévérance nécessaires pour compléter ma thèse avec succès.

*Je tiens tout d'abord à exprimer mes sincères remerciements à mon directeur de thèse, le Professeur **Labed Brahim**, professeur d'enseignement supérieur à l'École Normale Supérieure de Ouargla, ainsi qu'à son Co - directeur, le Dr **Benzahi Khedidja**, professeur à l'École Normale Supérieure de Ouargla, pour avoir accepté de superviser cette thèse et pour leur inestimable contribution à la réussite de ce travail de recherche. Leurs conseils avisés, leur soutien constant et leur confiance m'ont permis de progresser dans ma réflexion et d'approfondir mes connaissances scientifiques.*

*Et je voudrais exprimer mes sincères remerciements à Monsieur le Professeur **Douadi Ali**, professeur d'enseignement supérieur à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, pour avoir accepté de présider le comité de discussion, J'adresse également mes remerciements à tous les autres professeurs qui ont contribué à ce comité :Monsieur le Dr **Saggai Sofiane**, professeur à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, Monsieur le Dr **Chaouki Mourad** , MCA à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, et Madame le Dr **Benabdesselam Soulef**, MCA à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, pour avoir accepté de participer au comité de discussion.*

Je suis également reconnaissant envers l'équipe de recherche du laboratoire d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement en Milieu Saharien pour m'avoir accueilli et offert un environnement scientifique stimulant. J'adresse mes remerciements les plus sincères à tous les membres de l'équipe pour leur collaboration fructueuse et les échanges scientifiques enrichissants que nous avons partagés

*Je suis également heureux d'adresser mes remerciements et ma gratitude aux travailleurs de la STEP de Touggourt. En particulier, je tiens à remercier Monsieur **Benhania Abdelmadjid**, le directeur de la STEP, ainsi que le chef du laboratoire, Madame, **Radhia Bena**, et tous les travailleurs du centre de la STEP, Madame **Hita Hanifa** et **Hita Amina**, et le haut technicien du laboratoire, Monsieur **Ben Najma Fathi**, pour les installations et l'assistance qu'ils m'ont fournies pour accomplir ce travail. Je n'oublie pas de remercier tous les fonctionnaires du centre de recherche scientifique CRSTRA de Ouargla. Je tiens également à remercier tous les membres de ma famille, en particulier ma femme et mes enfants.*

*Je voudrais également remercier mon collègue et frère Professeur **Ouakouak Abdelkader**, conférencier à l'Université Hama Lakhdar El Oued, pour ses conseils et son soutien.*

*Enfin, je voudrais adresser tous mes remerciements à la famille du Professeur **Labed Brahim** pour leur accueil chaleureux pendant toute une année et pour toute l'aide qu'ils m'ont apportée.*

Zorai. A

نظم الأراضي الرطبة الاصطناعية تعتبر بديلا اقتصاديا لمعالجة مياه الصرف الصحي في البلدان النامية. لذلك، ولتحقيق أهداف الدراسة المتعلقة بإزالة المواد العضوية والمغذيات من مياه الصرف الصحي البلدية في منطقة تقرت باستخدام النباتات المائية المحلية في ظروف قاحلة، أعدنا نموذجاً تجريبياً للأراضي الرطبة ذات الجريان الهجين المكونة من نظام رأسي يتبعه نظام أفقي في محطة معالجة المياه بتقرت زرعت بأنواع نباتية مختلفة *Typha latifolia* و *Canna indica* في الزراعة الأحادية والمختلطة. خلال عام كامل (2021)، شملت هذه الدراسة مقارنة بين النظام غير المزروع وبين باقي الأنظمة المزروعة، بين النظامين المزروعين و بين الزراعة الأحادية و المختلطة.

تظهر هذه الدراسة أن الأراضي الرطبة الهجينة المزروعة حصلت على نتائج أفضل من خلال القضاء على MES (90.51% من قبل *Typha latifolia*) ، DBO_5 (95.04% من قبل الزراعة المختلطة) ، DCO (84.54% من قبل الزراعة المختلطة) ، NO_2^- (90.93% من قبل الزراعة المختلطة) ، NH_4^+ (99.98% من قبل الزراعة المختلطة) و PO_4^{3-} (86.28% من *Typha latifolia*) مقارنة مع السرير غير المزروعة لنفس المعلمات 88.43% ، 93.30% ، 78.98% ، 85.59% ، 99.80% و 80.15% ، على التوالي. سجل تركيز NO_3^- في النفايات السائلة إرتفاع في السرير العمودي في الزراعة المختلطة من 0.44 الى 1.0389 ملغ / لتر وانخفض في المرحلة الثانية إلى 0.3529 ملغ / لتر عند مخرج النظام الأفقي غير المزروع ، بسبب التركيز العالي NO_3^- في النظام الرأسي الناتج عن تحول NH_4^+ إلى NO_3^- بسبب الظروف الهوائية الموجودة في النظام. لمعالجة ذلك، يجب تعزيز المعالجة البيولوجية بواسطة البكتيريا اللاهوائية.

على الرغم من أن التخلص من المواد العضوية والمغذيات في المرحلة الثانية من النظام ذو الجريان الهجين كان محدودا للغاية بسبب الإزالة المسبقة في النظام الرأسي. ومع ذلك ، أثبتت *Typha latifolia* و *Canna indica* قدرتها الكبيرة على التخلص من المواد العضوية والمغذيات بواسطة النظام ذو الجريان الهجين في الظروف المناخية القاحلة.

خلال هذه الدراسة ، تم تسجيل زيادة في قيم الناقلية الكهربائية وتركيز الملوحة والمواد الصلبة الذائبة بسبب عمليتي التبخر والنتح نظرا للظروف المناخية القاحلة. وهذا يتطلب حلا إضافيا للقضاء على التركيز العالي للأملاح في المياه التي تمت معالجتها. على ضوء النتائج التي تم الحصول عليها ، تم إقتراح تصميم نظام معالجة مياه الصرف الصحي ذو الجريان الهجين لمنطقة الزاوية العابدية بتقرت من أجل حماية قناة وادي ريغ من التلوث.

أخيرا ، من الممكن استخدام النباتات المائية المحلية في أنظمة الأراضي الرطبة المصنعة في المناطق القاحلة. ومع ذلك ، من المهم مراعاة الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف الصحي وكذلك الظروف المناخية خلال مرحلة تصميم هذه الأنظمة.

Résumé

Les systèmes de zones humides artificielles constituent une alternative économique au traitement des eaux usées dans les pays en développement. Par conséquent, afin d'atteindre les objectifs de l'étude liés à l'élimination de la matière organique et des nutriments dans les eaux usées municipales de la région de Touggourt à l'aide de plantes aquatiques locales dans des conditions arides, nous avons préparé un dispositif expérimental de zones humides à écoulement hybride composé d'un système vertical suivi d'un système horizontal dans la STEP de Touggourt planté avec des espèces végétales *Canna indica* et *Typha latifolia* en culture mono et mixte. Pendant un an (2021), cette étude comprenait une comparaison entre le système non cultivé et le reste des systèmes cultivés, entre les deux systèmes plantés et entre la culture mono et mixte.

Les résultats indiquent que les zones humides à écoulement hybride plantées ont obtenu de meilleurs résultats en éliminant les MES (90.51% par *Typha latifolia*), la DBO₅ (95.04% par la culture mixte), la DCO (84.54% par la culture mixte), le NO₂⁻ (90.93% par la culture mixte), le NH₄⁺ (99,98% par la culture mixte) et le PO₄³⁻ (86.28% par *Typha latifolia*) par rapport au lit non planté pour les mêmes paramètres (88.43%, 93.30%, 78.98%, 85.59%, 99.80%, et 80.15%), respectivement. La concentration de NO₃⁻ dans l'effluent a enregistré la plus forte augmentation dans l'unité verticale plantée en culture mixte de 0.44 à 1.0389 mg / L et a diminué à la deuxième étape à 0.353 mg / L à la sortie du système non planté, en raison de la forte concentration de NO₃⁻ dans le système vertical résultant de la transformation de NH₄⁺ en NO₃⁻ en raison des conditions aérobies présentes à l'intérieur du système. Il est nécessaire de renforcer le traitement biologique par les bactéries anaérobies.

Bien que l'élimination de la matière organique et des nutriments dans la deuxième étape du système à écoulement hybride ait été très limitée en raison de la pré-élimination dans le système vertical. Cependant, *Typha latifolia* et *Canna indica* ont démontré leur grande capacité à éliminer la matière organique et les nutriments par le système à écoulement hybride dans des conditions climatiques arides.

Au cours de cette étude, une augmentation des valeurs de la CE, de la concentration de salinité et des SDT a été enregistrée en raison de l'évapotranspiration élevée dues aux conditions climatiques arides. Cela nécessite des solutions supplémentaires pour éliminer la forte concentration de sels dans l'eau traitée.

Sur la base des résultats obtenus, il est proposé de concevoir un système à écoulement hybride de traitement des eaux usées pour le rejet final de la région de Zaouia El Abidia à Touggourt afin de protéger le canal de Oued Righ.

Enfin, il est possible d'utiliser des plantes aquatiques locales dans des systèmes de zones humides artificielles dans les zones arides. Cependant, il est important de prendre en compte les caractéristiques physiques et chimiques des eaux usées ainsi que les conditions climatiques lors de la phase de conception de ces systèmes.

Mot clés: Climat aride, Zone humide à écoulement hybride, Eaux usées municipales, *Canna indica*, *Typha latifolia*.

Abstract

Constructed Wetlands systems provide an economical alternative to wastewater treatment in developing countries. Therefore, in order to achieve the objectives of the study related to the removal of organic matter and nutrients in municipal wastewater from the city of Touggourt using local aquatic plants in arid conditions, we prepared an experimental hybrid flow constructed wetland system consisting of a vertical system followed by a horizontal system at the Touggourt WWTP planted with *Canna indica* and *Typha latifolia* plant species in mono and mixed cultures. For one year (2021), this study included a comparison between the unplanted system and the rest of the cultivated systems, between the two planted systems, and between mono and mixed cultures.

The results indicate that the planted artificial wetlands obtained better results in removing TSS (90.51% by *Typha latifolia*), BOD₅ (95.04% by mixed culture), COD (84.54% by mixed culture), NO₂⁻ (90.93% by mixed culture), NH₄⁺ (99.98% by mixed culture), and PO₄³⁻ (86.28% by *Typha latifolia*) compared to the unplanted bed for the same parameters (88.43%, 93.30%, 78.98%, 85.59%, 99.80%, and 80.15%), respectively. The concentration of NO₃⁻ in the effluent recorded the highest increase in the VFCW unit planted with mixed culture, from 0.44 to 1.0389 mg/L, and decreased to 0.353 mg/L at the second stage at the outlet of the unplanted system, due to the high concentration of NO₃⁻ in the vertical system resulting from the transformation of NH₄⁺ to NO₃⁻ under aerobic conditions present inside the system. It is necessary to enhance the biological treatment using anaerobic bacteria.

Although the removal of organic matter and nutrients in the second stage of the hybrid flow constructed wetland system was very limited due to pre-elimination in the vertical system, *Typha latifolia* and *Canna indica* have demonstrated their great capacity to remove organic matter and nutrients through the hybrid flow constructed wetland system under arid climatic conditions.

During this study, an increase in EC values, salinity concentration, and TDS was recorded due to high evapotranspiration caused by the climatic conditions and high temperatures. This requires additional solutions to eliminate the high concentration of salts in the treated water.

Based on the results obtained, it is proposed to design a vertical-horizontal hybrid wastewater treatment system for the final discharge in the Zawiya al-Abidiya region in Touggourt, in order to protect the Wadi Righ canal.

Finally, it is possible to use local aquatic plants in artificial wetland systems in arid areas. However, it is important to consider the physical and chemical characteristics of wastewater as well as climatic conditions during the design phase of these systems.

Key words: Arid climate, hybrid flow constructed wetland, Municipal wastewater, *Canna indica*, *Typha latifolia*.

Liste des tableaux

Tableaux	Titre	Page
Partie I : Synthèse bibliographique		
Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et les procédés d'épuration		
Tableau I.01	Classes de turbidité usuelles	016
Tableau I.02	Classification des eaux d'après leur pH	017
Tableau I.03	Minéralisation de l'eau en fonction de la conductivité	017
Tableau I.04	Echelle de valeurs de la DBO ₅	020
Tableau I.05	Coefficient de biodégradabilité K	021
Tableau I.06	Ratios DBO ₅ /DCO pour caractériser les eaux usées	021
Tableau I.07	Indice de pollution organique (IPO)	022
Tableau I.08	Classement de l'indice de pollution organique	022
Tableau I.09	Epuration des eaux usées en Algérie	035
Tableau I.10	Domaine d'utilisation des eaux usées épurées	036
Chapitre II : Epuration des eaux usées par les zones humides artificielles plantés de macrophytes (Constructed wetland)		
Tableau II.01	Éléments clés dans les CWs	047
Tableau II.02	Majeurs rôles des macrophytes dans les milieux CWs	051
Tableau II.03	Paramètres de références proposées pour conception par Reed <i>et al.</i> , (1996) ..	078
Tableau II.04	Paramètres de calcul de Ce pour les FWS et les HFCW	079
Tableau II.05	paramètres de références proposées pour conception par Reed <i>et al.</i> , (1995) pour les HFCW	080
Partie II : Expérimentale		
Chapitre III : Matériels et méthodes		
Tableau III.01	Caractéristiques techniques STEP Touggourt	091
Tableau III.02	Programme d'irrigation des HCWs	096
Tableau III.03	Disposition des différentes espèces végétales	097
Tableau III.04	Classification botanique de <i>Canna indica</i>	102
Tableau III.05	Classification botanique de <i>Typha latifolia</i>	105
Tableau III.06	Méthode d'analyses	107
Tableau III.07	Appareils de mesure des paramètres de qualité	108
Tableau III.08	Volumes des d'échantillon d'après les valeurs de la DCO	112
Partie III : Résultats et Interprétations		
Chapitre IV : Résultats et interprétations		
Tableau IV.01	Résultats des analyses statistiques descriptives des données des eaux usées municipale traitée primaire de la ville de Touggourt	120
Tableau IV.02	Ratios de divers paramètres pour caractériser les EU, évaluation de la pollution organique des eaux brutes	132
Tableau IV.03	Qualité organique des eaux usées de la région de Touggourt	138
Tableau IV.04	Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie du système VFCWs et HFCWs, Rendement d'élimination (R%)	139
Tableau IV.05	Comparaison entre les défèrent systèmes	182
Tableau IV.06	Données météorologiques et d'évapotranspiration dans la ville de Touggourt	184
Tableau IV.07	Dimensionnement du filtre vertical	185
Tableau IV.08	Dimensionnement du filtre horizontal	188
Tableau IV.09	Calcul des réseaux	189

Liste des figures

Figures	Titre	Page
Partie II : Synthèse bibliographique		
Chapitre II : Epuration des eaux usées par les zones humides artificielles plantés de macrophytes (Constructed wetland)		
Figure II.01	Classification des zones humides artificielles	053
Figure II.02	Profil d'une cellule de zone humide artificielle SFS ou FWS	055
Figure II.03	Profil d'une cellule de zone humide artificielle à flux horizontal (HFCWs)	057
Figure II.04	Profil d'une cellule de zone humide artificielle à flux vertical (VFCWs)	058
Figure II.05	Profil d'une cellule de zone humide artificielle française à flux vertical (FPVs)..	058
Figure II.06	Profil d'une cellule de zone humide artificielle à écoulement hybride (HCWs)...	059
Figure II.07	CWs déroutée à écoulement sous-surfacique	060
Figure II.08	Zones Humides artificielle Aérées (CWA)	061
Figure II.09	(a) Mécanismes d'élimination de la pollution, (b) Transfert d'oxygène des racines	062
Figure II.10	Principe mécanismes des CWs	063
Figure II.11	Composantes du bilan hydrique dans les CWs	071
Figure II.12	Schéma:(a) chambre de criblage et (b) chambre de piège à huile et à graisse	072
Figure II.13	Schéma de la fosse septique	074
Figure II.14	Schéma de la fosse septique améliorée	074
Figure II.15	Schéma de la fosse septique Imhoff	075
Figure II.16	Systèmes d'admission pour les zones humides	075
Figure II.17	Conception des exutoires des zones humides	076
Figure II.18	Pente théorique d'un filtre horizontal.....	083
Partie III : Partie Expérimentale		
Chapitre III: Matériels et méthodes		
Figure III.01	Situation géographique de la ville de "Touggourt".....	089
Figure III.02	Situation du : (a) lac de "Lalla Fatima" la commune de "Mégarine", (b) lac de " El- Bhour" commune de "Témacine"	089
Figure III.03	Localisation de la STEP de "Touggourt".....	090
Figure III.04	Carte de localisation de la vallée de Oued Righ	091
Figure III.05	Photo de la mise en place du pilote expérimental à écoulement hybride (HCWs)	094
Figure III.06	Disposition du système des HCWs (a), et la section transversale des HCWs (b)	095
Figure III.07	Photo du système des HCWs expérimentale dans la région de Touggourt	095
Figure III.08	Jardin épuratrice "Wastewater Gardens WWG" région de Touggourt	096
Figure III.09	Suivi quotidien de développement des plantes	097
Figure III.10	Points de rejets de la ville de Touggourt	098
Figure III.11	Support de remplissage de remplissage des CWs	098
Figure III.12	WWG de Témacine (a), <i>Canna indica</i> (b) et (c) <i>Typha latifolia</i>	100
Figure III.13	Photo présentant l'espèce <i>Canna indica</i>	101
Figure III.14	Répartition du C. Indica dans le monde selon la découverte de la vie	102
Figure III.15	Caractéristiques climatiques et caractéristiques du sol pour <i>C.indica</i>	103
Figure III.16	Distribution mondiale de <i>Typha latifolia</i>	103
Figure III.17	Photo présentant l'espèce <i>Typha latifolia</i>	104
Figure III.18	Caractéristiques climatiques et caractéristiques du sol <i>Typha latifolia</i>	105
Figure III.19	Prélèvement des échantillons : (a) Alimentation, (b) Vannes de prélèvements HFCWs et (c) Vannes de prélèvements VFCWs	106

Partie 3 Résultats et Interprétations

Chapitre IV Résultats et Interprétations

Figure IV.01	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la température des eaux usées d'alimentation	122
Figure IV.02	Variation mensuelle des valeurs moyennes du pH des EU d'alimentation.....	123
Figure IV.03	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la CE des eaux usées d'alimentation	125
Figure IV.04	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la salinité des eaux usées d'alimentation	126
Figure IV.05	Variation mensuelle des valeurs moyennes du SDT des eaux usées d'alimentation	127
Figure IV.06	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la MES des eaux usées d'alimentation	128
Figure IV.07	Variation mensuelle des valeurs moyennes de l'OD des eaux usées d'alimentation	129
Figure IV.08	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la DCO des eaux usées d'alimentation	130
Figure IV.09	Variation mensuelle des valeurs moyennes de la DBO ₅ des eaux usées d'alimentation	131
Figure IV.10	Évolution temporelle de l'azote ammoniacal NH ₄ ⁺ des eaux usées d'alimentation	134
Figure IV.11	Évolution temporelle de l'azote nitrite NO ₂ ⁻ des eaux usées d'alimentation.....	135
Figure IV.12	Évolution temporelle de l'azote nitrate NO ₃ ⁻ des eaux usées d'alimentation.....	136
Figure IV.13	Évolution temporelle de l'orthophosphates PO ₄ ³⁻ des eaux usées d'alimentation	137
Figure IV.14	Graphique en boîte à moustache de la température d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	153
Figure IV.15	Représentation graphique de la variation de la température à l'entrée et à la sortie du HCWs	154
Figure IV.16	Graphique en boîte à moustache du pH d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	155
Figure IV.17	Représentation graphique de la variation du pH à l'entrée et à la sortie du HCWs	156
Figure IV.18	Graphique en boîte à moustache de la CE d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	157
Figure IV.19	Représentation graphique de la variation de la CE à l'entrée et à la sortie du HCWs	158
Figure IV.20	Graphique en boîte à moustache de la salinité d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	160
Figure IV.21	Développement et croissance des plantes	160
Figure IV.22	Représentation graphique de la variation de la salinité à l'entrée et à la sortie du HCWs	161
Figure IV.23	Graphique en boîte à moustache du SDT d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	162
Figure IV.24	Représentation graphique de la variation de la TDS à l'entrée et à la sortie du HCWs	162
Figure IV.25	Graphique en boîte à moustache de l'OD d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	164
Figure IV.26	Représentation graphique de la variation de l'OD à l'entrée et à la sortie du HCWs	164
Figure IV.27	Graphique en boîte à moustache de la MES d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	165
Figure IV.28	Représentation graphique de la variation de la MES à l'entrée et à la sortie du HCWs	

Figure IV.29	Graphique en boîte à moustache de la DCO d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	167
Figure IV.30	Représentation graphique de la variation de la DCO à l'entrée et à la sortie du HCWs	168
Figure IV.31	Graphique en boîte à moustache de la DBO ₅ d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	170
Figure IV.32	Représentation graphique de la variation de la DBO ₅ à l'entrée et à la sortie du HCWs	171
Figure IV.33	Graphique en boîte à moustache de l' NH_4^+ d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	172
Figure IV.34	Représentation graphique de la variation de l' NH_4^+ à l'entrée et à la sortie du HCWs	173
Figure IV.35	Graphique en boîte à moustache du NO_2^- d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	175
Figure IV.36	Graphique en boîte à moustache du NO_3^- d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément.....	176
Figure IV.37	Représentation graphique de la variation du NO_2^- à l'entrée et à la sortie du HCWs	177
Figure IV.38	Représentation graphique de la variation du NO_3^- à l'entrée et à la sortie du HCWs	178
Figure IV.39	Efficacité moyenne d'élimination du NH_4^+ , du NO_2^- et du NO_3^- , du 1er et du 2e étage de différentes zones humides artificielles à écoulement hybride HCW ₀ , HCW ₁ , HCW ₂ et HCW ₃	178
Figure IV.40	Graphique en boîte à moustache du PO_4^{3-} d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément	179
Figure IV.41	Représentation graphique de la variation du PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie du HCWs	180
Figure IV.42	Schéma simplifié de l'installation de zones humides à écoulement hybride	181

Abréviations

RCA	: Réacteur à chicane Anaérobie (Anaerobic Baffle Reactor)
SAME	: Société Américaine des Matériaux et des Essais (American Society for Testing Material « ASTM »)
CH	: Charge Hydraulique
COV	: Carbone Organique Volatil
CRSTRA	: Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides
CWs	: Constructed Wetlands (Zones Humides artificielles)
EH	: Équivalent habitant
EU	: Eaux usées
DBO	: Demande biochimique en oxygène durant cinq (05) jours d'incubation
DCO	: Demande chimique en oxygène
EH	: Équivalent habitant
EU	: Eaux usées
EUM	: Eaux usées Municipal
CWA	: Zones humides aérées (Forced Bed Aeration «FBA»)
FPV	: Filtre Planté Vertical
FTU	: Formazine Turbidity Unit
FWS	: Free water flow wetlands (Zone humide à écoulement horizontal superficiel)
HAP	: Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HCW	: Hybrid Constructed Wetlands (zone humide à écoulement hybride)
HFCW	: Horizontal flow constructed Wetland (zones humide à écoulement horizontal)
TCH	: Taux de Chargement Hydraulique (Hydraulic Loading Rate « HLR »)
ISO	: Organisation internationale de normalisation
JTU	: Jackson Turbidity Unit
K	: Facteur de biodégradabilité
KP	: Krefeld Process (Processus de Krefeld)
LCK	: Système de Tests en cuve LCK
MA	: Matière Azotée
MES	: Matière en suspension
MMS	: Matières minérales sèches
MO	: Matières Organiques
MP	: Matière Phosphorée
MPIS	: Max Planck Institute System (Système de l'Institut Max Planck)
MVS	: Matières volatiles en suspension
N org	: Azote organique
N-ATH	: Inhibiteur de nitrification aqualytique
NO _x	: Azote oxydé
NT	: Azote total
NTU	: Nephelometric Tirbidity Unit
NW	: Natural wetlands
OD	: Oxygène dissous
ONA	: Office National de l'Assainissement
pH	: Potentiel d'Hydrogène
PVC	: Polychlorure de vinyle
REUE	: Réutilisation des eaux usées épurées
SDT	: Solides dissous totaux
EHS	: Ecoulement horizontal superficiel
ESS	: Ecoulement sous-surfacique

STEP : Station d'épuration des eaux usées
TRH : Temps de rétention hydraulique
TVA : Tennessee Valley Authority en anglais
VFCW : Vertical flow constructed Wetland (zones humide à écoulement vertical)
W : Wetland (Zone Humide)
WWG : Wastewater Garden (Jardin épuratrice)

Table de matière

Dédicace	
Reerciemnt	
المخلص	
Résumé	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Abréviations	
Introduction générale	1

Partie 1 | Synthèse bibliographique

Chapitre I | Généralités sur les eaux usées et les procédés d'épuration

I.1. Introduction	6
I.2. Définition des eaux usées	6
I.3. Origines et typologie des eaux usées	6
I.3.1. Eaux usées d'origine urbaines	7
I.3.1.1. Eaux usées d'origine domestiques	7
I.3.1.2. Eaux usées d'origine industrielles	8
I.3.1.3. Eaux usées d'origine pluviales et de ruissellement	8
I.3.2. Eaux usées d'origine agricoles	8
I.4. Différentes formes de la pollution des eaux	9
I.4.1. Pollution physique	10
I.4.1.1. Pollution solide ou mécanique	10
I.4.1.2. Pollution thermique	10
I.4.2. Pollution chimique	11
I.4.2.1. Pollution radioactive	11
I.4.3. Pollution microbiologique	11
I.5. Paramètres de la pollution des eaux usées	12
I.5.1. Paramètres physiques	12
I.5.1.1. Paramètres organoleptiques	12
I.5.1.2. Température (T)	13
I.5.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)	13
I.5.1.4. Conductivité électrique (CE)	14
I.5.1.5. Matière en suspension (MES)	14
I.5.1.5.1. Matières volatiles en suspension (MVS)	15
I.5.1.5.2. Matières minérales sèches (MMS)	15
I.5.1.5.3. Matières décantables et nom décantables	15
I.5.2. Paramètres chimiques	16
I.5.2.1. Oxygène dissous (OD)	16
I.5.2.2. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	16
I.5.2.3. Demande chimique en oxygène (DCO)	17
I.5.2.4. Notion biodégradabilité (K)	17
I.5.2.5. Indices de la pollution organique (IPO)	18
I.5.2.6. Matières azotées (MA)	19
I.5.2.6.1. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	20
I.5.2.6.2. Nitrites (NO ₂ ⁻)	20
I.5.2.6.3. Nitrates (NO ₃ ⁻)	20
I.5.2.7. Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	20
I.5.3. Paramètres Bactériologiques	21

I.5.3.1. Virus	21
I.5.3.2. Bactéries	21
I.5.3.3. Protozoaires	22
I.5.3.4. Helminthes	22
I.5.3.5. Champignons	22
I.5.4. Métaux lourds	22
I.5.5. Équivalent habitant (EH).....	23
I.6. Traitement des eaux usées	23
I.6.1. Objectifs du traitement	24
I.6.2. Techniques d'épuration des eaux usées	24
I.6.2.1. Prétraitements	24
I.6.2.1.1. Dégrillage	24
I.6.2.1.2. Dessablage	25
I.6.2.1.3. Dégraissage déshuilage	25
I.6.2.2. Traitement primaire.....	25
I.6.2.2.1. Décantation	25
I.6.2.2.2. Flottation.....	26
I.6.2.3. Traitement secondaire ou biologique	26
I.6.2.3.1. Traitement biologique intensif.....	26
a) Boues activées	26
b) Lits bactériens.....	27
c) Disque biologique	27
I.6.2.3.2. Traitement biologique extensifs.....	28
a) Lagunage naturel.....	28
b) Lagunage aéré.....	28
c) Etangs facultatifs.....	29
d) Infiltration-percolation.....	29
e) Phytoépuration	29
I.6.2.4. Traitement tertiaire.....	30
I.6.3. Comparaison entre les méthodes de traitement des eaux usées	30
I.7. Epuration des eaux usées en Algérie	31
I.8. Réutilisation des eaux usées épurées (REUE).....	32
I.9. Réglementation relative à l'eau en Algérie	33
I.10. Conclusion.....	33
Chapitre II Epuration des eaux usées par les zones humides artificielles plantées de macrophytes (Constructed wetland)	
II.1. Introduction	36
II.2. Zones humides naturelles (NWs)	36
II.2.1. Classification des zones humides naturelles	37
II.2.2. Importance des zones humides naturelles	38
II.3. Zones humides artificielles (CWs)	38
II.3.1. Développement historique des CWs.....	39
II.3.2. Technologie de traitement par les CWs	40
II.3.2.1. CWs pour le traitement des eaux usées domestiques	41
II.3.2.2. CWs pour le traitement des eaux usées agricoles	41
II.3.2.3. CWs pour le traitement des eaux usées industrielles	41
II.3.2.4. CWs pour le traitement des eaux pluviales	42
II.3.2.5. Valeur esthétique	43
II.3.2.6. Restauration de la diversité des habitats et gestion de la nature	43
II.4. Composantes des CWs	44

II.4.1. Rôle de composants des CWs	44
II.4.1.1. Colonne d'eau	44
II.4.1.2. Support de remplissage (Matériaux de remplissage)	46
II.4.1.3. Végétaux des CWs	47
II.4.1.4. Microorganisme	49
II.4.1.5. Animaux aquatiques	49
II.5. Différentes configurations des CWs	50
II.5.1. CWs à écoulement horizontal superficiel (CWEHS)	51
II.5.2. CWs à écoulement sous-surfacique (CWESS)	52
II.5.2.1. CWs sous-surfacique à flux horizontal (HFCWs)	52
II.5.2.2. CWs sous-surfacique à flux vertical (VFCWs)	54
II.5.3. Système français à flux vertical (FPVs)	55
II.5.4. Système à écoulement hybride (HCW)	55
II.5.5. Versions avancées des CWs	57
II.5.5.1. CWs Déroutée à écoulement sous-surfacique	57
II.5.5.2. CWs Aérées (CWA) (Forced Bed Aeration FBA)	57
II.5.5.3. CWs technique à écoulement libre multitropicale	59
II.6. Principe de mécanismes des CWs	59
II.6.1. Types de processus	60
II.6.1.1. Processus physiques	60
II.6.1.2. Processus chimiques	61
II.6.1.3. Processus biologiques	61
II.6.2. Mécanismes d'élimination des polluants et d'agents pathogènes par les CW	62
II.6.2.1. Élimination des solides en suspension	62
II.6.2.2. Élimination de la matière organique	62
II.6.2.3. Élimination de l'azote dans les CWs	63
II.6.2.4. Élimination du phosphore dans les CWs	64
II.6.2.5. Élimination des pathogènes dans les CWs	65
II.6.2.6. Élimination des métaux lourds dans les CW	66
II.7. Influence des Facteurs abiotiques sur les CWs	66
II.8. Conception des CWs	67
II.8.1. Sélection du Site	67
II.8.2. Hydrologie	67
II.8.3. Sélection du matériel végétal	68
II.8.4. Sélection du support de remplissage	68
II.8.5. Type d'eaux usées	69
II.8.6. Ouvrages de prétraitement	69
II.8.7. Ouvrages de traitement Primaire	70
II.8.7.1. Fosses septiques	70
II.8.7.2. Fosse septique améliorée (Anaerobic Baffle Reactor ABR)	71
II.8.7.3. Fosse septique Imhoff	72
II.8.8. Ouvrages d'entrée et de sortie	72
II.8.8.1. Ouvrages d'entrée	72
II.8.8.2. Ouvrages de sortie	73
II.8.9. Dimensionnement des bassins de CWs	73
II.8.9.1. Approches de conception des CWs	74
II.8.9.1.1. Superficie du CWs à écoulement horizontal	74
a) Approche de conception selon Kadlec et Knight (1996)	74
b) Approche de conception selon Reed et al. (1995)	75
c) Profondeur du CWs horizontal	78

II.8.9.1.2. Superficie du CWs à écoulement vertical	78
a) Profondeur du CWs vertical	78
II.8.9.1.3. Temps de rétention hydraulique (HRT)	79
II.8.9.1.4. Géométrie du filtre	79
II.8.9.1.5. Charge hydraulique (CH)	80
II.9. Avantages et Inconvénients des CWs	80
II.10. Phytoepuration en Algérie	81
II.11. Conclusion	81

Partie 2 | Partie expérimentale
Chapitre III | Matériels et méthodes

III.1. Introduction	84
III.2. Présentation de la région d'étude	84
III.2.1. Aspect géographique	84
III.2.1.1. Situation de la ville de Touggourt - Algérie	84
III.2.1.2. Situation du site expérimental (STEP de la ville de Touggourt)	86
III.2.2. Aspect climatique	87
III.2.2.1. Température	88
III.2.2.2. Précipitation	88
III.2.2.3. Evaporation	88
III.2.2.4. Humidité	89
III.2.2.5. Vent	89
III.3. Méthodologie expérimentale	89
III.3.1. Objectifs	89
III.3.2. Mise en place du dispositif expérimental	90
III.3.3. Description du dispositif expérimental	90
III.3.4. Origine des eaux brutes de la ville de Touggourt	93
III.3.5. Critère de choix du support de remplissage	94
III.3.5.1. pH du support de remplissage	95
III.3.5.2. Analyse granulométrique par tamisage	95
III.3.5.3. Porosité (n)	95
III.3.6. Espèces végétales utilisés pour les expériences	96
III.3.6.1. <i>Canna indica</i>	96
III.3.6.2. <i>Typha latifolia</i>	99
III.4. Matériels et méthodes	102
III.4.1. Prélèvement des échantillons	102
III.4.2. Protocoles et méthodes d'analyse physico chimiques	103
III.4.2.1. Mesures sur site	104
III.4.2.1.1. Potentiel Hydrogène pH et Temperature T	105
III.4.2.1.2. Oxygène dissous	105
III.4.2.1.3. Conductivité électrique (CE) et salinité	105
III.4.2.1.4. Total des solides dissous (SDT)	105
III.4.2.2. Analyse en laboratoire	106
III.4.2.2.1. Matières en suspension (MES)	106
III.4.2.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)	106
III.4.2.2.3. Demande biologique en oxygène DBO ₅	107
III.4.2.2.4. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	108
III.4.2.2.5. Nitrites (NO ₂ ⁻)	109
III.4.2.2.6. Nitrates (NO ₃ ⁻)	109
III.4.2.2.7. Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	110
III.5. Analyses statistiques	111

III.6. Conclusion	111
Partie 3 Résultats et interprétations	
Chapitre IV Résultats et Interprétations	
IV.1. Introduction	115
IV.2. Épuration des eaux usées de la ville de Touggourt.....	115
IV.3. Caractéristiques des eaux usées alimentant le dispositif expérimental.....	116
IV.3.1. Système de prétraitement	116
IV.3.2. Caractérisation des eaux usées municipales	116
IV.3.3. Evaluation des paramètres physico-chimiques.....	117
IV.3.3.1. Température (T).....	117
IV.3.3.2. Potentiel hydrique (pH).....	118
IV.3.3.3. Conductivité électrique (CE).....	120
IV.3.3.4. Salinité.....	121
IV.3.3.5. Solides dissous totaux (SDT).....	122
IV.3.3.6. Matière en suspension (MES).....	123
IV.3.3.7. Oxygène dissous (OD)	124
IV.3.4. 8. Demande chimique en oxygène (DCO)	125
IV.3.4.9. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	127
IV.3.4.10. Biodégradabilité et matière oxydable.....	128
IV.3.4.11. Teneurs en azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	129
IV.3.4.12. Teneurs en nitrites (NO ₂ ⁻).....	130
IV.3.4.14. Teneurs en Orthophosphates (PO ₄ ³⁻).....	132
IV.3.4.15. Indices de la pollution organique (IPO)	133
IV.4. Comparaison de l'efficacité de <i>Canna indica</i> et <i>Typha latifolia</i>	134
a) Performance globale du système HCWs.....	134
IV.4.1. Evolution des paramètres physico-chimiques	152
IV.4.1.1. Evolution de la Temperature (T).....	152
IV.4.1.2. Evolution du pH.....	154
IV.4.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE).....	156
IV.4.1.4. Evolution de la salinité	158
IV.4.1.5. Evolution des solides dissous totaux (SDT).....	161
IV.4.1.6. Evolution de l'oxygène dissous	163
IV.4.1.7. Evolution de la matière en suspension (MES).....	165
IV.4.1.8. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO).....	168
IV.4.1.9. Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	170
IV.4.1.10. Evolution de l'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	173
IV.4.1.11. Evolution de l'azote des nitrites (NO ₂ ⁻) et nitrates (NO ₃ ⁻)	175
IV.4.1.12. Pollutions phosphorées (PO ₄ ³⁻).....	179
IV.4.1.13. Comparaison entre les différents systèmes	182
IV.4.1.14. Conclusion	182
IV.5. Dimensionnement de la zone humide à écoulement hybride HCW	184
IV.5. 1. Site d'implantation et aperçu du climat.....	184
IV.5.2. Caractéristiques des eaux usées	185
IV.5.3. Ouvrages de prétraitement.....	185
IV.5.4. Ouvrage de Traitement primaire.....	186
IV.5. 4.1. Géométrie de la fosse toutes eaux.....	186
IV.5. 5. Conception d'un système à écoulement hybride de traitement des eaux usées	186
IV.5. 5.1. Dimensionnement de la surface du VFCW	186
IV.5. 5.1.1. Evaluation du temps de rétention.....	187
IV.5. 5.2. Dimensionnement de la surface du HFCW	187

IV.5. 5.2.1. Méthode basée sur la charge surfacique en DBO ₅	187
IV.5. 5.2.2. Evaluation du temps de rétention	188
IV.5. 6. Profondeur de la zone humide artificielle	188
IV.5. 7. Calcul des réseaux.....	189
IV.5. 8. Schéma général des zones humides artificielles	189
IV.5.9. Conclusion	190
Conclusion générale.....	192
Références bibliographiques	
Annexe	

Introduction générale

Introduction générale

L'eau est une ressource précieuse qui joue un rôle fondamental dans le développement social et économique de la société. Cependant, une gestion permissive des ressources en eau favorise leur pollution. En effet, la pollution industrielle, l'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation ont contribué à la pollution de nombreuses sources d'eau. Cette pollution menace la disponibilité de l'eau douce, favorise la propagation de maladies hydriques et entraîne la dégradation de l'environnement (Achary, 2005). Par ailleurs, le changement climatique et les activités humaines ont des effets négatifs sur l'environnement (Nan & Toscano, 2020).

L'homme est confronté à la réalité qu'il est à la fois la première et la dernière cause des problèmes environnementaux, l'obligeant ainsi à chercher des solutions. Les eaux usées (EU), qui produisent chaque année des centaines de millions de mètres cubes, sont un de ces problèmes dont les conséquences négatives sont doubles : d'une part, cela représente un gaspillage des ressources en eau et d'autre part, cela contribue à la pollution de l'environnement (Bettati *et al.*, 2012).

Les eaux usées (EU) contiennent des polluants tels que des matières organiques (MO), des nutriments, des métaux lourds, des produits chimiques organiques, des bactéries et des virus, qui peuvent affecter négativement la qualité de l'eau, la santé humaine, la faune et la flore. Les normes et les limites sont définies pour ces paramètres afin de protéger la santé humaine et l'environnement.

La solution, qui a prouvé sa faisabilité à plusieurs niveaux, réside dans les stations d'épuration (STEP). Ces dernières permettent de traiter les EU pour produire de l'eau purifiée et du fertilisants à usage agricole, ainsi que du biogaz pour l'auto-exploitation dans la production de l'électricité et de la chaleur à l'état brut. Au début du 19^e siècle, les grandes villes ont commencé à comprendre la nécessité de réduire la quantité de polluants dans les EU qu'ils prenaient dans l'environnement. De plus, la limitation des ressources en eau et l'utilisation durable de sources d'eau alternatives ont entraîné une demande de développement (Doosti *et al.*, 2012).

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

Dans le domaine du traitement des EU, les techniques à forte intensité énergétique et hautement mécanisée cèdent la place aux technologies naturelles qui utilisent l'énergie solaire et les organismes vivants. La technique des zones humides artificielles de traitement

Introduction générale

"Constructed wetland" (CWs) a joué un rôle important dans le changement, et peut fournir un traitement des EU bon marché et efficace dans le climat tempéré et tropical, et peut-être adoptée dans les pays industrialisés comme dans les pays en développement. Actuellement, les CWs sont utilisés pour l'élimination de toute une gamme de polluants et à une grande variété des EU dans le monde entier (Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001).

Les avantages de l'infrastructure verte comprennent une série de services économiques et systémiques, tels que le refroidissement, le stockage et la gestion de l'eau, les loisirs et l'aménagement paysager, entre autres. Les techniques vertes continuent de se développer pour apporter des solutions durables aux problèmes des zones périurbaines dans la gestion des ressources en eau. La technique des CWs est une option polyvalente établie pour le traitement des EU, avec de nombreuses applications éprouvées dans le monde entier et de multiples avantages environnementaux et économiques (Stefanakis, 2019). L'urbanisation rapide et la croissance économique dans les pays en développement, entraînent généralement le rejet des effluents générés par les grandes zones rurales directement dans les milieux aquatiques en raison du manque d'installations de traitement, ce qui entraîne des conséquences environnementales négatives (Wu *et al.*, 2015).

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

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

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

Ce procédé est aujourd'hui privilégié par de nombreuses collectivités grâce à son efficacité, son faible coût de mise en œuvre et de maintenance ainsi que sa bonne insertion dans le paysage rural notamment. Le potentiel de purification des systèmes hydrauliques a été mis en évidence avec des stations de macrophytes dans l'Algérie en 2007 à la frontière de l'ancien palais de Témacine dans la région de Touggourt (Saggée, 2004).

Introduction générale

Face à la nécessité de protéger les sources d'eau, de contribuer à la protection de la santé publique et de fournir des ressources en eau supplémentaires pour soutenir le développement agricole et industriel, de nombreux concepts de traitement des EU ont été développés. Le principe général du traitement des EU par des lits permanents de macrophytes est basé sur l'utilisation d'écosystèmes. Généralement, le système utilise le flux d'eau par gravité et ne nécessite pas d'alimentation complémentaire (Bachi *et al.*, 2020).

Objectifs de la thèse

L'objectif principal de l'étude est d'utiliser des plantes aquatiques par des configurations de zones humides artificielles dans le traitement des eaux usées municipales avec un apport énergétique, un coût et un entretien minimal, ainsi que d'identifier le potentiel des HCW dans le traitement des EUM dans la zone de Touggourt, et la détermination des conditions qui permettent une performance épuratoire optimale, à travers l'étude de l'influence des conditions climatiques, du temps de séjour, etc.

Les objectifs spécifiques sont : la caractérisation eaux usées, la détermination des indicateurs de pollution, l'efficacité des plantes aquatiques, les critères de dimensionnement des zones humides hybrides et l'évaluation de l'impact des changements climatiques sur l'efficacité du traitement des EU.

Organisation générale de la thèse

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

La partie théorique se compose de deux chapitres. Le premier chapitre donne des généralités sur les EU, la pollution qu'elles peuvent causer, et les différents procédés classiques d'épuration des EU. Le deuxième chapitre décrit le procédé d'épuration des eaux par les zones humides artificielles. La partie expérimentale est constituée d'un chapitre décrivant la situation géographique de la zone d'étude, l'identification des démarches expérimentales et les différentes méthodes utilisées pour l'analyse physico-chimique des EU. La partie résultats et interprétations est consacrée au quatrième chapitre, qui analyse et interprète les résultats obtenus.

Résultats attendus

Les résultats attendus comprennent la conformité de la qualité de l'effluent aux normes de rejet et d'irrigation, l'efficacité du traitement en termes d'abattement et d'amélioration de la qualité de l'eau, la détermination des critères de dimensionnement des HCWs, ainsi que des recommandations pour l'utilisation de CWs dans le traitement des EUM. Ces résultats devraient être bénéfiques pour la gestion et la protection de l'environnement ainsi que pour les futures recherches dans ce domaine.

Partie 1 | Synthèse bibliographique

Chapitre I | Généralités sur les eaux usées et les procédés d'épuration

Chapitre I | Généralités sur les eaux usées et les procédés d'épuration

I.1. Introduction

L'eau est une ressource fondamentale de notre planète, et il est impératif que nous fassions tout notre possible pour la protéger. Les EU incluent les eaux ménagères ainsi que celles utilisées dans les procédés industriels. Lorsqu'elles ne sont pas traitées ou purifiées, elles polluent les mers, les rivières et les eaux souterraines, ce qui entraîne bien sûr des conséquences néfastes pour l'environnement. Afin de répondre à ce problème de pollution et de contribuer à la protection de notre environnement, ces eaux sont traitées par des installations spécifiques appelés STEP. Toutefois, en raison du coût élevé de la construction des STEP conventionnelles, le traitement naturel est utilisé, notamment par les plantes aquatiques, dans les communautés rurales. Dans ce chapitre, nous commencerons par définir les différents types d'EU et leurs caractéristiques, puis nous présenterons les étapes de traitement et leur fonctionnement.

I.2. Définition des eaux usées

Les EU sont des eaux dont les caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques ont été altérées en raison de l'introduction de certaines substances qui les rendent dangereuses pour certaines utilisations telles que la consommation ou les activités quotidiennes de l'homme (Nathanson & Ambulkar, 2023). Certaines de ces substances comprennent les déchets corporels (fèces et urine), les produits de soins capillaires, les cheveux, les restes de nourriture, les graisses, les poudres à lessive, les adoucissants de tissus, le papier toilette, les produits chimiques, les nettoyants ménagers, les détergents, la saleté et les micro-organismes qui peuvent rendre les êtres humains malades et endommager l'environnement (Mara, 2003).

Les EU résiduaire urbaines admises à l'entrée d'une STEP véhiculent trois grands types conventionnels de pollutions, à savoir la pollution chimique (pollution carbonée) mesurée indirectement par les paramètres comme la DCO et la DBO₅, la pollution azotée et la pollution phosphorée. Ces pollutions se répartissent sous trois formes différentes, à savoir particulaire, colloïdale et dissoute. Outre le carbone, l'azote (N) et le phosphore (P), les EU peuvent également contenir divers micros-polluants tels que des métaux, du carbone organique volatil (COV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides et hormones, etc. (UNIES, 2017; Kacem, 2015).

I.3. Origines et typologie des eaux usées

Les EU sont toutes les eaux entrant dans un système d'assainissement, dont les caractéristiques naturelles ont été altérées par une utilisation domestique, industrielle ou

agricole (Bliefert & Perraud, 2010). Il existe trois types principaux d'EU: les EU domestiques, constituées d'eaux ménagères ou grises (lavage du corps et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) contenant des détergents, des graisses, des solvants et des débris organiques, les eaux pluviales, qui peuvent entraîner des pollutions diffuses provenant de la surface des sols et des toitures, et éventuellement des EU d'origine industrielle et agricole (Deshayes, 2015). Les EU contiennent souvent une grande quantité de la MO azotées et de nombreux pathogènes fécaux, ce qui peut les rendre dangereuses pour la santé humaine et l'environnement (Rodier *et al.*, 2005).

I.3.1. Eaux usées d'origine urbaines

En effet, la composition des EU urbaines peut varier considérablement en fonction de nombreux facteurs, tels que la densité de population, la taille de la ville, les activités industrielles et commerciales, la topographie et la météorologie (UNIES, 2017). Par exemple, les EU des villes densément peuplées contiennent généralement une plus grande quantité de la MO et de nutriments en raison de l'utilisation accrue de l'eau dans les activités quotidiennes. En outre, les eaux pluviales peuvent également contenir une quantité élevée de polluants, tels que les métaux lourds, les hydrocarbures et les produits chimiques, qui sont entraînés par les eaux de ruissellement des routes, des parkings et des zones industrielles. Par conséquent, il est essentiel de traiter efficacement les EU urbaines avant de les rejeter dans l'environnement (Dugniolle, 1980; Méot & Alamy, 1990).

I.3.1.1. Eaux usées d'origine domestiques

Les EU domestiques constituent la plus grande partie des EU produites par les ménages. Leur qualité dépend de plusieurs facteurs, tels que la taille et la composition du foyer, les habitudes de consommation d'eau, les pratiques de nettoyage et d'entretien, ainsi que les caractéristiques du système de plomberie (Eme & Boutin, 2015). Les eaux des toilettes, appelées "eaux noires", sont plus concentrées en MO et en germes fécaux que les eaux ménagères, ce qui rend leur traitement plus complexe et plus coûteux (Brun *et al.*, 2017). En général, les EU domestiques contiennent également des micropolluants tels que des médicaments, des produits cosmétiques et des produits chimiques ménagers, qui peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement et la santé humaine (Eme & Boutin, 2015).

Il est important de souligner que les EU domestiques contiennent également des nutriments tels que l'azote et le phosphore, qui peuvent causer des problèmes environnementaux tels que l'eutrophisation des cours d'eau et des lacs (Belouz, 2019). En outre, des composés émergents tels que les perturbateurs endocriniens et les produits pharmaceutiques peuvent être présents dans les EU domestiques en quantités significatives

(Bocaly, 2010). Il est donc essentiel de traiter efficacement les EU domestiques avant de les rejeter dans l'environnement pour éviter toute pollution ou contamination de l'eau, de l'air et des sols, ainsi que pour préserver la santé publique.

I.3.1.2. Eaux usées d'origine industrielles

Les EU résiduelles d'origine industrielle contiennent une grande variété de substances potentiellement nocives pour l'environnement et la santé humaine. Parmi celles-ci, on retrouve des métaux lourds, des produits chimiques, des huiles et des graisses, des COV, des solvants, des acides et des alcalins, des produits pharmaceutiques, des colorants, des pesticides, des herbicides, des HAP et des dioxines (UNIES, 2017). Le traitement de ces EU nécessite souvent l'utilisation de technologies spécifiques et coûteuses, adaptées aux propriétés des polluants en présence (Bliefert & Perraud, 2010). Pour limiter la quantité de polluants générée et faciliter leur traitement ultérieur, l'industrie peut mettre en place des mesures préventives telles que des processus de production plus propres et l'utilisation de matières premières moins nocives (UNIES, 2017).

I.3.1.3. Eaux usées d'origine pluviales et de ruissellement

Les eaux de ruissellement dans les zones urbaines sont constituées de précipitations et la fonte des neiges qui ne sont pas s'infiltrer naturellement dans le sol, ainsi que les eaux de lavage et de drainage. Ces eaux peuvent être contaminées par les impuretés des sols et des surfaces imperméables, ainsi que par les dépôts des collecteurs d'eau qui sont remis en suspension (Franck, 2002). Elles peuvent également être la principale source de pollution, transportant avec elles les polluants en contact avec l'air, comme la fumée, ainsi que les résidus accumulés sur les surfaces, telles que les toits, les routes et les sols (Chocat *et al.*, 2007).

Les réseaux de collecte des eaux de ruissellement peuvent être de deux types : le réseau unitaire et le réseau séparatif. Dans le premier cas, les eaux de ruissellement sont collectées dans les mêmes canalisations que les EU domestiques, et en cas de fortes précipitations, les installations de traitement des eaux peuvent être débordées, entraînant le rejet dans l'environnement naturel de ce mélange très pollué (Brière, 2006). Dans le réseau séparatif, un système de collecte distinct est mis en place pour les EU et les eaux pluviales.

I.3.2. Eaux usées d'origine agricoles

Les eaux agricoles polluées sont l'une des sources majeures de pollution de l'eau. Dans le contexte de l'agriculture intensive et performante, les agriculteurs utilisent divers produits chimiques tels que des produits fertilisants et des produits phytosanitaires. Ces produits présentent ou peuvent présenter des risques pour l'environnement, en particulier

pour la qualité de l'eau. Les sources principales de cette pollution sont les fertilisants, tels que les engrais minéraux commerciaux ou les déjections animales produites ou non sur l'exploitation, ainsi que les produits phytosanitaires, tels que les herbicides, les fongicides, les insecticides, etc (Salomon, 2003).

Les apports directs de ces produits peuvent se produire dans les milieux aquatiques et semi-aquatiques, tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais). Les apports indirects peuvent également se produire, en particulier par entraînement par ruissellement, par les eaux de rinçage des appareils de traitement, par les résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, ainsi que par les eaux résiduaires des usines de fabrication et de conditionnement (Grosclaude, 1999; UNIES, 2017).

Il est donc essentiel de mettre en place des mesures pour réduire l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'eau, telles que l'utilisation de techniques agricoles durables et l'adoption de pratiques de gestion des terres respectueuses de l'environnement.

I.4. Différentes formes de la pollution des eaux

La pollution de l'eau se définit comme l'ajout de substances ou de formes d'énergie qui modifient directement ou indirectement la nature d'un plan d'eau, affectant négativement ses utilisations légitimes (Nathanson & Ambulkar, 2023). Elle se manifeste sous forme de contamination des plans d'eau tels que les océans, les mers, les lacs, les rivières, les aquifères et les eaux souterraines, généralement causée par les activités humaines telles que la fabrication de sacs en plastique et en polyéthylène, les pesticides et les fertilisants, les EU domestiques, la croissance démographique, l'urbanisation, l'enrichissement en nutriments, l'exploitation minière, les déchets d'agrochimies, la pollution thermique, les déversements de pétrole, la perturbation des sédiments, la pollution par les pluies acides, les déchets radioactifs, la pollution du changement climatique et autres (Kilic, 2021). Toute modification des propriétés physiques, chimiques ou biologiques d'un plan d'eau ayant des conséquences néfastes sur les organismes vivants est considérée comme de la pollution de l'eau.

Une partie de la pollution de l'eau provient de sources directes telles que les EU domestiques, les installations industrielles, les activités agricoles, les déchets, les raffineries, etc. qui rejettent directement des déchets et des sous-produits nocifs dans la source d'eau la plus proche sans les traiter (Nour, 2007). Les sources indirectes de pollution comprennent les polluants qui pénètrent dans les plans d'eau par les eaux souterraines, le sol ou par l'atmosphère sous forme de pluies acides (Viman *et al.*, 2010).

Les contaminants présents dans les EU comprennent les matières en suspension (MES), les composés organiques dissous biodégradables, les solides inorganiques, les nutriments, les métaux et les micro-organismes pathogènes (Templeton & Butler, 2011). Les paramètres de la pollution des EU sont extrêmement variables en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Ils permettent de déterminer le degré de pollution de l'eau (Morin-Crini, 2017).

I.4.1. Pollution physique

I.4.1.1. Pollution solide ou mécanique

La pollution solide ou mécanique de l'eau se produit lorsque des MES altèrent la limpidité et la transparence de l'eau. Ces matières peuvent être d'origine naturelle, comme des sédiments, de l'argile ou du sable, ou bien d'origine anthropique, comme des déchets plastiques, des papiers ou des métaux. Cette forme de pollution est souvent causée par des activités humaines, telles que l'agriculture, l'industrie, la construction et le tourisme, mais elle peut également être causée par des phénomènes naturels tels que les éruptions volcaniques, les tempêtes de poussière et les éboulements (Chaudhry & Malik, 2017).

I.4.1.2. Pollution thermique

La pollution thermique est causée par l'augmentation de la température de l'eau dans les écosystèmes aquatiques, généralement due aux activités de refroidissement des industries et des centrales électriques, qui rejettent de l'eau chaude. Les EU urbaines et les drainages agricoles peuvent également contribuer à l'augmentation de la température de l'eau.

Bien que considérée comme moins dangereuse que la pollution chimique, la pollution thermique peut avoir des impacts significatifs sur les écosystèmes aquatiques. Elle peut réduire la quantité de l'OD dans l'eau, augmenter l'activité métabolique des organismes vivants et leur consommation d'oxygène, ainsi qu'augmenter leur sensibilité aux substances toxiques. Les principales sources de pollution thermique sont l'industrie, l'agriculture, les ménages, la circulation et l'urbanisation (Posudin, 2014; Raptis *et al.*, 2016).

En résumé, il est important de comprendre que les écosystèmes aquatiques ont des tolérances différentes à la température de l'eau, ce qui signifie que les impacts de la pollution thermique peuvent varier selon les espèces et les habitats aquatiques. Cependant, malgré ces différences, la pollution thermique reste une préoccupation importante pour la santé des écosystèmes aquatiques et la conservation de la biodiversité.

I.4.2. Pollution chimique

La pollution chimique est en effet une préoccupation majeure pour la santé des écosystèmes aquatiques, car elle peut avoir des effets toxiques sur les organismes vivants et provoquer des perturbations écologiques. Les sources de pollution chimique peuvent être diverses et variées, allant des activités industrielles, agricoles et aux pratiques domestiques. Les polluants chimiques peuvent être organiques ou inorganiques, et leur impact sur l'environnement peut varier en fonction de leur nature et de leur concentration. Il est donc important de surveiller régulièrement les niveaux de pollution chimique dans les écosystèmes aquatiques et de mettre en place des mesures de prévention et de traitement pour minimiser leur impact sur la santé humaine et la biodiversité (Basilico *et al.*, 2014).

I.4.2.1. Pollution radioactive

La contamination radioactive résulte du rejet de certains éléments radioactifs provenant de certaines industries nucléaires telles que les mines d'uranium et les centrales nucléaires, ainsi que par des pratiques médicales impliquant l'utilisation de matières radioactives dans l'eau. Pour détecter la présence de contamination, il est courant d'utiliser des bioindicateurs. Cette contamination peut avoir des effets à long terme sur les organismes vivants, et il est important de surveiller régulièrement les niveaux de radioactivité dans les écosystèmes aquatiques. Les bioindicateurs sont donc utiles pour évaluer les risques pour la santé humaine et la biodiversité (Chareyron, 2018).

I.4.3. Pollution microbiologique

Le traitement et la réutilisation des EU sont essentiels pour réduire l'impact environnemental et assurer la disponibilité en eau douce. Cependant, les EU peuvent contenir des bactéries et des virus d'origine fécale provenant des toilettes ou des élevages agricoles, ce qui rend leur compréhension microbiologique cruciale. De plus, la plupart des procédés de traitement des EU sont de nature biologique, ce qui implique l'utilisation de micro-organismes pour décomposer les MO présentes dans les EU (Mara, 2003).

La diversité des populations bactériennes dans les EU est très importante et peut varier en fonction des sources de pollution et des conditions environnementales. Les micro-organismes, souvent appelés "microbes", sont des organismes unicellulaires tels que les virus, les bactéries, les micro-algues et les protozoaires. Pour les observer, l'utilisation d'un microscope est nécessaire. Les helminthes, étant des animaux multicellulaires, ne sont pas considérés comme des microbes, mais sont inclus dans le domaine de la microbiologie sanitaire et parasitologie. Les micro-organismes sont les ancêtres de tous les organismes existant dans les EU (Mara, 2003).

En somme, la compréhension de la microbiologie des EU est essentielle pour la gestion efficace et durable de cette ressource. La pollution microbiologique doit être surveillée et traitée de manière appropriée pour réduire les risques sanitaires et environnementaux associés aux EU.

I.5. Paramètres de la pollution des eaux usées

Les caractéristiques de l'eau peuvent être évaluées à l'aide de différents sens, tels que le toucher, la vue, l'odorat et le goût. Par exemple, la température de l'eau peut être perçue au toucher, la couleur, la présence de débris flottants, la turbidité et les solides en suspension peuvent être observés visuellement, et le goût et l'odeur peuvent être détectés à l'odorat. Les paramètres de pollution de l'eau peuvent être regroupés en trois grandes catégories : les paramètres organoleptiques, les paramètres physique-chimiques et les paramètres biologiques. La qualité de l'eau dépend de ces paramètres et de leur évaluation à travers des tests de caractérisation.

Ainsi, les paramètres organoleptiques permettent d'évaluer les propriétés physiques de l'eau, tels que la température, la couleur, la turbidité, la présence de MES ou de MO en décomposition. Les paramètres physique-chimiques évaluent quant à eux la présence et la concentration de substances chimiques telles que les métaux, les pesticides ou les nitrates NO_3^- . Enfin, les paramètres biologiques permettent d'évaluer la présence de micro-organismes tels que les bactéries et les virus. La caractérisation de ces paramètres est essentielle pour évaluer la qualité de l'eau et prendre des mesures de protection et de restauration de l'environnement.

I.5.1. Paramètres physiques

I.5.1.1. Paramètres organoleptiques

Les paramètres organoleptiques permettent de mesurer les caractéristiques sensorielles de l'eau, c'est-à-dire ses propriétés perceptibles par les sens humains. Voici quelques-uns des paramètres organoleptiques couramment utilisés pour mesurer la pollution de l'eau.

L'eau d'égout fraîche a généralement une odeur légèrement fade qui peut être tolérable, mais dès qu'elle commence à fermenter, elle dégage une odeur nauséabonde et désagréable (Ladjel, 2006). La couleur de l'eau est un indicateur visuel important qui permet d'évaluer sa qualité et est principalement influencée par le pH et la quantité d'OD dans l'eau. Elle peut varier considérablement d'une eau à l'autre, allant du brun clair au jaunâtre, gris, noir et plus encore (Gomella & Guerree, 1978).

L'odeur de l'eau peut indiquer la présence de polluants organiques ou inorganiques, tels que des produits chimiques ou des matières fécales. La clarté de l'eau peut être

influencée par la présence de matières en suspension ou de polluants tels que les huiles ou les graisses. La présence de mousse sur l'eau peut indiquer la présence de détergents ou de MO en décomposition.

La turbidité peut être définie comme la diminution de la transparence d'une solution due à la présence de substances telles que des matières colloïdales ou en suspension (comme l'argile, le limon, les MO ou inorganiques en particules fines, le plancton et d'autres organismes) qui provoquent la dispersion, la réflexion et l'atténuation de la lumière (Ziegler *et al.*, 2002). La turbidité peut être causée par le limon, le sable et la boue, les bactéries et autres microbes, ainsi que les précipités chimiques. Les unités utilisées pour exprimer la turbidité sont normalisées par la société Américaine des matériaux et des essais (SAME) (American Society for Testing Material « ASTM »), qui considère que les trois unités suivantes sont comparables (Franck, 2002).

L'unité Jackson Turbidity Unit (JTU), l'unité Formazine Turbidity Unit (FTU) et l'unité Nephelometric Turbidity Unit (NTU). Elles ont été classées selon le [Tableau I.1](#).

Tableau I.1 | Classes de turbidité usuelles (Joel, 2003).

Turbidité	Classes
NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble

En somme, ces paramètres organoleptiques sont essentiels pour évaluer la qualité de l'eau et identifier la présence de contaminants potentiellement nocifs pour la santé humaine et la vie aquatique.

I.5.1.2. Température (T)

La température de l'eau est un paramètre important à mesurer avec précision, car elle affecte de nombreuses propriétés physiques et caractéristiques de l'eau, telles que sa capacité thermique, sa densité, son poids spécifique, sa viscosité, sa tension superficielle, sa conductivité électrique (CE), sa salinité et sa solubilité des gaz dissous. Elle agit également comme un facteur physiologique important qui influence le métabolisme de croissance des micro-organismes aquatiques, en particulier la nitrification et la dénitrification biologique (Rodier *et al.*, 2005).

I.5.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est la mesure de la concentration d'ions hydrogène (H^+) dans l'eau qui permet de déterminer le niveau d'acidité ($pH < 7$) ou d'alcalinité ($pH > 7$) d'une solution aqueuse ([Tableau I.2](#)). Le pH est une propriété importante des systèmes aqueux qui peut être

facilement mesurée à l'aide d'un pH-mètre. La concentration en ion H^+ est un paramètre de qualité important pour l'eau naturelle et souterraine, et joue un rôle assistant dans le traitement des effluents et le développement des bactéries (Wilson *et al.*, 2002).

En résumé, la mesure du pH est un paramètre important dans la chimie de l'eau et joue un rôle crucial dans de nombreux domaines, notamment dans le traitement des effluents, la gestion de l'eau et la compréhension de la croissance des micro-organismes. Les recherches continuent d'explorer les liens entre le pH de l'eau et d'autres facteurs environnementaux, dans le but de mieux comprendre les interactions complexes qui régissent les écosystèmes aquatiques.

Tableau I.2 | Classification des eaux d'après leur pH (Rodier, 2009).

pH	Type d'eaux
pH < 5	Acidité forte → présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH = 7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée → majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense

I.5.1.4. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est un phénomène physique qui permet aux charges électriques de circuler librement dans l'eau, s'opposant ainsi à la résistivité qui ralentit le courant en lui opposant une résistance. La CE donne une idée de la salinité de l'eau, car plus elle est élevée, plus la salinité est élevée. Elle est mesurée en conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 . L'unité de la CE est le siemens par mètre (S/m), avec 1 S/m équivalent à $10^4 \mu\text{S/cm}$ ou 10^3 mS/m (Franck, 2002).

Le **Tableau I.3** fournit des informations sur la minéralisation de l'eau en fonction de la conductivité.

Tableau I.3 | Minéralisation de l'eau en fonction de la conductivité (Rodier *et al.*, 1984).

Conductivité	Appréciation
CE < 100 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation très faible
100 $\mu\text{S/cm}$ < CE < 200 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation faible
200 $\mu\text{S/cm}$ < CE < 333 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation moyennement accentuée
333 $\mu\text{S/cm}$ < CE < 666 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation moyenne
666 $\mu\text{S/cm}$ < CE < 1000 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation importante
CE > 1000 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation excessive

I.5.1.5. Matière en suspension (MES)

Les MES correspondent à des particules de faibles taille, qui ne sont ni solubilisées ni colloïdales et qui peuvent comporter des MO et des matières minérales (Gaid, 1984).

Selon leur taille, on peut distinguer les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à 100 μm) et les matières en suspensions. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales de taille plus petite, qui constituent la limite entre la phase solide et la phase dissoute (entre 1 et 10^{-2} μm) (Franck, 2002).

Les MES peuvent avoir différentes origines, telles que l'érosion des sols des versants et des sols de fonds de vallée, l'érosion du chenal (berges et fond du ruisseau), le développement de plancton, ainsi que des sources anthropiques telles que les eaux urbaines et les émissions industrielles (Lefrançois, 2007). Les MES sont définies par la relation (Eq I.01) suivante :

$$\text{MES} = (30 \%) \text{MMS} + (70 \%) \text{MVS} \quad \text{Eq I.01}$$

I.5.1.5.1. Matières volatiles en suspension (MVS)

Les matières volatiles en suspension (MVS) représentent le pourcentage de matières en suspension qui peuvent se volatiliser à une température de 550 °C. Ce paramètre est généralement mesuré dans le cadre de l'autocontrôle des boues par lavage. Le calcul des MVS se fait en pesant la masse des MES récupérée après filtration et lavage, puis en soumettant cette masse à une température de 550 °C pour brûler la partie organique. La différence entre la masse des MES et la masse obtenue après calcination correspond aux MVS, qui représentent ainsi la fraction organique volatilisable.

I.5.1.5.2. Matières minérales sèches (MMS)

Les matières minérales sèches (MMS) sont la partie des MES qui ne contient pas de MO, mais uniquement des particules minérales. Pour évaluer la quantité de sédiments dans un échantillon d'eau ou de boues, les MMS sont souvent utilisées et déterminées en pesant la masse de particules restantes après avoir brûlé l'échantillon pour éliminer les MO. Le pourcentage de la masse totale des MES est généralement utilisé pour exprimer le résultat (Eq I.02). Les MMS peuvent être utilisées pour évaluer la qualité de l'eau des rivières et des lacs, ainsi que pour évaluer l'efficacité des traitements des EU (Gaid, 1984).

$$\text{MMS} = \text{MES} - \text{MVS} \quad \text{Eq I.02}$$

I.5.1.5.3. Matières décantables et nom décantables

Les matières décantables sont les particules en suspension dans l'eau qui se déposent au fond d'un récipient lorsqu'il est au repos pendant une période donnée, généralement de deux heures. La quantité de matières décantables est mesurée en lisant directement le volume occupé par le dépôt au fond d'un cône de décantation appelé décantât.

Les matières colloïdales, également appelées non décantables, représentent la différence entre les MES totales et les matières décantables. Elles restent en suspension dans le liquide et peuvent nécessiter des traitements spécifiques, tels que des procédés biologiques ou chimiques, pour être éliminées. Cette distinction entre les matières décantables et colloïdales est importante dans l'évaluation de la qualité de l'eau et dans la conception de systèmes de traitement des EU (Gaid, 1984).

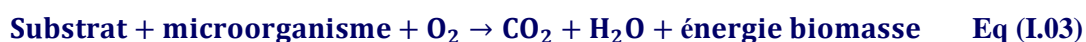
I.5.2. Paramètres chimiques

I.5.2.1. Oxygène dissous (OD)

L'OD est un paramètre décisif pour l'écologie des milieux aquatiques, étant essentiel à la respiration des organismes hétérotrophes. Il représente la quantité d'oxygène gazeux O_2 dissous dans l'eau et s'exprime en mg/L. L'oxygène peut entrer dans l'eau de deux façons : par l'absorption directe de l'atmosphère ou par la photosynthèse des plantes et des algues. La concentration d'OD dépend de plusieurs facteurs tels que la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu, la pression partielle en oxygène dans l'atmosphère et la présence d'autres substances dissoutes dans l'eau (Bourrier & Satin, 2010). L'OD est un paramètre biologique et chimique important dans l'évaluation de la qualité de l'eau car il a une influence directe sur les organismes vivant dans les plans d'eau (Franck, 2002). Dans les EU domestiques, la concentration d'OD peut varier entre 2 et 8 mg/L (Rodier, 1996).

I.5.2.2. Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est un indicateur de la pollution organique des eaux. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation des MO présentes dans un échantillon d'eau sur une période de cinq jours à une température de 20 °C. Plus la quantité de MO est élevée, plus la DBO₅ sera élevée, ce qui indique une eau plus polluée. La mesure de la DBO₅ permet donc d'évaluer l'efficacité des traitements des EU et de suivre l'évolution de la qualité de l'eau au fil du temps. La DBO₅ est exprimée en mg d'oxygène consommé par litre d'eau (mg O_2 /L) (Bliefert & Perraud, 2001). Elle est le résultat de la réaction chimique entre le support de remplissage et les microorganismes qui consomment de l'oxygène pour produire du dioxyde de carbone (CO_2), de l'eau, de l'énergie et de la biomasse (Eq I.03).



En général, la DBO d'une eau résiduaire est inférieure à sa DCO, qui est une mesure de la pollution organique totale. Le Tableau I.4 fournit une échelle de valeurs de la DBO₅ pour faciliter son interprétation.

Tableau I.4 | Echelle de valeurs de la DBO₅ (Metahri, 2012).

DBO ₅ (mg/L d'O ₂)	Situation
< 1	Eau naturelle pure et vive
1 < c < 3	Rivière légèrement polluée
100 < c < 400	Egout
20 < c < 40	Rejet station d'épuration efficace

I.5.2.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est un paramètre important pour évaluer la qualité de l'eau. Elle mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la MO, qu'elle soit biodégradable ou non, dans des conditions définies. Cette valeur est obtenue en faisant réagir un échantillon d'eau avec un oxydant puissant, comme le bichromate de potassium, et est exprimée en milligrammes d'oxygène par litre d'eau (Rodier *et al.*, 2005). Selon la source de l'eau, les ratios entre la DCO et la DBO varient, avec une DCO 1.5 à 2 fois plus grande que la DBO pour les EU urbaines, 1 à 10 fois plus grande pour toutes les EU résiduaire et plus de 2.5 fois plus grande pour les EU industrielles (Suschka & Ferreira, 1986). Il existe également une relation empirique (Eq I.04) entre la MO, la DBO₅ et la DCO. Pour les faibles concentrations de MO, l'oxydabilité est utilisée comme mesure similaire à la DCO, avec le permanganate de potassium comme oxydant requis.

$$MO = (2DBO_5 + DCO)/3 \quad \text{Eq (I.04)}$$

Cette méthode est efficace pour évaluer la charge polluante des installations industrielles et s'assurer qu'elles sont rejetées dans le réseau d'égouts municipal (Atinkpahoun, 2018).

I.5.2.4. Notion biodégradabilité (K)

Ce rapport se concentre sur l'évaluation de la biodégradabilité des EU, qui correspond à leur capacité à être dégradées par des micro-organismes en matière inorganique telle que le CO₂, l'eau et les minéraux. La mesure de la biodégradabilité est généralement exprimée par le coefficient de biodégradabilité (K) (Eq I.05), qui est défini comme le rapport entre la DCO et la DBO₅ des EU. La DCO représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les substances organiques dans l'eau, tandis que la DBO₅ mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour que les micro-organismes dégradent ces substances organiques sur une période de cinq jours. Ce rapport se focalise sur l'évaluation de la biodégradabilité des EU, qui est un paramètre important à prendre en compte pour évaluer leur traitement biologique.

Un coefficient K élevé indique une faible biodégradabilité, tandis qu'un coefficient K faible indique une biodégradabilité plus élevée. Il est important de noter que la

biodégradabilité des EU peut varier en fonction de nombreux facteurs, tels que la composition des EU, la température, le pH et la disponibilité des nutriments pour les micro-organismes. Ainsi, la mesure de la biodégradabilité ne doit pas être utilisée de manière isolée pour évaluer la qualité des EU, mais plutôt en conjonction avec d'autres paramètres pour une évaluation globale (Atinkpahoun, 2018).

$$K = DCO/DBO_5 \quad \text{Eq (I.05)}$$

Le **Tableau I.5** fournit des informations sur les valeurs des facteurs et l'état de biodégradabilité des EU.

Tableau I.5 | Coefficient de biodégradabilité K (Rodier, 1996).

Coefficient (K)	Appréciation de la biodégradabilité de l'effluent
1	DCO = DBO ₅ l'effluent est complètement biodégradable
k < 1,5	Effluent fortement biodégradable ;
1 < K < 1.5	Effluent biodégradable
1.5 < K < 2.5	Effluent moyennement biodégradable
K > 3	Effluent pas biodégradable

Le coefficient BOD₅/COD, utilisé pour mesurer la pollution organique des EU non traitées, doit être compris entre 0.29 et 0.79, comme précisé dans le **Tableau I.6**. Si ce coefficient est égal ou supérieur à 0.5, cela signifie que les EU peuvent être facilement traitées par des méthodes de traitement biologique. En revanche, si le coefficient est inférieur à 0.3, cela peut indiquer la présence de composants toxiques ou la nécessité d'une acclimatation des microorganismes pour permettre la décomposition. Ce ratio diminue à une plage de 0.11 à 0.31 pour les EU traitées (Metcalf & Eddy, 2003).

Tableau I.6 | Ratios DBO₅/DCO pour caractériser les eaux usées (Metcalf & Eddy, 2003).

Type d'eaux usées brutes	BOD ₅ /COD
Eaux usées non traitées	0.29 – 0.79
Sédimentation Primaire	0.41 – 0.59
Eaux usées des effluents finaux	0.11– 0.31

I.5.2.5. Indices de la pollution organique (IPO)

L'indice de pollution organique (IPO) est un indice qui permet d'évaluer le niveau de pollution organique d'un milieu aquatique à partir de la concentration de certains paramètres chimiques, notamment la DBO₅, le NH₄⁺, le NO₂⁻ et le PO₄³⁻. L'IPO est un indice adimensionnel qui varie de 1 à 5 (**Tableau I.7**) (Leclercq & Maquet, 1987, Benameur *et al.*, 2018).

$$\text{IPO} = \frac{\sum \text{Numéros de classes des 04 paramètres}}{5} \quad \text{Eq (I. 06)}$$

Tableau I.7 | Indice de pollution organique (IPO) (Leclercq, Maquet, 1987).

Paramètres	Unité	Classe 5	Classe 4	Classe 3	Classe 2	Classe 1
DBO ₅	mg/l	< 2	2-5	5.1-10	10.1 - 15	> 15
NH ₄ ⁺	mg/l	< 0.1	0.1 – 0.9	2.4	2.5 - 6	> 6
PO ₄ ³⁻	µg/l	15	16 - 75	76 - 250	251 - 900	> 900
NO ₂ ⁻	µg/l	5	6 - 10	11 - 50	51 - 150	> 150

Le **Tableau I.8** montre la classification de L'indice de pollution organique

Tableau I.8 | Classement de l'indice de pollution organique (Leclercq, maquet, 1987).

Classe IPO	Degré de la pollution
5.0 – 4.6	Pollution organique nulle
4.5 – 4.0	Pollution organique faible
3.9 – 3.0	Pollution organique modérée
2.9 – 2.0	Pollution organique forte
1.9 – 1.0	Pollution organique très forte

I.5.2.6. Matières azotées (MA)

Les matières azotées (MA) sont des composés chimiques contenant de l'azote dans leur structure moléculaire. Dans le contexte de l'environnement et de la gestion des ressources en eau, les substances azotées sont souvent associées à l'azote présent dans les EU et les effluents d'élevage. Les principales formes d'azote dans les EU et les effluents sont l'ammonium (NH₄⁺), le nitrate (NO₃⁻), le nitrite (NO₂⁻) et les composés organiques azotés tels que les protéines, les acides aminés et l'urée (Bouwman *et al.*, 2009). Ces composés peuvent avoir des effets importants sur la qualité de l'eau et sur les écosystèmes aquatiques si leur concentration est trop élevée.

L'ammonium, par exemple, est toxique pour de nombreux organismes aquatiques à des concentrations élevées, tandis que le NO₂⁻ peut provoquer la prolifération de certaines algues et la formation de zones mortes où la teneur en oxygène est très faible. Les composés organiques azotés peuvent également contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau en fournissant des nutriments supplémentaires pour la croissance des algues et d'autres organismes aquatiques. Pour ces raisons, la gestion des substances azotées est souvent un élément clé des programmes de traitement des EU et des effluents d'élevage, ainsi que des plans de gestion de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques. Les méthodes de traitement des substances azotées peuvent inclure des processus biologiques tels que la nitrification et la dénitrification, ainsi que des processus physiques tels que la filtration et la précipitation (Galloway *et al.*, 2003).

I.5.2.6.1. Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'ammonium est une forme courante de l'azote que l'on peut trouver dans les EU. Dans la nature, l'ammonium est formé par la décomposition incomplète de la matière organique azotée végétale ou animale par les bactéries présentes dans les EU (Bremond & Vuichard, 1973).

Le NH_4^+ joue un rôle important dans le cycle de l'azote en tant que l'un de ses maillons (Franck, 2002). En effet, l'ammonium peut être produit par la dénitrification biochimique causée par les micro-organismes réducteurs. En général, l'ammonium est rapidement converti en nitrites et nitrates par oxydation. L'ammonium dans les EU est généralement sous forme de NH_4^+ , qui est un composé soluble dans l'eau. La présence l'ammonium dans les EU peut avoir des effets négatifs sur les écosystèmes aquatiques, car il peut provoquer des changements dans le pH de l'eau et entraîner une réduction de l'OD, ce qui peut affecter la qualité de l'eau et la santé des organismes aquatiques.

I.5.2.6.2. Nitrites (NO_2^-)

Le NO_2^- est un intermédiaire entre le NH_4^+ et le NO_3^- . Les bactéries nitrifiantes (Nitrosomonas) convertissent l'ammoniac en nitrite. Ce processus, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitrification. Le NO_2^- se forme lors de la réduction bactérienne du NO_3^- appelée dénitrification. Même à de très faibles concentrations, les nitrites sont des ions toxiques poisons dangereux pour la vie aquatique, cette toxicité augmente avec la température (Rodier, 2009).

I.5.2.6.3. Nitrates (NO_3^-)

Les NO_3^- sont présents à l'état de traces dans les eaux de surface et font partie des ions naturellement présents dans l'environnement. Les bactéries Nitrosomonas oxydent ces ions en NO_2^- , qui sont ensuite convertis en nitrates par les bactéries Nitrobacter. Le NO_3^- est un nutriment essentiel pour de nombreux organismes photo-autotrophes et peut limiter leur croissance. Dans les EU domestiques, il n'est présent qu'en faible quantité. Dans les stations de traitement biologique nitrifiant, le NO_3^- peut être présent à des concentrations allant jusqu'à 30 mg NO_3^-/L (APHA, 1995). Les NO_3^- peuvent être toxiques en raison de leur conversion en nitrites, qui peuvent former de la méthémoglobine, ainsi qu'en contribuant à la synthèse endogène de composés N-nitroso (Belles-Isles, 2004).

I.5.2.7. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Les orthophosphates (PO_4^{3-}), également appelés phosphates inorganiques, sont des composés chimiques contenant l'ion phosphate PO_4^{3-} , qui est constitué d'un atome de phosphore lié à quatre atomes d'oxygène. Ils sont présents naturellement dans

l'environnement, notamment dans les sols, les roches et les eaux de surface, mais peuvent également être produits par des activités humaines telles que l'utilisation d'engrais et de détergents à base de phosphate. Les PO_4^{3-} peuvent être utilisés comme source de phosphore pour les organismes vivants, mais un excès de phosphore dans les écosystèmes peut entraîner une prolifération excessive d'algues et d'autres plantes aquatiques, ce qui peut perturber l'équilibre écologique et causer des problèmes tels que l'eutrophisation. Les PO_4^{3-} sont également utilisés dans l'industrie pour la production d'engrais, de détergents, de produits alimentaires et d'autres produits chimiques (EPA, 2022).

I.5.3. Paramètres Bactériologiques

Les EU brutes peuvent contenir divers micro-organismes pathogènes, principalement issus des matières fécales, qui sont à l'origine de la pollution quaternaire de l'eau (Akpo, 2006). Les microorganismes présents dans les EU se répartissent en quatre groupes : les virus, les protozoaires, les helminthes et les bactéries.

I.5.3.1. Virus

Les virus sont des parasites intracellulaires de très petite taille (10 à 350 nm) qui se multiplient uniquement dans une cellule hôte. Ils se trouvent dans les EU à des concentrations de l'ordre de milliers d'unités infectieuses par millilitre d'eau, soit entre 10^3 et 10^4 particules par litre (OMS, 1979). Cependant, leur isolement et leur dénombrement dans les EU sont difficiles, ce qui conduit probablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Les concentrations de virus dans les EU peuvent varier considérablement en fonction de divers facteurs, tels que la saison, le débit d'eau et la source des EU (Faby, 1997; Corpuz *et al.*, 2020).

Parmi les infections virales d'origine hydrique, on trouve les virus poliomyélitiques (provoquant des maladies telles que la paralysie, la méningite, la fièvre et la poliomyélite) ainsi que le virus de l'hépatite A (provoquant l'hépatite infectieuse) (OMS, 1997). Les virus peuvent rester infectieux pendant des périodes prolongées dans l'eau, ce qui peut présenter un risque pour la santé publique en cas de consommation ou d'exposition à l'eau contaminée.

I.5.3.2. Bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples, sans noyau, dont la taille varie entre 1 et 10 μm (Harwood *et al.*, 2005). La cellule bactérienne est entourée d'une membrane cytoplasmique qui la protège de son environnement extérieur. Dans les EU urbaines, on peut trouver une concentration de l'ordre de 10^7 à 10^8 UFC/L de bactéries pathogènes (Faby, 1997). Parmi les bactéries pathogènes les plus courantes, on peut citer

les salmonelles qui peuvent causer la typhoïde, les paratyphoïdes et des troubles intestinaux (Faby, 1997).

I.5.3.3. Protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires dépourvus de paroi cellulaire, mais possédant un revêtement souple appelé pellicule. En général, ils sont plus gros que les bactéries et, contrairement aux algues, ce sont des organismes parasites. Les protozoaires produisent des kystes ou des oocystes qui leur permettent de survivre dans les environnements hostiles, tels que les EU et les milieux aquatiques défavorables (Hopcroft, 2014). Parmi les espèces de protozoaires intestinaux humains pathogènes les plus souvent rencontrées dans les EU, on peut citer : *Entamoeba histolytica*, *Balantidium coli*, *Giardia intestinalis* et *Cryptosporidium parvum* (Asano *et al.*, 2007).

I.5.3.4. Helminthes

Les helminthes sont un groupe de vers parasites principalement rencontrés dans les EU le sol, les aliments ou l'environnement en général sous forme d'œufs. Ils proviennent des excréments d'animaux ou de personnes infectées et peuvent être une source de réinfection par voie orale, respiratoire ou cutanée (Keffala, 2012). Les helminthes sont responsables de nombreuses maladies humaines, avec environ 4.5 milliards de cas chaque année au cours du dernier siècle (Asano *et al.*, 2007).

La concentration en œufs d'helminthes dans les EU est généralement de l'ordre de 10 à 10^3 par litre. Les espèces les plus courantes comprennent *Ascaris lumbricoides*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichiura* et *Taenia saginata* (Stien, 1989).

I.5.3.5. Champignons

Les champignons forment un groupe très diversifié d'organismes estimé à environ 1.5 million d'espèces, dont seulement 69 000 ont été identifiées. Ils jouent un rôle important dans l'équilibre biologique et sont présents dans plusieurs habitats terrestres et aquatiques. La plupart de ces micro-organismes sont des saprophytes, qui se nourrissent de MO morte, mais d'autres sont des parasites des humains, des animaux et des plantes. Ils possèdent des propriétés lytiques essentielles qui en font de redoutables dégradants, mais ils peuvent également être utiles dans la production d'enzymes (Belaid, 2010).

I.5.4. Métaux lourds

Les métaux lourds sont des éléments métalliques ayant une densité élevée et une toxicité potentielle pour les êtres vivants, même à de faibles concentrations. Dans les EU, les métaux lourds peuvent provenir de sources naturelles, telles que les dépôts de minéraux, ou de sources anthropiques, telles que les déchets industriels, les produits

chimiques agricoles et les déchets municipaux. Les métaux lourds couramment associés aux EU comprennent le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome, le zinc et le cuivre. Leur présence dans les EU peut être préoccupante car ils peuvent s'accumuler dans les organismes vivants et affecter leur santé et leur bien-être (Tchounwou *et al.*, 2012). Par conséquent, leur élimination ou leur réduction de concentration dans les EU est une préoccupation importante pour la protection de l'environnement et de la santé publique.

I.5.5. Équivalent habitant (EH)

Un équivalent habitant (EH) équivaut à la pollution quotidienne de l'eau causée par une personne. Tout le monde a besoin de consommer beaucoup d'eau chaque jour, en fonction de son approvisionnement en eau quotidien. La charge polluante quotidienne par personne est estimée à 57 g de matière oxydante MO, 90 g de matière particulaire MES, 15 g de MA et 4 g de matière phosphorée (MP). Après tout, les concentrations bactériennes sont généralement de l'ordre de 1 à 10 milliards de bactéries par 100 ml.

Cependant, il convient de noter que les chiffres donnés peuvent varier en fonction des pratiques de consommation d'eau de chaque individu et des sources d'approvisionnement en eau. De plus, les niveaux de pollution de l'eau peuvent être affectés par de nombreux facteurs tels que les activités humaines, les conditions environnementales et les pratiques agricoles, ce qui peut rendre difficile la mesure précise de la pollution de l'eau.

I.6. Traitement des eaux usées

Le traitement des EU est un processus qui consiste à éliminer les contaminants présents dans les EU avant de les rejeter dans l'environnement. Ce traitement peut être effectué par différentes méthodes telles que la filtration, la décantation, la désinfection, etc. Le but est de produire de l'eau propre et sûre pour l'environnement et pour une réutilisation éventuelle. En effet, le choix des procédés de traitement des EU dépend de plusieurs facteurs à savoir, l'importance de la charge polluante à traiter, la qualité de l'effluent requise et la disponibilité du terrain.

En général, il y a plusieurs étapes dans le traitement des EU, qui peuvent inclure le prétraitement, le traitement primaire, le traitement biologique et le traitement tertiaire. Le but de ces étapes est de réduire la charge polluante et d'améliorer la qualité de l'eau avant de la rejeter dans l'environnement. La STEP des EU est un ensemble de techniques qui consistent à purifier l'eau soit pour recycler les EU dans le milieu naturel, soit pour transformer les eaux naturelles en eau potable. Elle a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent, afin de rendre au milieu aquatique, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs.

I.6.1. Objectifs du traitement

Le traitement des EU est une pratique importante qui vise à réduire les concentrations de polluants dans l'eau en dessous des limites fixées par les normes de qualité choisies. Ce processus implique l'élimination des corps indésirables présents dans l'eau tels que les MES, les colloïdes et les substances dissoutes. Les objectifs principaux de l'épuration sont de préserver et d'améliorer la santé publique en évitant la propagation de maladies transmises par l'eau, de protéger l'environnement en limitant les impacts des EU sur les écosystèmes aquatiques et terrestres, et de réutiliser l'eau traitée pour des usages non potables tels que l'irrigation, afin de préserver les ressources en eau. Ces objectifs sont importants pour maintenir la qualité de l'eau, préserver la santé publique et protéger l'environnement (Qasim & Zhu, 2017).

Les normes de qualité choisies pour l'eau sont fixées par les autorités locales, régionales et nationales. En veillant à ce que ces normes soient respectées, les installations de traitement des EU contribuent à la gestion durable de l'eau (Gomella & Guerree, 1978).

I.6.2. Techniques d'épuration des eaux usées

I.6.2.1. Prétraitements

Les EU contiennent une grande variété de matières en suspension, de tailles et de formes différentes. Les prétraitements ont un rôle déterminant sur les conditions de fonctionnement de la STEP car ils doivent servir à éliminer la partie de la pollution la plus visible et gênante sur le plan de l'exploitation des ouvrages. Les ouvrages de prétraitement sont présents dans toutes les STEP, quel que soit le procédé de traitement utilisé en aval. Ils consistent en des opérations physiques et mécaniques telles que le dégrillage, le dessablage et le dégraissage-déshuilage (Riffat, 2013; Hopcroft, 2014).

Le dégrillage est un procédé mécanique qui consiste à retenir les déchets solides, les branches et autres matières en suspension à l'aide de grilles ou de tamis (Grosclaude, 1999). Le dessablage est un procédé physique qui permet de séparer le sable et les particules minérales en suspension par décantation. Le dégraissage-déshuilage est un procédé physique qui consiste à éliminer les matières grasses et les huiles en suspension par flottation (Franck, 2002).

I.6.2.1.1. Dégrillage

Premier dispositif de traitement, le dégrilleur est destiné à retenir les matières volumineuses qui pourraient perturber la suite du traitement, et permet de protéger la STEP contre l'arrivée des gros déchets charriés par les EU, susceptibles de provoquer des dégâts au niveau des conduites et équipements des différents ouvrages de la STEP, ainsi que de séparer et évacuer les matières volumineuses charriées par l'eau brute (Degremont, 2005).

Le processus de filtrage de l'eau brute se fait à travers des grilles équipées de barreaux positionnés verticalement ou inclinés à un angle de 60 à 80 degrés par rapport à l'horizontale. Ces grilles sont caractérisées par une vitesse de passage moyenne de l'eau comprise entre 0.6 et 1 m/s et un espace entre les barreaux variant de 10 à 100 mm. Le nettoyage de ces grilles peut être effectué manuellement ou de manière automatique, selon les équipements utilisés (Deshayes, 2008). Le tamisage, qui utilise des grilles de plus faible espacement, peut parfois compléter cette étape du prétraitement.

I.6.2.1.2. Dessablage

Le dessablage est de plus en plus associé dans le même ouvrage au déshuilage, donc le dessablage et le déshuilage s'effectuent dans un même bassin. Le dessablage est une opération destinée pour l'élimination des particules denses (graviers, sables et particules minérales de dimensions supérieures à 200 µm), dont la vitesse de chute est inférieure à 0.3 m/s, l'eau passe dans des bassins où la réduction de vitesse d'écoulement fait déposer les sables, qui sont récupérés par pompage puis sont envoyés en décharges soit réutilisés après traitement et lavage (Degremont, 2005).

I.6.2.1.3. Dégraissage déshuilage

L'objectif principal de cette opération est d'éliminer les graisses, les huiles et les substances plus légères que l'eau présentes dans les EU des unités industrielles et alimentaires (stations de lavage, abattoirs, etc.). Cette étape vise à éliminer la présence de corps gras dans les EU, qui provoquent des dysfonctionnements biologiques dans les traitements ultérieurs. Les huiles et les graisses ont une densité inférieure à celle de l'eau et flottent à la surface. On utilise souvent une aération sous forme de bulles d'air qui augmente la vitesse de montée des particules grasses. Dans le cas où le dégraissage est associé dans le même ouvrage au dessablage, une quantité d'air est nécessaire pour assurer l'aération et la remontée des huiles en surface (Muñoz-Alegría, 2021).

I.6.2.2. Traitement primaire

Le traitement primaire est l'étape qui suit le prétraitement, et qui vise à éliminer les matières en suspension décantables et les solides flottants en utilisant principalement des méthodes physiques (Metcalf & Eddy, 2014). Ce processus peut être effectué dans des bassins de décantation ou de sédimentation, des fosses septiques ou des bassins de flottation (Seneviratne & Gunathilaka, 2020).

I.6.2.2.1. Décantation

Il s'agit le plus souvent d'une simple décantation par gravité qui permet d'éliminer les matières en suspension décantables en deux heures. Elle a pour but de retenir une fraction

importante de la pollution organique, d'alléger la charge du traitement biologique, de réduire les risques de colmatage des systèmes de traitement en aval par culture fixée, et d'éliminer 30 à 50 % de la DBO₅ et 60 à 90 % de MES décantables pour des EU domestiques (Metcalf & Eddy, 2014).

I.6.2.2.2. Flottation

Contrairement à la sédimentation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide appliqué à des agglomérats qui ont une densité inférieure à celle du liquide qu'ils contiennent, et ces agglomérats sont finement séparés sous forme d'écume et collectés (Degremont, 2005).

I.6.2.3. Traitement secondaire ou biologique

I.6.2.3.1. Traitement biologique intensif

a) Boues activées

Le procédé de traitement des EU par boues activées a été développé pour la première fois en 1914 à Manchester (Angleterre) par deux chercheurs britanniques nommés Edward Arden et William Lockett. Aujourd'hui, c'est le procédé le plus couramment utilisé pour le traitement des EU urbaines de toutes les tailles de collectivités (Hauduc, 2011; Oliveira *et al.*, 2017). Le procédé consiste à créer une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (boues activées) dans un bassin aéré et agité (bassin d'activation), alimenté en eau à traiter. Le brassage a pour but d'éviter les dépôts et de mélanger les flocons bactériens avec l'eau usée (liqueur mixte), tandis que l'aération permet de dissoudre l'oxygène dans la liqueur mixte pour répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies (Vandermeersch, 2006).

Après un temps de contact suffisant dans le bassin d'aération, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices. L'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues (Dhaouadi, 2008).

Dans le procédé de boues activées, il est possible de mettre en œuvre plusieurs configurations de bassins d'aération, les plus courantes étant : le bassin d'aération conventionnel, le bassin d'aération avec contact-stabilisation, le bassin d'aération avec alimentation étagée et le bassin d'aération à mélange intégral. Chacune de ces configurations peut offrir des avantages et des inconvénients en fonction des caractéristiques du traitement des EU et des objectifs de l'installation de traitement.

b) Lits bactériens

Les lits bactériens sont couramment utilisés pour le traitement biologique des EU en vue de l'élimination des polluants organiques. Ils sont composés d'un matériau de support poreux tel que des pierres, des graviers ou des plastiques, sur lesquels les biofilms bactériens se développent pour dégrader les polluants organiques. Ces lits bactériens sont peu coûteux et faciles à entretenir, et peuvent traiter une large gamme de débits d'eau. Cependant, leur efficacité dépend de nombreux facteurs tels que la composition de l'eau usée, la température et le pH, et ils peuvent être sensibles aux chocs hydrauliques et aux fluctuations de charge (Edeline, 1993).

Le processus de traitement des lits bactériens implique la circulation des EU décantées sur une masse de matériau poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes épurateurs tels que les bactéries. Ces micro-organismes se développent pour former un film plus ou moins épais sous lequel une couche anaérobie peut se développer si l'épaisseur est suffisante (Berland *et al.*, 2001; Metahri, 2012).

c) Disque biologique

Il s'agit d'un procédé de traitement biologique aérobie à biomasse fixée, où les supports de la microflore épuratrice sont des disques partiellement immergés dans l'effluent à traiter. Les disques ont une épaisseur de 2 ou 3 cm et sont enfilés par batteries de 20 ou 40 sur un même axe, avec un intervalle de 1 à 2 cm (Edeline, 1993). Ils tournent dans une auge semi-cylindrique alimentée en EU, et le processus d'épuration repose sur le développement de bactéries se fixant à la surface des disques. Le mouvement induit une oxygénation de la culture pendant la période d'immersion, et la température optimale se situe entre 15 et 29 °C (Gomella & Guerree, 1978).

Le procédé de traitement biologique aérobie à biomasse fixée dont il est question utilise des disques immergés partiellement dans l'effluent à traiter comme supports pour la microflore épuratrice. Les disques ont une épaisseur de 2 à 3 cm et sont disposés en batteries de 20 à 40 sur un même axe, avec un intervalle de 1 à 2 cm entre eux (Edeline, 1993). Ils tournent dans une auge semi-cylindrique qui est alimentée en EU, et le processus d'épuration repose sur le développement de bactéries qui se fixent à la surface des disques. Le mouvement induit une oxygénation de la culture pendant la période d'immersion et la température optimale se situe entre 15 et 29 °C (Gomella & Guerree, 1978). Ce procédé est également connu sous le nom de disques biologiques ou de lit bactérien rotatif. Il présente l'avantage d'être relativement peu coûteux et facile à entretenir, mais son efficacité dépend de facteurs tels que la composition de l'EU, la température et le pH, et il peut être sensible aux chocs hydrauliques et aux fluctuations de charge.

I.6.2.3.2. Traitement biologique extensifs

a) Lagunage naturel

Dans cette technique extensive, les effluents prétraités sont lentement recyclés dans des bassins étanches peu profonds appelés lagunes (Boutin *et al.*, 2018), où se développent les bactéries, algues et zooplancton. Au cours de ce cheminement, la dégradation des substances organiques est assurée principalement par des microorganismes aérobies, et s'accompagne d'une sédimentation des matières décantables de l'effluent. Il se forme ainsi des boues qui se développent au fond des bassins. Le traitement des EU est assuré naturellement, grâce au facteur temps et à plusieurs bassins en série, et très dépendants des conditions climatiques ensoleillement et température (Brouillet *et al.*, 2008).

Généralement, le lagunage naturel contiennent des lagunes à microphyte où se trouvent les bactéries et les algues microscopiques qui assurent l'élimination des MO en présence d'Oxygène fourni par les algues (Seidl *et al.*, 2003), et d'autres à macrophyte comme des roseaux, des massettes, des joncs, des iris, des aulnes qui transformer la MO et de fixer les métaux lourds .

b) Lagunage aéré

L'oxygénation est dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu. La consommation en énergie des deux filières est, à capacité équivalente, comparable (1.8 à 2 kw/kg DBO₅ éliminée).

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

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

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

c) Etangs facultatifs

La technologie associée aux étangs facultatifs conventionnels pour traiter les EU municipales et industrielles est largement utilisée aux États-Unis (USA) depuis 100 ans. Ces étangs ont généralement une profondeur de 1.2 à 2.4 m et ne sont pas mélangés ou aérés mécaniquement. La couche d'eau près de la surface contient suffisamment de l'OD provenant de la ré-aération atmosphérique et de l'oxygénation photosynthétique par les micros algues poussant dans la zone photic pour soutenir la croissance des bactéries aérobies et facultatives qui oxydent et stabilisent les MO des EU. La couche inférieure d'un étang facultatif conventionnel comprend des dépôts de boues qui sont décomposés par des bactéries anaérobies.

Ces étangs peu profonds ont tendance à intégrer du carbone et des solides primaires subissant une fermentation acétogénique, mais seulement une fermentation intermittente du méthane (CH₄). La couche intermédiaire anoxique, appelée zone facultative, va de l'aérobie vers le haut à l'anaérobie vers le bas. Ces trois strates ou couches peuvent rester stables pendant des mois en raison des différences de densité d'eau induites par la température, mais normalement deux fois par an au printemps et à l'automne, les étangs facultatifs conventionnels se renversent et les trois strates se mélangent de bas en haut, de haut en bas. Ce renversement inhibe la fermentation du CH₄ par intrusion de l'oxygène dans la strate anaérobie inférieure et, par conséquent, le carbone est intégré plutôt que converti en biogaz (Hamzeh & Ponce, 2007).

d) Infiltration-percolation

Cette technique consiste à distribuer de l'eau à traiter sur la surface d'un lit filtrant constitué de matériaux granulaires (sable, gravier, etc.) pour permettre une infiltration progressive à travers le lit. L'eau est ensuite collectée et traitée avant d'être rejetée dans l'environnement. Cette technique permet une biofiltration aérobie des EU en milieu particulière, c'est-à-dire en présence de la MO et de micro-organismes, qui permettent de dégrader les polluants présents dans l'eau. Les hauteurs hydrauliques d'alimentation varient en fonction des caractéristiques du lit filtrant et des eaux à traiter, mais peuvent atteindre plusieurs centaines de litres par mètre carré de lit filtrant et par jour. La plage de distribution est ouverte et visible pour faciliter la distribution uniforme de l'eau à traiter sur le lit filtrant (Mottier *et al.*, 2000).

e) Phytoépuration

Les CWs, sont un système de traitement des EU qui s'inspire de la capacité naturelle des zones humides " wetlands" (Ws) à éliminer les polluants de l'eau. Les CWs sont constituées de bassins peu profonds, remplis du gravier, du sable ou de la tourbe et plantés

de végétation aquatique (macrophytes). Les EU y sont amenées par gravité ou par pompage, et s'écoulent lentement à travers les bassins, permettant aux micro-organismes et aux plantes de dégrader et de filtrer les polluants (Haddaji, 2020).

Les CWs ont de nombreux avantages par rapport aux systèmes de traitement des EU traditionnels. Ils sont écologiques, car ils imitent les processus naturels et utilisent des plantes pour dégrader les polluants, ce qui permet de préserver la biodiversité et de réduire l'impact environnemental des installations de traitement des EU. De plus, les CWs sont peu coûteux à construire et à entretenir, et ils peuvent être utilisés pour traiter une grande variété de types d'EU.

Cependant, les CWs présentent également quelques limites. Leur efficacité dépend de nombreux facteurs, tels que la composition des EU, la température, la luminosité et la saison, et leur performance peut être variable. De plus, ils peuvent nécessiter une grande superficie de terrain pour être installés, ce qui peut limiter leur utilisation dans les zones urbaines où l'espace est limité.

Malgré ces limites, les CWs sont une solution importante pour le traitement des EU et ont été largement adoptés dans le monde entier. Ils offrent une alternative efficace et écologique aux systèmes de traitement traditionnels, et peuvent être utilisés dans une variété de contextes, de la petite station d'épuration individuelle aux grandes installations de traitement des EUM (Khellaf *et al.*, 2022). Le procédé de CWs sera développé dans le [Chapitre II](#).

I.6.2.4. Traitement tertiaire

Un traitement tertiaire décrit comme un traitement avancé, généralement suivi d'une étape de séparation solide-liquide, effectué après un traitement biologique. Il existe différents types de traitement tertiaire, tels que la déphosphoration, la désinfection, la réduction de l'azote et les agents pathogènes. Cela comprend toutes les manipulations physiques et chimiques qui complètent le traitement primaire et secondaire (Riffat, 2013).

Des procédés de traitement avancés sont utilisés lorsqu'une élimination supplémentaire des composants des EU est nécessaire en raison de la toxicité de certains composés ou d'applications potentielles de réutilisation de l'eau. Les exemples incluent l'adsorption sur charbon actif pour l'élimination des composés organiques volatils COV, l'échange d'ions pour l'élimination d'ions spécifiques (Riffat, 2013).

I.6.3. Comparaison entre les méthodes de traitement des eaux usées

Les méthodes classiques d'épuration des EU utilisent des processus physico-chimiques et biologiques pour éliminer les contaminants, tandis que les systèmes de CWs utilisent des processus naturels de filtration et de bio-rétention à travers des plantes, de support de remplissage et des micro-organismes. Les CWs sont souvent considérés comme

des solutions plus durables et écologiques, mais peuvent être moins adaptés aux zones urbaines denses en raison de leur emprise au sol relativement importante.

I.7. Epuration des eaux usées en Algérie

En Algérie, l'assainissement des EU est une préoccupation majeure en raison de la croissance rapide de la population et de l'urbanisation rapide dans le pays. Selon le ministère des ressources en eau, le taux de raccordement des EU collectées au réseau de traitement était de 94 % dans les zones urbaines et 80 % dans les zones rurales en 2019. Le traitement des EU en Algérie est généralement assuré par des STEP, dont la plupart sont des installations biologiques à boues activées. Les STEP existantes sont souvent confrontées à des problèmes de surcharge, de sous-dimensionnement, de mauvaise maintenance et d'utilisation inadéquate, ce qui entraîne une performance médiocre. Le gouvernement algérien a pris des mesures pour améliorer l'assainissement des EU, notamment par le biais de projets de construction et de réhabilitation de STEP. Par exemple, le gouvernement a lancé un programme de construction de 70 STEP pour une capacité totale de traitement de 3 millions de mètres cubes par jour.

Cependant, il reste encore beaucoup à faire pour améliorer la qualité de l'eau et protéger l'environnement en Algérie. Des efforts supplémentaires doivent être déployés pour étendre la couverture du réseau de traitement, améliorer la qualité des STEP existantes et sensibiliser la population à l'importance de l'assainissement des EU.

Selon les données publiées par l'Office National de l'Assainissement (ONA) en octobre 2019, nous constatons que les possibilités actuelles de traitement des EU en Algérie restent limitées. Le nombre de 154 STEP en fonctionnement, dont 76 à boues activées, 75 lagunes naturelles et aérées, 03 filtres plantés, 12 STEP à l'arrêt pour motif dysfonctionnement de système d'exploitation, vu le nombre des STEP existante et en cours de réalisation de ces derniers restent insuffisants et ce pour satisfaire les besoins du pays (ONA, 2019). La capacité globale installée de ces 154 STEP est de 10 390 779 EH soit un débit nominal de 1 575 925 m³/j. Le volume des EU traitées dépasse 20 millions de mètres-cubes, soit un débit moyen journalier de 668 396 m³/j. Après achèvement du programme en cours : plus de 240 unités, avec une capacité installée de plus d'un milliard de m³/an (ONA, 2019). Le taux moyen d'utilisation des capacités installées des 154 STEP est de 48.62 % réparti dans le [Tableau I.8](#).

Tableau I.9 | Epuration des eaux usées en Algérie (ONA, 2019).

Nombre de station	Taux
29	< 25%
53	$25 \leq \text{Taux} < 50$
45	$50 \leq \text{Taux} < 100$
15	Taux ≥ 100
12	sont à l'arrêt.

I.8. Réutilisation des eaux usées épurées (REUE)

En effet, l'irrigation est une activité qui nécessite une grande quantité d'eau et peut entraîner une pression sur les ressources en eau disponibles. La réutilisation des EU traitées pour l'irrigation est une pratique qui a été adoptée dans de nombreux pays, en particulier dans les zones arides et semi-arides où les ressources en eau sont limitées. Cependant, la réutilisation des EU doit être réalisée de manière sûre et contrôlée pour éviter les risques pour la santé humaine et l'environnement (Bazza & Xanthoulis, 2003).

La qualité des EU traitées peut être adaptée à l'usage auquel elles sont destinées, en fonction du niveau et de la qualité du traitement effectué. Cela permet de réduire la demande en eau douce pour l'irrigation et de contribuer à la conservation des ressources en eau (Tableau I.9). Toutefois, la réutilisation des EU doit être accompagnée d'une gestion intégrée des ressources en eau pour éviter les conflits d'usage et les impacts négatifs sur l'environnement (UNIES, 2017).

En Algérie, la réutilisation des eaux usées épurées (REUE) est encore peu développée malgré le potentiel important que représente cette pratique pour la gestion de l'eau. En 2012, le gouvernement Algérien a adopté un décret relatif à la réutilisation des EU épurées, qui fixe les conditions techniques, sanitaires et environnementales de cette pratique. Ce décret a pour objectif de promouvoir la réutilisation des EU épurées dans les secteurs agricole, industriel et urbain. Cependant, malgré cette réglementation, la REUE en Algérie reste encore limitée. Les raisons de cette situation sont multiples : manque de moyens financiers et techniques, absence d'une culture de la réutilisation des EU, préférence pour l'eau potable, etc.

Le gouvernement Algérien a néanmoins pris des initiatives pour promouvoir la REUE, notamment à travers des projets pilotes dans certaines villes du pays. En 2019, par exemple, un projet de réutilisation des EU épurées a été lancé à Alger pour irriguer les espaces verts de la ville. La réutilisation des EU épurées en Algérie présente des avantages potentiels, notamment en termes de réduction de la demande en eau potable, de préservation des ressources en eau et de protection de l'environnement. Cependant, pour que cette pratique soit développée de manière pérenne, des investissements financiers et

techniques seront nécessaires, ainsi qu'une prise de conscience de la part des acteurs concernés.

Tableau I.10 | Domaine d'utilisation des eaux usées épurées (Baumont *et al.*, 2014).

Domaine d'utilisation	Utilisation
Agriculture	Irrigation, permettant d'exploiter la matière fertilisante contenue dans les eaux usées épurées, réalisant ainsi une économie d'engrais.
Municipalités	Arrosage des espaces verts, lavage des rues, alimentation de plans d'eau, lutte contre les incendies, arrosage des terrains de golf et des chantiers de travaux publics, arrosage pour le compactage des couches de base des routes et autoroutes.
Industrie	Refroidissement
Ressources en eau	Recharge des nappes pour la lutte contre les rabattements des nappes et la protection contre l'intrusion des biseaux salés en bord de mer.

I.9. Réglementation relative à l'eau en Algérie

En Algérie, la gestion des EU est régie par plusieurs textes de lois et décrets qui ont été adoptés au fil des années (**Annexe I**). Les principales lois et réglementations relatives aux EU en Algérie sont les suivantes :

- Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels;
- Décret exécutif n° 09-209 du 17 Joumada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des EU autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration;
- Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.

Il est important de noter que ces textes de lois et réglementations sont régulièrement mis à jour pour répondre aux exigences environnementales et sanitaires en constante évolution.

I.10. Conclusion

Les EU sont l'eau qui a été utilisée dans les ménages, les industries et les institutions et qui contient des MO et inorganiques, des micro-organismes et des produits chimiques. Si ces EU ne sont pas traitées, elles peuvent contaminer les eaux souterraines et de surface, entraînant ainsi des problèmes environnementaux et de santé publique.

Le traitement des EU est le processus qui consiste à éliminer les contaminants des EU avant de les rejeter dans l'environnement. Les méthodes de traitement des EU peuvent varier en fonction du type et de la quantité de contaminants présents dans l'EU, de l'emplacement géographique, des règlements environnementaux et des facteurs économiques. Il existe plusieurs méthodes de traitement des EU, y compris les méthodes physiques, chimiques et biologiques. Les méthodes physiques comprennent la filtration, la sédimentation et la décantation. Les méthodes chimiques comprennent la désinfection et la coagulation-floculation. Les méthodes biologiques comprennent l'aération, la digestion anaérobie et la digestion aérobie.

Le traitement des EU peut également être divisé en plusieurs étapes, y compris le prétraitement, le traitement primaire, le traitement secondaire et le traitement tertiaire. Le prétraitement consiste à retirer les matières solides et les contaminants grossiers de l'eau usée. Le traitement primaire utilise des méthodes physiques pour éliminer les solides en suspension, tandis que le traitement secondaire utilise des méthodes biologiques pour éliminer les MO. Le traitement tertiaire est souvent utilisé pour éliminer les nutriments et les contaminants restants dans l'EU.

Enfin, il est important de noter que le traitement des EU peut être coûteux et nécessite des investissements considérables en capital et en exploitation. Cependant, le traitement des EU est un processus essentiel pour protéger l'environnement et la santé publique, et il est donc important de continuer à investir dans des méthodes de traitement des EU durables et efficaces.

**Chapitre II | Epuration des eaux usées
par les zones humides artificielles
plantées de macrophytes**

Chapitre II | Epuration des eaux usées par les zones humides artificielles plantées de macrophytes (Constructed wetland)

II.1. Introduction

Afin d'enrichir notre chapitre, nous avons consulté plusieurs articles scientifiques sur les CWs pour fournir une analyse documentaire des recherches antérieures pertinentes dans le domaine d'étude. Étant donné l'importante opportunité offerte par les CWs pour la gestion des EU, ce chapitre se concentre sur une évaluation concise de leur application pour le traitement des EU, en examinant le mécanisme, le développement, le rendement, la modernisation et les lignes directrices de conception.

Les techniques de traitement des EU basées sur des systèmes naturels sont à la fois simples et économiques (Hammer & Bastian, 2020). Elles utilisent des processus naturels impliquant des interactions physiques, chimiques et biologiques entre différents éléments de l'environnement, tels que l'eau, le sol, les plantes, les micro-organismes et l'atmosphère (Brown *et al.*, 2000; Muzola, 2007; Rozkošný, 2014).

Les CWs, peuvent être intégrées dans des systèmes de traitement des EU décentralisés, et constituent une technologie robuste avec des exigences opérationnelles limitées. Elles peuvent être utilisées pour traiter divers types d'EU et sont une composante importante de nombreux concepts d'assainissement écologique (Hoffmann *et al.*, 2011; Capodaglio, 2017), offrant une alternative aux procédés conventionnels tels que la méthode à boues activées. Tous les types de CWs présentent une grande efficacité de traitement des MO et des MES, avec des performances comparables à celles des systèmes conventionnels. Les avantages des CWs par rapport aux systèmes de traitement conventionnels comprennent des coûts d'exploitation et d'entretien réduits, la capacité de traiter des EU de faible charge, ainsi qu'aucune exigence d'alimentation et d'exploitation en continu (Vymazal, 2018a).

II.2. Zones humides naturelles (NWs)

Dans la littérature, on peut trouver plusieurs définitions pour les zones humides naturelles " Natural wetlands" (NWs). Ces écosystèmes sont d'une grande importance en raison des processus hydrologiques et écologiques qu'ils soutiennent, ainsi que de la grande variété biologique qu'ils abritent. L'utilisation des CWs pour le traitement des EU remonte à 1912. Les NWs sont des écosystèmes où l'eau est le principal facteur régissant l'environnement, la vie végétale et animale. Elles se produisent lorsque la nappe phréatique est proche de la surface du sol ou lorsque la terre est recouverte d'eaux peu profondes (Mitsch & Gosselink, 2015).

En 1971, la Convention de Ramsar a été adoptée pour promouvoir la conservation et l'utilisation rationnelle des Ws à travers le monde. La convention définit les Ws de manière holistique conformément à l'article 1.1 (**Annexe D**), qui stipule que les Ws sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres. Afin de protéger d'autres sites importants, certains ont été ajoutés à la liste Ramsar des Ws d'importance internationale, conformément à l'article 2.1 de la convention (**Annexe D**). Cela inclut notamment les zones riveraines et côtières adjacentes aux Ws, ainsi que les îles ou plans d'eau marins de plus de six mètres de profondeur à marée basse situées dans les Ws (**Ramsar Convention Secretariat, 2016**).

Une autre définition des NWs a été proposée par le groupe de travail national sur les terres humides de Canada (**NWWG, 1988**). Selon cette définition, les NWs sont des terres qui sont saturées d'eau pendant une période suffisamment longue pour favoriser des processus humides ou aquatiques. Cela se manifeste par des sols mal drainés, une végétation hydrophile et divers types d'activités biologiques adaptées à un environnement humide.

Les NWs sont un processus efficace pour le traitement des EU pour plusieurs raisons. Tout d'abord, ces écosystèmes abritent une population importante et diversifiée de bactéries qui se développent sur les racines et les tiges des plantes aquatiques submergées. Ces bactéries jouent un rôle important dans l'élimination de la pollution des EU. En outre, les conditions d'eau calme dans les NWs favorisent la sédimentation de la MES des EU. Les racines et les tiges des plantes aquatiques ont également un potentiel d'adsorption, tout comme les sédiments naturels des Ws, qui ont une grande capacité d'échange d'ions. Enfin, les plantes elles-mêmes ont un effet atténuant sur les forces climatiques telles que le vent, la lumière du soleil et la température (**Crites, 1998**).

II.2.1. Classification des zones humides naturelles

Les NWs, définies de manière holistique par la Convention de Ramsar, se répartissent en cinq types principaux : les Ws marines, estuariennes, lacustres, riveraines et palustres. Ces types de Ws comprennent une grande variété d'écosystèmes, tels que les lagunes côtières, les estuaires, les lacs, les rivières et les marais. En outre, il existe d'autres types Ws, telles que les terres agricoles irriguées, les sites d'exploitation du sel et les sites de traitement des EU. La classification des types de Ws comprend 42 types répartis en trois catégories selon la **Convention de Ramsar (2016)**: les Ws marines et côtières, les Ws continentales et les CWs. Cette classification permet de mieux comprendre la variété des

écosystèmes des Ws ainsi que leur importance pour la biodiversité et les services écosystémiques qu'elles fournissent.

II.2.2. Importance des zones humides naturelles

Les NWs offrent des avantages économiques considérables, notamment en termes d'approvisionnement en eau de qualité et en quantité suffisante, de pêches (plus de 2/3 de la récolte mondiale dépendent de la santé des Ws, d'agriculture grâce à la préservation des nappes phréatiques et à la rétention des éléments nutritifs dans les plaines inondables, de bois et d'autres matériaux de construction, de ressources énergétiques telles que la tourbe et la matière végétale, de ressources fauniques, de transport, ainsi que d'un large éventail d'autres produits provenant des Ws, notamment les plantes médicinales. En outre, les Ws offrent des opportunités pour les loisirs et le tourisme. Selon [la Convention de Ramsar \(2016\)](#), il est estimé que plus d'un milliard de moyens de subsistance dans le monde dépendent entièrement ou en grande partie des Ws.

II.3. Zones humides artificielles (CWs)

Ces dernières années, la perte de NWs a engendré des préoccupations et a conduit à la création de CWs cherchant à reproduire les fonctions et les valeurs des NWs ([Gajewska, 2020](#)). Les CWs sont des écosystèmes artificiels composés de sols partiellement ou totalement saturés, plantés de macrophytes submergés, émergents ou flottants, ou d'une combinaison de ces trois types de plantes ([Kadlec & Wallace, 2008](#)). Les CWs peuvent être utilisées pour le traitement primaire, secondaire ou tertiaire de l'eau, et leur capacité à traiter les EU a nécessité des efforts de recherche pour diverses applications de traitement, y compris les EU domestiques, les eaux pluviales urbaines, les EU agricoles, les lixiviats d'enfouissement, le drainage minier acide et pour le polissage des EUM traitées en pointe afin d'augmenter les ressources en eau douce ([Vymazal, 2014](#); [Wu Haiming et al., 2015](#); [Vymazal & Březinová, 2016](#)). Les CWs sont également utilisées pour le traitement des eaux des lacs eutrophes ([D'Angelo & Reddy, 1994](#); [Coveney et al., 2002](#)) et pour la conservation de la nature ([Hammer & Bastian, 1989](#); [Worrall et al., 1997](#)).

Les CWs sont des écosystèmes artificiels qui intègrent des processus chimiques tels que l'adsorption et la précipitation, des processus physiques comme la sédimentation et la filtration, ainsi que des processus biologiques tels que l'absorption des plantes et les processus microbiens ([Vymazal, 2014](#)). Ces dernières années, l'utilisation des CWs pour le traitement des EU notamment domestiques a connu une augmentation en raison de leur capacité très efficace à éliminer les polluants, de leurs faibles besoins énergétiques, ainsi que de leur entretien facile et de leurs coûts de construction et d'exploitation relativement peu élevés.

Les CWs peuvent être classées en fonction de plusieurs paramètres de conception, tels que l'hydrologie, la forme de croissance des macrophytes et la trajectoire d'écoulement. Les macrophytes peuvent être émergées, submergées, flottantes ou à feuilles flottantes. Selon Vymazal (2022), les différents types de CWs peuvent être combinés pour utiliser les avantages spécifiques des différents systèmes, créant ainsi des systèmes à écoulement hybride appelés "Hybrid constructed wetland" (HCWs). Dans les années 1990 et 2000, une approche de conception améliorée a été développée, combinant les CWs à écoulement vertical et horizontal pour améliorer l'efficacité de traitement (Vymazal, 2011b).

II.3.1. Développement historique des CWs

Bien que la technique de CW ait initialement manqué de documentation lors de son développement, plusieurs indicateurs suggèrent qu'elle a été utilisée sous de nombreuses formes et pour différentes applications depuis plusieurs décennies (Emeka, 2008). L'histoire de la conception et du développement des sites de CW est riche et s'étend sur une longue période (Heitmeyer *et al.*, 2013). Historiquement, les NWs ont été utilisés comme sites pratiques pour l'élimination des pollutions des EU, principalement pour leur traitement. Cependant, cette pratique a entraîné la saturation de nombreux NWs en nutriments, conduisant à une dégradation environnementale (Hoffmann & Platzer, 2011).

Les recherches sur l'utilisation des CWs pour le traitement des EU ont commencé en Europe dans les années 1950, et aux USA à la fin des années 1960. Depuis lors, les efforts de recherche ont considérablement augmenté aux USA, notamment dans les années 1970 et 1980, avec la participation importante de l'Autorité de la vallée du Tennessee "Tennessee Valley Authority" (TVA) et du département de l'agriculture des USA à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (USEPA, 1999). Ces recherches ont permis de mieux comprendre les processus de traitement des EU dans les CWs et ont conduit à la mise en place de nombreux systèmes de CWs dans les zones rurales et urbaines des USA. Aujourd'hui, les CWs sont de plus en plus utilisés dans le monde entier pour le traitement des EU, en particulier pour les zones rurales où les systèmes conventionnels de traitement des EU ne sont pas économiquement viables.

Les premières expériences concernant l'utilisation de systèmes de traitement des EU par les CWs ont été menées en Allemagne dans les années 1950 par le Dr Käthe Seidel (Vymazal, 2010). En 1953, le Dr Käthe Seidel a présenté pour la première fois des méthodes pour améliorer les voies navigables souffrant de fertilisation excessive, de pollution par les EU et d'envasement en utilisant d'espèces végétales appropriées (Seidel, 1955 cité dans Vymazal, 2009). De 1952 à 1956, elle a mené de nombreuses expériences

sur l'utilisation des plantes dans les CWs pour le traitement de divers types d'EU (Seidel, 1955, 1966 cité dans Vymazal, 2008). Les premiers systèmes CWs à écoulement souterrain horizontal à grande échelle ont été mis en service à la fin des années 1960. Le procédé développé par le Dr Käthe Seidel, également appelé "Max Planck Institute System" (MPIS) ou "Krefeld Process" (KP), comprend plusieurs étapes successives (Vymazal, 2010). Ce système a été la base de la conception des systèmes à écoulement hybride qui ont été développés à la fin du XXe siècle (Vymazal, 2008).

Les plantes les plus couramment utilisées dans les CWs pour l'épuration des EU sont le phragmite (*Phragmites australis*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris (*Iris sp.*) et la quenouille (*Typha sp.*). Ce type de procédé a été introduit en Allemagne en 1964 par Kickuth (Vymazal, 2010).

Les CWs sont inspirées des NWs et sont largement utilisées pour le traitement des effluents urbains EUM. Cependant, différents types de CWs peuvent également traiter une large gamme d'effluents industriels et agricoles (Vincent *et al.*, 2014). Le traitement des EU dans les CWs est un processus biotechnologique qui existe depuis plus de cinq décennies. Les plantes jouent un rôle important dans le système de traitement des CWs, bien que leur rôle direct soit généralement limité à l'absorption des nutriments et des métaux lourds (Vymazal & Březinová, 2016).

Il conviendrait de préciser que la sédimentation et la filtration sont des techniques de traitement des EU, et non des déchets. Par ailleurs, il est vrai que les systèmes naturels de traitement des EU, tels que les CWs, ont l'avantage de ne pas nécessiter d'apport d'énergie externe, à l'exception des pompes dans certains cas. Cela en fait des solutions intéressantes d'un point de vue technico-économique, en particulier pour les zones rurales et éloignées où l'approvisionnement en énergie est limité. En outre, les CWs ont un potentiel considérable pour réduire les impacts environnementaux des EU et contribuer à la protection des écosystèmes aquatiques (Stefanakis, 2015).

II.3.2. Technologie de traitement par les CWs

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

Les CWs peuvent être utilisés pour traiter différents types d'EU, y compris les eaux grises domestiques, les EUM (Vymazal, 2013a), les effluents industriels et les eaux pluviales (Vymazal, 2014), le traitement de l'eau des piscines sans chlore (Hoffmann *et al.*, 2011). De plus, les CWs peuvent également être utilisés pour la réutilisation des EU

traitées pour l'irrigation des cultures et d'autres utilisations non-potables. En résumé, les CWs sont une technologie de traitement des EU prometteuse et efficace, qui peut contribuer à réduire les impacts environnementaux et les coûts liés au traitement des EU.

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

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

En raison de leurs avantages par rapport aux systèmes conventionnels, les systèmes naturels de traitement des EU sont de plus en plus utilisés dans les petites agglomérations. Les CWs sont particulièrement populaires car elles sont peu coûteuses à construire et à exploiter, efficaces dans l'élimination des polluants et faciles à utiliser. Cette tendance est soutenue par des études telles que celles de Reed *et al.* (1995), Kadlec & Knight (1996), Vymazal *et al.* (1998), Vymazal (2002), Kadlec & Wallace (2008) et Tsihrintzis & Gikas (2010).

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

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

Les EU agricoles ont été largement gérées à l'aide de systèmes de CWs dans différents pays comme cela a été démontré dans plusieurs études telles que celles menées par Sun *et al.* (1998), Knight *et al.* (2000), Mantovi *et al.* (2003) et Rozema, Eric *et al.* (2016). Les CWs ont servi de solutions alternatives aux options de traitement classiques pour éliminer et réduire la concentration de contaminants et des éléments nutritifs dans les EU agricoles (Knight *et al.*, 2000). Plusieurs CWs ont été étudiées pour leur capacité à retenir ou à modifier les apports d'éléments nutritifs provenant spécifiquement des EU laitières et porcines. De plus, de nombreuses autres CWs laitières ont été construites dans de nombreux états des USA (Kadlec & Knight, 1996), et d'autres CWs ont été utilisées pour le traitement des EU du bétail (Knight *et al.*, 2000).

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

La composition des EU industrielles est significativement différente de celle des EUM et est très variable en soi. Contrairement aux effluents d'EUM, qui ont généralement une composition similaire, les EU industrielles ont tendance à avoir une variété de

composants avec des degrés variables de biodégradabilité et de toxicité, ce qui nécessite des conceptions et des méthodes de traitement différentes. Dans de nombreuses EU industrielles, les concentrations en MO, en MES et en NH_4^+ ou en autres polluants sont assez élevées et, par conséquent, l'utilisation des CWs nécessite presque toujours une sorte de prétraitement. L'utilisation des CWs pour traiter les EU industrielles a significativement augmenté au cours des dix dernières années (Rossmann *et al.*, 2013).

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

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

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

II.3.2.4. CWs pour le traitement des eaux pluviales

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

De nombreuses études ont montré que les Ws sont capables d'éliminer efficacement divers contaminants des eaux de ruissellement, tels que la DBO_5 , les MES, les nutriments, les MO et les métaux lourds (Geary *et al.*, 2003; Haron & Feisal, 2020; Lucas *et al.*, 2015).

II.3.2.5. Valeur esthétique

La préférence esthétique est un aspect souvent négligé dans la protection de l'environnement, mais il peut jouer un rôle dans la sensibilisation du public à la nécessité de préserver la nature. Les êtres humains ont une forte inclination pour la beauté naturelle, ce qui peut être exploité pour promouvoir la conservation de la nature. En effet, des études montrent que l'expérience esthétique peut conduire à une prise de conscience environnementale accrue et à une meilleure appréciation de l'environnement naturel (Lee, 2017).

Les CWs, en plus de leur rôle dans l'élimination des polluants, offrent également des caractéristiques esthétiques uniques telles que des paysages pittoresques, une faune abondante et une flore luxuriante (Sun *et al.*, 2019). Les caractéristiques esthétiques des CWs peuvent améliorer leur attractivité pour le public et encourager leur protection. Des initiatives de conservation réussies ont utilisé des approches esthétiques pour promouvoir l'appréciation des CWs et sensibiliser les communautés locales à leur importance écologique (Daniel, 2001).

En conclusion, la préférence esthétique peut jouer un rôle dans la promotion de la conservation de la nature. Les théories de l'abri en perspective et de la matrice de préférences de l'hypothèse bio-évolutive soutiennent que l'expérience esthétique peut apporter une qualité environnementale supplémentaire. Les CWs offrent également des caractéristiques esthétiques uniques qui peuvent être exploitées pour promouvoir leur protection.

II.3.2.6. Restauration de la diversité des habitats et gestion de la nature

Pour maximiser l'efficacité de la restauration de l'habitat dans les CWs, il est important de prêter attention à la conception de l'infrastructure. Les limites de remblai doivent être larges, profondes et basses pour améliorer la diversité végétale et animale. Les plantes indigènes doivent être incluses dans la mesure du possible pour restaurer la biodiversité. La gestion de la profondeur de l'eau est cruciale pour le développement de la végétation et la survie des animaux dans la CW. Les espèces végétales sélectionnées doivent être capables de résister aux conditions environnementales de la CWs. Enfin, des facteurs tels que la croissance des plantes, la physiologie des plantes, l'apparence et l'adaptabilité à la survie doivent également être pris en compte lors de la sélection des plantes (DBT, 2019).

II.4. Composantes des CWs

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

Tableau II.1 | Éléments clés dans les CWs (Idris *et al.*, 2010).

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

II.4.1. Rôle de composants des CWs

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

II.4.1.1. Colonne d'eau

Les NWs se forment généralement là où les reliefs dirigent l'eau de surface vers des bassins peu profonds et où une couche de sous-surface relativement imperméable empêche l'eau de surface de s'infiltrer dans le sol. Ces conditions peuvent être créées pour construire une CW (Davis, 1995).

Le régime hydrologique est un facteur de conception essentiel dans les systèmes de CW, car il est responsable du transport des polluants à travers le système. Les variables hydrologiques les plus importantes sont le taux de charge hydraulique (CH), qui représente la quantité d'eau entrant dans le système, et le temps de rétention hydraulique (TRH), qui indique la période de temps pendant laquelle l'eau reste dans le système (Spieles & Mitsch, 2000). L'eau est au centre de toutes les fonctions d'une CW et est souvent le principal facteur de réussite ou d'échec d'une CW. Les caractéristiques hydrologiques telles que la

CH, la profondeur de l'eau (h), la vitesse d'écoulement et le nombre de jours dans une année où les CW sont inondées sont parmi les aspects les plus importants de la CW (Vymazal, 2001).

La CH affecte la vitesse de traitement des polluants dans un système de traitement des eaux (Trang *et al.*, 2010). Un taux de CH plus faible est généralement associé à une élimination optimale des polluants, notamment des nutriments contenus dans les EU (Trang *et al.*, 2010; Sehar *et al.*, 2015). Des TRH plus longs peuvent améliorer l'élimination des formes d'azote (N) et de phosphore (P) (Sipaúba-Tavares & de Souza Braga, 2008 ; Lu *et al.*, 2015).

Cependant, l'élimination optimale de certains polluants nécessite un TRH plus long que pour d'autres. L'efficacité d'élimination de la DBO et de la DCO est considérée comme plus faible avec un taux de CH plus élevé, en raison de la réduction du temps de contact entre les EU et la CW. De même, l'efficacité d'élimination des MES est plus faible en raison d'un taux de CH plus élevé, car les processus physiques de sédimentation et de filtration sont entravés (Trang *et al.*, 2010).

Les recherches de Trang *et al.* (2010) ont montré que le CH dépend de plusieurs facteurs, dont le climat est un élément important. Plus précisément, Lu *et al.* (2015) ont démontré que le climat avait un effet sur la concentration de nutriments contenus dans les EU ainsi que sur l'efficacité de leur élimination.

Lors de périodes pluvieuses, les nutriments dans les EU sont dilués en raison de l'afflux d'eau, ce qui peut avoir un effet positif sur leur élimination (Travaini-Lima, *et al.*, 2016). Cependant, les concentrations de MES et de DBO augmentent en raison de l'augmentation du ruissellement de surface. En outre, l'augmentation du débit d'eau dans le système entraîne une diminution du temps disponible pour les processus d'élimination, ce qui réduit l'efficacité de l'élimination des polluants des EU. En somme, l'efficacité de l'élimination des polluants des EU est considérée comme plus faible pendant les périodes de fortes précipitations.

Pendant les périodes sèches, en revanche, le faible courant permet une sédimentation naturelle et une augmentation du TRH, ce qui peut augmenter l'efficacité de l'élimination (Sipaúba-Tavares & de Souza Braga, 2008; Travaini-Lima *et al.*, 2016). Par conséquent, les CWs sont généralement considérés comme plus efficaces pendant les périodes sèches.

Cependant, pendant les périodes de sécheresse extrême, un très faible taux de CH limite l'étendue des réactions d'élimination possibles, ce qui peut poser des problèmes. Pour les CWs, il pourrait être optimal de limiter l'apport d'eau pendant les fortes précipitations, par exemple en stockant l'eau, et d'utiliser l'eau stockée pendant les périodes de sécheresse extrême (Sipaúba-Tavares & de Souza Braga, 2008).

II.4.1.2. Support de remplissage (Matériaux de remplissage)

Le support de remplissage joue un rôle clé dans les processus de traitement par les plantes. Différents matériaux de substrat, tels que le sol, le sable, le gravier et les sédiments, ont des effets différents sur la perméabilité et les processus microbiens qui se déroulent dans la CW (Stankovic, 2017; Yang *et al.*, 2018).

Dans un substrat saturé, l'eau remplace les gaz atmosphériques et que le métabolisme microbien consomme l'oxygène disponible, créant une condition anoxique (sans oxygène). Cette condition est importante pour l'élimination de certains polluants tels que l'azote et les métaux (Davis, 1995).

Le choix du support de remplissage pour un système de traitement des EU dépend du type d'EU et du régime hydraulique (Taleno, 2012). La perméabilité hydraulique et la capacité d'absorption des polluants sont des facteurs clés pour déterminer la sélection des supports de remplissage. Une conductivité hydraulique insuffisante pourrait entraîner un colmatage des systèmes et réduire considérablement leur efficacité (Trang *et al.*, 2010). De même, une capacité d'absorption insuffisante pourrait affecter la performance à long terme du système de traitement (Trang *et al.*, 2010).

Plusieurs études ont été menées sur la sélection du support de remplissage de CW en particulier pour l'élimination durable du phosphore des EU. Les supports de remplissage fréquemment utilisés comprennent principalement des matériaux naturels, des milieux artificiels et des sous-produits industriels, tels que le gravier, le sable, l'argile, la calcite, le marbre, la vermiculite, les scories, les cendres volantes, la bentonite, la dolomite, le calcaire, la coquille, la zéolite, la wollastonite, le charbon actif et les agrégats légers (Albuquerque *et al.*, 2010; Saeed & Sun, 2012; Chong *et al.*, 2013; Yan & Xu, 2014). Les résultats de ces études suggèrent également que les supports de remplissage tels que le sable, le gravier et la roche sont les mauvais candidats pour le stockage à long terme du phosphore, mais en revanche, les produits artificiels et industriels ayant une conductivité hydraulique élevée et une capacité de sorption du phosphore pourraient être des substrats alternatifs dans les CWs (Saeed & Sun, 2012).

Les supports de remplissage utilisés dans les systèmes de traitement des eaux par les CWs sont importants pour leur capacité à éliminer les nutriments et les contaminants. Les mélanges du support de remplissage, tels que du sable et de la dolomite, peuvent être utilisés pour éliminer les phosphates, tandis qu'un mélange de gravier, de vermiculite, de céramiste et d'hydrate de silicate de calcium peut être utilisé pour traiter les eaux de surface à faible concentration en nutriments (Wu, Haiming *et al.*, 2015). Les supports de remplissage soutiennent également la vie de nombreux organismes et sont importants pour les transformations chimiques et biologiques dans les CWs. La MO fournit des sites

d'échange de matériaux et de fixation microbienne et est une source de carbone pour les réactions biologiques dans les CWs (Davis, 1995).

II.4.1.3. Végétaux des CWs

La végétation est un élément clé dans les systèmes de traitement de l'eau par CWs. Les plantes peuvent améliorer la qualité de l'eau en absorbant les nutriments et en fournissant de l'oxygène aux micro-organismes, tout en réduisant la turbidité de l'eau (Bastian, 2016). Les plantes tolérantes aux conditions humides et aux niveaux élevés de nutriments, comme *Typha*, *Phragmites* et *Juncus*, sont courantes dans les CWs et contribuent à améliorer l'efficacité du traitement en offrant une surface de croissance pour les micro-organismes (Vymazal, 2011a).

En plus d'améliorer la qualité de l'eau, les plantes peuvent également jouer un rôle dans la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Les CWs peuvent être une source importante de CH₄, un gaz à effet de serre potentiellement plus puissant que le CO₂. Cependant, les plantes peuvent aider à réduire les émissions de CH₄ en oxygénant les racines et en créant des conditions anaérobies favorables à la conversion du CH₄ en CO₂ (Sorrell *et al.*, 2019).

Les plantes occupent une fonction primordiale dans l'élimination de différents contaminants tels que la MO, les polluants minéraux et les agents pathogènes dans les CWs. Les composants essentiels de la plante tels que la racine, la tige et les feuilles agissent comme un support de remplissage sur lequel les micro-organismes peuvent normalement se développer et décomposer la MO et les contaminants minéraux grâce à l'une des procédures suivantes: filtration des racines, Phyto-extraction, Phyto-stabilisation et traitement de la biosurface ou Phyto-transformation (Ghimire *et al.*, 2019). Elles offrent une stabilisation physique de la surface des lits de plantes, permettent une filtration physique de l'effluent et fournissent une grande surface pour la croissance microbienne. Les macrophytes réduisent la vitesse d'écoulement, permettent la sédimentation et augmentent le temps de contact entre l'effluent et la surface de la CW.

Les plantes améliorent également la conductivité hydraulique du sol et libèrent des composés organiques qui peuvent servir de source d'aliments pour la dénitrification des microbes. Les macrophytes ont de la biomasse au-dessus et au-dessous du sol pour fournir une grande surface pour la croissance des biofilms microbiens. Les plantes créent et maintiennent la litière/couche d'humus qui peut être assimilée à une mince couche de bactéries. Les macrophytes assurent le transfert de l'oxygène à travers le tissu végétal creux et la fuite des systèmes racinaires vers la rhizosphère où la dégradation aérobie de la MO et la nitrification auront lieu. Les macrophytes ont également des valeurs esthétiques propres au site en fournissant un habitat à la faune et en rendant les systèmes de traitement des EU

esthétiques (Brix, 2003). Le Tableau II.2 résume les majeurs rôles des plantes dans les CWs.

Pour la sélection des plantes dans les systèmes de CW, Hoffmann *et al.*, (2011) recommandent de suivre certaines directives. Tout d'abord, il est préférable d'utiliser des espèces locales et indigènes et d'éviter d'introduire des espèces exotiques qui pourraient être envahissantes. Ensuite, il est conseillé de choisir des espèces végétales qui ont l'habitude de pousser dans des milieux naturels humides ou le long des berges de rivières, car leurs racines sont adaptées aux conditions de sol saturé en eau. Enfin, il est recommandé de privilégier les plantes ayant un système racinaire et rhizome étendu sous terre, qui sont capables de résister à des charges de choc et à des périodes sèches de courte durée.

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

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

En résumé, les plantes sont des éléments clés dans les systèmes de CWs, offrant une surface pour la croissance bactérienne et améliorant la qualité de l'eau en absorbant les nutriments et en fournissant de l'oxygène. Les plantes tolérantes aux conditions humides et aux niveaux élevés de nutriments sont courantes dans les CWs, tandis que d'autres espèces végétales peuvent aider à réduire les émissions de gaz à effet de serre.

II.4.1.4. Microorganisme

Les bactéries, les champignons et les algues sont des micro-organismes essentiels qui jouent un rôle dans les processus de transformation et de minéralisation des nutriments et des composés organiques dans les systèmes de CWs (Kadlec & Wallace, 2008; Dordio *et al.*, 2008). La biomasse microbienne constitue un puits important de carbone organique et de nombreux nutriments, et les communautés microbiennes sont responsables de la transformation des substances organiques et inorganiques en substances inoffensives ou insolubles. Elles améliorent également les conditions de réduction / oxydation (redox) du support de remplissage, ce qui affecte la capacité de traitement de la CW et participe au recyclage des nutriments. Certaines transformations microbiennes sont aérobies, tandis que d'autres sont anaérobies. De nombreuses espèces bactériennes sont des anaérobies facultatifs, c'est-à-dire qu'elles sont capables de fonctionner dans des conditions aérobies et anaérobies en réponse à des conditions environnementales changeantes.

La communauté microbienne d'un système de CW peut être affectée par des substances toxiques telles que les pesticides et les métaux lourds, il est donc essentiel d'éviter l'introduction de ces produits chimiques à des concentrations dommageables (Davis, 1995). Les micro-organismes dans les systèmes de CW sont généralement attachés à la surface des racines et des milieux du support de remplissage, formant un biofilm. Ils jouent un rôle crucial dans le système des CWs, car ils décomposent les MO, soit aéro biologiquement, soit anaéro-biologiquement, et participent également aux processus de nitrification et de dénitrification (Tri Wardani *et al.*, 2006).

II.4.1.5. Animaux aquatiques

Parmi les animaux fournis par les CWs les invertébrés et les vertébrés. Les animaux invertébrés, représentés dans un groupe de vers et d'insectes; qui contribuent de manière significative au processus de transformation en décomposant les résidus et en consommant de la MO; en grande quantité. Quant aux invertébrés, ils jouent également un rôle environnemental important dans un certain nombre de rôles environnementaux (Davis, 1995).

Les animaux aquatiques sont également des composants importants des CWs, car ils participent à la régulation des niveaux de nutriments et à l'équilibre écologique de l'écosystème. En effet, les invertébrés tels que les escargots, les vers et les crustacés sont des décomposeurs importants, aidant à décomposer les MO et à les transformer en nutriments utilisables par les plantes (Cooper *et al.*, 2001).

Cependant, il est important de noter que l'introduction d'espèces animales exotiques dans les CWs peut causer des problèmes écologiques. En effet, certaines espèces peuvent devenir envahissantes et perturber l'écosystème naturel de l'étang ou de la CW.

Comme l'expliquent [Dordio *et al.* \(2008\)](#), "L'introduction d'espèces aquatiques exotiques peut entraîner des changements majeurs dans la structure et la fonction de l'écosystème, perturbant l'équilibre naturel et réduisant l'efficacité de la CW dans le traitement des polluants".

Il est donc important de prendre en compte les impacts potentiels des espèces animales introduites dans les CWs, et de préférer les espèces indigènes pour minimiser les risques d'impact négatif sur l'écosystème.

II.5. Différentes configurations des CWs

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

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

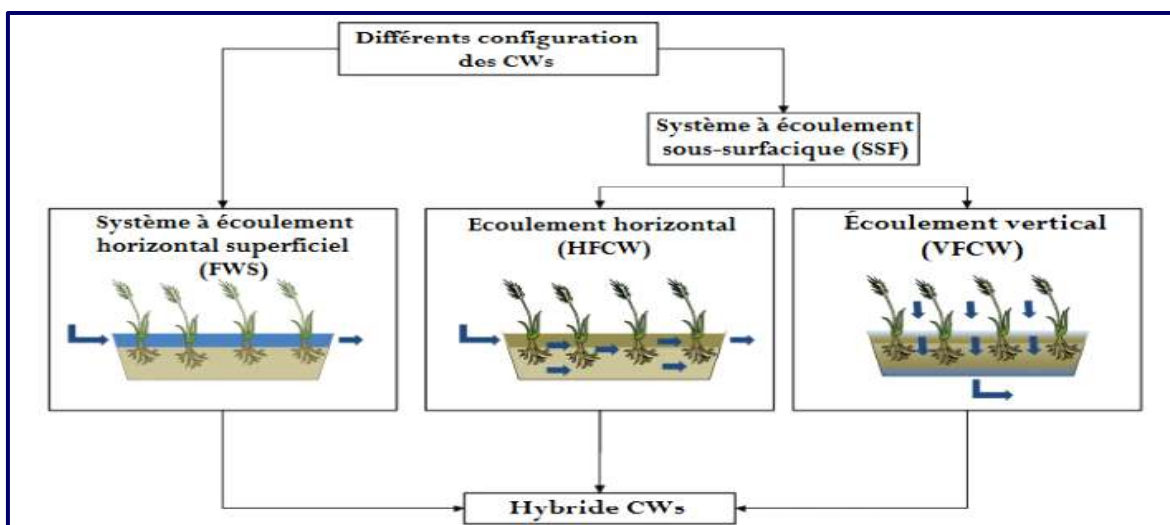


Figure II.1 | Classification des zones humides artificielles ([Almuktar *et al.*, 2018](#)).

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

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

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

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

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

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

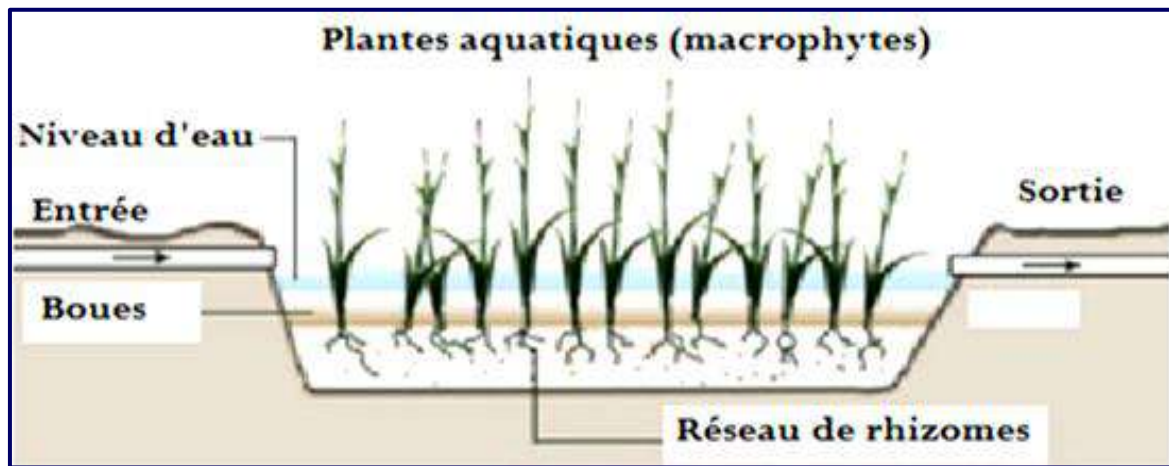


Figure II.2 | Profil d'une cellule de zone humide artificielle FWS (Sreekanth, 2020).

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

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

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

Les systèmes de CW à écoulement horizontal sous la surface également appelés "horizontal flow constructed wetlands" (HFCWs) (Figure II.3), ont été utilisés depuis les années 1980 pour le traitement des EU (Vymazal, 2009). Parmi les différents types de CW utilisés pour le traitement des EU, les HFCWs sont les plus répandus en Europe (Vymazal, 2005; Stefanakis, 2015). Ces systèmes sont également appelés "roselières" en Europe, "système de traitement des roselières" au Royaume-Uni et "lits immergés végétalistes" aux USA (Brix & Schierup, 1990; Vymazal, 2007). Ils sont constitués de bassins remplis de gravier, généralement plantés de roseaux communs (*Phragmites australis*) ou d'autres espèces telles que le *Typha latifolia*, *angustifolia* et *Scirpus lacustris*, *Californicus* (Stefanakis, 2015). La superficie requise pour les HFCWs est de 5 à 10 m²/EH (DBT, 2019).

La plupart des HFCWs ont été conçus pour traiter les EUM ou domestiques. Actuellement, les HFCWs sont utilisés pour traiter de nombreux d'autres types d'EU y compris les eaux industrielles, les eaux de traitement des aliments, les eaux agricoles, les eaux de ruissellement et les lixiviats de décharge. En plus d'être utilisés comme unité

autonome, les HFCWs sont également utilisés en combinaison avec d'autres types de CW dans des systèmes à écoulement hybride (Vymazal, 2009).

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

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

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

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

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

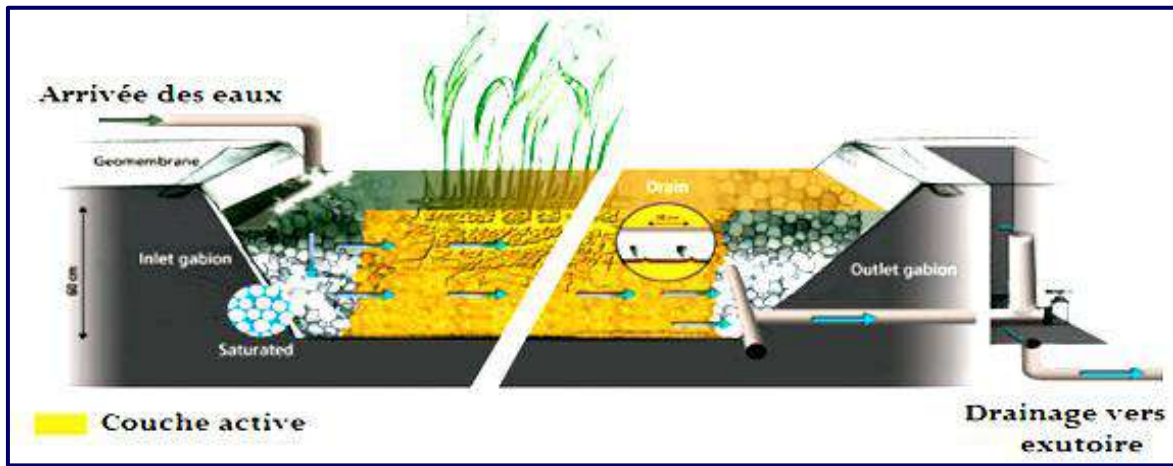


Figure II.3 | Profil d'une cellule de zone humide artificielle à flux horizontal (HFCWs) (Lombard-Latune & Molle, 2017)

II.5.2.2. CWs sous-surface à flux vertical (VFCWs)

Jusqu'à récemment, les zones humides artificielles sous surface à flux vertical "Vertical Flow Constructed Wetlands" (VFCWs) (Figure II.4) étaient le type de CW le moins développé et le moins appliqué aux premiers stades de la technologie de CW. Les autres types étaient dominants, principalement en raison des coûts globaux plus élevés pour la construction et l'exploitation des VFCWs. Cependant, l'intérêt pour les VFCWs a augmenté progressivement avec le temps, surtout lorsque la capacité de transfert d'oxygène plus élevée de ce type de CW a été réalisée par rapport aux HFCWs. Ainsi, au cours des 15 dernières années, la recherche sur les VFCWs a considérablement intensifiée. Les VFCWs sont principalement utilisés en Europe, en particulier au Danemark, en Autriche, en Allemagne, en France et au Royaume-Uni (Kadlec & Wallace, 2008; Stefanakis *et al.*, 2014). Les premiers VFCWs ont été développés par la Dr Seidel en Allemagne dans les années 1970 (Mimeche, 2014). Les principaux mécanismes d'épuration reposent sur une combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur au moins deux étages de traitement en série (Poulet *et al.*, 2004).

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

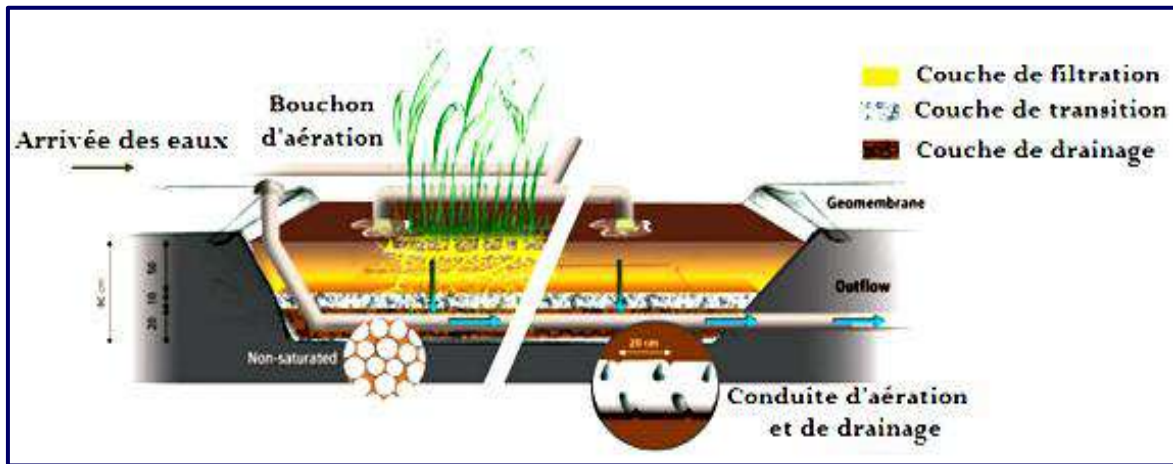


Figure II.4 | Profil d'une cellule de zone humide artificielle à flux vertical (VFCWs) (Lombard-Latune & Molle, 2017)

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

Le système français à flux vertical " Filtre planté vertical " (FPVs) (Figure II.5) est composé de marais filtrants verticaux utilisés pour le traitement des EU après prétraitement. Deux lits de marais filtrants fonctionnent en série, disposés en parallèle. L'unité de traitement primaire n'est pas essentielle dans les marais filtrants français. L'exigence de zone de traitement pour les FPVs françaises est de 2.0 à 2.5 m²/EH. L'efficacité d'élimination des FPVs françaises pour la MO, les MES, le NH₄⁺, NT et le PT est équivalente à celle des VFCW. Les FPVs françaises permettent des économies de coûts de construction en fournissant à la fois le traitement des boues et des EU dans un seul système (Paulus, 2011).

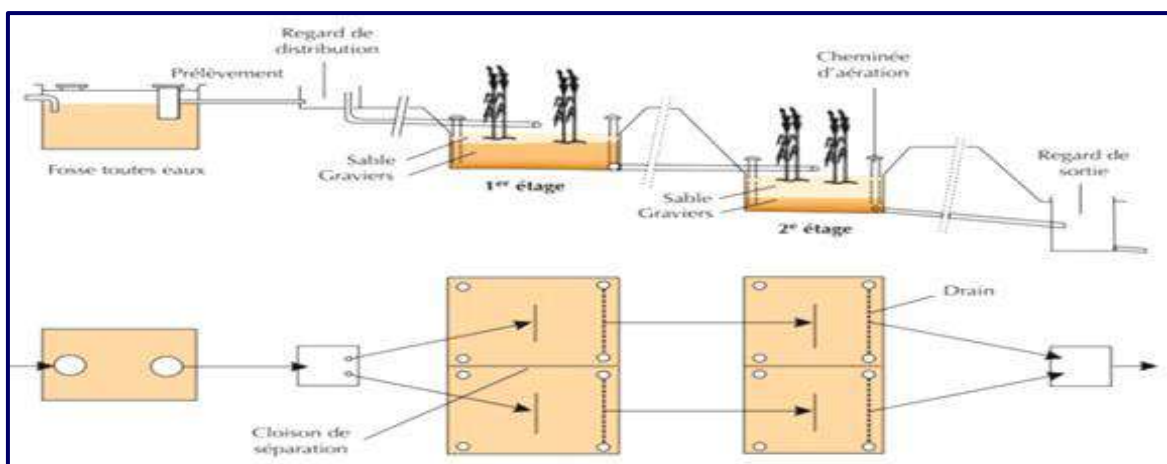


Figure II.5 | Profil d'une cellule de zone humide artificielle française à flux vertical (FPVs) (Liénard *et al.*, 2003).

II.5.4. Système à écoulement hybride (HCW)

Les systèmes à écoulement hybride HCW (Figure II.6) ont été développés pour la première fois en Allemagne en 1960 (Vymazal, 2013b). En France, des systèmes similaires ont été développés entre 1980 et 1989, et au Royaume-Uni de 1990 à 1999, en raison de leur efficacité dans l'élimination des composés azotés de nombreux types d'EU (Vymazal,

2005; Vymazal, 2013b). Les HCWs sont de plus en plus utilisés dans le monde entier en raison de leur performance de traitement supérieure (Vymazal, 2005; Vymazal & Kröpfelová, 2011; Abidi *et al.*, 2009).

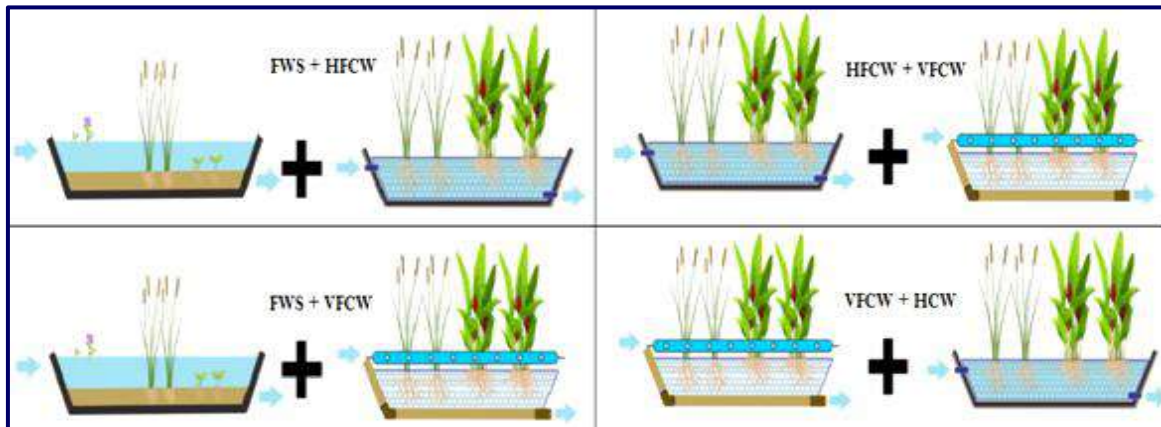


Figure II.6 | Profil d'une cellule de zone humide artificielle à écoulement hybride (HCWs) (Marín-Muñiz *et al.*, 2023).

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

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

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

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

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

II.5.5. Versions avancées des CWs

II.5.5.1. CWs Déroutée à écoulement sous-surfacique

La conception de CW souterraine horizontale avec des flux ascendants et descendants est une innovation qui permet une meilleure élimination des polluants azotés (Tee *et al.*, 2012). Cette conception permet un traitement efficace dans des conditions aérobies, anoxiques et anaérobies séquentiellement dans la même CW, offrant ainsi une solution plus complète pour le traitement des EU. La présence de barrières verticales le long de la largeur des CWs permet de diriger l'écoulement des EU de haut en bas, ce qui offre un chemin plus long pour un plus grand contact avec les racines et les zones micro-aérobie. Cette technique a été largement étudiée et a montré une efficacité élevée dans l'élimination des polluants azotés (An Xing, 2012; Parde, 2021).

Les CWs à écoulement sous-surfacique dérivé (Figure II.7), également appelés Perplexe, sont une évolution des systèmes de traitement par CWs. Cette conception utilise une disposition complexe de CWs à écoulement horizontal et vertical, ainsi que des stratégies de recyclage de l'effluent pour maximiser la dénitrification et l'élimination des MO et MES. Les CWs à écoulement sous-surfacique dérivé ont montré une efficacité significative dans l'élimination de l'azote et sont donc une solution viable pour le traitement des EU.

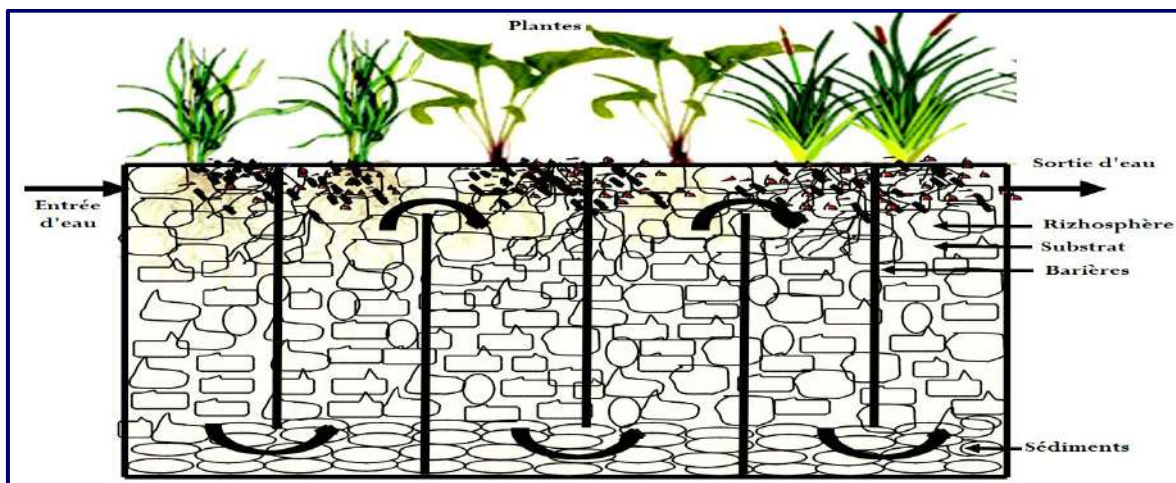


Figure II.7 | CWs dérivées à écoulement sous-surfacique (DBT, 2019).

II.5.5.2. CWs Aérées (CWA) (Forced Bed Aeration FBA)

L'OD est un facteur important qui influence l'élimination des polluants dans les CWs (Liu *et al.*, 2016). Les systèmes de CW traditionnels ont des limitations dans leur efficacité en raison de l'insuffisance d'OD pour soutenir les zones aérobies et anoxiques impliquées dans la nitrification et la dénitrification. Pour résoudre ce problème, un nouveau système de CW, appelé aération forcée du lit (Figure II.8) "Forced Bed Aeration" (FBA) est en cours de développement. Les CWAs ont pour objectif de combiner les avantages des

VFCWs et HFCWs pour améliorer le rendement des CWs existantes. Ils éliminent des pourcentages de contaminants plus élevés en raison de l'air forcé à travers la CW, multipliant la performance par 15 fois. Les CWAs peuvent traiter des taux élevés de MES, de N, de DBO₅, de NH₄⁺ et d'autres polluants présents dans les EU (Pascual *et al.*, 2019).

Les FBA présentent plusieurs avantages par rapport aux CWs traditionnelles. Ils sont capables de soutenir les zones anoxiques et aérobies pour la nitrification et la dénitrification, ce qui améliore l'efficacité de l'élimination des polluants. Les FBA ont également une durée de vie plus longue en raison de taux de colmatage réduits au minimum dans la CW, ce qui permet une plus grande durabilité. De plus, ils sont adaptés aux changements d'occupation et aux systèmes de charge fluctuants, offrant ainsi une plus grande flexibilité. Les CWAs prennent également 50% moins d'espace en raison de leur plus grande profondeur, permettant ainsi une utilisation plus efficace du terrain. Enfin, ils favorisent la croissance des plantes grâce à la présence d'oxygène dans le système, améliorant ainsi l'esthétique du site. En somme, les CWAs sont une solution innovante pour améliorer l'efficacité des CWs traditionnelles, offrant une performance accrue, une plus grande durabilité, une flexibilité accrue et une utilisation plus efficace du terrain.

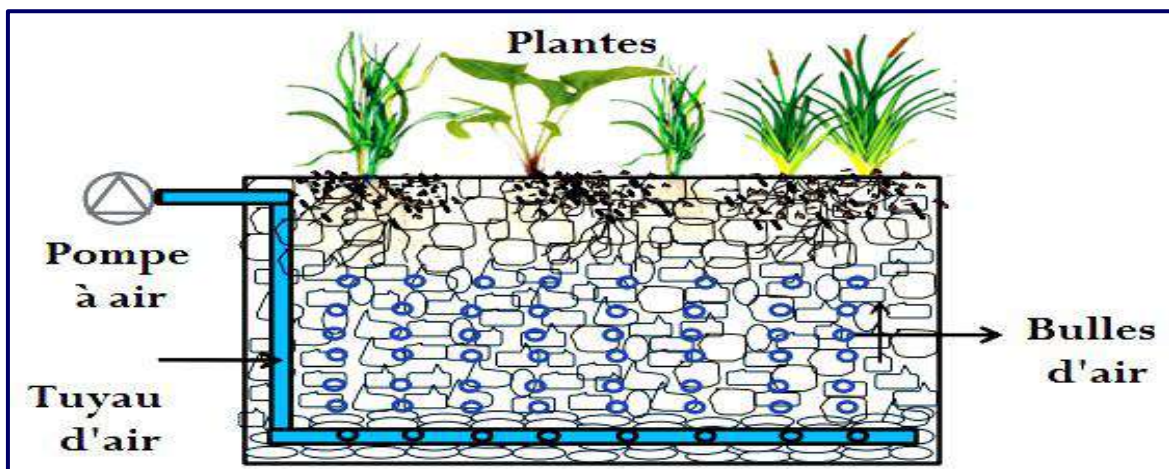


Figure II.8 | Zones humides artificielle aérées (CWAs) (DBT, 2019).

Les CWs aérées sont une option de traitement des EU efficace offrant une qualité d'effluent finale élevée pour l'élimination de divers polluants dégradables par voie aérobie, tout en prenant peu de place dans le système (Nivala, 2020). Les CWs aérées sont une meilleure option pour répondre aux besoins en oxygène nécessaires, car elles fournissent de l'oxygène aux plantes et micro-organismes présents. Cependant, la MO se décompose plus lentement dans ce type de CW, donc l'efficacité peut être améliorée en utilisant des aérateurs pour fournir de l'oxygène supplémentaire.

II.5.5. 3. CWs technique à écoulement libre multitropicale

Les CWs à écoulement libre multitropicale utilisent des plantes aquatiques flottantes pour le traitement des EU. Bien que ces plantes soient bénéfiques pour l'élimination de l'azote et du phosphate, leur capacité à éliminer la DBO et la DCO est souvent faible. Afin d'optimiser l'efficacité des CWs à écoulement libre, une récolte régulière des plantes est nécessaire. Les plantes aquatiques flottantes produisent une biomasse importante qui peut être utilisée pour différents usages, tels que combustible, engrais ou complément alimentaire pour les animaux (Parde, 2021).

II.6. Principe de mécanismes des CWs

Les CWs pour le traitement des EU domestiques sont constitués d'une couche de sol ou d'un autre milieu, tel que du gravier ou du sable, qui est inondé où maintenir en condition saturée (niveau d'eau près de la surface) (Calheiros *et al.*, 2008). Ce procédé de traitement est basé sur le pouvoir purifiant des plantes aquatiques, notamment les algues, les hydrophytes (plante d'eau libre) et les héliophytes (plante du bord des eaux). Les EU sont simplement retenues dans une série d'étangs à ciel ouvert peuplés de ces plantes. Les roseaux (ou phragmites) et autres plantes aquatiques ont été largement utilisés à cet effet sous le nom de "macrophytes". Ces derniers utilisent les polluants dissous dans l'eau comme l'azote et le phosphore, etc (Figure II.9).

Un certain nombre de processus complexes impliquant tous les mécanismes physiques, chimiques et biologiques (Figure II.10) sont mis en œuvre dans un système de CW pour transformer et séparer divers polluants trouvés dans les EU (USEPA, 2000). Les systèmes CW sont capables de transformer et/ou d'éliminer divers polluants tels que les polluants organiques, les nutriments, les éléments traces, etc., à travers une série de processus physiques, biologiques et chimiques, et ainsi améliorer la qualité de l'eau (Stefanakis, 2019).

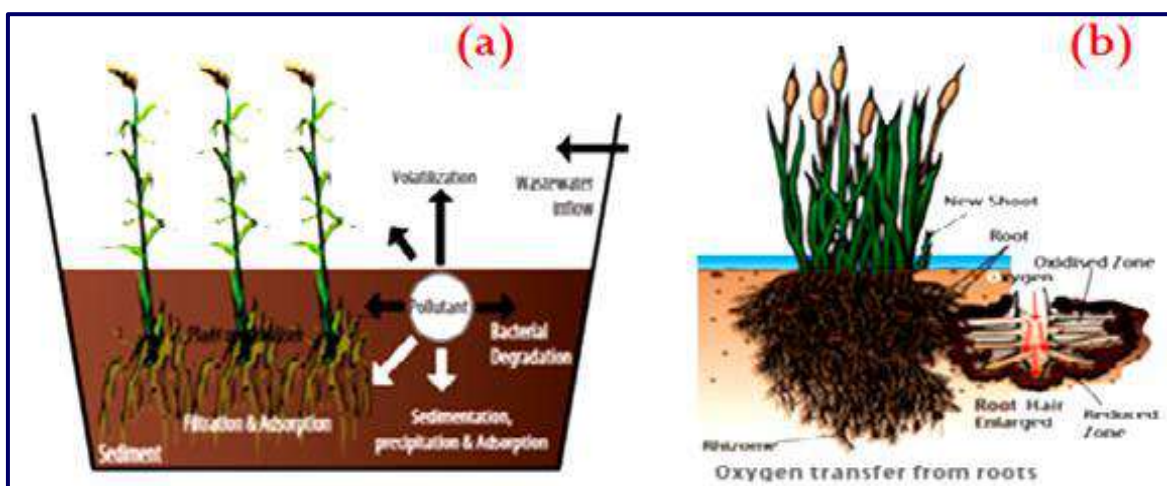


Figure II.9 / (a) Mécanismes d'élimination de la pollution, (b) Transfert d'oxygène par les racines (Prasanna *et al.*, 2017).

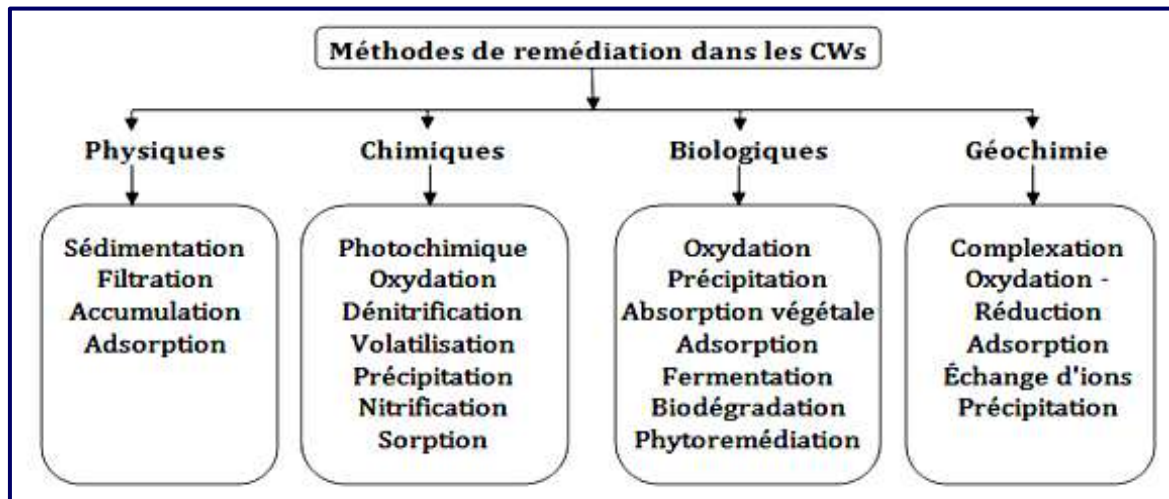


Figure II.10 | Principe de mécanismes de CWs (Hassan *et al.*, 2021).

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

II.6.1. Types de processus

II.6.1.1. Processus physiques

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

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

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

II.6.1.2. Processus chimiques

Les CWs offrent également des possibilités pour éliminer les polluants inorganiques tels que le phosphore et les métaux lourds. Les éléments réactifs tels que Fe, Al, Ca et Mg présents dans le support de remplissage peuvent faciliter l'adsorption et la précipitation de ces contaminants (Kadlec *et al.*, 2000). Les processus chimiques tels que la sorption, la précipitation, la réduction-oxydation, la complexation et l'hydrolyse peuvent entraîner des transformations préalables à l'élimination des polluants par adsorption ou précipitation.

Cependant, l'accumulation de polluants dans la partie aérienne des plantes est généralement faible en comparaison de l'apport de polluants dans le CWs. Les plantes peuvent néanmoins être utilisées comme filtres pour absorber certains polluants tels que le NO_x, le SO₂, le CO₂, les mauvaises odeurs ou encore les hydrocarbures volatils halogénés. Pour les supports de remplissages solides, la dépollution est envisagée pour des polluants organiques tels que les HAP, les pesticides et les produits pharmaceutiques, ainsi que pour des métaux lourds tels que le plomb, le cuivre, le zinc, et des radionucléides (Healy *et al.*, 2007).

II.6.1.3. Processus biologiques

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

Les systèmes de traitement CWs utilisent plusieurs réactions biologiques pour éliminer les polluants, notamment la photosynthèse, la fermentation, l'élimination microbienne, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Hassan *et al.*, 2021). La photosynthèse est effectuée par les plantes et les algues des CWs, ajoutant du carbone et de l'oxygène à la CW pendant le processus. Le carbone et l'oxygène sont nécessaires pour le processus de nitrification. Les plantes transportent l'oxygène jusqu'à leurs racines, où elles pénètrent dans la zone racinaire. La respiration est l'oxydation du carbone organique, effectuée par tous les êtres vivants, pour former du CO₂ et de l'eau. Les micro-organismes courants dans les CWs sont les bactéries, les champignons, les algues et les protozoaires. La fermentation est la décomposition du carbone organique en l'absence d'oxygène pour produire des composés riches en énergie. Ce processus est souvent piloté par l'activité microbienne (DBT, 2019). L'élimination de l'azote par nitrification et dénitrification est un processus médié par des micro-organismes. Le processus de volatilisation est également important dans l'élimination de l'azote. Les plantes absorbent les nutriments dissous et

d'autres polluants de l'eau et les utilisent pour générer de la biomasse végétale supplémentaire. Les nutriments et les contaminants se déplacent à travers la plante vers les organes de stockage souterrains à mesure que la plante vieillit, et lorsque la plante meurt, ils coulent à travers la litière et les sédiments de tourbe jusqu'aux sédiments du fond, y compris les bactéries et les champignons.

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

II.6.2.1. Élimination des solides en suspension

Les MES sont principalement éliminés par des processus physiques tels que la sédimentation et la filtration. La filtration se produit lorsque les particules en suspension entrent en contact avec les racines et les tiges des macrophytes ou avec les particules de sol/gravier dans les systèmes de traitement en surface. Dans les systèmes de traitement en FWS, la plupart de l'élimination des MES se produit dans les premiers mètres du système, ce qui peut entraîner la formation d'une couche de boue qui entrave l'écoulement de l'eau. Les systèmes d'écoulement souterrain peuvent également se boucher lorsque trop de pores sont remplis de particules (Rousseau, 2005).

Les concentrations de MES à l'entrée varient considérablement, allant de très faibles concentrations (< 20 mg/L) pour les systèmes de traitement tertiaire, à des concentrations moyennes à élevées pour les systèmes de traitement secondaire. Les concentrations de sortie sont généralement inférieures à 20 mg/L et souvent inférieures à 10 mg/L. Les concentrations de sortie plus élevées sont généralement causées par la production planctonique dans les zones d'eau libre des systèmes (Brix, 1995).

II.6.2.2. Élimination de la matière organique

Les systèmes de traitement par les CWs ont prouvé leur efficacité dans l'élimination des MO présentes dans les EU domestiques et industrielles. En effet, les MO sont éliminés par un processus de dégradation biologique qui s'appuie sur la présence de micro-organismes dans le sol et les plantes qui utilisent les MO comme source d'énergie (Brix, 1997).

Pour maximiser l'élimination des polluants, les CWs sont conçus pour simuler les processus naturels de filtration et de dégradation qui se produisent dans les écosystèmes humides. Ils utilisent ainsi une combinaison de différents types de support de remplissage, de plantes et de micro-organismes. La sélection de ces éléments dépend du type de polluant à traiter et des caractéristiques de l'eau à traiter (Brix, 1997).

En plus de la dégradation biologique, les MO peuvent également être éliminées par des processus physiques tels que la sédimentation et la filtration, qui se produisent naturellement dans les CWs. Les CWs sont efficaces pour éliminer les MO des EU et

peuvent être utilisés comme une méthode de traitement économique et respectueuse de l'environnement. Cependant, il est important de noter que la performance des CWs dans l'élimination des MO dépend de nombreux facteurs, tels que la conception du système, la qualité de l'eau à traiter, la sélection des plantes et des micro-organismes, la taille du système, la température et le pH. Par conséquent, il est essentiel de concevoir et de gérer correctement les CWs pour garantir une efficacité maximale et une durabilité à long terme (Brix, 1997).

En résumé, les CWs sont une méthode de traitement prometteuse pour éliminer les MO des EU domestiques et industrielles, en utilisant des processus naturels de filtration et de dégradation. Cependant, la conception et la gestion appropriées des CWs sont essentielles pour garantir une efficacité maximale et une durabilité à long terme.

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

Il y a de nombreuses recherches qui ont été menées pour déterminer le rôle des plantes dans l'élimination de l'azote dans les CWs (Nakase *et al.*, 2019; Shen *et al.*, 2020), mais il n'y a toujours pas de consensus sur la contribution de l'absorption des plantes par rapport à la nitrification - dénitrification (Sim, 2003).

L'azote (N) se trouve sous différentes formes, notamment l'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4^+), l'azote organique et l'azote oxydé (NO_2^- et NO_3^-), ainsi que d'autres formes telles que l'oxyde nitreux (N_2O), l'azote gazeux (N_2), l'urée (organique), les acides aminés et les amines (Kadlec & Knight, 1996). L'élimination de l'azote est obtenue par différentes voies, y compris la nitrification - dénitrification, la volatilisation de l'ammoniac (NH_3^+) stocké dans les déchets et les dépôts, l'absorption par les plantes des CWs et le stockage dans la biomasse végétale (Brix, 1993). L'absorption d'azote est particulièrement importante si les plantes sont récoltées et si la biomasse est retirée du système de CW.

L'oxygène nécessaire à la nitrification est délivré soit directement de l'atmosphère à travers la surface de l'eau ou des sédiments, soit par fuite des racines des plantes. L'oxygénation est souvent l'étape limitante pour l'élimination de l'azote (Brix, 1995). Par conséquent, la conception de la CW, le type et la composition des EU et la forme et la quantité d'azote présente dans les EU influencent l'élimination de l'azote (Good & Patrick, 1987). L'azote est également repris par les plantes et incorporé dans la biomasse.

Lorsque l'azote est éliminé dans des systèmes d'écoulement souterrain, le taux d'élimination est souvent supérieur à 50 %, alors que pour les systèmes d'écoulement de surface de l'eau libre, le taux est généralement inférieur à 50 % (Brix, 1995). Pour déterminer le taux annuel de dénitrification d'une CW à écoulement de surface, une approche du bilan massique de l'azote peut être utilisée en prenant en compte les flux

entrants et sortants d'azote mesurés, l'absorption mesurée d'azote par les plantes et les sédiments, ainsi que l'estimation de la volatilisation du NH_3 (Frankenbach & Meyer, 1999).

Si la teneur en azote des affluents est faible, les plantes des CW seront en concurrence directe avec les bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes pour le NH_4^+ et le NO_3^- , alors que dans les milieux riches en azote, en particulier l'ammoniac, cela stimulera l'activité nitrifiantes et dénitrifiantes (Good & Patrick, 1987).

II.6.2.4. Élimination du phosphore dans les CWs

Le phosphore est présent dans les EU sous différentes formes, la forme prédominante étant le phosphate inorganique sous forme de PO_4^{3-} . Les autres formes de phosphore sont converties en PO_4^{3-} par l'oxydation biologique. Le phosphore organique est présent dans différents composés et n'est pas facilement biodisponible jusqu'à ce qu'il subisse une hydrolyse enzymatique (Sim, 2003). Cependant, le PO_4^{3-} libre est la seule forme de phosphore qui peut être directement utilisée par les algues et les macrophytes, créant ainsi un lien important entre le cycle organique et inorganique du phosphore dans les CWs (Vymazal, 2007).

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des plantes et des algues, mais lorsqu'il est présent en excès dans les plans d'eau, il peut entraîner l'eutrophisation et des problèmes environnementaux. Contrairement à l'azote, il n'existe pas de voie métabolique directe pour éliminer le phosphore, ce qui rend son élimination plus difficile dans les CWs (Levy-Booth *et al.*, 2014).

Les CWs offrent un environnement propice à l'inter-conversion de toutes les formes de phosphore, qui sont recyclées du phosphore dans les composantes sol-eau-plante. L'élimination du phosphore dans les CWs peut être décrite comme une combinaison de processus de stockage à court terme (absorption par les plantes et les micro-organismes) et à long terme (enfouissement dans la tourbe/le sol) (Vymazal, 2007). Ce processus de stockage est important pour la réduction de la charge en phosphore dans les plans d'eau environnants, car le phosphore n'est pas immédiatement libéré dans l'eau mais est plutôt retenu dans les sols et les plantes environnantes.

L'élimination du phosphore dans les CWs est étroitement liée aux paramètres physico-chimiques et hydrologiques du milieu filtrant (Zibiene *et al.*, 2015). Le phosphore est principalement absorbé ou précipité dans le milieu filtrant impliquant le Calcium (Ca), le Fer (Fe) et l'Aluminium (Al). La capacité des systèmes CW à absorber le phosphore est positivement corrélée à la concentration d'aluminium amorphe extractible et de Fe dans les sédiments (Sim, 2003).

Bien que les CWs soient efficaces pour éliminer l'azote, leur capacité à éliminer le phosphore est variable et généralement faible (Reddy *et al.*, 1999). Les sédiments des CWs

ont une capacité limitée à adsorber le phosphore, et une fois saturés, ils peuvent devenir une source de phosphore si les conditions physico-chimiques changent (Reddy *et al.*, 1999; Novak *et al.*, 2004; Braskerud *et al.*, 2005). Des études ont montré que les CWs de drainage agricole peuvent être des sources nettes de phosphore sur des périodes de 3 à 5 ans (Tanner *et al.*, 2005; Sukias *et al.*, 2006).

Le potentiel d'adsorption du phosphore dans les écosystèmes des terres humides peut être prédit à partir de la teneur en aluminium extractible du sol. L'accumulation de sol et de tourbe est le principal puits de phosphore à long terme (Richardson, 1985).

Les FWS permettent l'accrétion du sol, car la végétation n'est pas récoltée et les EU entrent en contact avec la couche supérieure du sol. Toutefois, la richesse de la rétention du phosphore est très faible par rapport aux charges courantes dans les EU (Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008; Kadlec & Wallace, 2008).

Dans les CW d'écoulement sous la surface, les mécanismes d'élimination sont l'adsorption et la précipitation. Cependant, les matériaux couramment utilisés pour les CWs d'écoulement sous la surface, tels que le gravier ou la roche concassée, offrent une très faible capacité de sorption et de précipitation (Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008). Récemment, des matériaux de filtration fabriqués tels que les granulats légers d'argile ou des sous-produits et déchets tels que les scories d'acier de four ont été testés dans des CWs. Ces supports de remplissages permettent une élimination élevée du phosphore, mais il est important de noter que la sorption et la précipitation sont des processus saturables et que la sorption diminue avec le temps. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer l'efficacité à long terme de ces matériaux dans les CW (Vohla *et al.*, 2005; Jenssen, 2003).

II.6.2.5. Élimination des pathogènes dans les CWs

L'élimination des agents pathogènes dans les EU est un processus complexe qui nécessite l'utilisation de mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Les mécanismes physiques consistent en la filtration des micro-organismes à travers les racines, la fixation au support de remplissage et la sédimentation. Les mécanismes chimiques, tels que l'oxydation, l'exposition aux biocides sécrétés par certaines plantes et l'absorption de la MO, peuvent également contribuer à l'élimination des agents pathogènes.

En outre, les facteurs biologiques jouent également un rôle important dans l'élimination des agents pathogènes. La prédation par les animaux aquatiques, la mort naturelle des micro-organismes, la compétition pour les ressources et l'activité antimicrobienne des exsudats racinaires sont autant de facteurs biologiques qui peuvent aider à réduire la présence d'agents pathogènes dans les EU (Stefanakis *et al.*, 2014).

Il est important de noter que la qualité des EU, la nature des agents pathogènes, le temps de rétention, les conditions environnementales et d'autres facteurs peuvent également affecter l'efficacité des mécanismes utilisés pour éliminer les agents pathogènes. Par conséquent, un traitement adéquat des EU est essentiel pour garantir la santé publique et la protection de l'environnement.

II.6.2.6. Élimination des métaux lourds dans les CW

La phytoremédiation est une alternative viable pour éliminer les métaux lourds des sols contaminés. Les plantes jouent un rôle important dans l'absorption des polluants industriels lourds dans les zones humides artificielles (Aitchison, 2000).

Les métaux étaient présents à la sortie des CWs à des concentrations plus faibles qu'à l'entrée dans la plupart des cas. Les deux formes de métaux présentes dans les molécules des EU sont des particules ou solubles. Ils sont éliminés par précipitation sous forme d'oxydes et de sulfures métalliques grâce à des bactéries métallo-oxydantes dans les zones aérobies et des bactéries sulfato-réductrices dans les zones anaérobies, pour les métaux solubles et par voie de filtration pour les particules (Grison, 1999).

Les auteurs ont suggéré que les CWs sont des systèmes fiables pour l'élimination des métaux lourds tels que : Zn, Cr, Ni, Pb (Saeed *et al.*, 2021), Zn, Cr, Ni, Cd, Fe et Pb (Dan *et al.*, 2017). La phytoremédiation est une alternative viable pour éliminer les métaux lourds des EU. Les plantes jouent un rôle important dans l'absorption des polluants industriels lourds dans les CWs (Aitchison, 2000).

II.7. Influence des Facteurs abiotiques sur les CWs

Les facteurs abiotiques tels que la température, le pH, la salinité et la concentration des nutriments peuvent avoir une influence significative sur l'efficacité des CWs. Une température plus élevée peut stimuler la croissance des plantes, augmenter l'activité bactérienne et accélérer les processus de dégradation, ce qui peut améliorer la performance du système. Cependant, une température excessive peut également entraîner une diminution de la teneur en oxygène dans le système, ce qui peut compromettre la qualité de l'eau traitée. Le pH est également un facteur important, car il peut influencer la solubilité des polluants et l'activité des micro-organismes impliqués dans les processus de traitement. Les CWs peuvent tolérer des niveaux de salinité relativement élevés, mais des niveaux excessifs peuvent entraîner une détérioration des plantes et réduire l'efficacité du système. Les niveaux de nutriments, tels que l'azote et le phosphore, peuvent également avoir un impact sur les performances des CWs. Des niveaux excessifs de nutriments peuvent favoriser la croissance d'algues et de plantes envahissantes, ce qui peut entraîner une obstruction du système et réduire l'efficacité du traitement. Par conséquent, il est important

de surveiller ces facteurs abiotiques pour optimiser la performance des CWs dans le traitement des EU (Kadlec & Knight, 1996).

II.8. Conception des CWs

II.8.1. Sélection du Site

Lors de la planification de la construction de CW, il est important de prendre en compte plusieurs facteurs pour minimiser les coûts économiques à l'achèvement. Cela comprend l'emplacement de la plantation des CWs et les possibilités d'accès à celles-ci, la disponibilité des terres, la topographie du site, la qualité du sol, les ressources environnementales du site et du territoire adjacent, ainsi que les effets possibles sur les voisins.

Le site choisi doit être situé le plus près possible de la source des EU et, si possible, déclassé afin que l'eau puisse se déplacer dans le système par gravité. Les CWs doivent également être placées de manière à ce que les communautés voisines ne soient pas affectées par les odeurs et les insectes. Pour cela, une grande zone tampon doit être placée entre les CW et les communautés voisines.

Il est également important que les machines de construction et d'entretien, le personnel et les véhicules de livraison puissent accéder facilement au site. Le terrain choisi pour la construction doit être suffisamment grand pour répondre aux besoins présents et futurs. Bien que les CWs puissent être construites sur n'importe quel terrain, le meilleur terrain est généralement plat, où l'eau s'écoule par gravité.

Il est important de prendre en compte les ressources en eaux souterraines et de surface telles que la profondeur et l'emplacement de l'aquifère, la catégorie de plan d'eau récepteur lors de la construction de CW. En considérant tous ces facteurs, la construction de CWs peut être économiquement rentable et efficace dans le traitement des EU tout en minimisant les impacts environnementaux et sur la santé humaine.

II.8.2. Hydrologie

L'hydrologie est l'élément de conception le plus important d'une CW car elle combine toutes les caractéristiques d'une CW et est un facteur majeur dans le succès ou l'échec d'une CW (Mitsch & Gosselink, 2015). L'hydrologie est très importante en raison de nombreux raisons:

En effet, de petits changements dans l'hydrologie peuvent réduire considérablement l'efficacité de la gestion des CWs. En raison de leur grande surface, les CWs interagissent fortement avec l'atmosphère par les précipitations et l'évapotranspiration. La densité de végétation d'une CW affecte fortement son hydrologie, car elle peut obstruer les voies d'écoulement de l'eau en trouvant son chemin sinueux à travers le réseau de tiges, de

feuilles, de racines et de rhizomes. D'autre part, la densité de végétation peut également bloquer l'exposition au vent et au soleil, affectant ainsi l'hydrologie de la CW (Figure II.11).

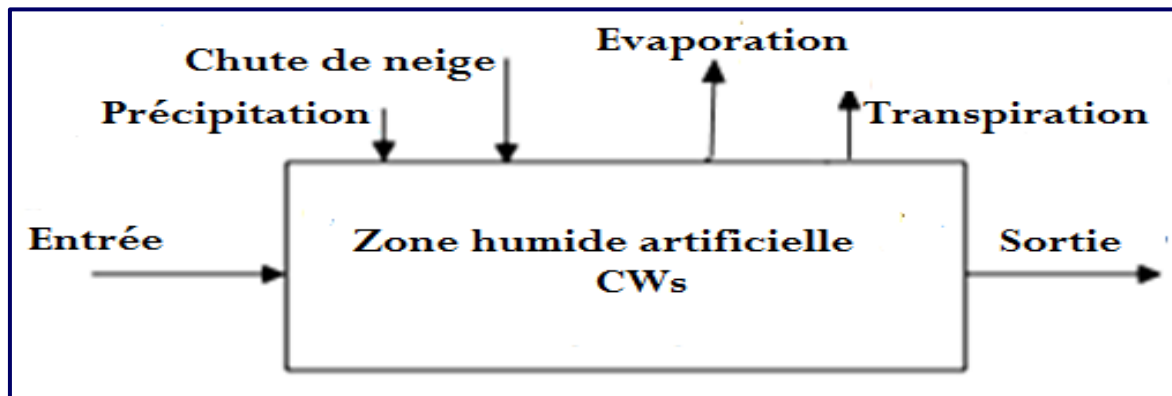


Figure II.11 | Composantes du bilan hydrique dans les CWs (Zhang, 2012).

II.8.3. Sélection du matériel végétal

Il est préférable d'utiliser des espèces indigènes des dans les systèmes CW pour éviter le risque d'invasion par des espèces exotiques. Une plus grande diversité végétale peut améliorer l'efficacité de l'élimination de l'azote dans les CWs. tandis que l'utilisation de plantes vivaces ayant des cycles de vie supérieurs à un an est recommandée pour garantir la durabilité des CWs (Lefeuvre, 2006).

Les plantes vasculaires (plantes supérieures) et les plantes non vasculaires (algues) jouent toutes deux un rôle important dans les CWs. Les algues photosynthétiques augmentent les niveaux d'OD dans l'eau, ce qui peut avoir un impact sur les réactions des nutriments et des métaux. Les plantes vasculaires contribuent également à traiter les EU et pluviales de plusieurs manières, notamment en stabilisant les supports de remplissages et en régulant le débit, en ralentissant le flux d'eau, en absorbant le carbone, les nutriments et les oligo-éléments, et en transférant des gaz entre l'atmosphère et les sédiments. Les racines et les tiges des plantes vasculaires libèrent de l'oxygène, créant ainsi des microsites oxygénés dans le support de remplissage qui favorisent l'activité microbienne.

Cependant, il est important de noter que la qualité des EU, les caractéristiques des polluants, le TRH, les conditions environnementales et d'autres facteurs peuvent influencer l'efficacité des mécanismes utilisés pour traiter les EU. Par conséquent, une gestion appropriée des CWs est essentielle pour garantir la santé publique et la protection de l'environnement.

II.8.4. Sélection du support de remplissage

Les supports de remplissage utilisés dans les systèmes de traitement des EU peuvent éliminer les contaminants par adsorption, échange d'ions, précipitation et formation de complexes. Le type du support de remplissage sélectionné pour une utilisation en CW

dépend de la conductivité hydraulique et de la capacité du support de remplissage à adsorber les contaminants. Il est important que le milieu permette l'infiltration et le mouvement des EU tout en favorisant la croissance des plantes. Une faible conductivité hydraulique entraîne un ruissellement de surface et des EU, Si la conductivité hydraulique est trop faible, cela peut entraîner un ruissellement de surface et réduire l'efficacité du système. La composition chimique du support de remplissage a également un impact sur l'efficacité du système. Les sols pauvres en nutriments permettent une absorption directe des nutriments des EU par les plantes (Sim, 2003).

II.8.5. Type d'eaux usées

La conception d'une CW dépend du type d'EU traitées (EU domestiques, EU industrielles, EU agricoles EU pluviales..etc) et de l'utilisation prévue de l'eau traitée (Kumar & Dutta, 2019). Si l'eau doit être rejetée dans l'environnement, la CW doit être plus grande et complexe pour répondre aux normes réglementaires de rejet. Pour éliminer les nutriments tels que l'azote et le phosphore, des considérations de conception supplémentaires seront nécessaires, et les taux de chargement seront plus faibles pour maximiser l'élimination des polluants. Si l'eau doit être réutilisée, les exigences de traitement seront généralement moins strictes, avec pour objectif l'élimination des MO et des MES pour éviter l'obstruction des tuyaux d'irrigation, ainsi que des agents pathogènes et des pesticides. Les CWs conçus pour recycler l'eau peuvent être plus petits car les taux de chargement peuvent être plus élevés. Dans certains cas, il peut être bénéfique de conserver certains nutriments tels que l'azote et le phosphore dans l'eau traitée pour réduire les coûts d'engrais (Masoud *et al.*, 2022).

II.8.6. Ouvrages de prétraitement

Avant d'être traitées dans les CWs, il est essentiel de prétraiter les EU pour éliminer les boues telles que les huiles, la graisse, les solides et les déchets qui pourraient obstruer les médias filtrants et perturber le processus de traitement. Ces substances sont éliminées dès les premières étapes du processus de traitement pour maximiser l'efficacité et la durée de vie du système (Tilley *et al.*, 2014). Plusieurs processus de prétraitement sont couramment utilisés, notamment le criblage, la flottation, la sédimentation et la filtration, comme illustré dans la Figure II.12.

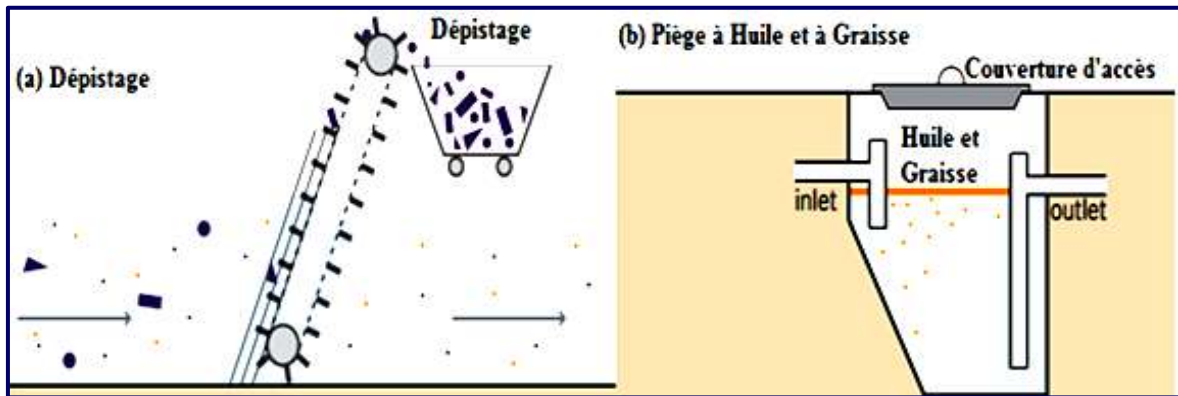


Figure II.12 | Schéma : (a) chambre de criblage et (b) chambre de piège à huile et à graisse (Tilley *et al.*, 2014).

Il est important de noter que le choix de la méthode de prétraitement dépend des caractéristiques spécifiques des EU à traiter et des exigences en matière de qualité de l'eau de sortie. Le criblage est souvent utilisé pour éliminer les solides plus gros, tandis que la flottation et la sédimentation sont efficaces pour éliminer les particules plus fines. La filtration est souvent utilisée en combinaison avec d'autres méthodes pour éliminer les particules fines résiduelles.

En résumé, le prétraitement est une étape cruciale dans le traitement des EU par les CWs car il permet de réduire la charge de contaminants et de protéger les médias filtrants des lits des CWs, améliorant ainsi l'efficacité et la durée de vie du système de traitement. Les choix de méthode de prétraitement doivent être faits en fonction des caractéristiques spécifiques de chaque situation afin d'obtenir les meilleurs résultats possibles.

II.8.7. Ouvrages de traitement Primaire

Il est vrai que plusieurs méthodes sont utilisées pour le traitement primaire des EU. Les fosses septiques, les réacteurs à chicane anaérobie (aussi appelés fosses septiques améliorées) et les fosses septiques Imhoff sont des exemples de méthodes couramment utilisées. Les fosses septiques sont des réservoirs étanches qui permettent la séparation des solides et des liquides. Les solides se décomposent grâce à l'action de bactéries anaérobies, tandis que les liquides sont évacués vers le système de traitement suivant. Les réacteurs à chicane anaérobie fonctionnent de manière similaire, mais avec des chicanes pour favoriser la digestion anaérobie. Les fosses septiques Imhoff sont des fosses septiques améliorées avec deux compartiments séparés pour la digestion des solides et des liquides. Ces méthodes permettent de réduire la charge de contaminants avant le traitement ultérieur dans les CWs ou d'autres systèmes de traitement (Tilley *et al.*, 2014 ; Mimeche, 2014).

II.8.7.1. Fosses septiques

Les fosses septiques (Figure II.13) sont des chambres étanches en béton, fibre de verre, ou plastique polychlorure de vinyle (PVC), dans lesquelles s'écoulent les EU

(Mimeche, 2014). Elles se composent de deux à trois chambres reliées en série et leur conception dépend de facteurs tels que la quantité d'eau utilisée par personne, la température annuelle moyenne et la nature des EU. Les fosses septiques ne sont pas conçues pour traiter les déchets solides, tels que les lingettes ou les graisses alimentaires, qui peuvent obstruer le système de traitement des EU et entraîner des dysfonctionnements (Tilley *et al.*, 2014).

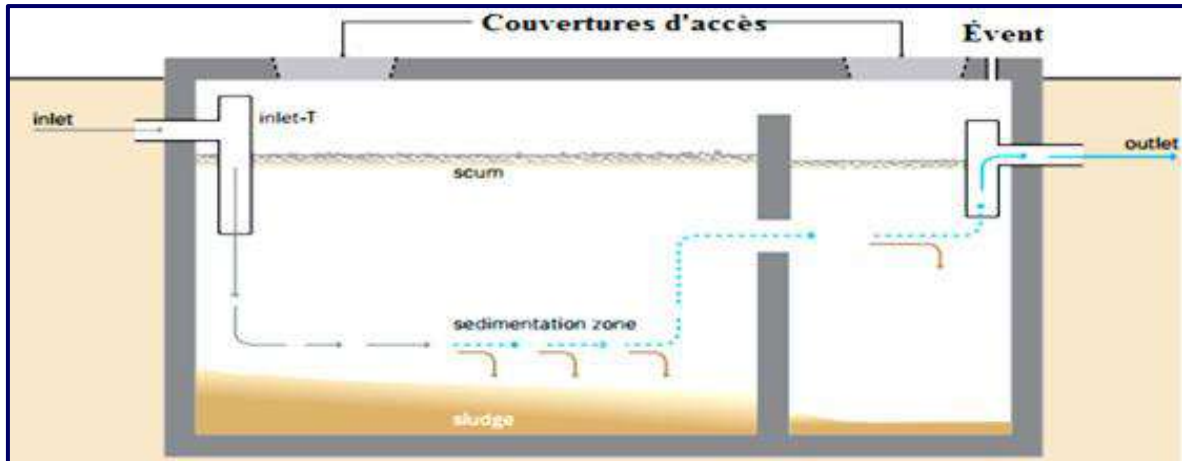


Figure II.13 | Schéma de la fosse septique (Tilley *et al.*, 2014).

II. 8.7.2. Fosse septique améliorée (Anaerobic Baffle Reactor ABR)

La fosse septique améliorée (Figure II.14) "Anaerobic Baffle Reactor" (ABR) est un type de réacteur à chicane anaérobie caractérisé par des barrières en série pour augmenter le temps de rétention hydraulique à environ 48 à 72 heures. Pour libérer les gaz potentiellement nocifs, le réservoir doit être ventilé. Ce système peut offrir une alternative efficace aux systèmes traditionnels de fosse septique, mais une conception adaptée est essentielle pour un fonctionnement optimal, en prenant en compte les spécificités du site (Tilley *et al.*, 2014).

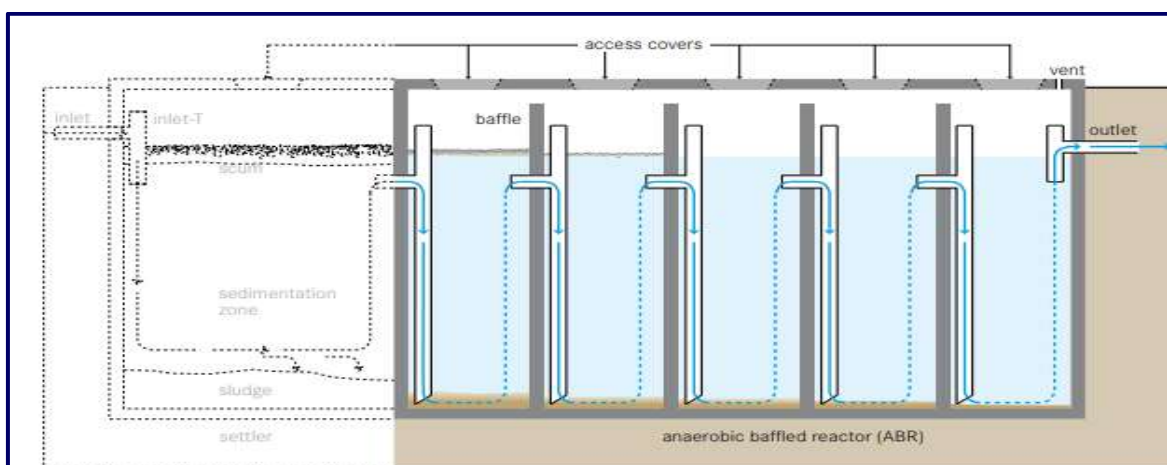


Figure II.14 | Schéma de la Fosse septique améliorée (Tilley *et al.*, 2014).

II.8.7.3. Fosse septique Imhoff

La fosse septique Imhoff (Figure II.15) est une méthode de traitement primaire des EU caractérisée par la forme en "V" de son réservoir. Elle permet une réduction significative des MES et de la DCO, ainsi qu'une bonne stabilité des boues (Tilley *et al.*, 2014). Le gaz produit dans la chambre de digestion s'échappe à travers des événements situés en bordure du réacteur. Les boues sont collectées dans le compartiment de digestion des boues où elles sont partiellement stabilisées par digestion anaérobie et compactées (Mimeche, 2014).

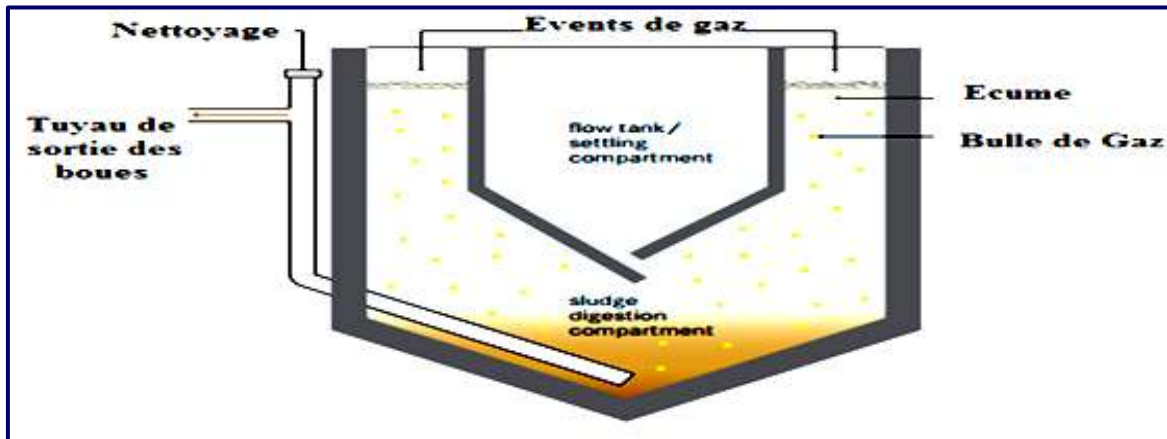


Figure II.15 | Schéma de la fosse septique Imhoff (Tilley *et al.*, 2014).

II.8.8. Ouvrages d'entrée et de sortie

II.8.8.1. Ouvrages d'entrée

Il est important que la section d'entrée (Figure II.16) d'un système de traitement des EU soit conçue de manière à permettre une libération efficace du débit sur toute la largeur de l'entrée de la section humide, afin de minimiser les zones mortes et d'améliorer l'efficacité du traitement. Les entrées accessibles et facilement réglables sont recommandées pour les systèmes de petite taille, tandis qu'un tube fermé qui s'étend sur toute la largeur de la cellule peut être utilisé pour assurer une distribution uniforme et éliminer les points morts dans les coins (USEPA, 2000).

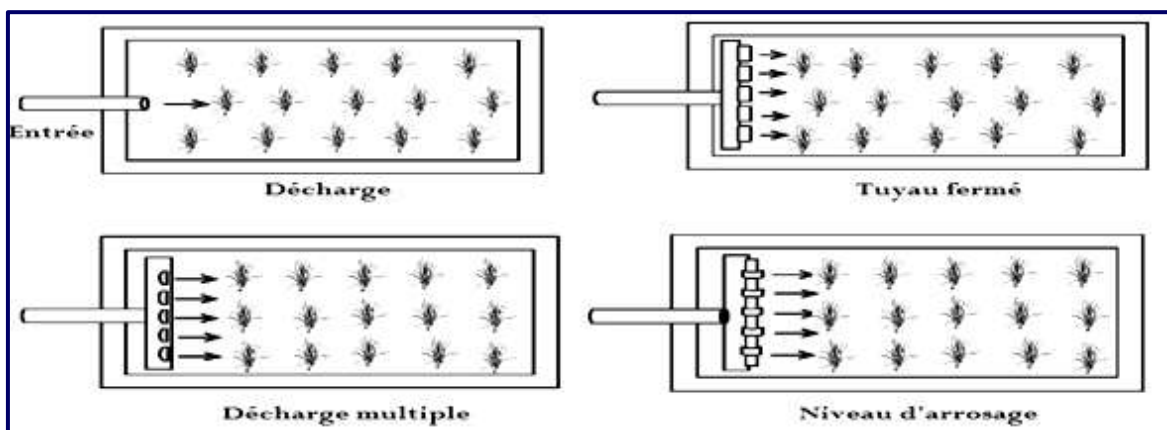


Figure II.16 | Systèmes d'admission pour les zones humides (DBT, 2019).

II.8.8.2. Ouvrages de sortie

Il est important de bien concevoir le drainage des CWs (Figure II.17) pour éviter les zones mortes, contrôler les niveaux d'eau et surveiller le débit et la qualité de l'eau. Les niveaux d'eau incorrects peuvent rendre les CWs non fonctionnelles. Pour maintenir une hauteur de chute adéquate dans la conception, il est recommandé d'utiliser des exutoires réglables. La zone profonde doit être maintenue aussi petite que possible pour éviter de longs temps de séjour et la croissance ultérieure des algues. Le point de rejet final d'un système de CW doit être plus haut que le canal entrant pour que le niveau du canal entrant ne perturbe pas l'écoulement de l'eau de la CW (Kadlec & Knight, 1996).

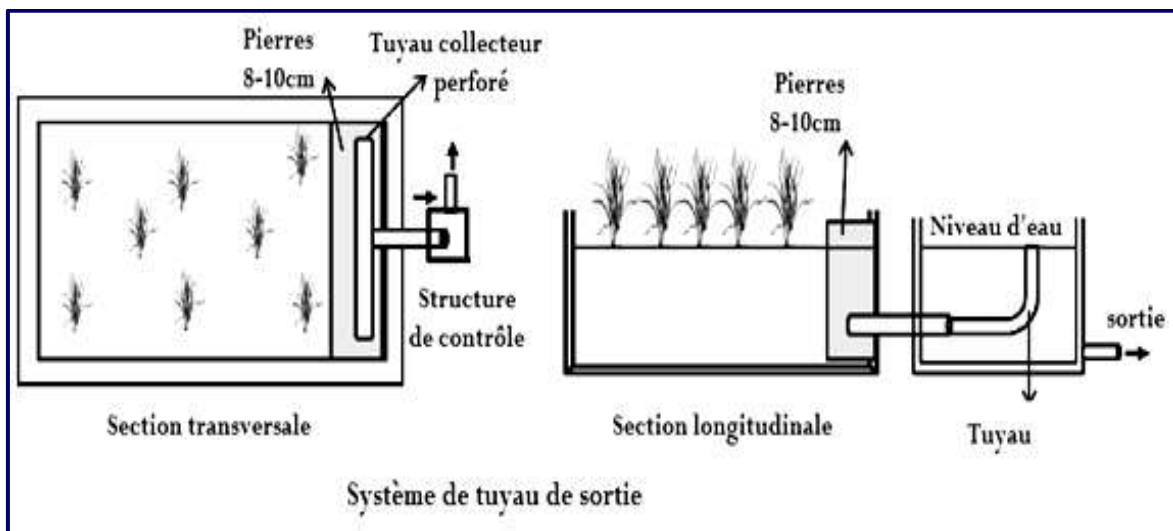


Figure II.17 | Conception des exutoires des zones humides (DBT, 2019).

II.8.9. Dimensionnement des bassins de CWs

La conception des bassins de CWs doit prendre en compte plusieurs paramètres caractéristiques des effluents traités, tels que la DBO, la DCO, les MES, les composés azotés, les composés phosphorés, les métaux lourds et les organismes pathogènes.

Deux approches différentes ont été utilisées pour concevoir les CWs. L'approche empirique consiste en des essais et erreurs au Royaume-Uni. En revanche, Reed et al. (1995) et Kadlec & Knight (1996) considèrent les CWs comme des réacteurs biologiques à croissance rapide et utilisent un modèle d'écoulement primaire enfileté comme base pour leurs équations de puissance.

L'élimination de la DBO soluble lors du traitement des EU dans les CWs est due à la croissance microbienne attachée aux racines, aux tiges, aux feuilles mortes et aux supports de remplissage. Reed et al. (1995) et Kadlec & Knight (1996) s'accordent sur le fait que l'élimination de la DBO₅ peut être expliquée par une cinétique d'écoulement piston de premier ordre. La cinétique de premier ordre signifie que le taux d'élimination d'un contaminant donné est directement proportionnel à la concentration restant dans la cellule du milieu humide. Deux théories de mélange idéalisées peuvent être appliquées :

- Réacteur complètement mélangé: La concentration est la même que la concentration de l'effluent à tout point dans le réacteur;
- Écoulement du bouchon: La concentration du réactif diminue le long du trajet d'écoulement à travers le réacteur.

En résumé, une bonne conception des CWs doit prendre en compte plusieurs paramètres de l'effluent traité, ainsi que des approches de conception différentes. L'élimination de la DBO est due à la croissance microbienne, et des théories de mélange peuvent être appliquées pour améliorer le processus de traitement.

II.8.9.1. Approches de conception des CWs

II.8.9.1.1. Superficie du CWs à écoulement horizontal

Selon la documentation, il existe différentes approches pour dimensionner les CWs à écoulement horizontales. Des modèles mathématiques ont été développés en se basant sur la cinétique d'élimination des principaux polluants, en utilisant des coefficients semi-empiriques issus de données collectées auprès de différentes CWs existantes.

a) Approche de conception selon Kadlec et Knight (1996)

Kadlec & Knight (1996) ont rapporté que pour tous les contaminants, y compris la DBO, le MES, le phosphore total (PT), l'azote total (NT), l'azote organique (N Org), l'azote ammoniacal (NH_4^+), l'azote oxydé ($\text{NO}_x\text{-N}$) et le coliforme fécal (CF). Cela dépend des constantes de vitesse surfaciques, indépendantes de la température. Les modèles Kadlec et Knight (1996) peuvent être moins sensibles aux différentes conditions climatiques. La formule qui est proposée (Eq II.1) se présente sous la forme suivante :

$$\ln \left(\frac{C_s - C^*}{C_e - C^*} \right) = \frac{-K}{q} \quad \text{Eq (II.1)}$$

La charge hydraulique en m/an est représentée par la variable q , et est calculée à l'aide de la formule (Eq II.2):

$$q = \frac{365 Q}{A_s} \quad \text{Eq (II.2)}$$

La constante de premier ordre K en (m/an) est déterminée à l'aide de la relation (Eq II.3):

$$K = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad \text{Eq (II.3)}$$

On peut calculer l'aire superficielle à l'aide de la formule (Eq II.4):

$$A_s = \frac{365Q}{K} \ln \left(\frac{C_s - C^*}{C_e - C^*} \right) \quad \text{Eq (II.4)}$$

- C_s représente la concentration souhaitée de la pollution de l'effluent après traitement, exprimée en mg/l ;

- Ce représente la concentration de la pollution à l'entrée de la station (après éventuel traitement primaire), en mg/l ;
- C^* représente la concentration de fond du polluant, déterminée en fonction de la concentration initiale et du type de polluant ;
- Q correspond au débit hydraulique moyen journalier, exprimé en m³/jour.
- T correspond à la température minimale observée au cours de l'année ;
- θ est le coefficient de température.
- K_{20} représente la constante cinétique à une température de 20°C.

La constante cinétique de référence varie en fonction du type de polluant à éliminer et est issue du [Tableau II.3](#), qui présente les paramètres de référence proposés par [Kadlec & Knight \(1996\)](#) pour la classification de l'écoulement en milieu sous-superficiel horizontal.

Tableau II.3 | Paramètres de référence proposée par [Kadlec et Knight \(1996\)](#).

Paramètre	DBO	MES	NOrg	NH ₄ -N	Nox-N	TN	TP	FC
Pour les zones humides de surface d'eau								
k ₂₀ (m/an)	34	1000b	17	18	35	22	12	75
Q	1.00	1.00	1.05	1.04	1.09	1.05	1.00	1.00
C* (mg/l)	3.5+0.053Ci	5.1+0.16Ci	1.50	0.00	0.00	1.50	0.02	300
Q	1.00	1.065						
Pour les zones humides à écoulement souterrain								
k ₂₀ (m/an)	180	1000	35	34	50	27	12	95
Q	1.00	1.00	1.05	1.04	1.09	1.05	1.00	1.00
C* (mg/l)	3.5+0.053Ci	7.8+0.063Ci	1.50	0.00	0.00	1.50	0.02	10
Q	1.00	1.065						

b) Approche de conception selon Reed et al. (1995)

Pour calculer la superficie du CWs de surface et sous-surface pour les EU, une approche basée sur le TRH est utilisée. Ce modèle, qui a été proposé par [Reed et al \(1995\)](#), est recommandé par la Société québécoise de l'assainissement des EU, selon [Sindilariu et al \(2009\)](#). À la différence de l'approche de [Kadlec & Knight \(1996\)](#), cette méthode se révèle plus prudente lors des périodes de basses températures.

La superficie du CWs est calculée en fonction de la DBO à la sortie du traitement primaire ([Reed et al., 1995](#)). Les auteurs proposent une formule de premier ordre qui prend en compte trois paramètres d'élimination biologique de polluants, notamment la DBO₅, le NH₄⁺ et le NO₂⁻. Selon [Tousignant et al \(1999\)](#). Pour les autres paramètres de traitement, d'autres relations sont utilisées pour les calculs. La formule générale ([Eq II.5](#)) est la suivante :

$$\ln \left(\frac{C_e}{C_s} \right) = K_T \cdot t \quad \text{Eq (II.5)}$$

La variable (t) représente le temps de rétention hydraulique exprimé en jours, et peut être calculée par la relation (Eq II.6).

$$t = \frac{A_s \cdot n \cdot y}{Q} \quad \text{Eq (II.6)}$$

K_T est la constante cinétique qui dépend de la température de l'eau (T_w) et est exprimée en J^{-1} . Elle peut être déterminée en utilisant la relation (Eq II.7):

$$K_T = K_R \theta_R^{(T_w - T_R)} \quad \text{Eq (II.7)}$$

La formule pour calculer la surface requise du bassin pour le traitement est calculée par la relation (Eq II.8):

$$A_s = \frac{Q}{K_T \cdot n \cdot y} \ln \left(\frac{C_e}{C_s} \right) \quad \text{Eq (II.8)}$$

- La concentration de la pollution à l'entrée de la station, mesurée en mg/L après un traitement primaire éventuel, est notée C_e .
- Le débit hydraulique moyen journalier est noté Q et mesuré en m^3/jour .
- La température de référence dans la zone humide, exprimée en degrés Celsius, est notée T_w .
- La température de référence est notée T_R et exprimée en degrés Celsius.
- La porosité du milieu est notée n et exprimée en pourcentage.
- La profondeur au milieu de la zone humide est notée y .

Le **Tableau II.4** fournit des valeurs conseillées pour les paramètres des deux types de système de traitement, à savoir le FWS et le HFCW, en fonction du niveau de pollution de l'effluent. Les auteurs proposent ces valeurs pour guider le dimensionnement des installations de phytoépuration, en prenant en compte la température T_w et en considérant la température la plus froide comme la plus critique. Pour éliminer les MES, les auteurs proposent la formule suivante avec une limite minimale de 6 mg/l.

Tableau II.4 | Paramètres de calcul de C_e pour les FWS et les HFCW.

Dans les zones humides HFCW	Dans les zones humides du FWS
$C_e = C_i (0.1058 + 0.0011HLR)$	$C_e = C_e (0.1139 + 0.00213HLR)$

Où:

- HLR = Taux de chargement hydraulique cm/jours ;
- C_s représente la concentration maximale de MES autorisée dans l'effluent traité, exprimée en mg/L, en fonction des normes environnementales ou des objectifs d'épuration visés.

Le **Tableau II.5** Montre les paramètres pour la conception des deux types de CWs sur la base de **Reed et al. (1995)** équation.

Tableau II.5 | Paramètres de références proposées par **Reed et al., (1995)** pour HFCW.

Paramètre	Élimination de la DBO	Nitrification (NH ₄ ⁺ élimination)	Dénitrification (NO ₃ ⁻ enlèvement)	Pathogène (Élimination)
TR (°C)	20	20	20	20
Résiduel (mg/l)	6	0.2	0.2	--
Pour les zones humides de surface d'eau				
KR (J ⁻¹)	0.678	0.2187	1.00	2.6
θR	1.06	1.048	1.15	1.15
Pour les zones humides à écoulement souterrain				
KR (J ⁻¹)	1.104	KNH Eq (II.11)	1.00	2.6
θR	1.06	1.048	1.15	1.19

Reed et al., (1995) ont observé que les mécanismes d'élimination des éléments pathogènes sont similaires à ceux observés dans les étangs de stabilisation. Ils proposent donc la formule (**Eq II.9**):

$$\left(\frac{C_e}{C_s}\right) = \frac{1}{(1+t.KT)^N} \quad \text{Eq (II.9)}$$

C_s : représente la concentration cible en UFC/100 ml des coliformes fécaux dans l'effluent traité, tandis que C_e correspond à la concentration en UFC/100ml des coliformes fécaux à l'entrée de la station (après un traitement éventuel).

N : représente le nombre de cellules en série, tandis que KT est la constante cinétique qui dépend de la température et de la densité des plantes, mesurée en jours⁻¹.

Les auteurs proposent une relation différente (**Eq II.10**) pour le phosphore, qui peut être exprimée comme suit :

$$\left(\frac{C_e}{C_s}\right) = \exp\left(\frac{-KP}{HLR}\right) \quad \text{Eq (II.10)}$$

K_p est la constante de réaction du phosphore, ayant une valeur approximative de 2,73 cm/jours.

La constante cinétique de nitrification K_{NH} dépend du taux d'occupation des racines dans le lit filtrant à une hauteur donnée (h).

$$K_{NH} = 0.01854 + 0.3922 (h)^{2.6077} \quad \text{Eq (II.11)}$$

c) Profondeur du CWs horizontal

La profondeur d'une CWs doit être déterminée avant de procéder à son dimensionnement. La profondeur du CW doit également correspondre à la profondeur à laquelle les racines ont atteint, et en pratique tous les filtres sont conçus pour des profondeurs de 30 à 60 cm (Garcia et al., 2004; Andreo-Martínez et al, 2016). L'analyse de plusieurs filtres horizontaux montre que pour les plantes, plus de 90% de la biomasse des racines et des rhizomes se situent dans les 30 cm supérieurs du milieu.

II.8.9.1.2. Superficie du CWs à écoulement vertical

Lorsqu'on dimensionne les CWs verticaux, on estime la demande en oxygène en se basant sur une consommation de 1 kg d'oxygène pour chaque kilogramme de DBO₂ à éliminer, ainsi que de 4.3 kg d'oxygène pour chaque kilogramme de NH₃ à oxyder (Bulc, 2006). Le CW vertical est dimensionné en considérant un coefficient d'aération superficielle Ka=30 grammes d'oxygène par mètre carré de surface par jour (Vymazal et al., 1998), avec une hauteur moyenne de 0.9 m (Stefanakis et al., 2014). La superficie obtenue est calculée par (Eq II.12) ensuite augmentée de 25%.

$$A = 1.25 \frac{DO}{K_a} \quad \text{Eq (II.12)}$$

DO : demande en oxygène en Kg/J est calculée par (Eq II.13).

$$DO(\text{Kg/j}) = C_{\text{DBO}_5}(\text{kg/m}^3) \times Q_{\text{moy}} \quad \text{Eq (II.13)}$$

Ka : Coefficient d'aération superficielle de Ka=30 grammes d'O₂ par m² de surface.

Q_{moy} : Le débit moyen journalier en m³/j.

C_{DBO₅} : Le taux d'oxygène éliminé par le filtre vertical en Kg/m³

a) Profondeur du CWs vertical

La profondeur des CWs verticaux est un paramètre important à prendre en compte lors du dimensionnement de ces systèmes de traitement des EU. En général, la profondeur des lits verticaux est comprise entre 0.45 et 1.2 m (Stefanakis et al., 2014), en fonction des caractéristiques du support de remplissage et des plantes utilisées. Une profondeur plus importante permet d'augmenter la capacité de traitement des CWs, mais elle peut également réduire l'efficacité du système en raison de l'accumulation de la MO dans les couches inférieures du lit. En outre, une profondeur plus grande peut également augmenter les coûts de construction et d'exploitation des CWs, en raison de la quantité de matériaux nécessaires pour le remplissage du lit et de la quantité d'énergie nécessaire pour le traitement de l'eau. En résumé, la profondeur des CWs verticaux doit être optimisée en fonction des caractéristiques spécifiques de chaque projet, en tenant compte des avantages et des inconvénients de chaque option.

II.8.9.1.3. Temps de rétention hydraulique (HRT)

Le temps de séjour hydraulique (HRT) est un paramètre clé dans la conception des lits de culture pour le traitement des EU. Pour calculer le HRT, l'équation (Eq II.14) développée par Reed *et al.* (1995) est utilisée. Cette équation prend en compte plusieurs facteurs tels que la porosité effective du milieu, la longueur et la largeur du lit, la profondeur moyenne du liquide dans le lit et le débit moyen à travers le lit. En considérant ces facteurs, nous pouvons calculer le HRT pour chaque lit de culture, ce qui est crucial pour garantir une efficacité de traitement optimale des EU.

$$TRH = \frac{S \times H \times n}{Q} \quad \text{Eq (II.14)}$$

II.8.9.1.4. Géométrie du filtre

La géométrie de la couche drainante verticale et horizontale d'un écoulement souterrain peut être déterminée en utilisant la loi de Darcy, qui décrit l'écoulement à travers des matériaux granulaires tels que le gravier dans des conditions moyennes. Cette loi repose sur deux paramètres importants : le gradient hydraulique, et la conductivité hydraulique du matériau de remplissage.

La relation entre les dimensions des bassins (Eq II.15) peut être utilisée pour en déduire les dimensions spécifiques de chaque bassin.

$$Q = A \times K_s \times \left[\frac{dH}{dL} \right] \quad \text{Eq (II.15)}$$

La géométrie peut être caractérisée par différents paramètres tels que la section transversale du lit (A_c), le débit moyen (Q_s), la conductivité hydraulique du matériau saturé (K_s) et la pente du fond du lit (dH/dL). La section transversale du lit est définie comme la surface perpendiculaire à l'axe de l'écoulement, exprimée en (m^2). Le débit moyen représente le volume d'eau qui traverse une section du lit en une seconde, exprimé en mètres (m^3/s). La conductivité hydraulique du matériau saturé représente la capacité du matériau à permettre le passage de l'eau à travers lui, exprimée en (m/j). Enfin, la pente du fond du lit est donnée par la variation de hauteur d'eau par unité de distance, exprimée en mètres par mètre (m/m). Tous ces paramètres sont importants pour déterminer les caractéristiques de l'écoulement et pour concevoir des ouvrages hydrauliques tels que des canaux, des digues ou des bassins de rétention (Figure II.18).

Le choix de la géométrie d'un filtre dépend de la conductivité hydraulique du matériau utilisé. Les filtres à gravier avec une conductivité hydraulique élevée sont longs et étroits, tandis que les filtres à sable avec une conductivité hydraulique faible sont larges et courts. Le rapport L/l doit se situer entre 0.5 et 3, selon les normes de l'EPA. Les performances des filtres dépendent de la granulométrie, de la porosité et de la conductivité

hydraulique des matériaux. Les sables avec une granulométrie de 1 à 2 mm ont une porosité de 30 à 32% et une conductivité hydraulique de 420 à 480 m/j. Les graviers avec une granulométrie de 8 à 16 mm ont une porosité de 35 à 38% et une conductivité hydraulique de 500 à 800 m/j, tandis que les pierres avec une granulométrie de 32 à 128 mm ont une porosité de 40 à 45% et une conductivité hydraulique de 1200 à 1500 m/j. Ces informations sont importantes pour choisir le matériau adéquat en fonction des objectifs de traitement des eaux et des conditions d'utilisation. Le colmatage progressif du massif filtrant est atténué par l'effet des racines et des rhizomes des plantes (APAT, 2005).

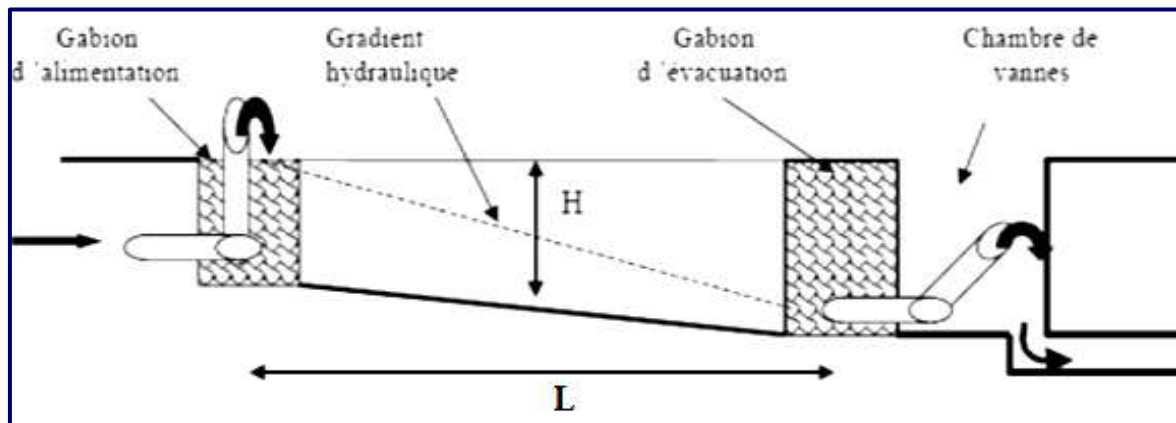


Figure II.18 | Pente théorique d'un filtre horizontal (GMTE, 2005).

II.8.9.1.5. Charge hydraulique (CH)

Pour éviter les problèmes d'excès d'eau, il est essentiel de déterminer le taux de charge hydraulique en utilisant la formule (Eq II.16).

$$\text{HRL} = \frac{V}{A} \quad \text{Eq (II.16)}$$

TCH : Taux de chargement hydraulique en cm/jour

V : Volume d'eau par jour

As : Superficie

II.9. Avantages et Inconvénients des CWs

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

Cependant, l'utilisation des CWs comporte également certaines limites, notamment la nécessité d'une grande superficie, une performance potentiellement moins cohérente que

dans le traitement conventionnel, une dépendance au climat et une longue période de végétation avant d'obtenir une efficacité de traitement optimale. De plus, ils peuvent être sensibles aux tempêtes, au vent et aux inondations, nécessitent un débit d'eau de base et l'entretien à long terme peut être nécessaire. Malgré ces limites, les CWs offrent une approche "sensible à l'environnement" considérée avec faveur par le grand public.

II.10. Phytoepuration en Algérie

Depuis 2007, l'Algérie a commencé à adopter les CWs pour le traitement des EU. Cette décision a été motivée par la disponibilité de terres et les conditions climatiques favorables en Algérie (Gherib *et al.*, 2016), ainsi que les coûts élevés associés à l'installation et à l'exploitation des STEP, en particulier pour les petites agglomérations de moins de 5000 habitants. De plus, le système de CWs offre une facilité d'installation, des coûts d'exploitation réduits et une bonne intégration paysagère, tout en préservant la biodiversité et valorisant les ressources biologiques naturelles. Les CWs ont été introduits à titre expérimental dans différentes régions d'Algérie, notamment à Témacine, N'Goussa et Kasr Meraguen, où des études menées dans des zones arides et semi-arides ont donné des résultats satisfaisants (Seghairi *et al.*, 2013; Mimeche *et al.*, 2016 ; labed, 2015 et Amiri, 2017).

II.11. Conclusion

Les CWs utilisées pour traiter les EU respectent la réglementation en matière de rejet d'EU dans l'environnement. Elles aident à éliminer diverses substances telles que la DBO, les MES, l'azote, le phosphore et les métaux traces, les agents pathogènes et les résidus. Elles peuvent être utilisés seuls, en série ou en conjonction avec d'autres technologies de traitement des EU en fonction des objectifs de traitement. Des données récentes ont montré que les CWs sont capables d'éliminer les traces de polluants organiques et les composés organiques dérivés des EUs.

Les critères de conception des CWs intégrées sont bien établis pour les CWs conventionnelles. Ils prennent en compte la géographie, la charge polluante, le support de remplissage, l'hydrologie et les espèces végétales. Le potentiel d'application des CWs intégrées pour le traitement des EU dans les petites industries, les communautés et les exploitations agricoles en Algérie est très faible. Cette technologie convient principalement aux endroits où le coût des terres est peu élevé. L'application de cette technologie pour le traitement des EU est relativement peu coûteuse, avec des coûts d'entretien et d'exploitation faibles. Malgré les nombreux avantages associés à l'utilisation de cette technologie, elle n'est pas largement utilisée dans les pays en développement en raison des connaissances et de l'expérience limitée en matière de conception et de gestion des CWs.

Partie 2 | Partie expérimentale

Chapitre III | Matériels et méthodes

Chapitre III | Matériels et méthodes

III.1. Introduction

La première partie du chapitre porte sur la description de la zone d'étude, y compris sa situation géographique et ses caractéristiques climatiques. Cette section est importante pour situer le contexte dans lequel les expériences ont été menées et pour comprendre les conditions environnementales auxquelles les plantes aquatiques ont été exposées. La description de la zone d'étude peut également aider les lecteurs à comprendre les résultats de l'étude en montrant comment les conditions environnementales ont influencé la croissance et le rendement des plantes aquatiques.

La deuxième partie du chapitre se concentre sur les approches expérimentales utilisées pour évaluer l'efficacité de deux plantes aquatiques, *Canna Indica*, et *Typha Latifolia*, cultivées de manière mono et mixte. Ces plantes ont été cultivées dans des systèmes de CWs à écoulement vertical (VFCW) suivis d'un écoulement horizontal (HFCW) installés dans cette zone. Cette section explique en détail la méthodologie utilisée pour mener les expériences, y compris la conception des systèmes de culture, les mesures et les analyses effectuées pour évaluer la croissance et le rendement épuratrices des plantes.

III.2. Présentation de la région d'étude

III.2.1. Aspect géographique

III.2.1.1. Situation de la ville de Touggourt - Algérie

L'étude a été réalisée à l'air libre de la STEP de la commune de Touggourt, chef-lieu de la nouvelle wilaya de Touggourt (JORA, 2021). Cette ville est située dans le Sahara algérien à 160 km au nord-est de Ouargla, à 225 km au sud de Biskra et à environ 650 km au sud-est d'Alger. Touggourt est une oasis du nord du désert algérien et est la capitale de la région de la basse vallée de Oued Righ (Bencherif, 2008).

Elle est située à l'intersection des coordonnées géographiques 33° 06' 30'' de latitude Nord et 6° 03' 50'' de longitude Est et à une altitude de 75 mètres (Dubost, 2002). Touggourt est la plus grande ville de la région d'Oued Righ (Figure III.1) et occupe une superficie de 17 428 km², délimitée par la ville d'Ouargla sur la route nationale N° 32 B à 160 km à l'ouest et au sud, la ville de l'Oued sur la route nationale N° 16 à 95 km à l'est et la nouvelle Wilaya d'El M'Ghair (JORA, 2021) sur la route nationale N° 03 à 220 km au nord.

Le territoire de Touggourt est couvert par 13 groupes de populations (JORA, 2021), parmi lesquels les plus importants sont Tebesbest, Nezla, Zaouia Al Abidia et Touggourt,

qui compte 247 221 habitants (14 hab/km²) et a connu un taux de croissance de 14,8 % selon le recensement général de la population et de l'habitat de 2008 (ONS, 2008).



Figure III.1 | Situation géographique de la ville de Touggourt.

La région de Touggourt est un important centre commercial et touristique, comportant des plans d'eau « NWs » tels que le lac "Lalla Fatima" situé dans la commune de Mégarine (Position géographique : 33°11'33.44" N - 6°5'3.47" E, superficie : 3.2 ha, profondeur : 4 m, altitude : 57 m) (à 170 km du chef-lieu de la wilaya d'Ouargla), et le lac "El-Bhour" situé dans la commune de Temacine (Position géographique : 33°1'19,12" N - 6°1'21,55" E, superficie : 4.2 ha, profondeur : 7 m, altitude : 76 m) (Figure III.2). Le lac de Temacine est un véritable joyau naturel situé dans la wilaya de Touggourt. Connu pour sa beauté époustouflante et son prestige, et il est considéré comme l'un des plus beaux lacs de la région. Le lac est entouré par le ksar de Temacine et le siège de la zaouïa Tidjania, ce qui ajoute une dimension historique et culturelle à l'expérience de visiter ce lieu (Gouasmia *et al.*, 2016). En plus de sa beauté naturelle, le lac de Temacine possède également une grande valeur écologique et environnementale. Il abrite une riche biodiversité de plantes et d'animaux, et est un lieu de repos pour de nombreuses espèces migratrices d'oiseaux.

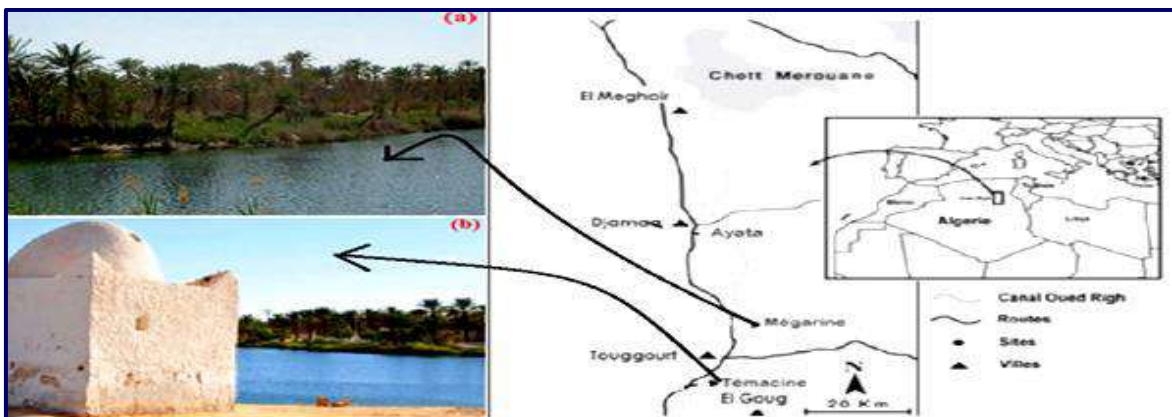


Figure III.2 | Situation du : (a) lac de Lalla Fatima la commune de Mégarine, (b) lac d'El-Bhour commune de Temacine (Gouasmia *et al.*, 2016).

La région de Touggourt, située dans le sud-est de l'Algérie, est réputée pour sa richesse en ressources naturelles et agricoles, ce qui en fait une région importante sur le plan économique. En effet, la production de dattes, qui est la principale source de revenus de la région, est une industrie florissante qui contribue grandement à l'économie locale (Merrouchi & Bouammar, 2015).

Outre la production de dattes, le secteur agricole de la région comprend également des cultures maraîchères et des serres pour la production de légumes et de fruits. La région est également connue pour l'élevage bovin, qui est une activité importante pour les habitants locaux. En outre, la région de Touggourt dispose de ressources minérales telles que l'argile, le sable et le gypse, qui sont utilisées dans diverses industries telles que la construction, la céramique et l'industrie du plâtre.

En résumé, la région de Touggourt est un exemple de réussite dans le domaine de l'agriculture et des ressources naturelles, avec une production de dattes de qualité, une diversification de l'élevage bovin et l'exploitation de ressources minérales. Cette région est un acteur clé de l'économie algérienne, contribuant ainsi au développement socio-économique du pays.

III.2.1.2. Situation du site expérimental (STEP de la ville de Touggourt)

La STEP de la municipalité de Touggourt utilise le procédé de "boues activées" pour traiter les EU de la région (Figure III.3). Elle est située à "Ben Yassoued" (6.04° Est 33.16° Nord) dans une région aride au sud-est de l'Algérie, dans la municipalité de "Tebesbest" sur la route nationale N° 16 reliant la ville de Touggourt et la ville d'El-Oued. La STEP s'étend sur une superficie de cinq hectares et a commencé à fonctionner le 20 novembre 1993. Elle a été réhabilitée en 2003 pour améliorer ses performances.



Figure III.3 | Localisation de la STEP de "Touggourt".

La STEP de Touggourt traite actuellement une partie des EU rejetées par la ville de Grande Touggourt. Sa capacité est de 62500 EH, ce qui correspond à près de 38 % de la

population pour les quatre communes de la région de Touggourt, 164032 habitants, avec un débit moyen de 9360 m³/ jour. L'ONA est chargé de son exploitation. Les caractéristiques techniques de la STEP sont présentées dans le [Tableau III.1](#).

Tableau III.1 | Caractéristiques techniques STEP de Touggourt (ONA, 2008).

Procède de traitement	Biologique du type boues activées
Nature des usées brutes	Domestique
Type de réseau	Unitaire
Capacité de la STEP	62.500 EH
Débit moyen journalier	9360 m ³ /j
Réseaux d'assainissement	296052 ml
Taux de branchement	98.15 %
DBO, charge journalière	3.375 kg/j
DBO ₅ par .hab	54g /hab.j
MES charges journalières	4.375 kg/j
MES par .hab	70g /hab.j
Réduction de la DBO ₅	A l'entrée : 360 mg/L A la sortie : 30mg/L Taux de réduction : 91.7%
Réduction des MES	A l'entrée : 467 mg/L A la sortie : 30mg/L Taux de réduction : 93.6%

III.2.2. Aspect climatique

Touggourt est la capitale de la région d'Oued Righ ([Figure III.4](#)), qui s'étend sur plus de 160 km du Sud au nord. La région d'Oued Righ, située sur le côté ouest de la grande dépression orientale dans le désert du Nord-est de L'Algérie, est caractérisée par une pluviométrie très faible et une forte évaporation, ainsi qu'un climat chaud et sec pendant la saison estivale (de Mai à Septembre), et froid pendant la période hivernale (Décembre à Février). La zone est située aux portes de déserts, le climat de cette zone est saharien ; sec en été et très agréable en hiver. Le climat de Touggourt est caractérisé par ce qui suit.



Figure III.4 | Carte de localisation de la vallée de Oued Righ

III.2.2.1. Température

La ville de Touggourt, située dans le sud de l'Algérie, connaît des températures extrêmes tout au long de l'année en raison de sa position géographique dans une région désertique. Les mois les plus chauds, Juillet et Août, enregistrent une température moyenne maximale de 40 °C, ce qui en fait une des villes les plus chaudes du pays. En revanche, le mois de janvier est le plus froid de l'année, avec une température moyenne minimale de 5 °C. Ces températures extrêmes sont dues à plusieurs facteurs, notamment la position géographique de Touggourt, l'aridité de la région et les vents chauds du Sahara. Cette chaleur intense peut rendre la vie difficile pour à tous les êtres vivants, qui doivent prendre des précautions pour s'adapter à ces conditions climatiques extrêmes. Les études climatiques de la région montrent que les températures moyennes ont augmenté ces dernières années en raison du changement climatique, ce qui souligne l'importance de prendre des mesures pour atténuer les effets de ce phénomène sur la ville et ses êtres vivants (ONM, 2021).

III.2.2.2. Précipitation

La ville de Touggourt, située dans une région désertique qui est caractérisée par des précipitations rares et irrégulières. Les précipitations sont concentrées pendant les mois d'hiver, de novembre à mars, avec une moyenne annuelle d'environ 53.6 mm. Les précipitations sont généralement sous forme d'averses courtes et intenses, qui peuvent provoquer des inondations dans les zones à faible altitude. Les études climatiques de la région montrent que la quantité de précipitations a diminué ces dernières années en raison du changement climatique. Cette diminution de la pluviométrie a des conséquences graves sur l'agriculture de la région, qui dépend de l'eau pour les cultures et l'élevage du bétail. Les autorités locales doivent prendre des mesures pour atténuer les effets de cette sécheresse sur les habitants de la région, notamment en encourageant l'utilisation de méthodes d'irrigation efficaces et en investissant dans des projets de conservation de l'eau (ONM, 2021).

III.2.2.3. Evaporation

L'évaporation est étroitement liée aux températures élevées et à la qualité des vents dominants dans une région donnée. Étant donné que la zone d'étude se situe dans une ceinture aride, la quantité d'évaporation y est considérée comme très élevée. Cette quantité varie de 82,09 mm en janvier (valeur minimale) à 348 mm en juillet (valeur maximale), avec un cumul annuel d'environ 2458 mm (ONM, 2021).

III.2.2.4. Humidité

Dans cette zone, la quantité d'évaporation est considérée comme plus importante que dans l'ancien chef-lieu de la Wilaya. Selon une série de données recueillies par l'ONM en 2021, on constate que la moyenne minimale annuelle est de 19 %, tandis que la moyenne maximale annuelle est de 34 %.

III.2.2.5. Vent

La vitesse du vent est considérée comme l'un des facteurs importants dans l'évaluation du climat éolien (Ramade, 1984). Dans la zone d'étude, qui est une zone désertique, le vent peut souffler toute l'année. Les organismes animaux et végétaux sont indirectement influencés par le vent (Dajoz, 1982). La région de Touggourt se caractérise par trois types de vent : les vents d'ouest sont relativement fréquents en hiver, tandis qu'au printemps ils soufflent principalement du côté nord-est. En été, ils viennent surtout du sud-ouest.

III.3. Méthodologie expérimentale

III.3.1. Objectifs

Dans cette partie, nous allons examiner les différentes méthodes scientifiques et pratiques utilisées pour l'analyse physique et chimique des EUM utilisées dans l'alimentation des systèmes de traitement par les plantes. Nous évaluerons également l'efficacité de l'élimination des substances organiques dans les eaux traitées avant et après leur passage dans les systèmes de traitement par les plantes expérimentaux.

Pour l'analyse physique des EUM, nous utiliserons des méthodes telles que la mesure de la CE, le pH, la température et l'OD. Ces paramètres nous donneront une indication de la qualité physique de l'eau avant et après son traitement par les plantes.

Pour l'analyse chimique, nous utiliserons des méthodes telles que la mesure de la DBO₅, la DCO, le NH₄⁺, NO₂⁻ et la concentration du PO₄³⁻. Ces paramètres nous permettront d'évaluer l'efficacité de l'élimination des substances organiques et des nutriments présents dans les EUM après leur traitement par les plantes.

Enfin, nous comparerons les résultats des analyses avant et après le traitement par les plantes pour évaluer l'efficacité de l'élimination des substances organiques dans les EUM et déterminer si les systèmes de traitement par les plantes expérimentaux sont capables de produire des eaux traitées conformes aux normes environnementales applicables.

III.3.2. Mise en place du dispositif expérimental

Dans le cadre de cette étude, un dispositif HCW a été utilisé pour traiter des contaminants résiduels après le traitement primaire de l'eau brute dans les dispositifs de la STEP de Touggourt. La STEP est localisée au sud-est de l'Algérie, plus précisément aux coordonnées géographiques 33°16' Nord et 6°04' Est, comme le montre la [Figure III.5](#).

Le dispositif HCW a été installé en novembre 2020 et a été mis en service en janvier 2021, à l'air libre de la STEP de Touggourt. L'objectif de ce dispositif était de traiter les contaminants résiduels présents dans l'eau brute après son traitement primaire dans les dispositifs de la STEP, en utilisant les HCWs en laboratoire.



Figure III.5 | Photo de la mise en place du pilote expérimental à écoulement hybride (HCW).

III.3.3. Description du dispositif expérimental

Le dispositif expérimental HCW consistait en deux CWs installées en série: un VFCW pour l'écoulement vertical suivi d'un HFCW pour l'écoulement horizontal en sous-surface. Le VFCW a été installé en premier car il est capable de transformer le NH_4^+ en NO_2^- (nitrification) de manière plus efficace que le HFCW. Ensuite, le HFCW a été ajouté pour effectuer le processus de transformation du NO_3^- en azote gazeux (dénitrification) ([Rahmadyanti & Audina, 2020](#)).

Les HCWs expérimentales ([Figure III.6](#)) se composent de quatre séries alimentées en parallèle par un réservoir de levage et de décantation des EU traitées primaires. Ce réservoir, d'une capacité de 80 litres, est alimenté par une pompe de l'unité de traitement primaire des EU de la STEP de Touggourt. Il joue le rôle d'unité de stockage et de levage des EU pour permettre une alimentation par gravité des CWs. Pour les bassins VFCW, trois tuyaux en PVC d'un diamètre de 3 cm ont été installés verticalement et perforés pour

assurer la ventilation du milieu. De plus, ces tuyaux sont entourés d'un filtre en plastique pour empêcher la pénétration d'éléments grossiers (Mimeche, 2014). Le système fonctionne avec un temps de rétention hydraulique (HRT) de cinq jours pour les deux configurations verticales et horizontales, ainsi qu'un taux de chargement hydraulique (HLR) de 0.057 m/jour.

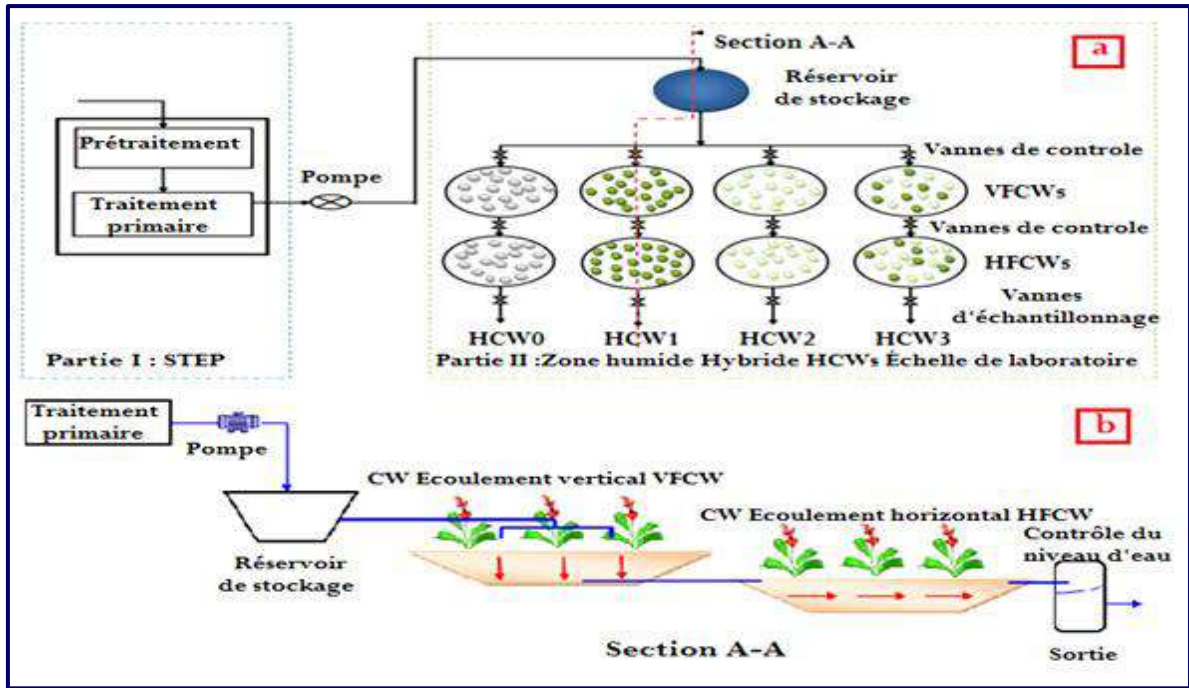


Figure III.6 | Disposition du système des HCWs (a), et la section transversale de HCWs (b).

Les séries de HCW sont constituées de bassins circulaires identiques d'une capacité de 80 L, avec une hauteur de 0.25 m et une superficie de 0.32 m². Ces CWs ont été remplies avec le même support de remplissage de gravier de vallée ($\varnothing = 4$ à 25 mm), qui a été lavé et ajouté à chaque récipient, donnant une profondeur d'environ 0.20 m et un volume de 64 L (Figure III.7).



Figure III.7 | Photo du système des HCWs expérimentale dans la région de Touggourt.

En décembre 2020, de jeunes plantes provenant de l'unité-pilote de traitement des EU de la vieille ville de Témacine "Wastewater Garden" (WWG) dans la région de Touggourt (33°01'19" N, 6°01'22" E) en Algérie, ont été récoltées pour être utilisées dans cette étude (Figure III.8). Avant la plantation, ces jeunes plantes ont été soigneusement nettoyées avec de l'eau distillée pour éliminer les tissus végétaux morts et les particules fines adhérentes. Elles ont ensuite été immédiatement plantées dans les bassins prévus pour ce système. Les CWs ont été plantées individuellement, avec une densité de plantation de 36 tiges/m² (Kipasika *et al.*, 2016; Bebba *et al.*, 2019).



Figure III.8 | Jardin épuratrice "Wastewater Gardens WWG" région de Touggourt

Le plan d'irrigation (Tableau III.2) consistait à augmenter progressivement la proportion d'EU dans le mélange d'eau d'irrigation, en commençant par un mélange de 75% d'eau potable et 25% d'EU, et en augmentant la proportion d'EU de 25% chaque semaine jusqu'à ce que le mélange atteigne 100% d'EU. Cette augmentation graduelle visait à éviter tout stress sur les plantes. De plus, la teneur en eau dans chaque CW a été maintenue constante pendant une période de 72 heures (Horn *et al.*, 2014).

Tableau III.2 | Programme d'irrigation des HCWs

Semaine	Eau potable	Eaux usées
1	75%	25%
2	50%	50%
3	25%	75%
4	00%	100%

La première série de HCW, HCW₁, a été plantée avec une culture Mono *Canna indica*, la deuxième, HCW₂, avec des *Typha latifolia*, la troisième, HCW₃, avec les deux plantes ensemble en culture mixte, et la dernière, HCW₀, était sans plantation (contrôle)

pour surveiller l'efficacité des HCWs. Pendant toute cette période, un suivi quotidien a été effectué pour vérifier le développement des plantes (Figure III.9).



Figure III.9 | Suivi quotidien de développement des plantes

Le système était équipé de vannes à la sortie de chaque filtre VFCW et HFCW, permettant ainsi de prélever des échantillons d'eau pour analyse. La disposition des différentes espèces végétales est résumée dans le Tableau III.3.

Tableau III.3 | Disposition des différentes espèces végétales.

Unités	HCW ₀	HCW ₁	HCW ₂	HCW ₃
Types	Non plantée	Monoculture	Monoculture	Culture mixte
Plantation	Non	<i>Canna indica</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Canna indica</i> + <i>Typha latifolia</i>
Densité	0 tige/m ²	36 tiges/m ²	36 tiges/m ²	18 + 18 tiges/m ²

III.3.4. Origine des eaux brutes de la ville de Touggourt

Les EU brutes de la ville de Touggourt sont produites par la population de la région et sont déversées dans le canal d'Oued Righ. Il y a neuf points de rejets pour ces EU (Figure III.10), qui ont un débit total estimé à 12 337.05 m³/j. Une partie de ce débit, soit 9360 m³/j, est acheminée vers la seule STEP de la région, selon les informations d'Amiri (2017). Dans cette étude expérimentale, nous avons utilisé des EU traitées au niveau primaire dans les dispositifs de la STEP, qui ont été collectées dans un réservoir de surélévation avant d'être envoyées aux HCWs. Les lits pilotes ont été alimentés à partir de ce réservoir pour permettre l'écoulement par gravité.



Figure III.10 | Points de rejets de la ville de Touggourt (Amiri, 2017).

III.3.5. Critère de choix du support de remplissage

En général, les supports de remplissages utilisés dans les CWs (Figure III.11) comprennent des matériaux granulaires tels que le sable, le gravier, les écorces, la perlite et les argiles expansées. Le gravier est souvent utilisé comme matériau de remplissage dans les CWs car il est abondant et économique, tout en offrant une surface de contact élevée pour les microorganismes qui participent à la dégradation des polluants (Labeled, 2015). Les graviers doivent avoir une granulométrie comprise entre 4 et 25 mm pour éviter le colmatage du filtre et assurer une perméabilité suffisante pour l'écoulement de l'eau. La composition chimique du support de remplissage est également importante, car elle peut affecter la croissance des plantes et l'efficacité du traitement des nutriments. Par conséquent, il est recommandé de choisir un support de remplissage avec un pH et une conductivité adaptés aux conditions locales et aux espèces végétales sélectionnées (Wu Junmei *et al.*, 2015).



Figure III.11 | Support de remplissage des CWs

III.3.5.1. pH du support de remplissage

Le taux d'élimination des CWs est influencé par plusieurs facteurs tels que le pH du support de remplissage, la conductivité hydraulique, les systèmes de distribution et les taux de charge, qui ont une incidence sur les paramètres physiques du sol (Bruch *et al.*, 2014). Dans le cadre de cette expérience, le sol principal utilisé était principalement constitué de gravier local avec un pH mesuré à 7.2, selon la norme (AFNOR, 2012), réalisé dans le laboratoire du département de génie civil de l'Université de Bordj Bou Arreridj.

III.3.5.2. Analyse granulométrique par tamisage

L'objectif de l'analyse granulométrique est de déterminer la répartition et la taille des grains constituant un granulat ou une couche granulaire, qu'ils soient d'origine naturelle ou artificielle, avec des dimensions allant de 0.063 à 90 mm. Cette analyse est réalisée à l'aide d'une série de tamis, conformément à la norme (EN, Č. 2012). La méthode EN Č. 933-1 est largement utilisée dans l'industrie de la construction et du génie civil pour assurer la qualité et la conformité des matériaux de construction utilisés dans les projets de construction. Dans le cadre de cette expérience, l'analyse granulométrique par tamisage a fourni une courbe granulométrique avec un intervalle de diamètre de 4 à 25 mm.

III.3.5.3. Porosité (n)

La porosité est une caractéristique physique essentielle des matériaux poreux, elle désigne le volume de vide (ou pore) présent dans un matériau solide qui peut être rempli par des fluides, tels que des liquides ou des gaz. Elle est également définie comme étant le rapport entre le volume des vides et le volume total d'un milieu poreux. Sa valeur varie entre 0 et 1 (Malvault, 2013), et peut être exprimée en pourcentage. La porosité peut être calculée à l'aide de la formule suivante, dérivée de la relation (Eq III.1).

$$n = \left(\frac{V_v}{V_t} \right) 100 \% \quad \text{Eq (III.1)}$$

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

Selon la norme (NF P18, 1990), la porosité d'un matériau peut être déterminée à l'aide de méthodes spécifiques. Dans le cadre de cette étude, la porosité a été mesurée conformément à cette norme, et les résultats obtenus ont montré une porosité de 33 %. Cette valeur indique que le matériau possède un volume de vide d'un tiers de son volume total, ce qui est relativement élevé et être un facteur important dans la détermination de la conductivité hydraulique.

III.3.6. Espèces végétales utilisés pour les expériences

Les plantes utilisées dans cette étude ont été obtenues localement à partir de la WWG des EU de Témacine, située à proximité de l'ancien Ksar de Témacine (Figure III.12). Deux types de plantes ont été sélectionnés pour l'étude : *Canna indica* (plantes ornementales) et *Typha latifolia* (plantes héliophytes). Ces plantes se distinguent par leurs systèmes racinaires très actifs qui leur permettent de résister à des conditions difficiles, même lorsque la partie aérienne est desséchée (Cule *et al.*, 2016). Il est intéressant de noter que l'eau de rejet qui s'écoule autour de ces plantes est claire et donne l'impression d'avoir déjà été traitée.

Il est crucial d'identifier les espèces végétales qui présentent les caractéristiques appropriées pour une phytoépuration efficace. Les espèces choisies pour cette étude, *Canna indica* et *Typha latifolia*, possèdent plusieurs avantages pour être utilisées en phytoépuration (Vankar & Srivastava, 2018) grâce à leur large répartition géographique (Chandrasekaran, 2020; Bansal *et al.*, 2019), leur croissance rapide et homogène des parties aériennes et souterraines, leur adaptation aux conditions climatiques locales, leur capacité à éliminer les contaminants de l'eau, leur tolérance aux conditions des CWs et leurs coûts d'entretien raisonnables (Vymazel, 2013a), leur forte capacité de transpiration (Gagnon *et al.*, 2013), leur résistance aux surcharges et aux déficits hydriques, leur résistance à de fortes teneurs en MO, leur facilité d'exportation de la biomasse produite et leurs systèmes racinaires très actifs.



Figure III.12 | WWG de Témacine (a), *Canna indica* (b) et *Typha latifolia* (c).

III.3.6.1. *Canna indica*

Les espèces de *Canna indica* (Figure III.13) sont des plantes herbacées vivaces robustes de la famille des *Cannaceae* (Tableau III.4), pouvant atteindre jusqu'à trois mètres de hauteur. Elles possèdent un rhizome souterrain court, ramifié et tubéreux, d'un diamètre compris entre 2.5 et 3.5 cm. Les grandes feuilles de forme ovale à elliptique (20-

50 × 7-25 cm), larges et entières, sont vigoureuses et entourent la tige. Elles peuvent être de couleur verte ou violette, parfois striées. Les fleurs en trompette, de couleur jaune, rouge ou orange, dressées en grappes au sommet de la tige, mesurent entre 3.5 et 6.5 – 7.5 cm de long. Les fruits sont des capsules épineuses contenant des graines d'un diamètre compris entre 4 et 8 mm (Maas-Van de Kamer & Maas, 2008).



Figure III.13 | Photo présentant l'espèce *Canna indica*
Source : <https://lavierebelle.org/canna-indica-plant>

En ce qui concerne sa distribution géographique, *Canna indica* est largement répandue dans les régions tropicales des USA du Sud jusqu'au nord de l'Argentine, au Mexique et au Pérou, avec une présence moins fréquente en Europe, en Afrique et en Amérique centrale et du Sud (Figure III.14). Cette espèce est généralement cultivée à l'état sauvage (Sandoval *et al.*, 2019; Pasiecznik, 2022).

Canna indica est une plante polyvalente qui trouve son utilisation dans plusieurs domaines, notamment la médecine pour le traitement, la prévention et l'amélioration des maladies, affections et symptômes. Elle est également utilisée pour fabriquer du papier à

partir des fibres de ses feuilles et de ses tiges (Maas-Van de Kamer & Maas, 2008), ainsi que pour produire de l'énergie thermique sous forme de biocarburant (Cule et al., 2016). En outre, grâce à son aspect spectaculaire, sa résistance et son faible besoin d'entretien, elle est largement utilisée comme plante ornementale dans les jardins (<https://boowiki.info/art/cannaceae/canna-indica.html>)



Figure III.14 | Répartition du *Canna indica* dans le monde selon la découverte de la vie.
Source (Chandrasekaran, 2020).

Canna Indica est également une plante importante dans le traitement des déversements d'EU dans les systèmes de CWs. Elle peut être utilisée seule ou en combinaison avec d'autres plantes ornementales pour éliminer efficacement les composés organiques et la charge organique élevée présents dans les EU domestiques et industriels. Cette méthode a été appliquée avec succès dans différents pays du monde, tels que la Chine (Shi et al., 2004; Li et al., 2007; Zhang et al., 2007; Cui et al., 2010; Chang et al., 2012), l'Inde (Choudhary et al., 2013; Yadav et al., 2012; Patil & Munavalli, 2016), le Mexique (Zurita & White, 2014; López-Rivera et al., 2016) et Taïwan (Chyan et al., 2016), démontrant ainsi l'efficacité de l'utilisation des plantes ornementales dans les CWs pour l'abattement des polluants.

Tableau III.4 | Classification botanique de *Canna indica* (Mishra et al., 2013).

Règne	Végétale
Embranchement	Magnolidae
Classe	Liliopsida
Sous-classe	Zingiberidae
Ordre	Zingiberidae
Famille	Zingibérales
Genre	Canna
Espèce	<i>Canna indica</i> L., 1753

Les caractéristiques climatiques et les caractéristiques du sol favorables aux plantes de *Canna indica* sont indiquées dans la Figure III.15.

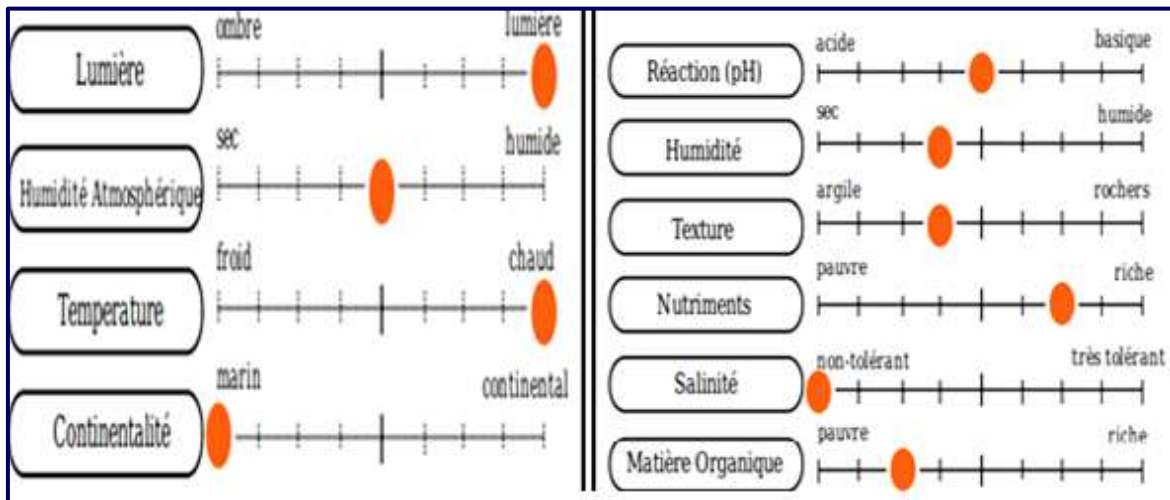


Figure III.15 | Caractéristiques climatiques et caractéristiques du sol pour *Canna indica*
Source : (<https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-12694-synthese>).

III.3.6.2. *Typha latifolia*

Typha latifolia est une plante herbacée vivace appartenant à la famille des typhacées et elle est également connue sous plusieurs noms tels que Quenouille à feuilles larges ou Massette à larges feuilles (Tableau III.5). Elle est principalement présente dans les habitats des zones humides tels que les lacs, les marécages et les fossés de drainage (Pandey & Verma, 2018). Bien qu'originaires d'Amérique du Nord, on la trouve également dans plusieurs régions du monde, notamment en Asie et en Afrique (Figure III.16).



Figure III.16 | Distribution mondiale de *Typha latifolia* (Bansal et al., 2019).

Typha latifolia est une plante herbacée vivace appartenant à la famille des typhacées, largement utilisée dans les CWs pour traiter les EU, offrant ainsi une alternative au traitement traditionnel (Guittouny-Philippe *et al.*, 2014). Elle est composée de quatre parties distinctes, à savoir la tête (partie mâle et femelle), la tige, le feuillage et les rhizomes (Figure III.17). Les tiges des quenouilles peuvent atteindre une hauteur allant de un à trois mètres, tandis que les feuilles, qui commencent à la base, s'allongent vers la lumière pour former un éventail de 8 à 25 mm de large, avec une couleur vert clair. Les feuilles, quant à elles, sont linéaires, pouvant atteindre jusqu'à deux mètres de longueur et de 3 à 25 mm de largeur. Les fleurs de la quenouille à feuilles larges fleurissent pendant l'été et poussent tant sur l'épi mâle que sur l'épi femelle. L'épi femelle, quant à lui, est composé de milliers de petites fleurs regroupées ultraserrées. Il convient de noter que l'épi mâle est le supérieur, tandis que l'épi femelle est l'inférieur (Grace *et al.*, 1986).



Figure III.17 | Photo présentant l'espèce *Typha latifolia*
Source : <https://fr.depositphotos.com/stock-photos/typha-latifolia.html>.

Les quenouilles sont largement employées dans les CWs dans le monde entier, en particulier dans les HFCWs destinées au traitement des EU de différents types (Vymazal, 2011a) ainsi que dans les CWs à surface d'eau libre (Kadlec & Wallace, 2008). La plante *Typha latifolia* se distingue par un système racinaire dense qui se développe et se propage dans toutes les conditions naturelles. Elle est très efficace pour éliminer les polluants des CWs et fournit des quantités suffisantes d'oxygène pour la décomposition aérobie des polluants organiques dans la zone racinaire (Grace *et al.*, 1986). C'est pourquoi elle est l'une des plantes les plus couramment utilisées dans les CWs.

Tableau III.5 | Classification botanique de *Typha latifolia* (Darsini *et al.*, 2015).

Nom vernaculaires	Massette à feuilles larges
Règne	Végétale
Superdivision	Spermatophyta
Division	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Sous-classe	Commelinidae
Order	Typhales
Famille	Typhaceae
Genre	Typha L.
Espèce	<i>Typha latifolia</i> L.

Les caractéristiques climatiques et les caractéristiques du sol favorables aux plantes de *Typha latifolia* sont indiquées dans la Figure III.18.

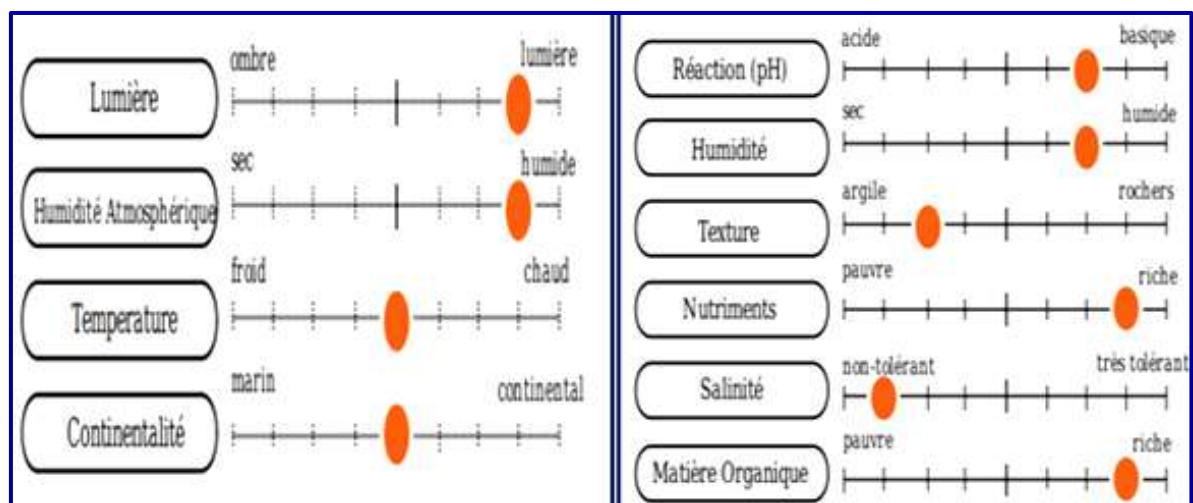


Figure III.18 | Caractéristiques climatiques et caractéristiques du sol

Source : <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-70154-synthese>.

III.4. Matériels et méthodes

Dans cette expérience, les HCWs ont été alimentées périodiquement deux fois chaque 15 jour avec 20 litres d'EU brutes préalablement traitées dans les dispositifs de la STEP de Touggourt. Les EU ont été stockées dans un réservoir de soulèvement qui a été considéré comme un réservoir de stockage et d'alimentation pour le système HCW.

III.4.1. Prélèvement des échantillons

La collecte d'échantillons d'eau est une étape décisive dans toute étude de traitement des EU, car elle peut avoir un impact significatif sur la précision des résultats d'analyse et l'interprétation des données. Ainsi, il est important de prélever des échantillons représentatifs qui préservent les propriétés physiques, chimiques et bactériologiques de l'eau. Dans cette étude, les échantillons ont été prélevés à partir des bassins VFCW et HFCW après une période de rétention de cinq jours (Figure III.19). Les échantillons ont été collectés dans des bouteilles en verre stérile d'un litre de capacité. Les échantillons ont été prélevés à 9 heures du matin chaque mois pendant une période de 12 mois. Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés pour chaque composant du pilote expérimental, à savoir l'entrée VFCW, la sortie VFCW et la sortie HFCW.



Figure III.19 | Prélèvement des échantillons : (a) Alimentation, (b) Vannes de prélèvements HFCWs et (c) Vannes de prélèvements VFCWs

La plupart des échantillons d'EU brutes prélevés dans le dispositif de traitement primaire ont été directement transportés pour des analyses physico-chimiques immédiates au laboratoire de la STEP. La DBO_5 a été mesurée chez le centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (CRSTRA) de Touggourt. Les bassins HFCWs ont été alimentés en eau provenant des VFCWs, et les échantillons ont été prélevés après une

période de rétention de cinq jours pour chaque traitement. Les sorties de chaque bassin, y compris celles des HCWs plantées avec différentes espèces végétales, ont été analysées.

III.4.2. Protocoles et méthodes d'analyse physico chimiques

Les paramètres physico-chimiques tels que la température de l'eau (T), le pH, la CE, SDT, l'OD, la salinité, les MES, DCO, la DBO₅, le PO₄³⁻, le NH₄⁺, le NO₂⁻ et le NO₃⁻ ont été analysés par les méthodes présentées dans les **Tableaux III.6**.

Les paramètres T, pH, OD, CE et salinité ont été enregistrés sur le site lors de l'échantillonnage à l'aide du multiparameter modèle HI9829, La SDT est calculé par la relation **Eq III.2 (Mathieu *et al.*, 2003)**, la DBO₅ a été quantifiée après cinq jours d'incubation à 20 °C avec des capteurs de gaz de tête OxiTop (boîte OxiTop ® WTW), la DCO a été analysée par la méthode (Bichromate ISO guideline 6060-1989, DIN 38409-H41-H44) (**ISO. 1989**), le NH₄⁺ a été réalisé par la méthode (Bleu d'Indophénol ISO guideline 7150-1, DIN 38406 E5-1) (**ISO. 1984**), le NO₃⁻ a été réalisé par la méthode (2,6-diméthylphénol ISO guideline 7150-1, DIN 38406 7890-1-2-1986, DIN 38405 D9-2) (**ISO. 1986**), le NO₂⁻ a été réalisée par la méthode (Diazotation EN ISO guideline 26777, DIN 38405 D10) (**ISO. 1984**) et le PO₄³⁻ a été réalisée par la méthode (Bleu de Phosphormolybdenum ISO guideline 6878 : 2004, DIN 38405 D11-4) (**ISO. 2004**). Les MES ont été réalisées par la méthode standard d'examen de l'eau et des eaux usées NF T90-105 (**AFNOR, 1997**).

Tableau III.6 | Méthode d'analyses

Paramètres	Nom de la méthode
DCO	Dichromate ISO 6060-1989, DIN 38409- H41-H44
NH ₄ ⁺	Bleu d'indophénol ISO 7150-1, DIN 38406 E5-1
NO ₂ ⁻	Diazotation EN ISO 26777, DIN 38405 D10
NO ₃ ⁻	Diméthyl-2.6 phénol ISO 7890-1-2-1986, DIN 38405 D9-2
PO ₄ ³⁻	Bleu de phosphormolybdène ISO 6878 :2004, DIN 38405 D11-4
DBO ₅	AFNOR NF T90-103
MES	Gravimétrique ; appareil de filtration : filtration sur membrane de 0,45 µm et séchage à l'étuve à 105°C et pesée NF T90-105

Ces analyses ont été réalisées photométriquement à l'aide de kits de test de cuvette HACH Lange (LCK 339, 341, 303, 350, 314-114) avec un spectrophotomètre DR3900. Tous les appareils de mesure utilisés dans ces expériences sont présentés dans le **Tableaux III.7**.

$$SDT = CD \times 640$$

$$\text{Eq (III.2)}$$

Les abréviations SDT et EC sont utilisées pour désigner respectivement les solides dissous totaux en parties par million (ppm) et la CE en microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Ces deux paramètres sont couramment utilisés en analyse de l'eau pour évaluer la qualité de l'eau et la présence de contaminants.

Tableau III.7 | Appareils de mesure des paramètres de qualité.

Paramètres	Symbole	Unité	Appareil de mesure
Température	T°	C°	Multiparameter Model HI9829
Potentiel hydrogène	pH	/	Multiparameter Model HI9829
Oxygènes dissous	OD	mg/l	Multiparameter Model HI9829
Conductivité électrique	CE	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Multiparameter Model HI9829
Salinité	S	mg/l	Multiparameter Model HI9829
Total des solides dissous	TDS	mg/l	Eq (III.2), TDS = EC x 640
Demande chimique en oxygène	DCO	mg/l	spectrophotomètre DR3900
Demande biologique en oxygène	DBO ₅	mg/l	OxiTop ® WTW
Matières en suspension	MES	mg/l	Centrifugeuse
Ammonium	NH ₄ ⁺	mg/l	spectrophotomètre DR3900
Nitrite	NO ₂ ⁻	mg/l	spectrophotomètre DR3900
Nitrate	NO ₃ ⁻	mg/l	spectrophotomètre DR3900
Ortophosphate	PO ₄ ⁻³	mg/l	spectrophotomètre DR3900

Équipement et matériel : Annexe II

L'efficacité d'élimination des paramètres des EU dans les systèmes de CWs à l'échelle pilote a été calculée en utilisant la formule (Eq III.3):

$$\text{RE} = \left(\frac{C_i - C_e}{C_i} \right) \times 100 \quad \text{Eq (III.3)}$$

Où : RE représente le rendement d'élimination en pourcentage, C_i représente la concentration du paramètre d'EU dans l'affluent en mg/l, et C_e représente la concentration du paramètre d'EU dans l'effluent en mg/l.

III.4.2.1. Mesures sur site

Les paramètres physico-chimiques globaux : T°, pH, OD, CE, et salinité ont été mesurées in situ au moyen d'une sonde multiparamètres Model HI9829.

III.4.2.1.1. Potentiel Hydrogène pH et Temperature T

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

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

La détermination de ces paramètres a été réalisée à l'aide d'un Multiparameter Model HI9829, avec une électrode de compensation de température. Les sondes du multiparameter ont été rincées avec de l'eau désionisée entre chaque lecture, puis nettoyé avec des lingettes sèches non pelucheuses et stocké. L'échantillon a été placé dans un bécher équipé d'une agitation et la lecture a été effectuée une fois que la mesure s'est stabilisée.

III.4.2.1.2. Oxygène dissous

L'OD est l'une des mesures les plus importantes et les plus utiles, car elle sert de base aux tests de DBO₅ et de taux d'absorption. Une faible concentration en oxygène peut entraver la nitrification, tandis qu'une concentration élevée peut entraîner une nitrification excessive. Sur le terrain, les mesures de l'OD ont été effectuées dans le réservoir de soulèvement, après le traitement primaire et dans l'effluent traité en utilisant un Multiparameter Model HI9829 préalablement calibré.

III.4.2.1.3. Conductivité électrique (CE) et salinité

La CE est une mesure importante pour évaluer la quantité de sels dissous dans l'eau, tels que les sulfates, les chlorures, le calcium, le sodium et le magnésium. Son importance augmente avec l'augmentation de la température de l'eau et des sels dissous. La CE des EU dépend principalement de la qualité de l'eau potable utilisée, de l'alimentation de la population et des activités industrielles dans les zones urbaines. L'unité de mesure de la conductivité est le siemens (S) ou le microsiemens (μ S) (Morin *et al.*, 2017). La mesure de la CE a été réalisée à l'aide d'un Multiparameter Model HI9829.

III.4.2.1.4. Total des solides dissous (SDT)

Le total des solides dissous (SDT) désigne la quantité totale de substances minérales, organiques et inorganiques dissoutes dans une eau donnée. Il se compose de sels

inorganiques ainsi que de quelques MO, et est couramment mesuré en mg/L ou en parties par million (ppm). Les sels inorganiques courants présents dans l'eau incluent des cations tels que le potassium, le calcium, le magnésium et le sodium, ainsi que des anions tels que les carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates. La concentration de SDT peut être calculée à l'aide de la relation (Eq III.2) selon Mathieu *et al.* (2003).

III.4.2.2. Analyse en laboratoire

III.4.2.2.1. Matières en suspension (MES)

L'objectif de cette analyse est de déterminer la teneur en MES d'un échantillon d'eau. Des échantillons de 100 ml d'eau soigneusement mélangée ont été préparés puis filtrés à travers une membrane de 0.45 µm. Ensuite, les filtres contenant les MES ont été séchés à l'étuve à 105 °C pendant une heure et le processus de séchage a été répété jusqu'à ce que le poids obtenu soit constant. La différence entre le poids initial et le poids final du filtre correspond à la teneur totale en MES. Cette méthode d'analyse est basée sur les normes NF T90-105 (AFNOR, 1997).

Méthode de filtration

La méthode de filtration est utilisée pour mesurer les MES dans un échantillon d'eau. Pour cela, l'appareillage nécessaire comprend une balance de précision électronique, une étuve à 105°C, un dessiccateur, une pompe à vide, des filtres en papier de 0.45 µm de diamètre de pores, des ramps de vibration et une centrifugeuse à vitesse moyenne. La procédure consiste à mouiller le filtre en papier avec de l'eau distillée et le placer dans l'étuve pendant 2 heures à 105°C, puis le peser à vide et enregistrer son poids initial M_0 . Un volume de 100 ml d'échantillon est prélevé, aspiré à travers le filtre en papier à l'aide d'une pompe à vide, puis rincé avec de l'eau distillée. Le filtre en papier est retiré avec des pinces, séché dans l'étuve à 105°C et pesé pour obtenir son poids final M_1 . Les MES sont calculées en utilisant la formule (Eq III.4), où M_0 : représente la masse du filtre en papier avant l'utilisation en grammes, M_1 : représente la masse du filtre en papier après l'utilisation en grammes et V : représente le volume d'eau utilisé en millilitres.

$$\text{MES} = (M_1 - M_0)/V \quad \text{Eq (III.4)}$$

III.4.2.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est une mesure de la quantité de MO oxydable présente dans un échantillon liquide. Elle est souvent utilisée comme indicateur de la qualité de l'eau, car elle peut indiquer la présence de polluants organiques. La DCO est généralement mesurée

à l'aide d'un titreur en milligrammes ou en grammes d'oxygène par litre. La méthode la plus courante pour mesurer la DCO est l'oxydation au bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide, en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$). Les réactifs commerciaux préparés sont utilisés pour initier la réaction et la réduction de la coloration jaune de Cr^{6+} est évaluée à l'aide d'un spectrophotomètre. Cette méthode permet d'évaluer l'efficacité des traitements d'eau et de déterminer si les niveaux de la MO dans l'eau sont conformes aux normes environnementales et réglementaires.

Méthode Dichromate ISO 6060-1989, DIN 38409- H41-H44

La mesure de DCO a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre (DR3900), d'un thermo-réacteur et d'une pipette jaugée de 2 ml. Nous avons utilisé le réactif DCO (LCK 314) pour les faibles concentrations et le réactif DCO (LCK 114) pour les fortes concentrations. La procédure consistait à ajouter 2 ml d'échantillon après agitation du tube de réactif DCO, puis à agiter et placer le tube fermé dans le réacteur DCO et chauffer pendant deux heures à $148^\circ C$. Après refroidissement à température ambiante, nous avons nettoyé soigneusement l'extérieur de la cuve et mis le tube à l'intérieur du spectrophotomètre (DR3900), puis nous avons directement lu la valeur enregistrée sur l'appareil en mg/L.

III.4.2.2.3. Demande biologique en oxygène DBO_5

La mesure de la DBO_5 est une mesure importante pour évaluer la pollution domestique et industrielle aux points d'entrée et de sortie des STEP. Pour mesurer la DBO_5 , nous avons utilisé un DBO_5 -mètre de type WTW OxiTop® Box. Nous avons incubé un volume de chaque échantillon à $20^\circ C$ pendant cinq jours. Des gouttes d'inhibiteur de nitrification (Inhibiteur de nitrification aqualytique N-ATH - 418642) ont été ajoutées aux échantillons pour empêcher la nitrification. Le test reflète la pression causée par l'oxygène consommé par des microorganismes, qui a produit du CO_2 absorbé par des pastilles d'hydroxyde de sodium (NaOH). La pression mesurée est enregistrée dans les têtes OxiTop sous forme de valeur de DBO_5 conformément à la norme (AFNOR, 1990).

Pour mesurer la DBO_5 , nous avons utilisé un DBO_5 mètre de type WTW OxiTop® Box, un agitateur magnétique, des bouteilles brunes de 500 mL et un réfrigérateur conservant une température de $20^\circ C$. Nous avons ajouté des gouttes d'inhibiteur de nitrification et des pastilles d'hydroxyde de sodium pour absorber le CO_2 dégagé par les microorganismes dans chaque échantillon. Pour déterminer les volumes à analyser pour la

DBO₅, nous avons sélectionné la DCO et calculé le volume de l'échantillon d'essai à l'aide de la relation (Eq III.5). Les résultats ont été exprimés en mg/L pour la DBO₅ et la DCO.

$$\text{DBO}_5 = \text{DCO} \times 0.8 \quad \text{Eq (III.5)}$$

Le Tableau III.8 indique les volumes des échantillons d'après les valeurs de la DCO.

Tableau III.8 | Volumes des d échantillon d'après les valeurs de la DCO (Morin-Crini et al., 2017).

La charge	DCO (mg/l)	Prise d'essai (ml)	Facteur	KOH
Très faible	0 – 40	432	1	1 goutte
Faible	0 – 80	365	2	2 gouttes
Moyenne	0 – 200	250	5	2 gouttes
Plus que moyenne	0 – 400	164	10	4 gouttes
Un peu chargée	0 – 800	97	20	4 gouttes
Chargée	0 – 2000	43.5	50	4 gouttes
Très chargée	0 – 4000	22.7	100	5 gouttes

III.4.2.2.4. Azote ammoniacal (NH₄⁺)

La méthode du bleu d'indophénol (Norme ISO 7150-1, DIN 38406 E5-1) est couramment utilisée pour la mesure de l'NH₄⁺ dans les EU et les effluents. Cette méthode est basée sur la réaction entre l'ammoniac et le réactif bleu d'indophénol, qui produit un colorant bleu dont l'intensité est proportionnelle à la concentration d'ammoniac dans l'échantillon. La mesure est réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre à 630 nm. Cette méthode est simple, rapide et peu coûteuse, et elle est adaptée à la mesure de l'NH₄⁺ dans une large gamme de concentrations. Cependant, elle peut être influencée par la présence d'autres composés organiques ou inorganiques dans l'échantillon, qui peuvent interférer avec la réaction ou absorber de la lumière à la même longueur d'onde que le colorant. Il est donc important de bien préparer l'échantillon et de vérifier la spécificité de la méthode pour chaque application spécifique.

Méthode du bleu d'indophénol

Pour déterminer la concentration de NH₄⁺ dans un échantillon, il est nécessaire d'utiliser un spectrophotomètre (DR3900) et une pipette jaugée à 2 ml. Le réactif utilisé est le LCK 303, qui a une gamme de mesure de 2 à 47 mg/l pour les ions NH₄⁺. Pour réaliser la procédure, il convient de retirer délicatement la feuille de protection du DosiCap Zip détachable, puis d'ajouter soigneusement 2 ml d'échantillon préalablement agité avec le

tube de réactif LCK 303. Après 15 minutes, il est nécessaire de nettoyer soigneusement l'extérieur de la cuve et de placer le tube dans le spectrophotomètre (DR3900). Les résultats peuvent alors être lus directement sur l'appareil.

III.4.2.2.5. Nitrites (NO_2^-)

La méthode de la Diazotation (Norme EN ISO 26777, DIN 38405 D10) est également utilisée pour la mesure des NO_2^- dans les EU et les effluents. Cette méthode est basée sur la réaction des NO_2^- avec le réactif de Griess, qui produit un composé azoïque rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration de NO_2^- dans l'échantillon. Comme pour la mesure de l'ammoniac, la méthode de la Diazotation est utilisée pour générer du diazote gazeux par réaction de l'hypochlorite de sodium avec les NO_2^- dans un milieu acide. Le diazote gazeux est ensuite titré avec une solution standard de sulfate de fer ammoniacal pour déterminer la quantité de NO_2^- dans l'échantillon. Cette méthode est simple, rapide et peu coûteuse, et elle est adaptée à la mesure des NO_2^- dans une large gamme de concentrations (0.015 mg/L à 0.06 mg/L de NO_2^-).

Cependant, elle peut être influencée par la présence d'autres composés dans l'échantillon qui peuvent interférer avec la réaction ou absorber de la lumière à la même longueur d'onde que le composé azoïque. Il est donc important de bien préparer l'échantillon et de vérifier la spécificité de la méthode pour chaque application spécifique. Un spectrophotomètre Hach DR3900 a été utilisé pour la lecture.

Méthode de la Diazotation

Pour déterminer la concentration de NO_2^- dans un échantillon, il est nécessaire d'utiliser un spectrophotomètre (DR3900) et une pipette jaugée à 2 ml. Le réactif utilisé est le LCK 341, qui a une gamme de mesure de 0.015 à 0.06 mg/l pour les ions NO_2^- . Pour réaliser la procédure, il convient de retirer délicatement la feuille de protection du DosiCap Zip détachable, puis d'ajouter soigneusement 2 ml d'échantillon préalablement agité avec le réactif LCK 341. Il est ensuite nécessaire d'attendre 10 minutes avant de nettoyer soigneusement l'extérieur de la cuve et d'insérer le tube contenant l'échantillon dans le spectrophotomètre (DR3900). Les résultats peuvent alors être lus directement sur l'appareil en mg/L.

III.4.2.2.6. Nitrates (NO_3^-)

La méthode spectrométrique au diméthyl-2.6 phénol (DMP) est une méthode normalisée pour la mesure des NO_3^- dans l'eau, selon la norme ISO 7890-1:1986. Cette

méthode est basée sur la réaction des nitrates avec le DMP dans un milieu acide pour former un composé coloré. La quantité de NO_3^- est alors mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre Hach DR3900.

Cette méthode est simple, rapide et peu coûteuse, ce qui la rend idéale pour les applications sur le terrain. Elle peut être utilisée pour mesurer les NO_3^- dans une gamme de concentration allant de 0.2 à 5.0 mg/L. Cependant, cette méthode a des limites de détection et de quantification relativement élevées, ce qui la rend moins précise que certaines des autres méthodes disponibles telle que la chromatographie ionique ou la réduction cadmium.

Il est important de noter que la méthode DMP mesure uniquement les NO_3^- et ne tient pas compte des NO_2^- ou d'autres formes d'azote. Cette méthode est particulièrement utile pour les mesures rapides de la qualité de l'eau en situation de terrain.

Méthode spectrométrique au diméthyl-2.6 phénol

La méthode spectrométrique au diméthyl-2.6 phénol permet de mesurer la concentration de NO_3^- dans un échantillon. Pour cela, il est nécessaire d'utiliser un spectrophotomètre (DR3900) et une pipette jaugée à 2 ml. Le réactif utilisé est le LCK 341, qui a une gamme de mesure de 0.23 à 13.5 mg/l pour les ions NO_3^- . Pour réaliser la procédure, il convient d'ajouter soigneusement 1 ml d'échantillon préalablement agité avec le tube de réactif LCK 339. Il est ensuite nécessaire d'attendre 15 minutes avant de nettoyer soigneusement l'extérieur de la cuve et de placer le tube dans le spectrophotomètre. Les résultats peuvent alors être lus directement sur l'appareil en mg/l.

III.4.2.2.7. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Les EU contiennent du phosphore, qui est impliqué dans sa formation soit par les matières fécales humaines (matières fécales, urine), soit par les détergents. Qui sont décomposés par les bactéries en PO_4^{3-} pour être assimilés par d'autres organismes aquatiques. Les concentrations de PO_4^{3-} ont été déterminées par la méthode Bleu de phosphormolybdène (ISO 6878 :2004, DIN 38405 D11-4). Cette méthode utilise une réaction chimique entre les PO_4^{3-} et le molybdate d'ammonium en présence d'un réactif réducteur pour former un complexe bleu qui est mesuré à l'aide d'un spectrophotomètre Hach DR3900.

Cette méthode est sensible et précise, avec une limite de détection de 0.01 mg/L et une plage de mesure de 0.05 à 10 mg/L. Elle est souvent utilisée pour la surveillance de la

qualité de l'eau dans les applications environnementales, agricoles et industrielles, ainsi que pour le contrôle des eaux de piscines.

Cependant, il est important de noter que cette méthode mesure uniquement les PO_4^{3-} et ne tient pas compte des autres formes de phosphore telles que les polyphosphates ou les phosphates organiques. Pour une analyse plus complète de la qualité de l'eau, il est recommandé d'utiliser d'autres méthodes normalisées telles que la chromatographie ionique ou la spectrométrie de masse.

Méthode Bleu de phosphormolybdène

La méthode Bleu de phosphormolybdène est une méthode de mesure de la concentration de PO_4^{3-} dans un échantillon. Pour réaliser cette méthode, il est nécessaire d'utiliser un spectrophotomètre (DR3900) et une pipette jaugée à 2 ml. Les réactifs utilisés sont le LCK 349 et le LCK 350, qui ont respectivement une gamme de mesure de 0.05 à 1.5 mg/l et de 2.00 à 20 mg/l pour les ions PO_4^{3-} . Pour réaliser la procédure, il faut retirer délicatement la feuille de protection du DosiCap Zip détachable et ajouter soigneusement 2 ml d'échantillon préalablement agité avec le réactif LCK 349 ou LCK 350 suivant la gamme. Il est ensuite nécessaire de nettoyer soigneusement l'extérieur de la cuve et de placer le tube dans le spectrophotomètre. Les résultats peuvent alors être lus directement sur l'appareil en mg/l.

III.5. Analyses statistiques

L'analyse de variance simple (One-way ANOVA) a été utilisée pour toutes les analyses statistiques afin de déterminer des différences significatives dans les performances de traitement de l'eau utilisées par les HCWs. Un test ANOVA a été effectué avec les types d'espèces et les types de culture comme facteurs, et le niveau de signification statistique a été fixé à $P \leq 0.05$. L'ANOVA a été réalisée à l'aide du logiciel Software ORIGIN-2018.

III.6. Conclusion

En plus de fournir une description détaillée des travaux réalisés à l'intérieur de la STEP de Touggourt, ce chapitre met en évidence l'importance de prendre en compte les conditions climatiques de la région lors de la mise en place d'un système de traitement des EU. En effet, la température ambiante, la pluviométrie et la qualité de l'eau brute peuvent avoir un impact significatif sur l'efficacité du traitement.

En outre, ce chapitre souligne l'importance de l'unité expérimentale utilisée pour tester les performances du système de traitement. Des détails sur la taille et la

configuration de l'unité sont fournis, ainsi que des informations sur les différentes technologies de traitement utilisées. Des photos et des schémas sont également fournis pour aider à visualiser la configuration de l'unité et les différents processus de traitement.

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

En somme, ce chapitre fournit une vue d'ensemble complète des travaux réalisés à l'intérieur de la STEP de Touggourt et des méthodes utilisées pour évaluer l'efficacité du système de traitement expérimental. Ces informations sont essentielles pour comprendre les défis liés au traitement des EU dans des conditions climatiques spécifiques et pour développer des solutions durables pour l'avenir.

Partie 3 | Résultats et interprétations

Chapitre IV | Résultats et interprétations

Chapitre IV | Résultats et Interprétations

IV.1. Introduction

L'évaluation de la pollution des EU brutes des villes se fait en utilisant plusieurs paramètres physiques et chimiques caractéristiques. L'objectif principal de ce chapitre est de déterminer la qualité des EU traitées primaires de la ville de Touggourt afin de mesurer les performances de traitement des HCWs au niveau expérimental.

Dans le cadre de notre objectif, nous avons testé plusieurs paramètres de pollution, tels que les MES, la DBO₅, la DCO, le NH₄⁺, le NO₃⁻, le NO₂⁻ et PO₄³⁻, ainsi que d'autres paramètres que nous avons jugés également importants, tels que la T, le pH, la CE, OD, la salinité et la SDT. Les résultats obtenus seront comparés aux normes recommandées par le Journal Officiel de la République Algérienne (JORA) et par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en [Annexe I](#), afin d'évaluer les performances épuratoires de la HCWs au niveau du dispositif expérimental.

La présentation des résultats scientifiques de l'épuration des eaux informe sur les performances des systèmes de traitement, la qualité de l'eau et les défis à relever pour une gestion durable des ressources en eau. Ces données sont essentielles pour l'élaboration de politiques et la prise de décisions éclairées.

IV.2. Épuration des eaux usées de la ville de Touggourt

Le groupe de population de la ville de Touggourt est composé de quatre municipalités équipées d'un système d'égouts représentant un linéaire d'environ 328.98 km et comprenant neuf points de rejet ([Amiri, 2017](#)). Le taux de raccordement dépasse 98 % dans toutes les agglomérations. Environ 142.8 L/s d'EU sont produits et rejetés directement le long du canal de Oued Righ. Soit 15% (3960 m³ / jour) de l'UE rejetés par la ville de Touggourt. Cette UE est traitée dans la seule STEP située dans la municipalité de Tebesbest, d'une capacité de 62 500 EH ([Benmalek et al., 2022](#)).

Il existe également une autre STEP dans la région de Temacine qui est un jardin d'égout WWG d'une capacité de traitement de 15 m³ d'eau fécale principalement par jour, soit environ l'équivalent de 100 personnes produisant 150 L/h/j. La superficie totale du bassin de traitement est de 400 m². Le bassin de traitement des EU comprend environ 941 plantes reconnues pour leur capacité à vivre dans un environnement gorgé d'eau telles que le *Laurier-rose*, *Hibiscus*, *Canna*, *Carex*, *Grenade*, *Jonc* ([Belkaçem et al., 2013](#); [Benmalek et al., 2022](#)).

IV.3. Caractéristiques des eaux usées alimentant le dispositif expérimental

IV.3.1. Système de prétraitement

Le système de prétraitement adopté dans le traitement des EUM de la ville de Touggourt dans la STEP consiste en un criblage grossier à l'aide de dérailleurs à barreaux mécaniques et des canaux à sable aérés éliminent le sable et les graisses (ONA, 2008).

IV.3.2. Caractérisation des eaux usées municipales

Afin de caractériser les EUM traitées de manière primaire à Touggourt et d'évaluer l'efficacité du traitement, plusieurs paramètres physico-chimiques indicateurs de la qualité des eaux ont été mesurés dans l'eau brute, tels que la T, la CE, le pH, l'OD, la teneur en SDT, la salinité, les MES, la DBO₅, la DCO, les substances azotées NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ et les PO₄³⁻, ainsi que la détermination de quelques ratios de pollution tels que (DBO₅/DCO), (DCO/DBO₅), la MO et l'indice de la pollution organique (IPO).

Douze échantillons ont été prélevés pour chaque paramètre de qualité des EUM traitées de manière primaire pendant la période d'étude. Les résultats de ces analyses ainsi que les caractéristiques de la pollution des EU de la ville de Touggourt après un traitement primaire sont présentés dans le [Tableau IV.1](#).

Tableau IV.1 | Résultats des analyses statistiques descriptives des données des eaux usées municipales traitée primaire de la ville de Touggourt.

Eaux usée d'alimentation: Min, Max, Moy and (Moy± ET)							
Date de prélèvement (Janvier 2021, Décembre 2021)							
Paramètres	Unité	n	Min	Max	Moy	ET	JORA,2009
T	°C	12	21.40	34.20	28.22	4.76	30
pH	/	12	7.31	7.89	7.53	0.17	5.5 – 8.5
CE	mS/cm	12	4.04	5.57	4.76	0.45	/
OD	mg/l	12	0.09	0.79	0.37	0.21	/
Salinité	mg/l	12	2.10	3.30	2.57	0.32	/
SDT	mg/l	12	2164.14	4098.8	2891.20	547.04	/
MES	mg/l	12	92.00	268.0	156.41	53.07	600
DCO	mg/l	12	114.0	373.0	232.76	68.91	1000
DBO ₅	mg/l	12	80.00	220.0	124.50	38.85	500
NH ₄ ⁺	mg/l	12	18.60	46.40	29.70	8.00	/
NO ₂ ⁻	mg/l	12	0.025	0.141	0.068	0.033	0.1
NO ₃ ⁻	mg/l	12	0.161	0.936	0.440	0.231	/
PO ₄ ³⁻	mg/l	12	1.19	3.77	2.429	0.649	/

Le **Tableau IV.1** résume les principales caractéristiques descriptives de la qualité des EUM traitées de manière primaire dans la ville de Touggourt au cours de la période d'étude. Les données incluent le nombre d'observations (n), la valeur maximale (Max), la valeur minimale (Min), la moyenne (Moy) et l'écart-type (ET) de chaque paramètre mesuré.

D'après les résultats, les EUM traitées de manière primaire peuvent être considérées comme étant de force moyenne, avec une MES comprise entre 110 et 400 mg/L, une DBO₅ comprise entre 100 et 360 mg/L et une DCO comprise entre 250 et 1000 mg/L (**Metcalf & Eddy, 2003**).

IV.3.3. Evaluation des paramètres physico-chimiques

Lors de l'analyse de la pollution des EUM, les concentrations de divers paramètres physiques et chimiques sont mesurées pour évaluer la qualité de l'eau. En complément de ces mesures, certains indicateurs de qualité sont calculés pour offrir une évaluation globale de la pollution des EUM.

IV.3.3.1. Température (T)

La température a un effet bénéfique non seulement sur les réactions chimiques et biochimiques, mais également sur le développement et la croissance des organismes aquatiques, en particulier les micro-organismes (**Wijaya, 2016**).

Les données recueillies de la température sont présentées dans le **Tableau IV.1**, et ont été obtenues suite à une analyse de la température dans les EUM influentes prélevées sur une période de 12 mois, de janvier à décembre. Les valeurs minimales et maximales sont respectivement de 21.4 °C en janvier (2021) et 34.2 °C en juillet (2021), avec une moyenne de (28.22 ± 4.76 °C). La température des EUM a augmenté progressivement de janvier à juillet, avant de connaître une légère diminution en août et une baisse plus importante de septembre à décembre. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par **Zineb et al. (2013)** à Touggourt (28.8 °C), et sont légèrement supérieurs à ceux rapportés par **Amiri et al. (2019)** à Touggourt (25.11 °C), **Belkaçem et al. (2016)** et **Bekkari, (2020)** à Ouargla (25.64 °C) et (25.65 °C), respectivement, ainsi que **Chadli, (2020)** à Naâma (25.65 °C). De plus, les données historiques sur la température de l'eau dans les études précédentes sont cohérentes avec les résultats obtenus.

La **Figure IV.1**, qui illustre la variation de la température des EUM à travers une boîte à moustaches, révèle qu'aucune donnée aberrante n'a été relevée. En effet, la moitié des valeurs de la série se situent entre 21.4 °C et 34.2 °C, avec un écart interquartile de

4.76 °C. L'analyse des données indique une nette augmentation de la température (>30 °C) pendant la période estivale, soit de mai à octobre. Cette observation suggère une corrélation étroite ($R^2 = 0.78$) entre la température de l'eau et celle de l'air dans la région. La hausse des températures est due aux températures élevées du climat, ainsi qu'à la nature de l'eau potable dans la région, qui est issue d'une nappe aquifère albiennaise. En effet, selon des travaux antérieurs menés par [Tabouche & Achour \(2010\)](#) ainsi que [Bouchemal, \(2017\)](#), la température de l'eau potable peut dépasser les 50 °C durant la période estivale.

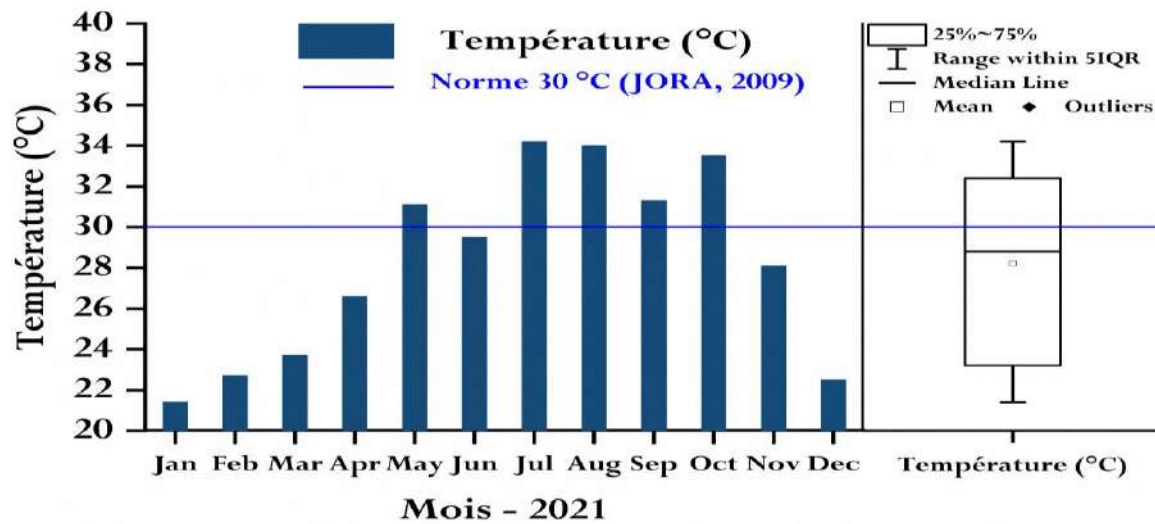


Figure IV.1 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la T des EU d'alimentation

Les résultats obtenus sont d'une importance considérable pour la compréhension des variations saisonnières de la température dans les EUM et pour l'optimisation des processus de traitement correspondants. En outre, nous avons comparé nos résultats avec les normes algériennes qui définissent les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des EU autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une STEP, fixées à 30 °C ([JORA, 2009](#)). Nous avons constaté que la plupart des valeurs relevées étaient inférieures à 30 °C, ce qui indique que les normes sont respectées.

IV.3.3.2. Potentiel hydrique (pH)

Le [Tableau IV.1](#) présente les résultats de la mesure du pH des EU pour chaque mois de l'année 2021. On peut observer que le pH varie de 7.31 en mai à 7.89 en décembre. En moyenne, le pH pour l'année est de 7.53 avec un écart type de 0.17. Les mesures de pH sont constantes en janvier et février, avec une légère baisse en mars et une augmentation continue jusqu'en octobre, puis il a atteint sa valeur maximale en décembre.

La Figure IV.2 présente l'évolution du pH des EUM traitées primaires, Nous constatons que l'ensemble des échantillons présentent des valeurs de pH similaires, sans aucune valeur aberrante. En effet, 50 % de la série est compris entre 7.4 et 7.6.

Les valeurs obtenues indiquent une faible alcalinité et sont comparables à celles rapportées dans plusieurs études antérieures menées dans la même région. Par exemple, Zineb *et al.* (2013) ont obtenu un pH de 7.25, Harrat *et al.* (2013) un pH de 7.55, Amiri *et al.* (2019) un pH de 7.60 à Touggourt, Bekkari (2020) un pH de 7.38 dans la région d'Ouargla et Mimeche (2014) un pH de 7.40 à Biskra, Cependant, ces valeurs sont légèrement inférieures à celles rapportées par Labed *et al.* (2014) avec un pH de 7.80, Saoudi *et al.* (2022) avec un pH de 7.73 à Touggourt. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que les valeurs de pH restent très proches de celles des études précédentes menées dans la même zone d'étude.

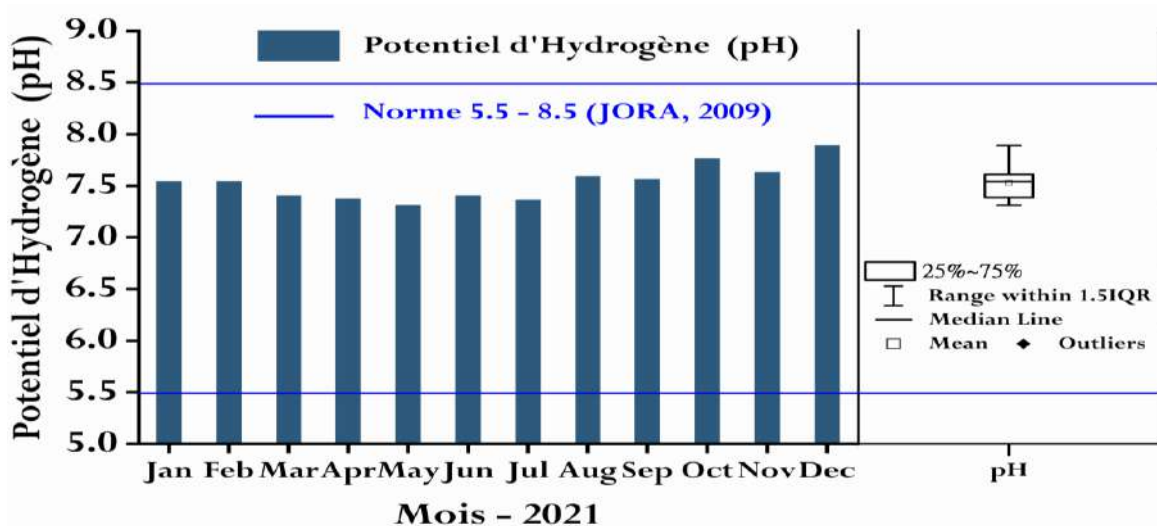


Figure IV.2 | Variation mensuelle des valeurs moyennes du pH des EU d'alimentation

Les EU traitées primaires présentent des conditions de pH qui se situent dans les plages recommandées pour la survie des bactéries ($4.0 < \text{pH} < 9.5$). De plus, ces conditions sont optimales pour les transformations de l'azote, qui ont lieu dans une plage de pH de $7.5 < \text{pH} < 9.0$ (Vymazal, 2007). Cette gamme de pH favorise le déroulement du traitement biologique, car le pH est proche de la neutralité (Franck, 2002). Il est important de noter que la photosynthèse augmente le pH en raison de la consommation de CO_2 , tandis que la respiration diminue le pH en raison de la production de CO_2 . De même, la nitrification (oxydation du NH_4^+) acidifie les supports de remplissages. Les fluctuations de pH peuvent avoir des effets négatifs sur les organismes aquatiques (CRE Laurentides, 2013).

Les résultats de cette étude s'inscrivent dans la plage observée pour les EU urbaines, et sont conformes aux normes définissant les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des EU autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une STEP ($5.5 < \text{pH} < 8.5$) (JORA, 2009), et ce qui correspond à la norme internationale pertinente (OMS, 1971).

IV.3.3.3. Conductivité électrique (CE)

La CE est l'un des paramètres simples couramment utilisés pour contrôler la qualité des EU. Elle permet d'estimer approximativement la minéralisation totale de l'eau et de déterminer la quantité de sels dissous présents dans l'eau (Rodier, 1984).

Le Tableau IV.1 présente les valeurs de CE d'un échantillon d'eaux usées prélevé mensuellement sur une période de 12 mois. La CE minimale mesurée était de 4.04 mS/cm, tandis que la CE maximale était de 5.75 mS/cm. La moyenne de toutes les mesures était de 4.76 mS/cm, avec un écart-type de 0.45 mS/cm. La médiane était de 4.72 mS/cm, indiquant que la moitié des échantillons avaient des valeurs de CE supérieures à cette valeur et l'autre moitié avaient des valeurs inférieures. Ces données peuvent aider à comprendre les niveaux de la CE dans les EU et planifier les stratégies de gestion environnementale visant à maintenir des niveaux acceptables de la CE dans l'environnement.

Les résultats de cette étude sont comparables à ceux obtenus par d'autres travaux antérieurs tels que Zineb *et al.* (2013) avec une CE de 5.87 mS/cm, Belkaçem *et al.* (2013) avec une CE de 5.95 mS/cm, Labed *et al.* (2014) avec une CE de 6.81 mS/cm, Amiri *et al.* (2019) avec une CE de 7.84 mS/cm à Touggourt, Bekkari (2020) avec une CE de 6.22 mS/cm dans la région de Ouargla, et par Zoubiri & Hamaidi (2016) avec une plage de CE de 1.34 à 4.11 mS/cm à Médéa.

La variation de la CE est principalement due aux changements de concentration en sel dissous des EU drainées par les canalisations d'évacuation (Rodier *et al.*, 2005). La CE est un indicateur de la salinité de l'eau. Les valeurs enregistrées pendant cette expérience montrent que les EU sont très riches en sels solubles (CE à 20 °C supérieure à 2.5 mS/cm). Les résultats obtenus (Figure IV.3) indiquent une minéralisation très importante des EU, due à la forte salinité de l'eau utilisée quotidiennement dans la zone d'étude et en général dans le sud-est de l'Algérie. Les valeurs de la CE enregistrées au niveau de l'effluent de la ville de Touggourt dépassent les normes recommandées par l'OMS en 1971 (à 20°C > 2 mS/cm). Ces fluctuations de la CE peuvent affecter la qualité de l'eau, ainsi que la santé des organismes vivants et des plantes aquatiques.

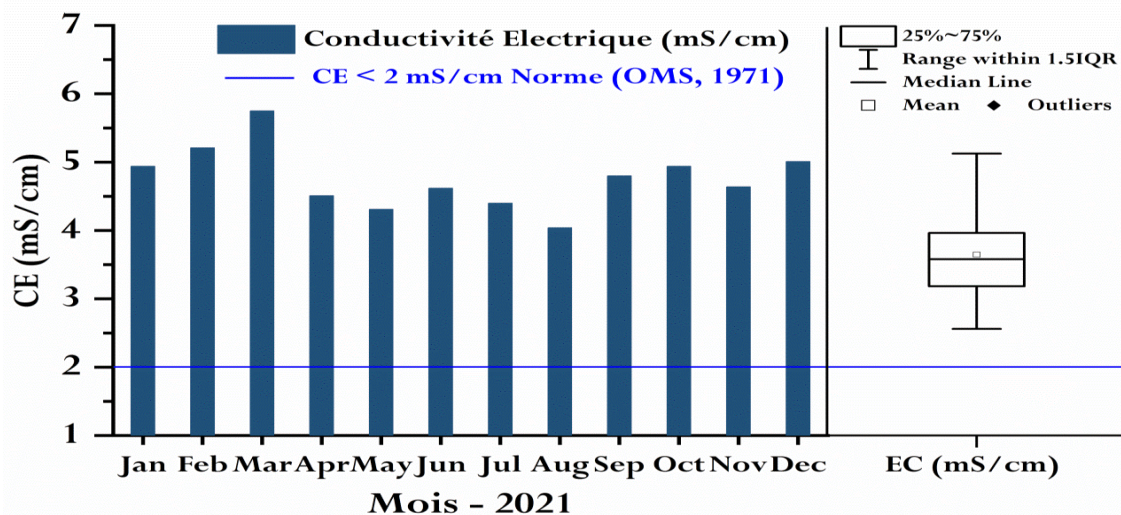


Figure IV.3 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la CE des EU d'alimentation.

IV.3.3.4. Salinité

La salinité totale de l'eau est un paramètre important dans l'évaluation de la qualité des EU. Elle peut être mesurée à l'aide de la minéralisation totale ou de la CE (Kankou, 2010).

Au cours d'une période de 12 mois, la salinité de l'eau a été mesurée mensuellement. Les résultats ont montré que la salinité des EU analysées variait entre 2.1 mg/L et 3.3 mg/L, avec une moyenne de 2.57 mg/L. La médiane était de 2.55 mg/L, ce qui indique que la distribution des données était relativement symétrique. L'écart-type était de 0.32 mg/L, ce qui suggère que la dispersion des données était relativement faible et que la plupart des mesures se situaient proches de la moyenne. La salinité de l'eau en janvier était de 2.7 mg/L, tandis qu'en mars, elle a atteint un maximum de 3.3 mg/L, avant de diminuer à 2.3 mg/L en avril et en mai. Les valeurs ont oscillé autour de 2.5 mg/L pendant les mois d'été, avant de baisser à 2.1 mg/L en août, puis de remonter légèrement en septembre et octobre pour atteindre 2.6 mg/L, avant de redescendre à 2.5 mg/L en novembre. La salinité moyenne de l'eau au cours de cette période était de 2.57 mg/L, ce qui suggère que l'eau était modérément saline.

Nos résultats (Figure IV.4) sont similaires à ceux trouvés par Harrat *et al.* (2013) ainsi que par Amiri *et al.* (2019) dans la même région d'étude. Nous avons également observé une légère diminution de la charge saline des EU pendant la période estivale (de mai à août), probablement due à l'assimilation des sels par les algues (Zouhir, 2008). Cette observation suggère que les systèmes d'épuration des EU peuvent être plus efficaces pendant cette période de l'année.

En outre, nous avons constaté que la salinité et la CE présentent des variations similaires. L'augmentation de la salinité est directement liée à l'augmentation de la proportion de sel dans l'eau potable, ainsi qu'à l'effet de l'évaporation et du lessivage des sols par les eaux de drainage (Bouchahm *et al.*, 2013; Bekkari *et al.*, 2017). Il est donc important de comprendre les sources de contamination de l'eau, afin de mettre en place des stratégies d'épuration efficaces.

En conclusion, nos résultats suggèrent que les EU de la région étudiée ont une salinité élevée par rapport à la norme de rejet. Il est donc important de mettre en place des systèmes d'épuration des EU efficaces, afin de protéger les ressources en eau et de garantir une utilisation durable des EU traitées.

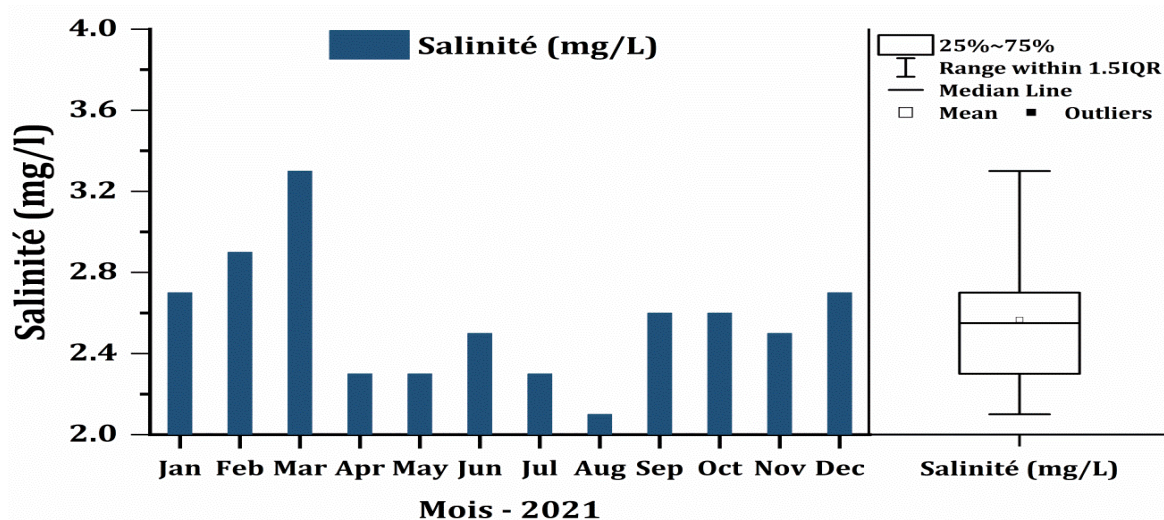


Figure IV.4 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la salinité des EU d'alimentation

IV.3.3.5. Solides dissous totaux (SDT)

En effet, la présence de SDT dans les EU peut avoir des conséquences négatives sur l'environnement et la santé des organismes vivants et des plantes aquatiques. Par exemple, les sels présents dans les SDT peuvent perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques en modifiant la salinité de l'eau, ce qui peut affecter la croissance et la survie des organismes aquatiques. De plus, l'ingestion de grandes quantités de SDT peut être toxique pour les humains et causer des problèmes de santé, tels que des troubles rénaux et digestifs.

Les SDT sont un autre indicateur commun de la qualité de l'eau et peuvent être composés de sels, de métaux, d'espèces carbonatées, de MO et de virus. Dans notre étude, les valeurs mensuelles de la SDT des EU traitées primaire (Figure IV.5) variaient entre 2164.14 mg/L et 4098.8 mg/L avec une moyenne de $(2891.20 \pm 547.04 \text{ mg/L})$. Ces résultats sont supérieurs aux valeurs typiques pour les EU domestiques qui varient

généralement entre 250 mg/L et 850 mg/L (Metcalf & Eddy, 2003). Ces résultats étaient attendus en raison de la composition de l'eau dans la région et de sa forte salinité dans les climats arides (Stefanakis, 2016). En effet, les EU dans les régions arides sont souvent plus chargés en SDT en raison de l'accumulation de sels dans le sol causée par l'évaporation accrue et la faible quantité de précipitations. Cela peut également être dû à la présence d'industries et d'activités agricoles qui peuvent augmenter la teneur en SDT dans les EU.

En outre, les SDT peuvent être problématiques pour l'environnement et la santé humaine, car ils peuvent perturber les écosystèmes aquatiques et nuire à la qualité de l'eau potable. Par conséquent, il est important de surveiller et de traiter efficacement les EU pour réduire les niveaux de SDT. Les technologies de traitement avancées, telles que l'osmose inverse, peuvent être utilisées pour éliminer efficacement les SDT des EU.

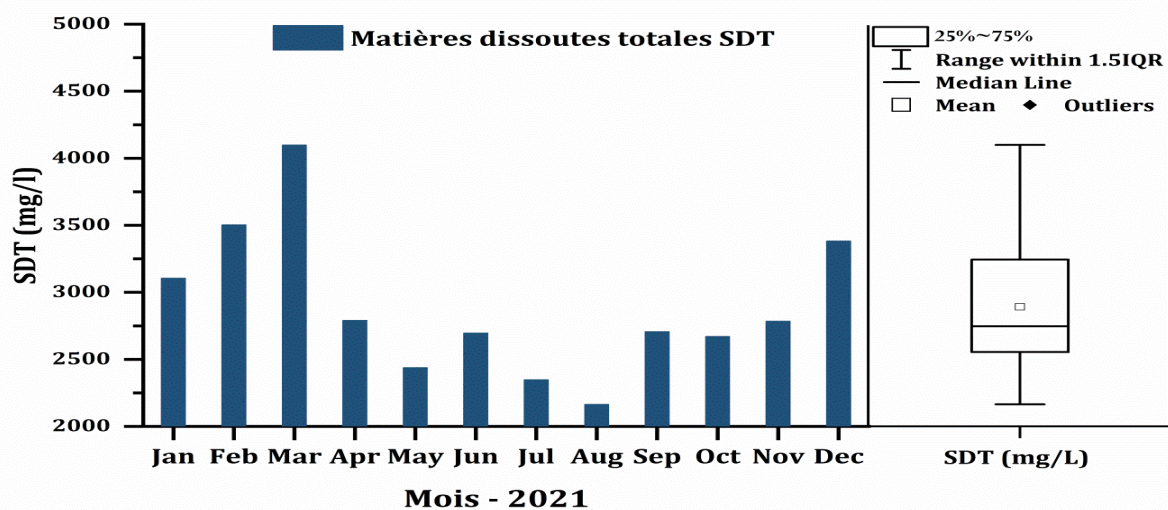


Figure IV.5 | Variation mensuelle des valeurs moyennes du SDT des EU d'alimentation

IV.3.3.6. Matière en suspension (MES)

Les MES sont des particules minérales et organiques présentes dans les EU. Elles peuvent être séparées par des processus physiques tels que la filtration, la sédimentation et le dépôt en surface dans les systèmes de traitement des EU tels que les CWs (Brix, 2003; Vymazal, 2008; Vincent *et al.*, 2014). Les concentrations de MES dans les EU peuvent varier selon différents facteurs tels que la nature des terrains traversés et la nature des rejets (Rodier, 1984).

Les MES ont un impact négatif sur les eaux en modifiant leur turbidité et en réduisant la pénétration de la lumière nécessaire pour la photosynthèse (Ghoualem-Saouli, 2007). Selon les données recueillies par Metcalf & Eddy (2003), les concentrations

typiques de MES dans les EU domestiques se situent entre 110 mg/L et 400 mg/L (Tableau. 4, en Annexe I),

Nos résultats (Tableau IV.1 et Figure IV.6) ont montré que les concentrations de MES dans les EU traitées en première étape varient d'un mois à l'autre, oscillant entre 92.0 mg/L comme valeur minimale et 268.0 mg/L comme valeur maximale, avec une moyenne de $(156.41 \pm 53.07 \text{ mg/L})$. Les résultats obtenus par d'autres auteurs, tels que Amiri *et al.* (2022) (251.96 mg/L en 2012 et 290.36 mg/L en 2013), Labed *et al.* (2014) (402.50 mg/L) à Touggourt et Zobeidi & Bebbba (2015) (253.00 mg/L) à El-Oued, ont montré des concentrations plus élevées.

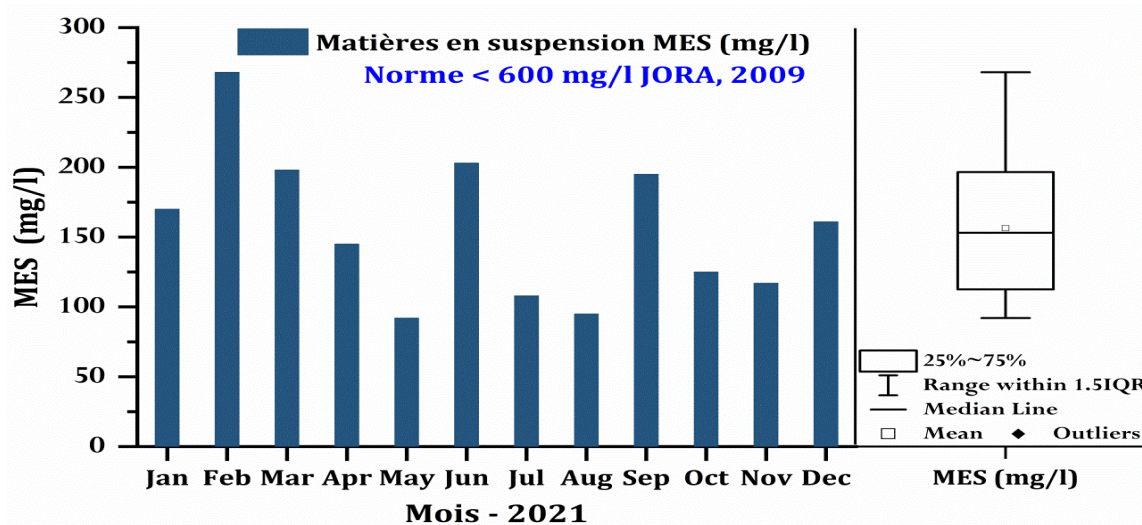


Figure IV.6 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la MES des EU d'alimentation

Les fortes concentrations de MES dans les EU peuvent réduire la luminosité et la production organique en raison de la faible concentration de l'OD dans les EU, et sont donc considérées comme un élément de pollution. Toutefois, les valeurs moyennes de concentration de MES dans les EU analysées dans notre étude ont révélé que les concentrations étaient inférieures à la norme autorisée qui est de 600 mg/L (JORA, 2009).

IV.3.3.7. Oxygène dissous (OD)

L'OD dans les EU provient principalement de l'atmosphère et de la photosynthèse des algues. Il est un élément clé pour toutes les formes de vie aquatique. La teneur en OD est affectée par plusieurs facteurs notamment la température, la pression atmosphérique, la salinité, la pénétration de la lumière, la quantité de nutriments, la respiration des organismes aquatiques, l'oxydation et la dégradation des polluants (Morin-Crini *et al.*, 2017). L'OD est exprimé en mg/L ou en pourcentage (%) de saturation en oxygène. Il est

consommé lors de la respiration des organismes vivants et des algues présents dans l'eau, lors de la décomposition des substances organiques par des micro-organismes aérobies et lors de l'oxydation de certains produits chimiques.

La Figure IV.7 montre l'évolution de l'OD des EUM traitées en première étape de traitement. Les valeurs extrêmes minimale et maximale de l'OD sont respectivement de 0.09 mg/L et 0.79 mg/L avec une concentration moyenne de $(0.37 \pm 0.21 \text{ mg/L})$. Plus de 50 % de la série de données se situe dans la fourchette (0.09 - 0.46 mg/L). Ce résultat est similaire à celui obtenu par Belkaçem *et al.* (2013) ($< 0.25 \text{ mg/L}$), mais inférieur à celui rapporté par Zobeidi & Bebbi (2015) ($> 0.59 \text{ mg/l}$) à El-Oued.

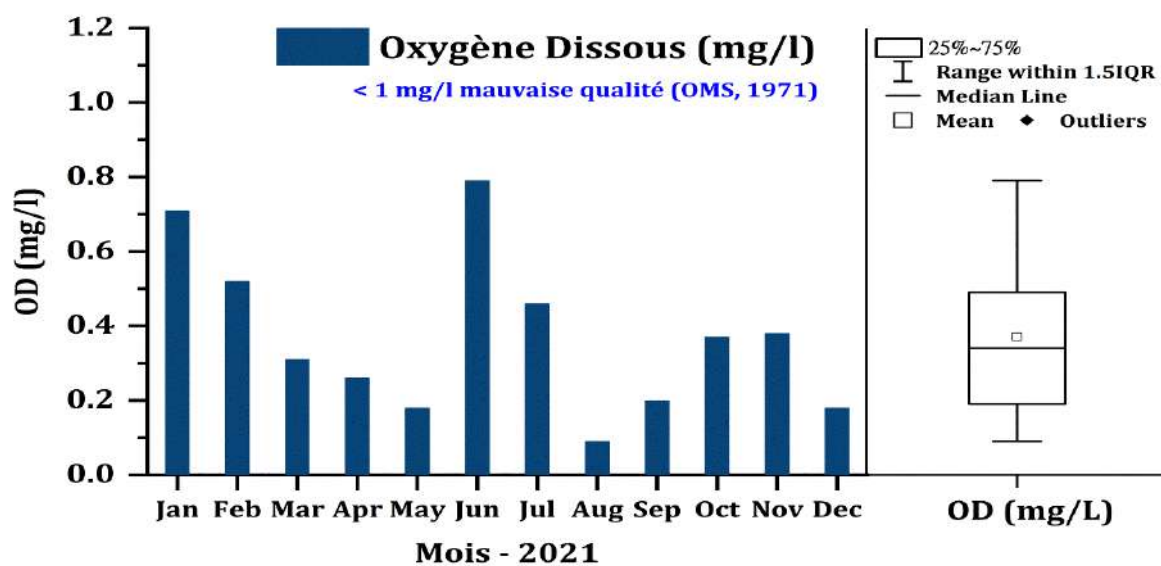


Figure IV.7 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de l'OD des EU d'alimentation

Pendant la période d'essai, l'OD était très faible en raison de la grande consommation d'oxygène nécessaire à la décomposition organique et la nitrification (Kadlec & Knight, 1996). La valeur moyenne obtenue pendant la durée de l'étude est inférieure à 1 mg/l, ce qui est considéré comme très faible selon les normes de l'OMS, (1971). Cela indique que les EU traitées par procédé primaire peuvent présenter des risques pour la vie aquatique et nécessitent donc un traitement supplémentaire pour augmenter la teneur en OD.

IV.3.4. 8. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est un paramètre important pour évaluer la quantité de la MO présentes dans les EU. Comme mentionné précédemment, la DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement toutes les MO présentes dans l'eau en CO_2 et en H_2O (Hopcroft, 2014). En général, la DCO est utilisée pour évaluer la quantité de substances organiques et inorganiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau (Rodier, 1996).

Selon la [Figure IV.8](#), les analyses des EU de la région d'étude ont révélé une concentration moyenne en DCO de $(232.76 \pm 68.91 \text{ mg/L})$, avec un minimum de 114 mg/L et un maximum de 373 mg/L. La plupart des résultats des analyses descriptives se situent entre 194 mg/L et 274 mg/L (nombre = 8/12). Ces valeurs indiquent que l'eau brute de la région d'étude est relativement chargée en MO. Des études antérieures menées par [Belkaçem et al. \(2013\)](#), [Labeled et al. \(2014\)](#) et [Amiri et al. \(2019\)](#) ont également souligné que les concentrations de polluants dans l'eau brute augmentent en raison de la température élevée et de l'évaporation ([Ounoki & Achour, 2014](#)).

Il convient de souligner que les concentrations de DCO sont parmi les critères les plus importants pour choisir la méthode appropriée de traitement des EU et pour déterminer le niveau de traitement requis ([Djeddou et al., 2013](#)). Les rapports de biodégradation, qui sont calculés à partir des concentrations de DCO, permettent de mesurer l'efficacité des processus de traitement biologique et de déterminer si la concentration de la MO a été réduite à un niveau acceptable. Par conséquent, la détermination précise de la DCO est essentielle pour évaluer l'efficacité des processus de traitement des EU et pour garantir que les eaux traitées sont sûres pour l'environnement et la santé humaine.

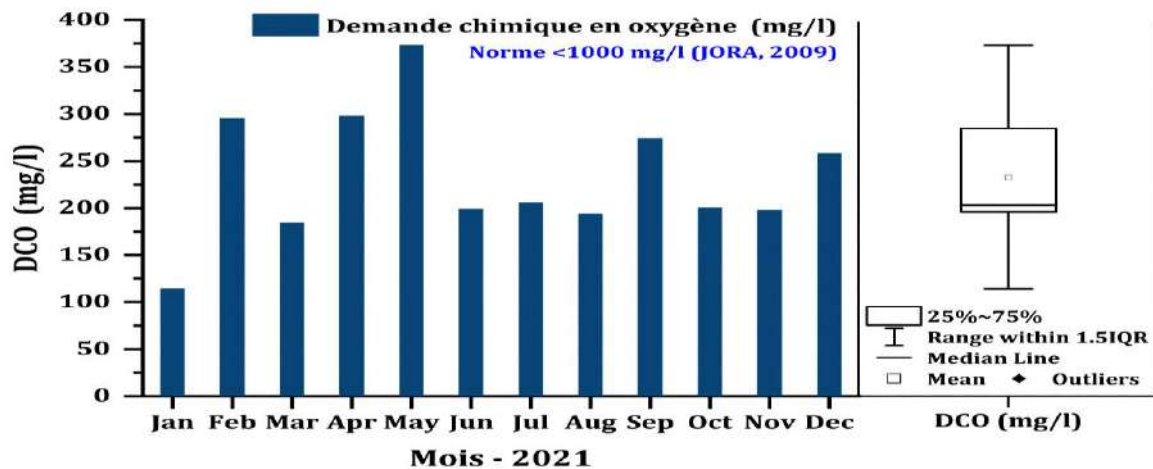


Figure IV.8 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la DCO des EU d'alimentation

Enfin, il est à souligner que les résultats obtenus respectent les normes en vigueur en Algérie, qui fixent la valeur limite maximale de déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une STEP à 1000 mg/L ([JORA, 2009](#)), et se situent dans la fourchette de référence pour les EU domestiques (250 à 1000 mg/L) ([Metcalf & Eddy, 2003](#)). Toutefois, il est essentiel de maintenir une surveillance continue de la qualité des EU et d'appliquer des méthodes de traitement efficaces pour minimiser l'impact environnemental et garantir la salubrité de l'eau pour tous.

IV.3.4.9. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO est une mesure couramment utilisée pour évaluer le potentiel de pollution des EU. Elle permet d'estimer la quantité de MO biodégradables présentes dans les EU. La DBO est définie comme la quantité d'OD consommée par une population mixte de micro-organismes lors de l'oxydation aérobie des MO à une température contrôlée de 20 °C pendant une période de cinq jours (Riffat, 2013).

Dans cette étude, les concentrations de la DBO₅ ont été mesurées (Figure IV.9) et ont montré des variations allant d'une valeur minimale de 80 mg/L à une valeur maximale de 220 mg/L, avec une valeur moyenne de (124.50 ± 38.85 mg/L). Ces résultats sont cohérents avec les études précédentes menées par Harrat *et al.* (2013), Amiri (2017) et Labeled (2015). Les concentrations minimales sont généralement observées en hiver, sauf pour le mois d'août où la plus faible concentration est enregistrée. Les concentrations maximales sont généralement observées en été. Ces résultats se situent dans la plage des concentrations admissibles pour les EU d'origine domestique, qui varient de 100 à 360 mg/L, conformément à la réglementation établie par Metcalf & Eddy (2003).

Il est important de souligner que les résultats obtenus dans cette étude sont conformes aux normes en vigueur en Algérie, qui fixent la valeur maximale de déversement des EU dans le réseau public d'égouts ou dans une STEP à 500 mg/L (JORA, 2009). Cette valeur limite est déterminée en fonction de la quantité et de la qualité des substances nocives présentes dans les EU, ainsi que de leur effet sur l'environnement et sur la santé humaine.

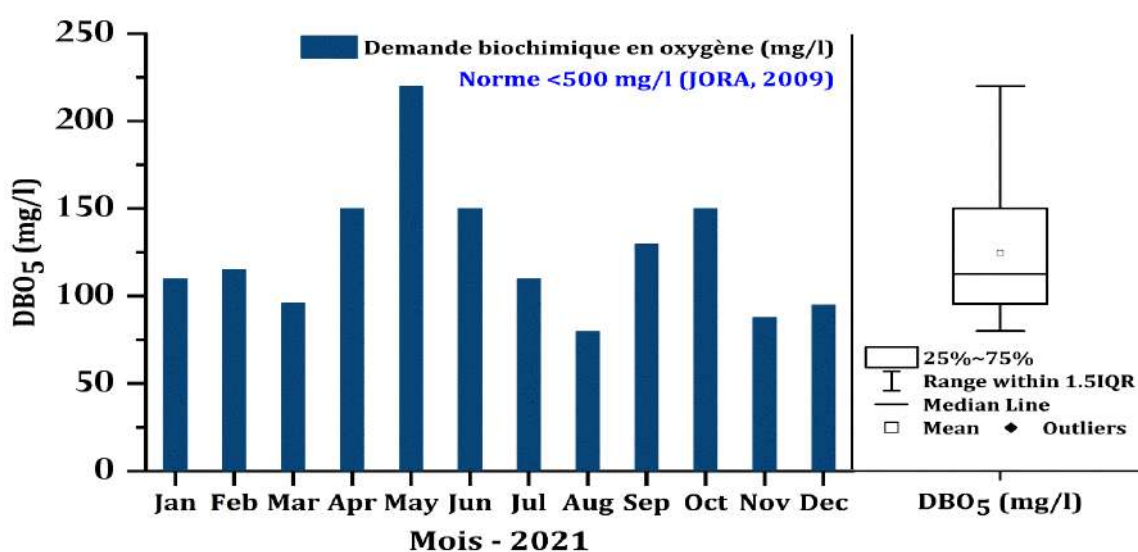


Figure IV.9 | Variation mensuelle des valeurs moyennes de la DBO₅ des EU d'alimentation

Le non-respect de la limite de qualité des EU peut entraîner une contamination de l'eau potable, des sols et des écosystèmes locaux. Les EU contiennent souvent des composés organiques et inorganiques dangereux pour la santé humaine, tels que des métaux lourds, des pesticides, des hydrocarbures et des résidus pharmaceutiques. Il est donc impératif de surveiller régulièrement la qualité des EU pour garantir leur conformité aux normes environnementales et sanitaires en vigueur. Cela nécessite la mise en place de traitements adéquats pour éliminer les substances nocives des EU et assurer leur conformité aux réglementations locales.

IV.3.4.10. Biodégradabilité et matière oxydable

Le **Tableau IV.2** présente les valeurs du coefficient de biodégradabilité des EU, exprimée par les rapports DBO_5/DCO , DCO/DBO_5 et la matière oxydable.

Le rapport DBO_5/DCO est un indicateur couramment utilisé pour évaluer la biodégradabilité des EU. Un rapport supérieur à 0.5 indique une biodégradabilité élevée, tandis qu'un rapport inférieur à 0.3 nécessite un traitement chimique avant le traitement biologique habituel. Les résultats obtenus pour le rapport DBO_5/DCO dans notre étude varient de 0.36 à 0.96 avec une moyenne de 0.53 pour les EU initialement traitées, tel qu'indiqué dans le **Tableau I.6**. Ces résultats situent les EU dans la plage des EU traitées par voie primaire, ce qui les rend facilement biodégradables par des processus biologiques (Metcalf & Eddy, 2003).

Tableau IV.2 | Ratios de divers paramètres pour caractériser les EU Evaluation de la pollution organique des eaux brutes.

Eaux usée d'alimentation: DCO, DBO₅, DBO₅/DCO, DCO/DBO₅ et MO					
Date de prélèvement (Janvier 2021, Décembre 2021)					
Mois	DCO	DBO₅	DBO₅/DCO	DCO/DBO₅	MO
Jan.	114	110	0.964	1.036	111.33
Févr.	295	115	0.389	2.565	175.00
Mars.	184	96	0.521	1.916	125.33
Avr.	298	150	0.503	1.986	199.33
Mai.	373	220	0.589	1.695	271.00
Juin.	199	150	0.753	1.326	166.33
Juill.	206	110	0.533	1.872	142.00
Août	194	80	0.412	2.425	118.00
Sept.	274	130	0.474	2.107	178.00
Oct.	200.16	150	0.749	1.334	166.72
Nov.	198	88	0.444	2.250	124.66
Déc.	258	95	0.368	2.715	149.33
Moy	232.76	124.5	0.53	1.86	160.58

Le rapport DCO/DBO₅ est également un indicateur important de la biodégradabilité des EU (**Tableau I.5**). Nos résultats montrent que ce rapport varie de 1.03 à 2.7 avec une moyenne de 1.86, résultat obtenu est proche de celui rapporté par (**Bachi *et al.*, 2022**), indiquant que la MO présente dans les EU traitées par voie primaire, est biodégradable et a une origine unique (**Atinkpahoun, 2018**).

IV.3.4.11. Teneurs en azote ammoniacal (NH₄⁺)

L'azote est un élément vital pour la vie sur terre, présent dans de nombreux composés organiques et inorganiques. Cependant, un excès d'azote dans les eaux résiduaires peut causer des problèmes environnementaux tels que l'eutrophisation. Selon une étude menée par **Deronzier *et al.* (2002)**, les déjections humaines sont la principale source d'azote dans les eaux résiduaires. Il existe deux formes réduites d'azote : l'azote l'ammoniac et l'ammonium, ils sont produits par la décomposition des MO azotées, ainsi que deux formes oxydées : l'azote nitrique et l'azote nitreux produites lors de la nitrification (**Amor, 2018**).

L'azote ammoniacal est facilement assimilable par les plantes et les algues, entraînant une croissance excessive de la végétation dans les plans d'eau récepteurs et provoquant ainsi une eutrophisation. Les EU peuvent contenir des niveaux élevés d'azote NH₄⁺ environ 45 mg/L (**Amor, 2018**), une forme d'azote issue de la dégradation des protéines et des acides aminés. Les concentrations de NH₄⁺ dans les EU domestiques peuvent varier considérablement en fonction de divers facteurs tels que la saison, la température et la présence de produits chimiques ou de médicaments, généralement comprises entre 20 et 60 mg/L (**Metcalf & Eddy, 2014**). Les activités humaines sont responsables d'une grande partie de la présence de NH₄⁺ dans les EU, mais d'autres sources telles que l'agriculture, l'élevage et les industries peuvent également contribuer à la charge en azote dans les EU.

La **Figure IV.10** montre que les résultats de l'analyse de l'azote NH₄⁺ après le traitement primaire présentent une variation saisonnière, avec une valeur minimale de 18.6 mg/L observée en septembre et une valeur maximale de 46.4 mg/L observée en octobre, avec une moyenne de (29.7 ± 8.00 mg/L). Ces résultats sont inférieurs à ceux obtenus dans d'autres études menées dans différentes régions d'Algérie, telles que celles menées par **Zobeidi & Bebba (2015)** et **Zaghdi *et al.* (2018)** dans la région d'El-Oued, **Belkaçem *et al.* (2016)** dans la région de Ouargla et **Amiri (2019)** dans la région de Touggourt. Cependant, ils restent supérieurs à ceux trouvés par **Belkaçem *et al.* (2013)**.

Les valeurs de NH_4^+ enregistrées au niveau de l'effluent de la ville de Touggourt dépassent les normes recommandées par l'OMS en 1971 ($> 8 \text{ mg/L}$).

Les niveaux d'azote NH_4^+ dans les EU peuvent varier en fonction de divers facteurs tels que les habitudes alimentaires, les pratiques agricoles et les conditions climatiques. Il est essentiel de surveiller régulièrement ces niveaux pour évaluer l'efficacité des systèmes de traitement des EU et prendre des mesures pour prévenir la pollution de l'eau et la prolifération d'algues nuisibles.

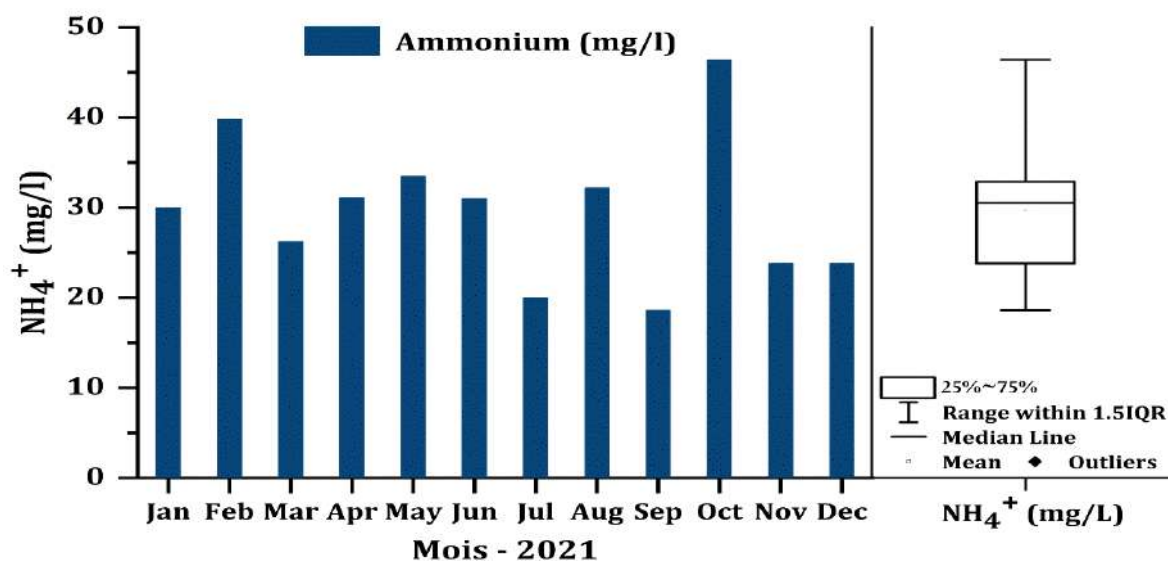


Figure IV.10 | Évolution temporelle de l'azote ammoniacal NH_4^+ des EU d'alimentation

IV.3.4.12. Teneurs en nitrites (NO_2^-)

Les NO_2^- sont des composés azotés présents dans les eaux EU brutes, résultant de la dégradation de l' NH_4^+ par des bactéries nitrifiantes en présence d'oxygène (Petra, 2013). Les niveaux de NO_2^- peuvent varier en fonction de facteurs tels que la saison, la température, le pH et la présence de produits chimiques. Cependant, ces composés peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques, en plus de contribuer à la formation de composés potentiellement cancérigènes appelés nitrosamines (Le Roux, 2011). Par conséquent, il est important de surveiller les niveaux de NO_2^- dans les EU brutes pour protéger la santé des écosystèmes aquatiques (Bartacek *et al.*, 2016).

Les résultats de l'analyse des concentrations en NO_2^- dans les EU traitées au stade primaire ont été présentés dans la Figure IV.11. Les concentrations moyennes étaient faibles, allant de 0.025 mg/L à 0.141 mg/L. Ces valeurs ont été très similaires tout au long de la période de suivi, avec une concentration moyenne de NO_2^- de $(0.068 \pm 0.033 \text{ mg/L})$.

Ces résultats concordent avec les résultats obtenus par d'autres auteurs dans la même zone d'étude, tels que [Amiri \(2019\)](#) et [Saoudi et al. \(2022\)](#).

Les valeurs obtenues pour les EU rejetées dans le milieu récepteur étaient conformes aux normes algériennes, qui imposent une limite maximale de 0.1 mg/L pour la teneur en substances nocives des EU autres que domestiques lors de leur rejet dans un réseau d'assainissement ou dans une STEP ([JORA, 2009](#)).

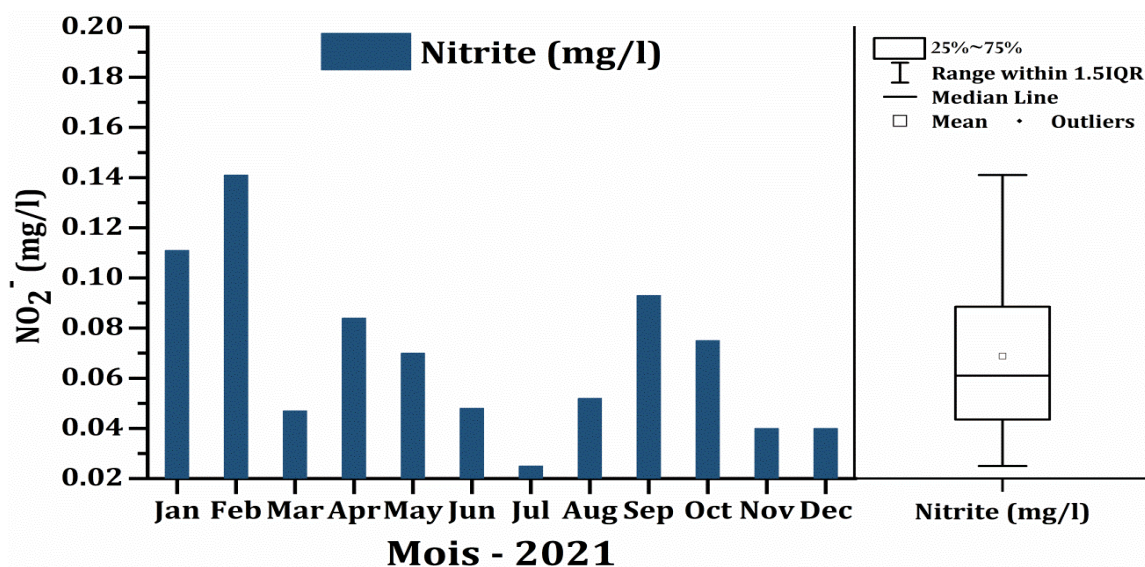


Figure IV.11 | Évolution temporelle de l'azote ammoniacal NO₂⁻ des EU d'alimentation

IV.3.4.13. Teneurs en nitrates (NO₃⁻)

Les EU brutes peuvent contenir des NO₃⁻, qui sont des composés azotés produits par la dégradation de l'azote ammoniacal NH₄⁺ par des bactéries nitrifiantes. Les niveaux de NO₃⁻ dans les EU brutes peuvent être élevés en raison de la présence de MO dégradables et de l'absence d'oxygène dans les systèmes de traitement ([Petra, 2013](#)). Cependant, ces niveaux peuvent également varier en fonction de divers facteurs tels que la saison, la température, le pH et la présence de produits chimiques ([Metcalf & Eddy, 2014](#)).

La présence de NO₃⁻ dans l'eau potable peut être nocive pour la santé humaine s'ils sont présents à des concentrations élevées, car cela peut entraîner la méthémoglobinémie, également connue sous le nom de syndrome du bébé bleu ([Marlier et al., 2021](#)). De plus, la présence de NO₃⁻ peut également contribuer à la prolifération d'algues, ce qui peut détériorer la qualité de l'eau et perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques. Il est donc essentiel de surveiller les niveaux de NO₃⁻ dans les EU brutes afin de protéger la santé humaine et les écosystèmes aquatiques ([Metcalf & Eddy, 2014](#)).

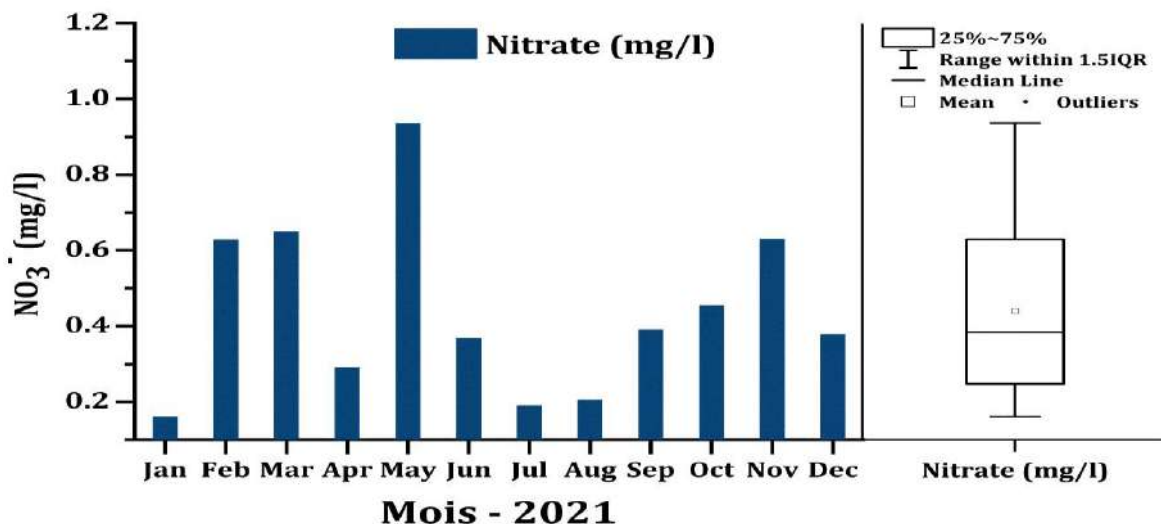


Figure IV.12 | Évolution temporelle de l'azote ammoniacal NO₃⁻ des EU d'alimentation

Les concentrations initiales de NO₃⁻ dans l'eau brute ont été représentées graphiquement dans la [Figure IV.12](#) et variaient entre 0.161 mg/L et 0.936 mg/L, avec une moyenne de (0.44 ± 0.231 mg/L). Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par [Zobeidi & Bebba \(2015\)](#), mais inférieurs à ceux signalés par d'autres études menées à Ouargla, Alger et Mascara, signalées par [Belkaçem *et al* \(2016\)](#) (1.24 mg/L), [Benrejdal & Ghoualem, \(2017\)](#) (1.237 mg/L) et par [Saifi *et al* \(2018\)](#) (1.4 mg/L), respectivement.

Il est important de noter que les concentrations de NO₃⁻ dans l'eau peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs, notamment les pratiques agricoles, les conditions environnementales et les processus naturels de l'écosystème. Des études supplémentaires sont nécessaires pour comprendre ces facteurs et identifier les mesures appropriées pour réduire les niveaux de contamination dans les zones touchées.

IV.3.4.14. Teneurs en Orthophosphates (PO₄³⁻)

Les EU peuvent contenir des composés phosphorés tels que les PO₄³⁻, qui proviennent de sources naturelles diverses telles que la MO, les détergents et les engrais. Les niveaux de PO₄³⁻ peuvent varier en fonction de plusieurs facteurs tels que le pH et la température ([Narasiah *et al.*, 1988](#)), et ils peuvent être nocifs pour les écosystèmes aquatiques. Afin de protéger ces écosystèmes, il est important de surveiller et de contrôler les niveaux de PO₄³⁻ dans les EU. Les traitements des EU peuvent réduire efficacement ces niveaux avant le rejet des eaux dans les plans d'eau récepteurs ([Némery *et Garnier*, 2016](#)).

Selon [Némery & Garnier \(2016\)](#), le phosphore existe sous forme organique et minérale, soit dissous dans l'eau, soit sous forme de plancton attaché à la molécule d'eau, après sa décomposition.

D'après le [Tableau IV.1](#) et la [Figure IV.13](#), les concentrations moyennes de PO_4^{3-} dans les EU traitées par le procédé primaire sont comprises entre 1.19 mg/L en tant que valeur minimale et 3.77 mg/L en tant que valeur maximale, avec une moyenne de $(2.42 \pm 0.64 \text{ mg/L})$. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par [Amiri \(2017\)](#) à Touggourt et [Rahi et Faisal \(2019\)](#) à Al-Rustumia en Iraq, où les concentrations moyennes en PO_4^{3-} étaient respectivement de 2.2 mg/L et 2.7 mg/L. Cependant, les concentrations en PO_4^{3-} trouvées dans notre étude sont nettement inférieures à celles rapportées par [Saoudi et al. \(2022\)](#) à Touggourt (30.48 mg/L) et [Saad et al. \(2016\)](#) à Témacine (33.09 mg/L).

Les résultats montrent que les concentrations moyennes en PO_4^{3-} dans les EU dépassent la norme de rejet dans un milieu récepteur, fixée à 2 mg/L selon [JORA \(2009\)](#). Les EU présentent ainsi un risque de contamination environnementale s'ils sont rejetés directement dans les rivières ou les plans d'eau. Il est donc nécessaire de développer des technologies de traitement plus avancées pour réduire efficacement les concentrations en PO_4^{3-} dans les EU avant leur rejet dans l'environnement. Des recherches supplémentaires sont également nécessaires pour identifier les sources de contamination et les mesures appropriées pour réduire les niveaux de PO_4^{3-} dans les EU.

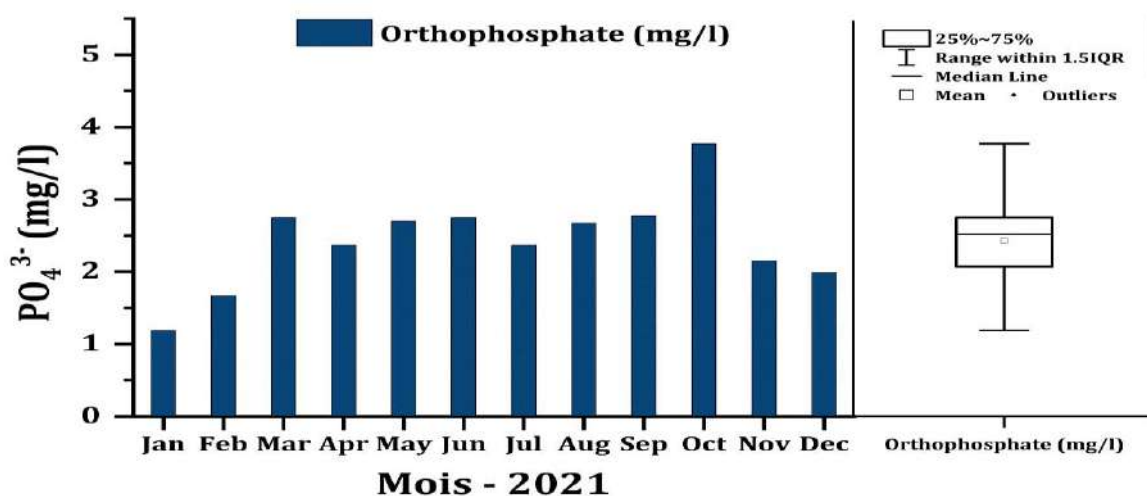


Figure IV.13 | Évolution temporelle de l'azote ammoniacal PO_4^{3-} des EU d'alimentation

IV.3.4.15. Indices de la pollution organique (IPO)

Le [Tableau IV.3](#) résume les classes de la qualité de pollution organique des EU de la région de Touggourt.

Après avoir calculé l'indice de pollution organique au niveau des EU de la région de Touggourt, qui s'élevait à $(\text{IPO} = 2.4)$, et l'avoir comparé aux valeurs indiquées dans le [Tableau I.6](#), il s'avère que la pollution organique est très forte.

Tableau IV.3 | Qualité organique des eaux usées de la région de Touggourt

Paramètres	Classe	Qualité
DBO ₅	1	Pollution organique très forte
NH ₄ ⁺	1	Pollution organique très forte
PO ₄ ³⁻	5	Pollution organique très forte
NO ₂ ⁻	5	Pollution organique forte.
IPO	2.4	Pollution organique forte

Il est donc nécessaire de prendre des mesures pour réduire la pollution organique des EU de la région de Touggourt, notamment en améliorant le traitement des EU avant leur rejet dans le milieu naturel. Cela peut se faire en utilisant des technologies de traitement plus performantes. De plus, une sensibilisation accrue de la population à la gestion responsable des déchets et des EU peut contribuer à réduire la charge polluante des EU dans la région.

IV.4. Comparaison de l'efficacité de *Canna indica* et *Typha latifolia*

a) Performance globale du système HCWs

Dans cette partie, nous avons examiné l'efficacité de trois systèmes de CWs à écoulement vertical (VFCWs) et horizontal (HFCWs) pour le traitement d'un effluent secondaire des EUM de la ville de Touggourt. Ces systèmes ont été testés à l'échelle du laboratoire après que l'effluent ait subi un traitement primaire dans les dispositifs de la STEP de Touggourt. Nous avons également évalué l'efficacité de deux plantes, à savoir *Canna indica* et *Typha latifolia*, en culture mono et mixte. Les variations mensuelles des paramètres physico-chimiques sont regroupées dans **Annexe III**.

Les résultats obtenus (**Tableau IV.4**) ont été comparés avec les résultats des CWs non plantées (contrôle) ainsi qu'avec les normes de rejet établies par JORA en **2006** et en **2012**.

Les plantes ont également eu un effet bénéfique sur le traitement de l'effluent. Cela suggère que l'utilisation de plantes en pourrait être une stratégie efficace pour améliorer l'efficacité des systèmes de traitement des EU.

En conclusion, cette partie de l'étude démontre l'efficacité de système HCWs pour le traitement des EU, ainsi que l'importance de l'utilisation de plantes pour améliorer la qualité de l'eau traitée. Les résultats de cette partie pourraient être utiles pour le développement de systèmes de traitement des EU plus efficaces et durables dans les régions arides comme Touggourt.

Tableau IV.4 | Caractéristiques des paramètres de qualité de l'eau en sortie du système VFCWs et HFCWs, Rendement d'élimination (R%)

Zone humide à écoulement hybride Non plantée HCW₀					
Symbole	VFCW_s		HFCW_s		Amélioration Par HFCWs %
	Effluent	R %	Effluent	R%	
T	20.98 ± 6.63* (12.90 - 28.90) **	/	21.20 ± 7.32 (12.50 - 33.10)	/	/
pH	7.59 ± 0.48 (6.78 - 8.29)	/	7.50 ± 0.29 (7.11 - 8.05)	/	/
CE	7.42 ± 1.52 (5.03 - 10.63)	/	9.95 ± 4.32 (4.89 - 18.03)	/	/
OD	2.54 ± 1.55 (0.52 - 4.88)	/	3.21 ± 0.77 (2.34 - 4.70)	/	/
SDT	5180.95 ± 864.99 (4075.96 - 7008.7)	/	6990.22 ± 3247.86 (3045.0 - 13974.16)	/	/
Salinité	4.43 ± 0.84 (2.70 - 5.90)	/	5.80 ± 1.80 (3.00 - 9.10)	/	/
MES	29.75 ± 13.92 (12.0 - 61.00)	80.98	18.08 ± 9.37 (5.00 - 37.00)	88.43	7.45
DCO	73.55 ± 22.35 (47.00 - 118.0)	68.40	48.92 ± 19.25 (23.00 - 87.40)	78.98	10.57
DBO₅	19.33 ± 13.64 (5.00 - 56.00)	84.47	8.33 ± 5.63 (2.00 - 18.00)	93.30	8.83
NH₄⁺	14.97 ± 10.83 (0.00 - 26.2)	49.56	0.057 ± 0.117 (0.00 - 0.305)	99.80	50.23
NO₂⁻	0.020 ± 0.014 (0.00 - 0.048)	69.85	0.0099 ± 0.0086 (0.00 - 0.023)	85.59	15.73
NO₃⁻	0.749 ± 0.432 (0.172 - 1.759)	-70.22	0.352 ± 0.202 (0.002 - 0.672)	19.79	90.01
PO₄³⁻	1.281 ± 0.595 (0.607 - 2.41)	47.24	0.482 ± 0.259 (0.089 - 0.850)	80.15	32.90
Zone humide à écoulement hybride plantée avec la culture mono <i>Canna indica</i> HCW₁					
T	21.03 ± 6.82 (12.20 - 29.40)	/	20.14 ± 6.39 (12.60 - 29.50)	/	/
pH	6.88 ± 0.24 (6.59 - 7.20)	/	7.23 ± 0.34 (6.71 - 7.78)	/	/
CE	9.46 ± 2.48 (5.99 - 13.12)	/	11.16 ± 3.46 (6.40 - 17.28)	/	/
OD	4.04 ± 1.18 (1.66 - 5.41)	/	3.15 ± 1.08 (2.19 - 5.85)	/	/
SDT	6523.08 ± 1156.72 (5111.9 - 8253.7)	/	7661.40 ± 2097.92 (5464.06 - 12684.9)	/	/
Salinité	5.80 ± 1.48 (3.30 - 8.60)	/	6.50 ± 2.20 (2.60 - 10.20)	/	/
MES	23.25 ± 8.23 (12.0 - 35.0)	85.13	16.08 ± 8.15 (0.00 - 32.00)	89.71	4.58
DCO	62.90 ± 21.92 (36.6 - 105.0)	72.97	42.68 ± 17.97 (17.5 - 79.70)	81.66	8.68
DBO₅	14.50 ± 9.96 (2.0 - 38.0)	88.35	6.58 ± 4.07 (1.00 - 16.00)	94.71	6.35
NH₄⁺	0.932 ± 1.41 (0.00 - 3.71)	96.86	0.0227 ± 0.065 (0.00 - 0.225)	99.92	3.06
NO₂⁻	0.017 ± 0.010 (0.00 - 0.038)	74.09	0.0087 ± 0.0068 (0.00 - 0.024)	87.22	13.13
NO₃⁻	0.762 ± 0.344 (0.258 - 1.472)	-73.35	0.375 ± 0.247 (0.006 - 0.895)	14.73	88.08
PO₄³⁻	0.742 ± 0.431 (0.222 - 1.47)	69.43	0.347 ± 0.261 (0.084 - 0.763)	85.68	16.25

Zone humide à écoulement hybride plantée avec la culture mono <i>Typha latifolia</i> HCW ₂					
T	20.80 ± 6.48 (12.30 – 28.70)	/	20.86 ± 7.04 (12.60 – 32.30)	/	/
pH	6.92 ± 0.26 (6.62 – 7.28)	/	7.03 ± 0.33 (6.68 – 7.78)	/	/
CE	10.48 ± 3.00 (6.16 – 14.81)	/	16.87 ± 8.42 (8.24 – 32.30)	/	/
OD	4.14 ± 1.38 (2.22 – 6.86)	/	3.71 ± 1.40 (1.92 – 6.44)	/	/
SDT	7262.78 ± 1493.33 (4645.38 – 8852.8)	/	11335.88 ± 4487.9 (7034.98 – 19598.9)	/	/
Salinité	6.23 ± 1.48 (3.70 – 8.20)	/	10.49 ± 5.23 (4.60 – 20.30)	/	/
MES	25.83 ± 12.43 (4.00 – 50.00)	83.48	14.83 ± 6.83 (0.00 – 26.00)	90.51	7.03
DCO	69.60 ± 27.30 (39.80 – 125.3)	70.09	39.27 ± 11.48 (19.00 – 55.30)	83.12	13.02
DBO₅	13.75 ± 7.39 (2.00 – 29.00)	88.95	6.91 ± 4.35 (1.00 – 17.00)	94.44	5.48
NH₄⁺	0.615 ± 0.783 (0.00 – 2.60)	97.92	0.0267 ± 0.065 (0.00 – 0.224)	99.91	1.98
NO₂⁻	0.0198 ± 0.012 (0.003 – 0.047)	71.18	0.007 ± 0.006 (0.00 – 0.018)	89.22	18.03
NO₃⁻	0.850 ± 0.451 (0.253 – 1.82)	-93.35	0.556 ± 0.376 (0.10 – 1.33)	-26.38	66.96
PO₄³⁻	0.809 ± 0.536 (0.154 – 1.92)	66.66	0.333 ± 0.210 (0.041 – 0.68)	86.28	19.62
Zone humide à écoulement hybride plantée avec la culture mixte HCW ₃					
T	20.88 ± 6.62 (12.40 – 29.00)	/	20.86 ± 7.10 (12.60 – 32.20)	/	/
pH	6.93 ± 0.22 (6.59 – 7.33)	/	7.01 ± 0.27 (6.62 – 7.45)	/	/
CE	10.83 ± 4.56 (5.94 – 20.80)	/	17.55 ± 9.31 (7.60 – 37.70)	/	/
OD	3.50 ± 1.13 (1.65 – 5.18)	/	3.84 ± 1.31 (2.10 – 6.35)	/	/
SDT	7451.77 ± 2499.15 (4046.3 – 12260.3)	/	11691.58 ± 4718.59 (6488.57 – 20894.8)	/	/
Salinity	6.35 ± 2.32 (3.60 – 10.90)	/	10.81 ± 5.81 (4.20 – 23.90)	/	/
MES	22.25 ± 9.94 (0.00 – 36.00)	85.77	16.50 ± 9.00 (0.00 – 33.00)	89.45	3.67
DCO	66.09 ± 24.98 (33.00 – 114.0)	71.60	35.98 ± 19.18 (13.00 – 76.7)	84.54	12.93
DBO₅	12.33 ± 6.58 (5.00 – 26.00)	90.09	6.16 ± 3.63 (2.00 – 14.00)	95.04	4.95
NH₄⁺	0.383 ± 0.472 (0.00 – 1.55)	98.70	0.0054 ± 0.013 (0.00 – 0.04)	99.98	1.27
NO₂⁻	0.018 ± 0.012 (0.0015 – 0.042)	72.57	0.006 ± 0.004 (0.00 – 0.015)	90.93	18.35
NO₃⁻	1.038 ± 0.78 (0.30 – 2.95)	-136.11	0.526 ± 0.493 (0.08 – 1.641)	-19.58	116.35
PO₄³⁻	0.762 ± 0.49 (0.203 – 1.75)	68.63	0.363 ± 0.268 (0.078 – 0.84)	85.02	16.39
<p>Note: Les valeurs sont en mg/l sauf pour le pH, la T (°C) et le Rendement en (%) * Moyenne ± Ecart-type et ** (Min-Max)</p>					

IV.4.1. Evolution des paramètres physico-chimiques

IV.4.1.1. Evolution de la Temperature (T)

L'activité biologique des bactéries présentes dans les systèmes de traitement des EU est fortement influencée par la température. Les performances des bassins de CWs sont donc directement liées à la température de l'eau.

Le **Tableau IV.4** présente les valeurs moyennes de la température de l'eau de sortie de tous les bassins de CWs. L'évolution de la température de l'eau traitée pour chaque système de traitement au fil des mois est représentée dans la **Figure IV.14**. Au mois de décembre, la température la plus basse enregistrée était de 12.20 °C, tandis que la température la plus élevée de 29.40 °C a été enregistrée en juin dans le système VFCW₁ planté par *Canna indica*. Le système HFCW₀ a quant à lui enregistré une température minimale de 12.50 °C en janvier et une température maximale de 33.10 °C en juin.

Une différence significative ($P < 0.05$) a été enregistrée entre la température des EU d'alimentation et toutes les eaux traitées dans les VFCWs et les HFCWs. Nous avons observé une augmentation de la température de l'eau traitée par les systèmes HFCW₀ (33.1 °C), HFCW₂ (32.3 °C) et HFCW₃ (32.2 °C) en juin par rapport aux EU d'alimentation, en raison de l'augmentation de la température de l'air (+ de 48 °C) pendant la période de rétention. En été, la température de l'eau traitée est également influencée par la température élevée de l'air (Merghem *et al.*, 2016), ainsi que par la nature de l'eau potable exploitée à partir de la nappe albienne dans la région, qui peut dépasser 55 °C (Tabouche & Achour, 2010; Bouchemal, 2017; Bekkari *et al.*, 2020).

La valeur moyenne de la température de l'eau dans les VFCW fluctue entre 12.20 °C et 29.40 °C, tandis que dans les HFCW, elle varie entre 12.50 °C et 33.10 °C (**Figure IV.15**). Les résultats montrent que les systèmes de CWs ont un effet significatif sur la température de l'eau. En effet, la différence entre la température de l'eau d'alimentation et de l'eau traitée par les CWs indique une chute de température impressionnante allant jusqu'à 8 °C. De plus, il n'y a aucune différence significative dans la température de l'eau à la sortie des VFCW et HFCW, et il n'y a pas de différence significative de la température de l'eau entre les CWs plantées et le témoin. Les températures sont très proches le long de la durée du traitement ($P > 0.05$). Cette convergence observée des températures est le premier indicateur du rôle positif de la plante des CWs dans la régulation de la température dans l'environnement (Stefanakis *et al.*, 2018).

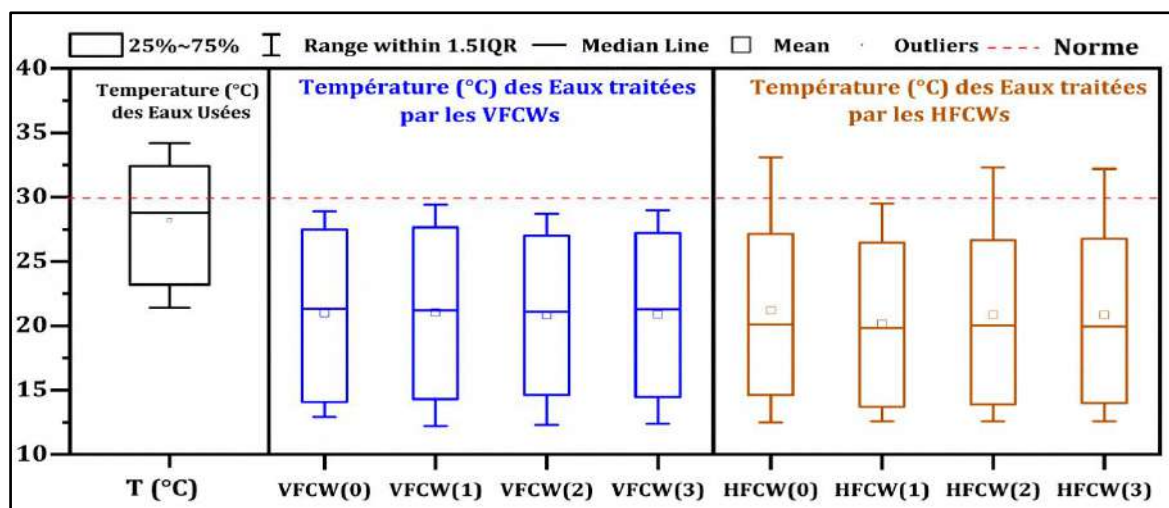


Figure IV.14 | Graphique en boîte à moustache de la température d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

La température joue un rôle essentiel dans le traitement des EU en affectant directement l'efficacité de l'élimination des nutriments. Les micro-organismes impliqués dans les processus de dégradation des contaminants sont particulièrement sensibles aux variations de température (Ahsan *et al.*, 2005). Des études ont montré que la diminution de la température à la sortie du bassin de traitement peut entraîner une diminution du nombre de micro-organismes et, par conséquent, une diminution de l'efficacité de l'épuration des EU (Meng *et al.*, 2019).

Il est important de maintenir une température adéquate pour favoriser une dégradation efficace de la MO et des nutriments. En effet, la décantation est plus efficace à des températures élevées, car elle favorise la sédimentation des particules. De plus, l'activité métabolique des micro-organismes diminue avec la diminution de la température du système, ce qui peut ralentir la vitesse de nitrification en dessous de 10 °C. Des études ont montré que des conditions optimales pour la prolifération des micro-organismes incluent une température modérée et un pH alcalin (Sevrin-Reyssac *et al.*, 1995; Langergraber *et al.*, 2009). Ces conditions permettent d'établir un équilibre biologique idéal pour la dégradation de la MO, conduisant ainsi à une décontamination efficace de l'eau (Hamaidi-Chergui *et al.*, 2016).

Les résultats d'analyse ont montré que la température à la sortie des lits de culture HCWs était inférieure aux valeurs limites des normes algériennes (JORA 2006; JORA 2012). Il est donc important de surveiller et de maintenir la température à un niveau optimal pour assurer une élimination efficace des nutriments et une décontamination complète des EU.

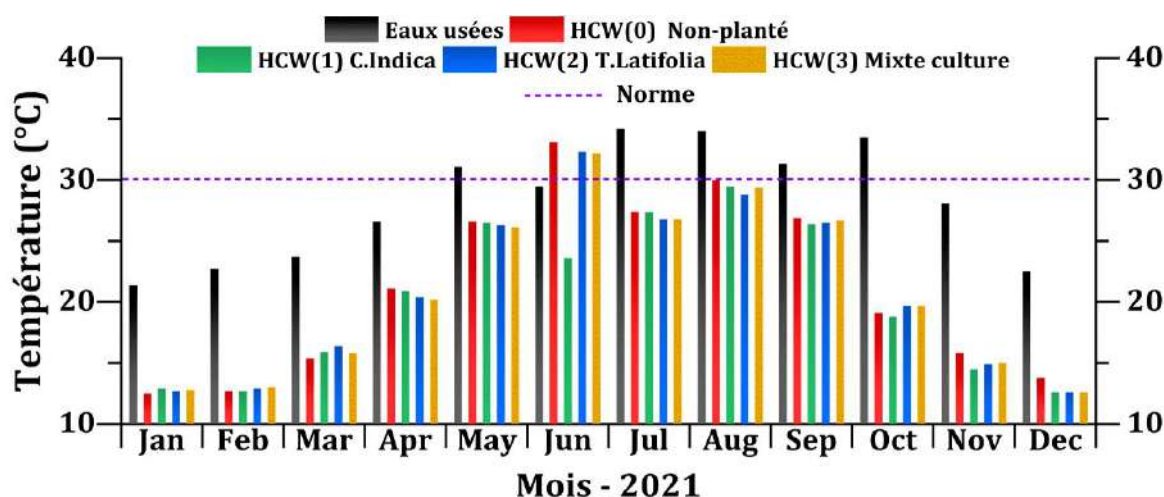


Figure IV.15 | Représentation graphique de la variation de la température à l'entrée et à la sortie du HCWs

IV.4.1.2. Evolution du pH

La Figure IV.16 présente les valeurs de pH des eaux d'entrée et de sortie pour chacun des bassins cultivés ainsi que le témoin dans les VFCW et les HFCW. On observe une diminution du pH dans les eaux d'alimentation après le passage dans les bassins de traitement VFCW (1), (2) et (3), passant de 7.53 à 6.88, 6.92 et 6.93, respectivement. Cette baisse de pH est due à l'oxydation de l' NH_4^+ et à la dégradation de la MO produisant du CO_2 qui acidifie le milieu, conformément aux résultats rapportés par [Yahiaoui et al. \(2020\)](#) et [Li et al. \(2023\)](#). En revanche, une légère augmentation du pH jusqu'à 7.59 a été observée dans le bassin VFCW₀ non planté, comme a été signalé par [Saeed et al. \(2019\)](#). Il convient de noter que les écarts types de pH sont très variables entre les différents systèmes. Le système non planté VFCW₀ a l'écart type le plus élevé de 0.48, tandis que le système mixte culture VFCW₃ a l'écart type le plus faible de 0.22. Ces écarts types indiquent une certaine variabilité dans les mesures de pH pour chaque système.

Dans les HFCW (0), (1), (2) et (3), une légère augmentation des valeurs de pH a été enregistrée par rapport aux VFCWs, avec des valeurs de l'ordre de 7.50, 7.23, 7.03 et 7.01, respectivement. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par [Aalam et al. \(2022\)](#) et [Rouso et al. \(2019\)](#). Cette augmentation est due à une diminution de la concentration des ions de l' NH_4^+ après le traitement dans les VFCWs. Nous pouvons voir que les pH varient légèrement entre les différents systèmes, avec une plage allant de 6.62 à 8.05. Le système HFCW₃ planté par mixte culture ont les valeurs de pH les plus basses en moyenne, tandis que le système non planté HFCW₀ a des valeurs de pH les plus élevées en moyenne. Les valeurs de pH sont très similaires entre les différents systèmes, avec des écarts type allant de 0.27 à 0.34.

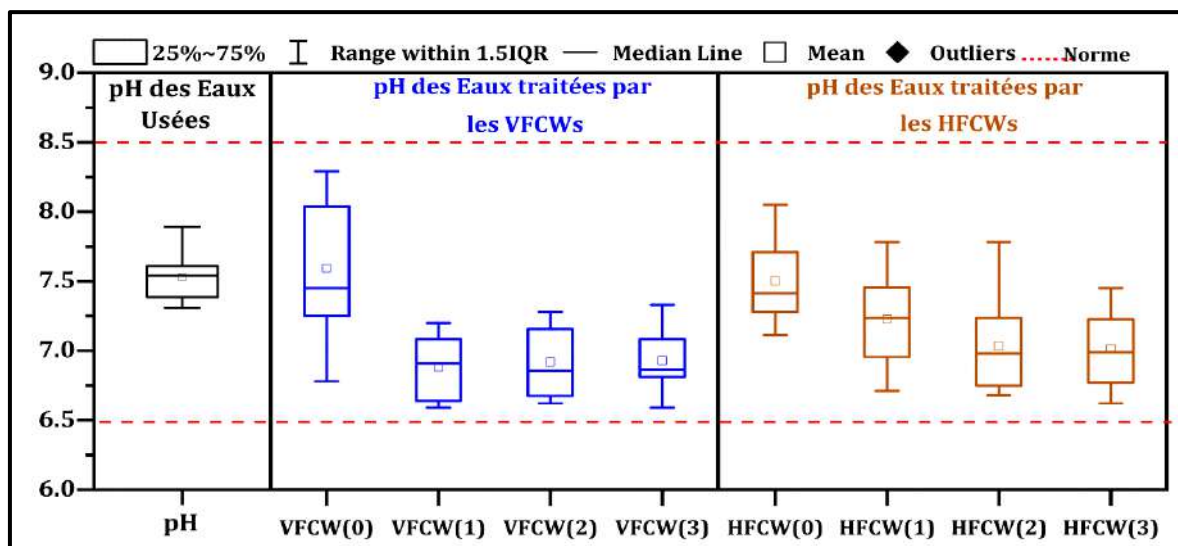


Figure IV.16 | Graphique en boîte à moustache du pH d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Le pH est un paramètre important dans les systèmes de traitement des EU car il peut affecter la croissance et le métabolisme des micro-organismes impliqués dans les processus de dégradation des contaminants. Des études antérieures ont prouvé qu'un pH supérieur à 6.5 favorise la dénitrification (Verhoeven & Meuleman, 1999). Les VFCW ont une capacité élevée à maintenir un pH stable dans les eaux traitées en raison de l'activité microbienne accrue par rapport aux HFCW, ce qui entraîne une utilisation plus efficace de la MO et des nutriments.

En termes de pH, l'analyse statistique a montré qu'il existait une différence significative entre les EU d'entrée et tous les systèmes HCW, qu'ils soient plantés ou non, ainsi qu'entre les bassins plantés et le bassin non planté ($P < 0,05$). La plante *Canna indica* a enregistré la plus forte diminution de la valeur du pH, avec une moyenne de 6.88, et la valeur la plus élevée a été observée dans le bassin HCW₀ non planté, à 7.50. De plus, le pH est resté constant dans les décharges finales (Figure IV.17) et se situe dans des plages acceptables pour la croissance des micro-organismes, conformément aux normes (JORA, 2006; JORA, 2012).

Le traitement des EU par les CWs peut entraîner une baisse du pH de l'eau traitée en raison de la production d'acides organiques par les micro-organismes présents dans les CWs. Cette acidification de l'eau peut avoir des effets négatifs sur les organismes aquatiques, mais peut également contribuer à la précipitation de certains contaminants tels que les métaux lourds, qui peuvent être éliminés plus efficacement de l'eau. Des études ont montré que la végétation des CWs peut contribuer à la régulation du pH de l'eau (Li *et al.*, 2023).

Ces résultats indiquent que les systèmes de traitement ont réussi à maintenir des niveaux de pH appropriés pour assurer une croissance efficace des micro-organismes impliqués dans la dégradation des contaminants. Il serait intéressant de poursuivre les études pour évaluer l'impact à long terme des différents types de plantes sur la qualité de l'eau traitée et la stabilité du pH dans les systèmes de traitement des EU.

Dans l'ensemble, la température et le pH se sont avérés dans une plage appropriée pour la croissance des microorganismes.

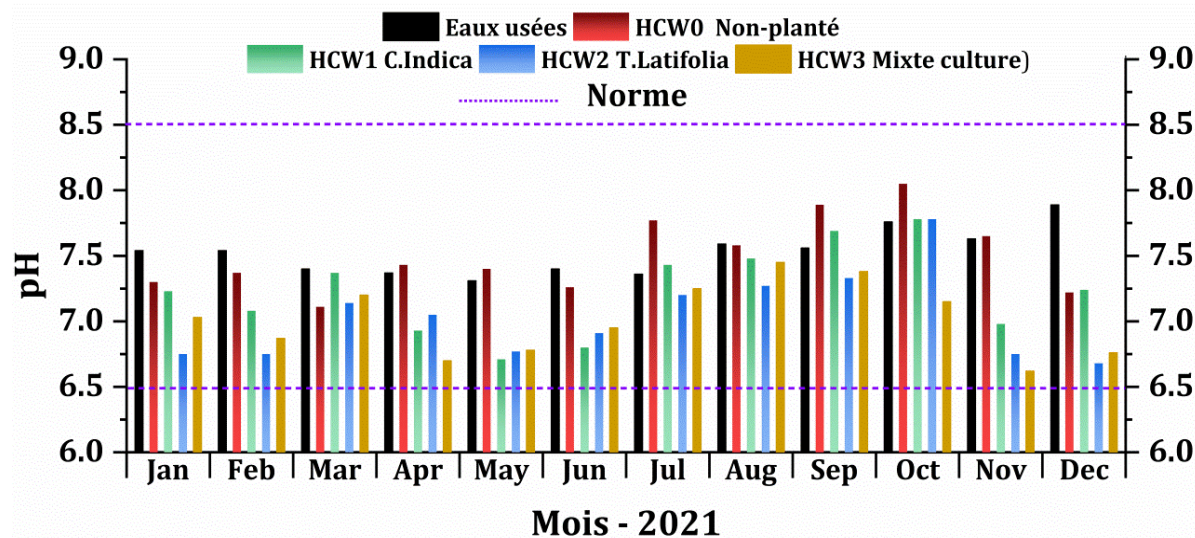


Figure IV.17 | Représentation graphique de la variation du pH à l'entrée et à la sortie du HCWs

IV.4.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE)

Les échantillons non traités ont présenté une CE allant de 4.04 à 5.75 mS/cm avec une valeur moyenne de $(4.76 \pm 0.45 \text{ mS/cm})$ (Tableau IV.1). Selon les Figures IV.18 et IV.19, les valeurs des effluents ont significativement augmenté dans tous les systèmes VFCW et HFCW par rapport à l'entrée. Les valeurs moyennes étaient $(7.42 \pm 1.52 \text{ mS/cm})$, $(9.46 \pm 2.48 \text{ mS/cm})$, $(10.48 \pm 3.0 \text{ mS/cm})$ et $(10.83 \pm 4.56 \text{ mS/cm})$ pour les systèmes VFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement. En revanche, les valeurs moyennes dans les systèmes HFCW (0), (1), (2), et (3) étaient de $(9.95 \pm 4.32 \text{ mS/cm})$, $(11.16 \pm 3.46 \text{ mS/cm})$, $(16.87 \pm 8.42 \text{ mS/cm})$ et $(17.55 \pm 9.31 \text{ mS/cm})$, respectivement (Tableau IV.4).

Les statistiques descriptives indiquent que l'écart type est de 0.45 mS/cm pour l'eau d'alimentation, de 1.52 mS/cm pour VFCW₀ et augmente considérablement pour les trois types de VFCW plantés 2.48 mS/cm, 3.0 mS/cm et 4.56 mS/cm respectivement. La médiane pour chaque plante est également fournie, qui est assez proche de la moyenne pour la plupart des plantes, ce qui suggère une distribution assez équilibrée des données.

L'augmentation de la CE à la sortie est due à plusieurs facteurs, notamment l'évaporation de l'eau résultant de la température élevée et de la transpiration des plantes (Chen *et al.*, 2017), ainsi que l'accumulation de sels produits par la minéralisation de la MO dans les CWs (Guerrouf & Seghairi, 2021). En outre, la transformation biologique des composés organiques en formes inorganiques de nutriments, de CO₂, de gaz CH₄ et de composés organiques plus simples contribue également à l'augmentation de la CE à la sortie (Bremond, 1973).

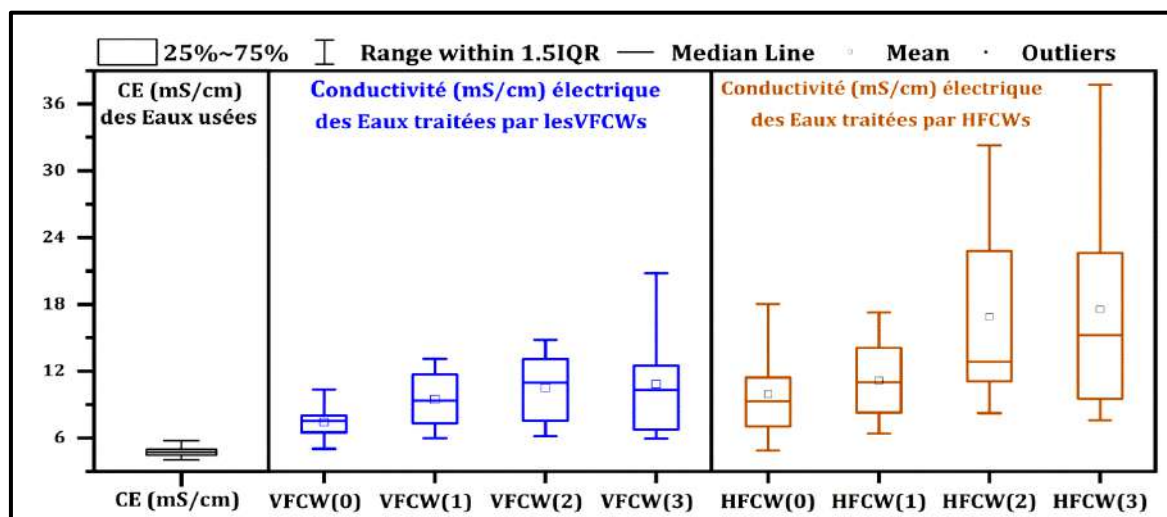


Figure IV.18 | Graphique en boîte à moustache de la CE d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Les valeurs de CE mesurées dans les systèmes HFCW étaient significativement plus élevées que celles obtenues dans les systèmes VFCW. En particulier, la CE de la culture mixte dans les HFCW (17.55 mS/cm) était supérieure à celle des monocultures. Toutefois, aucune différence significative de CE n'a été observée entre les différentes cellules cultivées, indiquant l'influence prédominante de la culture végétale sur la CE dans les filtres. Le principal facteur contribuant à l'augmentation de la CE était la densité des racines dans la zone inférieure du filtre (Yousef & Seghairi, 2022). Il convient de noter que les résultats obtenus dépassaient les limites de la CE recommandées (> 3.00 mS/cm Annexe I, Tableau .5) par les normes algériennes (JORA, 2006; JORA, 2012) ainsi que par les normes internationales de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2003) pour les eaux d'irrigation.

Des modifications et des considérations de conception simples mais importantes peuvent limiter les taux élevés d'évapotranspiration et ainsi minimiser la CE élevée. Un paramètre clé est la sélection d'espèces végétales pour les CW ayant le plus haut indice d'efficacité d'utilisation de l'eau, c'est-à-dire des besoins de transpiration réduits mais une

productivité de biomasse élevée. Il est donc important d'effectuer une étude appropriée des espèces végétales locales pour déterminer leur demande en eau et la quantité d'eau utilisée par transpiration par unité de matière sèche produite, et de comparer différentes plantes.

Les systèmes de CWs doivent être conçus avec la plus petite empreinte au sol possible, tout en respectant la qualité d'effluent souhaitée. Il convient de noter que les systèmes à écoulement souterrain sont préférables aux FWS en raison des taux d'évaporation plus élevés. Parmi les CW à écoulement souterrain, les VFCW sont préférés aux HFCW en raison de leur TRH plus court. L'aération artificielle peut réduire considérablement l'empreinte globale du système (Stefanakis, 2020).

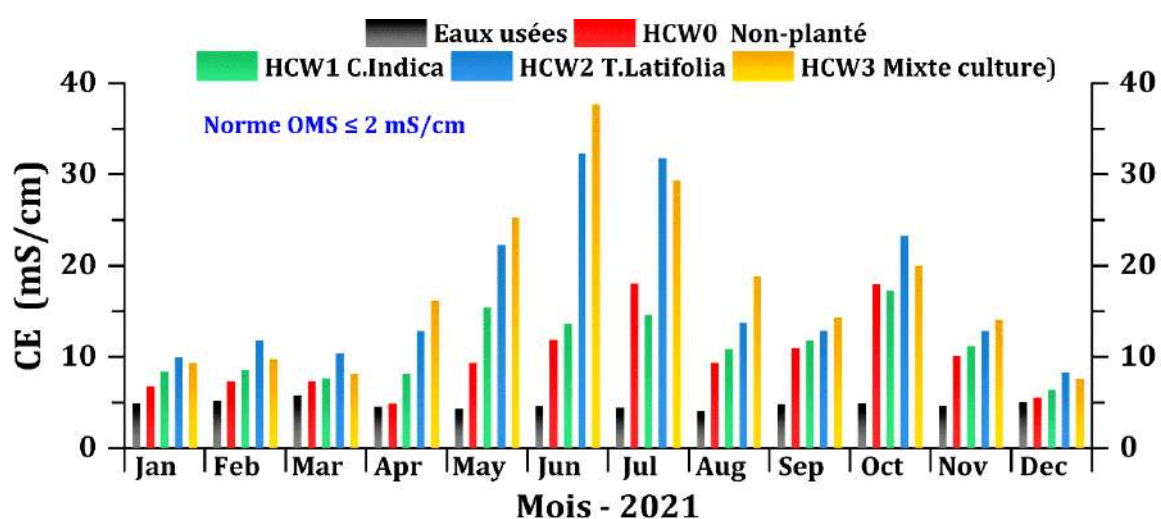


Figure IV.19 | Représentation graphique de la variation de la CE à l'entrée et à la sortie des HCWs

IV.4.1.4. Evolution de la salinité

La concentration en salinité des EU dépend de leur source, notamment le drainage agricole dans les zones aux sols salins, l'aquaculture, divers secteurs industriels et d'autres sources secondaires telles que les EU concentrées provenant des membranes ou des équipements d'électrolyse (Vymazal, 2014). L'excès de salinité des EU constitue une menace pour les écosystèmes aquatiques, y compris les microbes, les invertébrés, les vertébrés et les plantes. Les sels peuvent notamment interférer avec la pression ionique interne cellulaire, inhiber la germination des plantes et réduire la survie, la croissance et le rendement des plantules (Liang *et al.*, 2017).

Les Figures IV.20 et IV.22 montrent les valeurs moyennes de la salinité des eaux d'entrée et de sortie pour chacun des bassins cultivés et le témoin. On observe une augmentation du taux de salinité des EU traitées primaires passant de $(2.57 \pm 0.32 \text{ mg/L})$ à $(4.43 \pm 0.84 \text{ mg/L})$, $(5.80 \pm 1.48 \text{ mg/L})$, $(6.23 \pm 1.48 \text{ mg/L})$ et $(6.35 \pm 2.32 \text{ mg/L})$,

respectivement pour les bassins VFCW (0), (1), (2), et (3), ainsi que (5.80 ± 1.80 mg/L), (6.50 ± 2.20 mg/L), (10.49 ± 5.23 mg/L), et (10.81 ± 5.81 mg/L) pour les HFCW (0), (1), (2), et (3) respectivement (Tableau IV.4). Ce qui explique le dépôt de sels à la surface des bassins et dans les conduites de distribution des eaux. Cette augmentation de salinité est due à des conditions climatiques extrêmement arides qui provoquent une évaporation très élevée et une minéralisation des substances organiques (Kloppmann *et al.*, 2011; Gouaidia *et al.*, 2012).

L'analyse statistique montre qu'il existe une différence significative entre les eaux d'alimentation et les eaux traitées par les VFCW (1), (2), et (3), ainsi qu'entre les eaux d'alimentation et les HFCW (0), (1), (2), et (3), et entre la culture mono et la culture mixte. On note en particulier que la culture mixte présente un niveau de salinité plus élevé que les autres bassins. Le niveau de salinité le plus bas est enregistré par la VFCW₀ non plantée, à 4.43 mg/L, tandis que la valeur la plus élevée a été enregistrée à la sortie du HCW₃ dans la culture mixte 10.81 mg/L.

La salinité peut être toxique pour la plupart des plantes lorsque sa concentration dépasse les valeurs admissibles. Toutefois, certaines plantes peuvent vivre et se développer à des concentrations qui peuvent être nocives pour d'autres plantes. Cette capacité est due à l'isolement du sel dans leurs tissus et à l'utilisation de ce sel pour la modification osmotique (Shabala & Mackay, 2011).

Il existe plusieurs solutions pour traiter les EU salines à l'aide de systèmes de CW. L'une de ces solutions consiste à utiliser des plantes tolérantes au sel (halophytes) (Doan Trung, 2020). Certaines espèces de plantes peuvent résister à des niveaux élevés de salinité dans l'eau et sont donc idéales pour être utilisées dans les systèmes de CW. De cette façon, il est possible de traiter les EU salines sans affecter la croissance ou la santé des plantes. Une autre solution consiste à utiliser des HCW qui combinent différentes techniques de traitement, telles que les lits bactériens et les filtres de sable, avec les systèmes de CW. Cette approche permet d'améliorer l'efficacité du traitement des EU salines.

Il est également possible de retirer le sel des EU avant de les traiter à l'aide de CW en utilisant des techniques de désalinisation, telles que l'osmose inverse, l'évaporation ou la distillation. Enfin, la gestion de l'eau peut également aider à réduire la salinité des EU en limitant l'utilisation d'eau salée dans les industries et l'agriculture et en favorisant la récupération et le recyclage de l'eau. Il est important de choisir la solution appropriée en fonction de la situation spécifique et de l'objectif de traitement des EU salines.

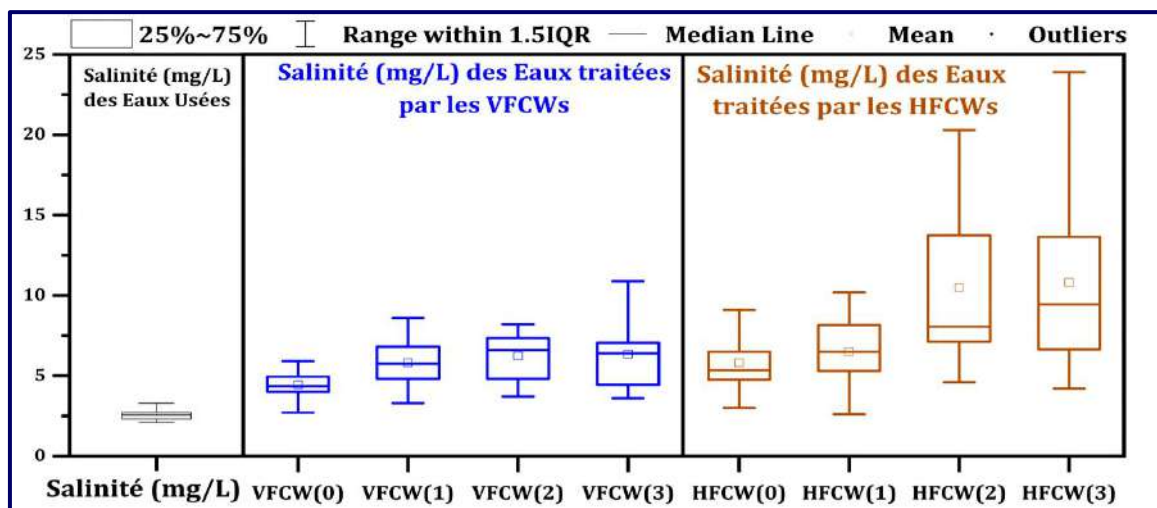


Figure IV.20 | Graphique en boîte à moustache de la salinité d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Dans notre étude, des observations visuelles de la couleur, de la hauteur, de la densité des feuilles et de la mortalité de la plante (**Figure IV.21**) montrent que *Canna indica* et *Typha latifolia* se sont adaptés à l'augmentation de la salinité (**Chyan, 2017**). En effet, les EU traitées par ces systèmes peuvent présenter une salinité élevée, dépassant les valeurs limites ($>3,00$ mS/cm) recommandées par les normes algériennes (**JORA, 2006**) et (1.5 mS/cm) par l'OMS, (**1971**). Ces plantes ne peuvent pas être considérées comme efficaces pour réduire une salinité élevée.



Figure IV.21 | Développement et croissance des plantes

En conclusion, l'utilisation de plantes adaptées à la salinité, telles que *Phragmites* (hydrohalophytes), peut être une stratégie efficace pour le traitement des EU salines dans les climats arides (**Paradis, 2008**). Ces espèces peuvent survivre et se développer à des concentrations de sel qui seraient nocives pour d'autres plantes, ce qui permet leur

utilisation dans les systèmes de traitement des EU. Cependant, il est important de prendre en compte les conditions spécifiques de chaque site et de choisir les plantes les plus appropriées en fonction de la salinité de l'eau à traiter.

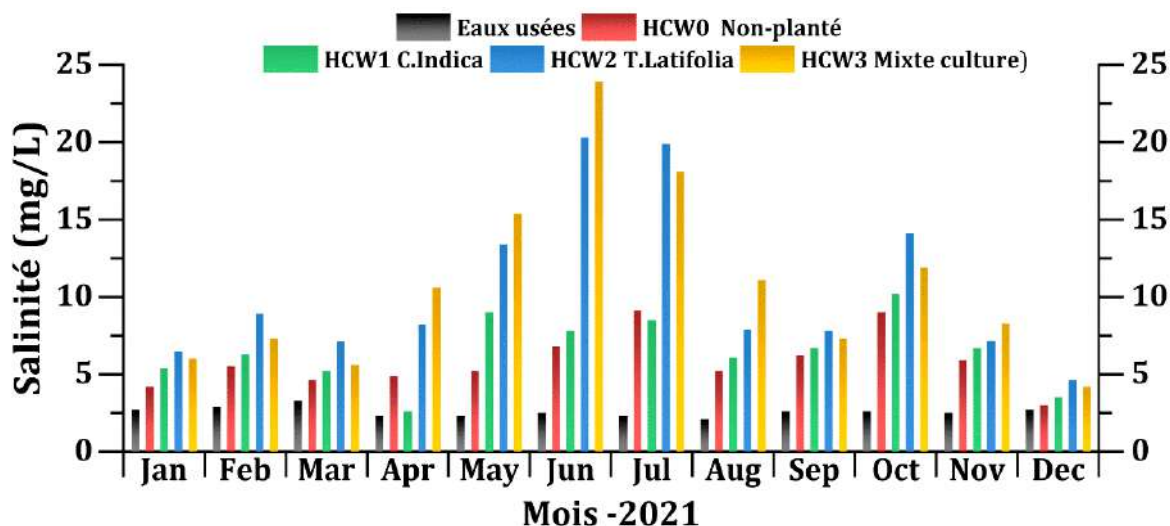


Figure IV.22 | Représentation graphique de la variation de la salinité à l'entrée et à la sortie du HCWs

IV.4.1.5. Evolution des solides dissous totaux (SDT)

La concentration en SDT dans les EU dépend de leur source et de leur composition, et elle peut être plus élevée dans les climats arides en raison de la salinité accrue (Stefanakis, 2020). Les valeurs mesurées à l'entrée du système d'épuration (Tableau IV.I) dans cette étude (2891.20 ± 547.04 mg/L) sont en effet plus élevées que les valeurs typiques pour les EU domestiques (250 à 850 mg/L) (Park & Snyder, 2020), mais cela était attendu.

Cependant, une augmentation significative de la concentration en SDT a été observée dans les effluents, atteignant des valeurs de (5180.95 ± 864.99 mg/L), (6523.08 ± 1156.72 mg/L), (7262.78 ± 1493.33 mg/L) et (7451.77 ± 2499.15 mg/L) dans le contrôle VFCW₀ et les bassins cultivés VFCW₁, VFCW₂ et VFCW₃, respectivement, ainsi que (6990.22 ± 3247.86 mg/L), (7661.40 ± 2097.92 mg/L), (11335.88 ± 4487.94 mg/L) et (11691.58 ± 4718.59 mg/L) dans les bassins HFCW₀, HFCW₁, HFCW₂ et HFCW₃, respectivement (Figure IV.23 et IV.24). Ces valeurs élevées indiquent une proportion relativement plus élevée d'eau souterraine utilisée à des fins non potables que d'eau de surface (Munavalli, 2020). De plus, la fusion des particules en suspension à des températures élevées peut augmenter la concentration de salinité, de MES et donc la SDT en raison de l'évapotranspiration.

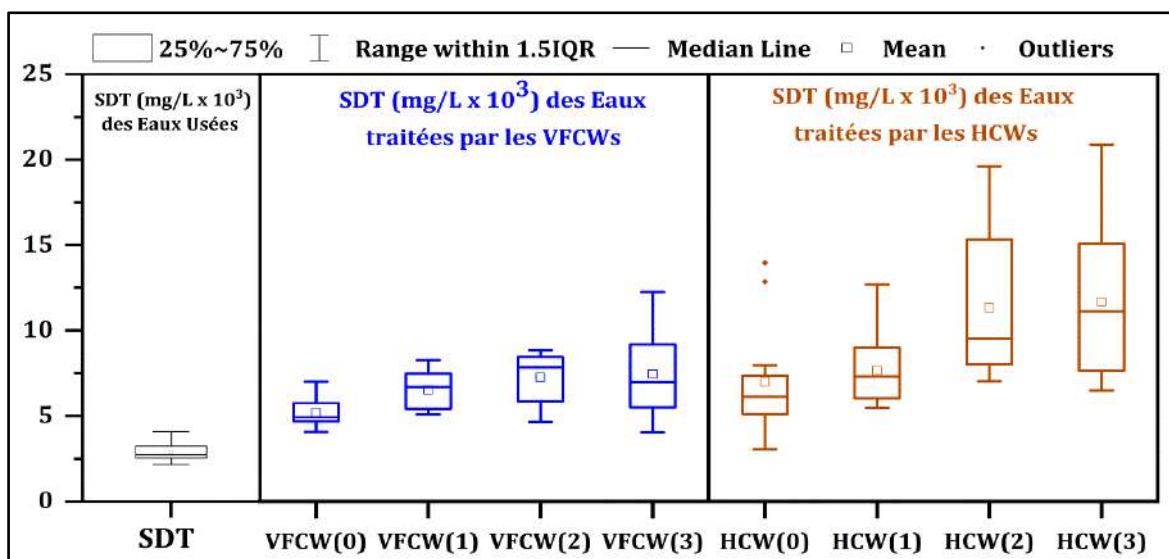


Figure IV.23 | Graphique en boîte à moustache du SDT d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Nous avons observé une augmentation significative de la concentration de solides dissous pendant l'été, notamment en mai, juin et juillet. Cette augmentation est attribuable à l'élévation de la température de l'air qui a atteint respectivement 33°C, 40°C et 45°C, ainsi qu'à la diminution notable des précipitations. Ces conditions climatiques contribuent à l'augmentation de la salinité et des solides dissous, en particulier dans les bassins peu profonds (Mohamad *et al.*, 2017).

L'analyse statistique montre qu'il existe une différence significative entre les eaux d'alimentation et les eaux traitées par les VFCWs, ainsi qu'entre les eaux d'alimentation et les HFCWs, et entre la monoculture et la culture mixte.

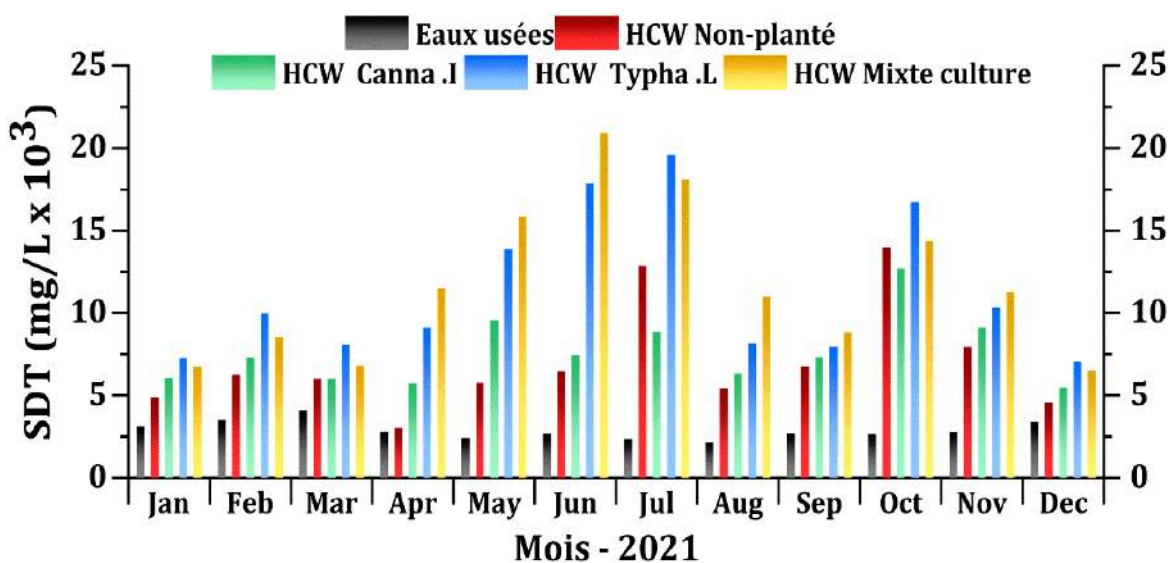


Figure IV.24 | Représentation graphique de la variation de la TDS à l'entrée et à la sortie du HCWs

Il convient de noter que les valeurs de SDT mesurées dépassent les normes de qualité de l'eau d'irrigation (JORA, 2012) et sont donc inacceptables pour l'irrigation des cultures (Fipps, 2003). Cela montre que des mesures supplémentaires sont nécessaires pour réduire la concentration en SDT des EU traitées avant leur réutilisation. Ces mesures pourraient inclure l'ajout de technologies de traitement supplémentaires ou des pratiques agricoles alternatives pour réduire l'utilisation d'eau souterraine riche en minéraux.

IV.3.5.1.6. Evolution de l'oxygène dissous

La Figure IV.25 présente les valeurs moyennes de l'OD à l'entrée et à la sortie de tous les bassins VFCWs et HFCWs, la concentration de l'OD dans les eaux d'alimentation était de $(0.37 \pm 0.21 \text{ mg/L})$. Les concentrations de l'OD dans les bassins VFCW (0), (1), (2), et (3), ont augmenté significativement ($P < 0,05$) pour atteindre respectivement $(2.54 \pm 1.55 \text{ mg/L})$, $(4.04 \pm 1.18 \text{ mg/L})$, $(4.14 \pm 1.38 \text{ mg/L})$ et $(3.50 \pm 1.13 \text{ mg/L})$. Nous avons constaté une légère supériorité des valeurs de l'OD dans le bassin cultivées par *Typha latifolia* par rapport aux bassins cultivées par *Canna indica* et la culture mixte. Cette différence peut s'expliquer par la meilleure croissance des feuilles de *Typha latifolia* qui favorise l'activité photosynthétique (Rani & Pohekar, 2021).

L'analyse statistique montre qu'il existe une différence significative ($P < 0,05$) entre tous les bassins plantés et le bassin non plantée. L'augmentation de l'OD des effluents peut être due à l'activité photosynthétique ainsi qu'à la diffusion atmosphérique dans les canaux creux remplis d'air des plantes des CWs qui transportent l'oxygène vers les racines (Vymazal, 2005; Pérez *et al.*, 2014), ainsi qu'à l'aération de l'eau non traitée lors de son application dans les lits VFCWs utilisés dans cette étude (Rehman *et al.*, 2017), et pourrait être dû au fait que les tuyaux d'aération installés à aérer le système et à fournir de l'oxygène de l'atmosphère, ce qui facilite le processus d'oxydation dans le système VFCWs (Shukla *et al.*, 2021).

Malgré les valeurs élevées de l'OD dans les systèmes HFCW (0), (1), (2), et (3), les concentrations de l'OD ont légèrement diminué pour atteindre respectivement $(3.21 \pm 0.77 \text{ mg/L})$, $(3.15 \pm 1.08 \text{ mg/L})$, $(3.71 \pm 1.40 \text{ mg/L})$ et $(3.84 \pm 1.31 \text{ mg/L})$, par rapport aux VFCWs, en raison du manque d'oxygène dans les HFCWs (Rehman *et al.*, 2017), une conception aide à fournir des conditions anaérobies pour favorise la dénitrification (Vymazal, 2007). L'analyse a montré qu'il n'y avait aucune différence statistique ($P > 0,05$) entre les bassins HFCWs plantées et le bassin HFCW₀ non planté, ainsi qu'entre les VFCWs et HFCWs.

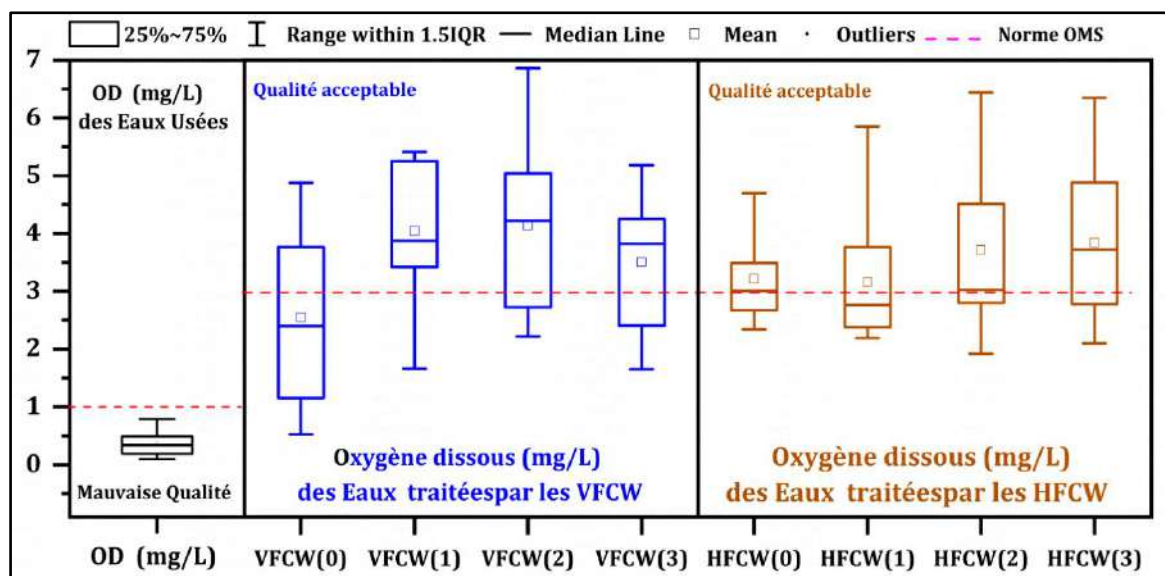


Figure IV.25 | Graphique en boîte à moustache de l'OD d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Les résultats de cette étude démontrent que les systèmes à écoulement hybride VF/HF représentent une option efficace pour le traitement de l'azote, tout en permettant une augmentation des niveaux d'OD jusqu'à 4.14 mg/L dans les systèmes VFCWs, et une légère diminution dans les HFCWs (Vymazal, 2011b).

Dans cette étude, nous avons également observé une légère différence dans la concentration de l'OD pour les bassins plantés et les bassins non plantés. Cette différence peut s'expliquer par la présence des plantes qui transfèrent l'oxygène de l'air à l'intérieur des bassins à travers les feuilles, les tiges et les racines (Figure IV.25).

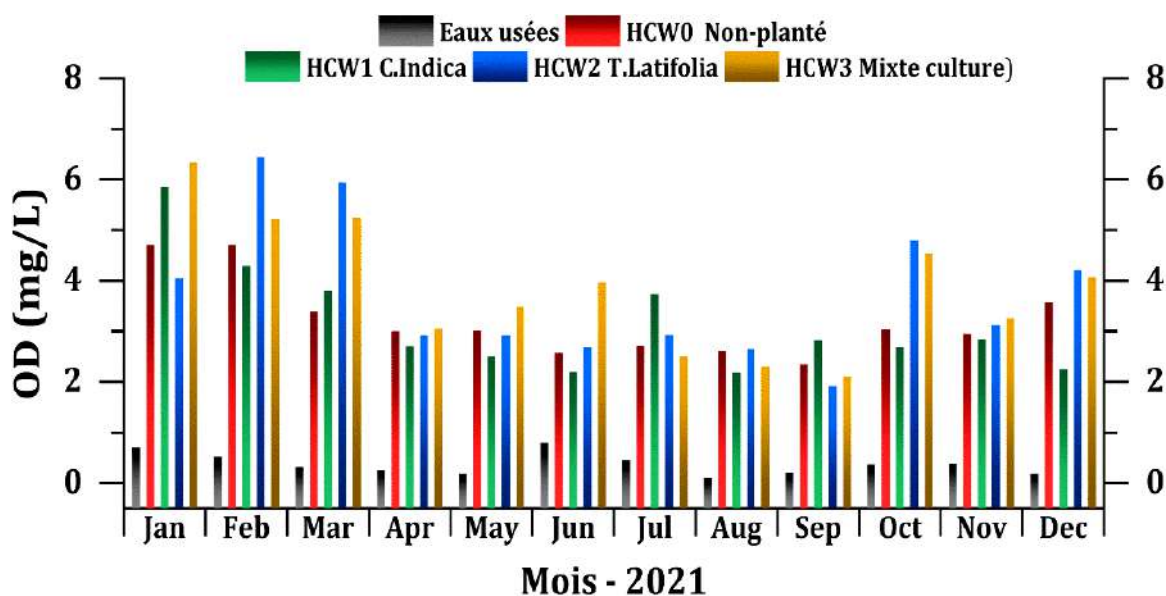


Figure IV.26 | Représentation graphique de la variation de l'OD à l'entrée et à la sortie des HCWs

Les résultats ont également montré une concentration plus élevée d'OD en période hivernale par rapport à la période estivale. Cette différence peut être due à la basse température de l'eau, qui aide à la décomposition de l'oxygène (Morin-Crini *et al.*, 2017), ainsi que par les algues photosynthétiques formées dans les étangs lorsque les EU sont exposées au soleil (Białowiec *et al.*, 2019).

On peut dire que les plantes augmentent la concentration de l'OD dans l'eau en absorbant l'oxygène de l'air à travers leurs feuilles et en le transférant aux racines. Les bassins plantés ont ainsi une concentration l'OD plus élevée que les bassins non plantés en raison de l'activité photosynthétique des plantes et de la diffusion atmosphérique dans les canaux creux remplis d'air des plantes. La température de l'eau et la présence d'algues photosynthétiques dans les étangs ont également une influence sur la concentration de l'OD.

IV.4.1.7. Evolution de la matière en suspension (MES)

La concentration moyenne du MES dans les EUM traité par le procédé primaire était de $(156.41 \pm 53.07 \text{ mg/L})$, Cette concentration a diminué de manière significative pour atteindre des concentrations moyennes de $(29.75 \pm 13.92 \text{ mg/L})$, $(23.25 \pm 08.23 \text{ mg/L})$, $(25.83 \pm 12.43 \text{ mg/L})$ et $(22.25 \pm 09.94 \text{ mg/L})$ dans les systèmes VFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement, ainsi que $(18.08 \pm 9.37 \text{ mg/L})$, $(16.08 \pm 8.15 \text{ mg/L})$, $(14.83 \pm 6.83 \text{ mg/L})$ et $(16.50 \pm 09.00 \text{ mg/L})$ dans les systèmes HFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement (Figure IV.27).

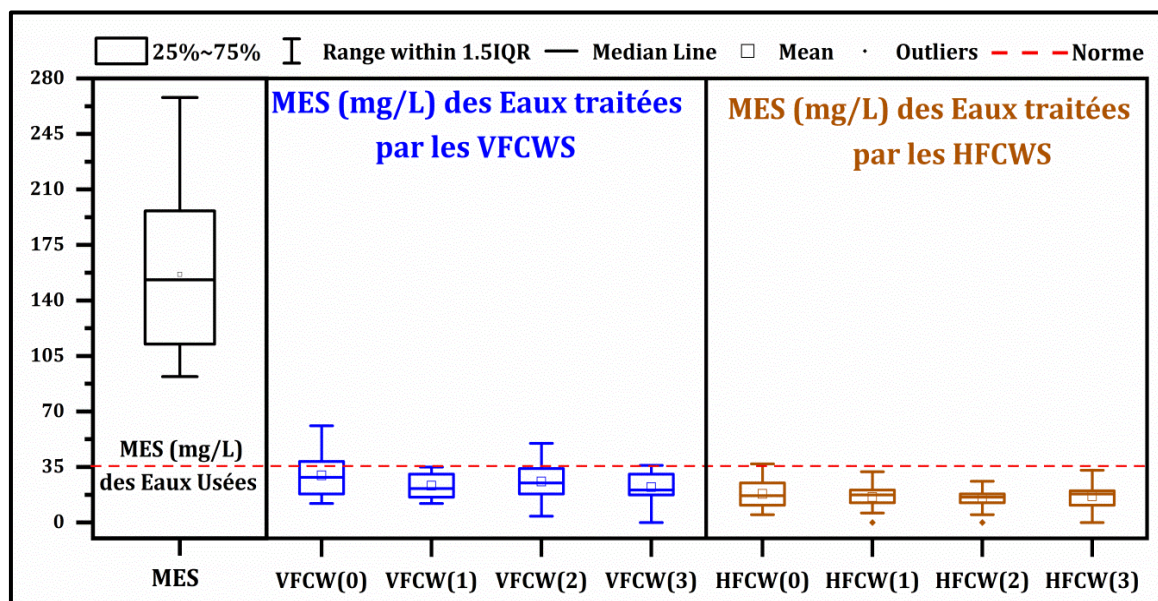


Figure IV.27 | Graphique en boîte à moustache de la MES d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Les concentrations mensuelles du MES dans les eaux traités par les VFCWs et les HFCWs, étaient significativement ($P < 0.05$) inférieures aux valeurs correspondantes aux EU d'alimentation. De plus, la similarité des valeurs d'élimination des MES dans les cellules plantées et non plantées à la sortie des VFCWs et des HFCWs était causée par la sédimentation, la filtration, la décomposition bactérienne et l'adsorption dans les milieux des CWs (Ghezali et al., 2022; Ciria et al., 2005). Il n'y a pas de différence significative ($P > 0.05$) entre la culture mono et mixte, comme le confirment les résultats de Sirianuntapiboon & Jitvimolnimit (2007) et Marín- Muñiz et al. (2020).

L'élimination du MES dans les systèmes de CWs est principalement due à des processus physiques, tels que la sédimentation, la décantation et la filtration, qui ne sont pas très sensibles aux saisons ou aux températures (Kadlec et Wallace, 2008).

Selon la Figure IV.28, le système VFCW₁, VFCW₂, et VFCW₃, présentaient une élimination moyenne de MES de 85.13 %, 83.48 % et 85.77 %, respectivement, tandis que l'efficacité d'élimination de MES était de 80.98 % dans le système de contrôle VFCW₀. L'efficacité globale de l'élimination des MES dans les HCWs a été très significative ($P < 0.05$), atteignant 88.43 %, 89.71 %, 90.51 % et 89.45 % pour les systèmes HCW (0), (1), (2), et (3), respectivement (Figure IV.28). Selon Kadlec et al (2000), l'efficacité de l'élimination des déchets solides dans les systèmes de traitement par les CWs varie entre 80 et 90 %, ce qui place les performances de notre HCWs dans cette plage. Les résultats obtenus sont similaires à ceux observés dans la littérature pour l'élimination des MES dans les HCWs. Par exemple, Rani & Pohekar (2021) ont signalé un taux d'élimination du MES de 86.20 % pour une CWs à écoulement hybride VF-HF et Gholipour & Stefanakis (2021) ont signalé un taux de 92.20 % pour un réacteur à chicane anaérobie et un HCW. D'autre part, les résultats obtenus étaient supérieurs à ceux rapportés par Comino et al (2011) (80.00 %) et par Haydar et al (2020) (74.00%) pour une CWs VF-HF.

D'autre part, l'élimination moyenne des MES était significativement plus faible dans les systèmes HFCWs que dans les systèmes VFCWs. Après le traitement par ces derniers, les HFCWs ont montré une amélioration de l'élimination des MES de 7.45 %, 4.58 %, 7.03 % et 3.67 % pour les HFCW (0), (1), (2) et (3) respectivement (voir Figure IV.28). Cela est dû au fait que l'élimination du MES a lieu dans le prétraitement et la première phase des HCWs avec des taux de chargement plus élevés (Vymazal & Kröpfelova, 2015; Avila et al., 2015; Fernandez-Fernandez et al., 2020), confirme l'importance du traitement primaire et la capacité de filtration des VFCWs dans l'élimination des MES (Calheiros et al., 2009).

La diminution du rendement des filtres VFCWs et HFCWs observée au cours des derniers mois de l'expérience peut être attribuée au colmatage des filtres dû à la décantation des MES et à la création de biofilms sur le support de remplissage de filtration, qui se produit dans des conditions aérobies et anaérobies (Vymazal, 2019). Les traitements de la zone racinaire sont considérés parmi les l'étape principale de l'élimination des MES dans les CWs pendant le trajet d'écoulement.

Les résultats montrent que la culture mixte a enregistré la valeur la plus élevée d'élimination des MES dans les VFCWs (85.77 %), tandis que dans les HCWs, la valeur la plus élevée a été enregistrée dans le bassin mono planté par *Typha latifolia* (90.51%). L'élimination des MES n'a pas été affectée par les changements de température (températures modérées) dans toutes les unités analysées, et les concentrations de MES dans les effluents étaient inférieures à la valeur limite des normes algériennes (35 mg/L) (JORA, 2006; JORA, 2012).

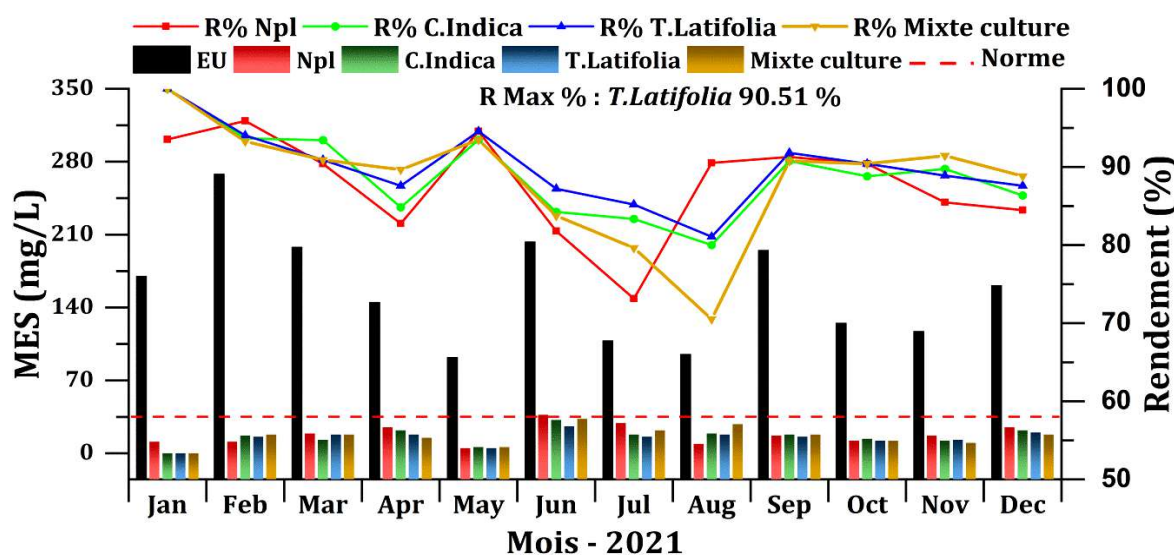


Figure IV.28 | Représentation graphique de la variation de la MES à l'entrée et à la sortie du HCWs

Il convient de noter que le colmatage des CWs peut réduire l'efficacité de traitement et qu'il est important de surveiller et d'entretenir régulièrement les CWs pour maintenir leur efficacité à long terme. De plus, la mono plantée par *T.Latifolia* peut être considérée comme une stratégie prometteuse pour améliorer l'élimination des MES dans les HCWs.

Les études ont montré que les systèmes HCW sont capables d'éliminer efficacement les MES. Cette efficacité dépend de nombreux facteurs, tels que la qualité de l'eau d'entrée, la taille et la profondeur des lits filtrants, le type du support de remplissage utilisé et le temps de séjour de l'eau dans le système. Globalement, les systèmes HCW ont démontré

leur capacité à éliminer efficacement les MES des EUM, ce qui contribue à améliorer la qualité de l'eau. En conclusion, les résultats de cette étude peuvent être utiles pour éclairer les pratiques de gestion des MES dans les zones rurales et urbaines.

IV.4.1.8. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est un paramètre global couramment utilisé pour caractériser l'eau. Fournit des informations sur la quantité de substances chimiquement oxydables dans l'eau (Morin-Crini *et al.*, 2017). En effet, la DCO correspond à la quantité d'oxygène consommée lors d'une réaction d'oxydation, permettant ainsi d'estimer non seulement la charge polluante de l'eau, mais aussi la présence de substances difficilement biodégradables.

Les résultats de l'étude sont présentés dans le Tableau IV.4. La DCO moyenne de l'eau d'alimentation était de $(232.76 \pm 68.91 \text{ mg/L})$. Ces résultats sont cohérents avec ceux d'autres études menées dans la même région, notamment 211.17 mg/L par Labed *et al.* (2014) dans la région de Touggourt et 258.25 mg/L par Bekkari, (2020) dans la région de Ouargla. La DCO traitée par les VFCWs était de l'ordre de $(73.55 \pm 22.35 \text{ mg/L})$, $(62.90 \pm 21.92 \text{ mg/L})$, $(69.60 \pm 27.30 \text{ mg/L})$, et $(66.09 \pm 24.98 \text{ mg/L})$ pour les CWs non plantée, *Canna indica*, *Typha latifolia* et la culture mixte, respectivement. En revanche, la DCO a diminué dans les HFCWs. Elle est passée à $(48.92 \pm 19.25 \text{ mg/L})$, $(42.68 \pm 17.97 \text{ mg/L})$, $(39.27 \pm 11.48 \text{ mg/L})$, et $(35.98 \pm 19.18 \text{ mg/L})$ pour les CWs non plantée, *Canna indica*, *Typha latifolia* et la culture mixte, respectivement (Figure IV.29).

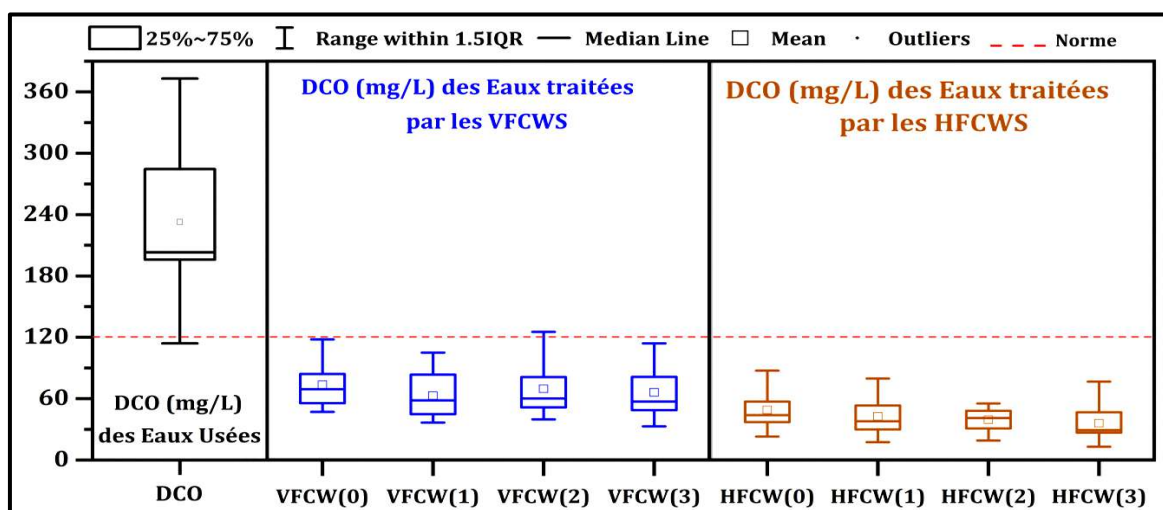


Figure IV.29 | Graphique en boîte à moustache de la DCO d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Compte tenu des résultats de l'analyse statistique, des différences significatives ont été observées entre l'eau utilisée pour l'alimentation et les CWs cultivés et non cultivés

dans les systèmes VFCWs et HFCWs. En revanche, il n'y a pas de différence significative ($P > 0.05$) entre les cellules plantées et le témoin non planté dans les deux systèmes VFCWs et HFCWs. La comparaison entre les espèces ainsi qu'entre les cultures n'a pas montré de différences significatives. Les mêmes résultats ont été enregistrés par [Perdana *et al.* \(2018\)](#) et [Qiu *et al.* \(2011\)](#). De plus, les deux plantes ont montré une grande efficacité pour éliminer la DCO.

Les taux d'élimination dans les systèmes VFCW (0), (1), (2), et (3), étaient de 68.40 %, 72.97 %, 70.09 %, et 71.60 % respectivement ([Figure IV.30](#)). Les résultats obtenus ont montré des niveaux élevés d'élimination de la DCO dans les cellules plantées et non plantées. D'autre part, les taux d'élimination dans les systèmes HCWs étaient significativement très élevés, ils étaient de 78.98 %, 81.66 %, 83.12 %, et 84.54 % pour les HCW (0), (1), (2), et (3), respectivement ([Figure IV.30](#)). Toutefois, les systèmes HFCWs ont montré une absorption de la DCO plus faible que les systèmes VFCWs, probablement en raison de la diminution de la concentration de DCO dans l'eau traitée par les VFCWs ([Yalcuk & Ugurlu, 2009](#)).

L'efficacité globale d'élimination par ordre de performance était la suivante : Culture mixte 84.54 % > *Typha latifolia* 83.12 % > *Canna indica* 81.66 % > Non planté 78.98 %, pour les systèmes HCWs. Les pourcentages moyens de réduction de la DCO étaient largement convergents. Ce résultat est en accord avec [AL- Rekabi & AL-Khafaji \(2021\)](#), et est comparable à l'élimination de la DCO (91.4 %) enregistrée par [El Fanssi *et al.* \(2019\)](#) au Maroc et (86.00 %) enregistré par [Gholipour & Stefanakis. \(2021\)](#).

La MO diminue avec le TRH plus long ([Rani & Pohekar. 2021](#); [Wang *et al.* 2018](#)), où la dégradation microbienne a joué un rôle significatif dans la dégradation de la DCO ([Xu & Cui. 2019](#)). Des différences statistiques significatives ($P < 0,05$) ont été observées entre les systèmes VFCW et les HFCW dans chaque série de HCW, confirmant que l'élimination de la MO se produit principalement dans la première phase du système HCW, ce qui est similaire aux résultats obtenus par [He *et al.* \(2018\)](#).

La grande efficacité de l'élimination de la DCO par les VFCWs est due à la conception personnalisée des processus aérobies et des mécanismes de filtration et de sédimentation, qui sont les principaux mécanismes d'élimination dans les VFCWs ([Stefanakis *et al.*, 2014](#); [Gholipour & Stefanakis, 2021](#)), et que la partie supérieure du support de remplissage est le site d'accumulation de composés organiques ([Xu & Cui. 2019](#)). De plus, la MO se désintègre plus rapidement à des températures plus élevées ([Sierra *et al.*, 2015](#); [Conant *et al.*, 2011](#)). Le système HCW a amélioré l'élimination de la

DCO par le système HFCW (0), (1), (2) et (3) de 10.57 %, 8.68%, 13.02 %, et 12.93 %, après le traitement dans les systèmes VFCW, respectivement.

Les processus biologiques sont bien connus pour être influencés par la température, et la performance du CWs dans le traitement de la MO soluble dans les climats froids est fortement influencée par l'activité biologique et peut être réduite (Kadlec & Reddy, 2001).

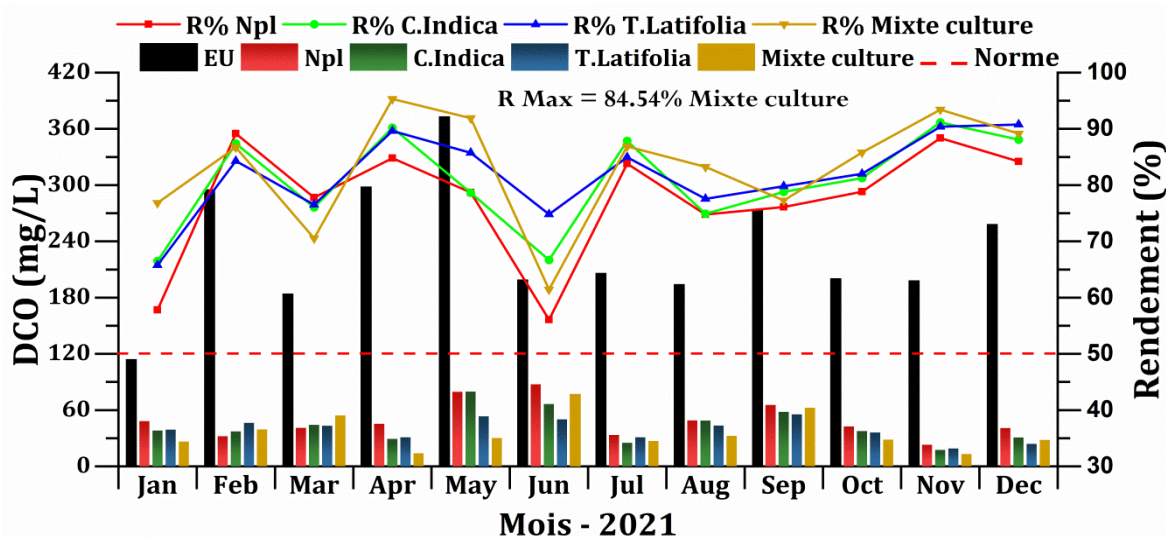


Figure IV.30 | Représentation graphique de la variation de la DCO à l'entrée et à la sortie du HCWs

Plusieurs études antérieures ont souligné que l'efficacité de l'élimination de la DCO diminue pendant les périodes de basses températures (Kadlec *et al.*, 2003; Stein *et al.*, 2003). Dans cette étude, cependant, il n'y a pas de différences significatives dans l'élimination de la DCO pendant la phase d'étude. Cela peut être dû à la modération enregistrée des températures (28.94 °C en été et 12.81 °C en hiver), ce qui est conforme aux résultats rapportés par (Vymazal, 2001; Akrotos & Tsihrintzis, 2007).

Au cours de la période d'étude, les effluents traités ont généré des EU avec une concentration de DCO < 120 mg/L, ce qui correspond à la valeur maximale autorisée pour les rejets dans les masses d'eau de surface selon la législation algérienne (JORA, 2006) et DCO < 120 mg/L (JORA, 2012).

IV.4.1.9. Evolution de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est également un paramètre de synthèse couramment utilisé pour caractériser l'eau, en particulier les EU brutes et traitées. Plus précisément, le niveau de la MO biodégradable dans l'eau peut être quantifié. Plus la quantité de composé biochimiquement oxydé est élevée, plus la valeur de DBO est élevée. En fait, la DBO représente la fraction biodégradable d'une charge polluante carbonée des EU, car elle

correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour dégrader partiellement ou totalement la MO (Morin-Crini *et al.*, 2017).

Au cours de la période d'expérience, les concentrations en DBO₅ avant le traitement ont varié entre 80 mg/L et 220 mg/L avec une moyenne de 124.50 ± 38.85 mg/L. Les concentrations de DBO₅ en sortie des VFCWs et HFCWs au cours de la période de surveillance sont indiquées dans (Figure IV.31). Les concentrations de DBO₅ ont diminué à (19.33 ± 13.64 mg/L), (14.50 ± 9.96 mg/L), (13.75 ± 7.39 mg/L) et (12.33 ± 6.58 mg/L), dans les VFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement, de même les concentrations de la DBO₅ à la sortie du HCW (0), (1), (2), et (3) ont diminué à (8.33 ± 5.63 mg/L), (6.58 ± 4.07 mg/L), (6.91 ± 4.35 mg/L) et (6.16 ± 3.63 mg/L), respectivement.

Nous avons observé une différence statistique significative ($P < 0,05$) entre les points d'échantillonnage d'entrée et de sortie qui pourrait être due à l'effet des plantes qui imitent les processus de traitement naturels impliquant la végétation, les sols et leurs assemblages microbiens associés pour améliorer la qualité de l'eau (Sudarsan *et al.*, 2015).

Comme nous n'avons pas enregistré de différence significative ($P > 0,05$) entre les systèmes plantés et non plantés, ces résultats indiquent que l'élimination des composés organiques exprimés par la DBO₅ est produite sans intervention végétale et réalisée par des processus physiques et de décomposition microbienne (De Lille *et al.*, 2020). Tous les systèmes ont montré des différences significatives ($P < 0,05$) dans la capacité d'élimination de la DBO₅ entre les VFCWs et les HFCWs dans chaque série de HCW, probablement en raison du manque d'oxygène dans les HFCWs (Rehman *et al.*, 2017). Par conséquent, nous concluons que les plantes *Canna indica* et *Typha latifolia* aident à éliminer efficacement la DBO₅ par des CWs à écoulement hybride dans la culture mono et mixte.

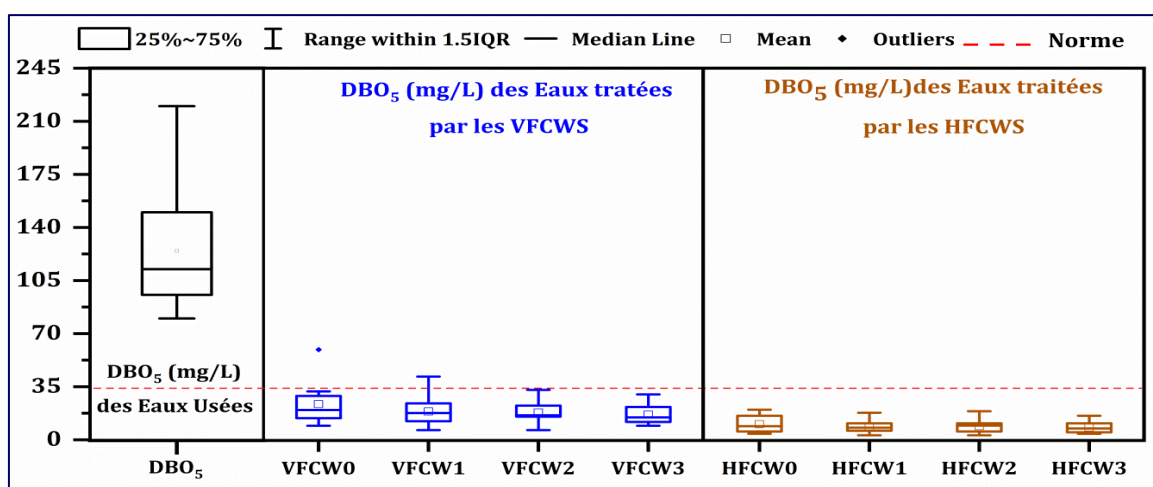


Figure IV.31 | Graphique en boîte à moustache de la DBO₅ d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Les rendements moyens d'élimination de la DBO₅ sont respectivement de 84.47 %, 88.35 %, 88.95 %, et 90.09 % dans les unités VFCW (0), (1), (2), et (3), et sont 93.30 %, 94.71 %, 94.44 % et 95.04 % dans les sorties finales des HCW (0), (1), (2), et (3).

Les efficacités d'élimination de la DBO₅ dans les HCWs au cours de la période de surveillance sont indiquées dans la Figure IV.32. Après le traitement dans les systèmes VFCW, l'élimination de la DBO₅ par les HFCW (0), (1), (2) et (3) s'est améliorée de 8.83 %, 6.35 %, 5.48 %, et 4.95 %, respectivement. Le rendement global de l'élimination de la DBO₅ par ordre de performance était (Cultures mixtes, 95.04 %) > (*Canna indica*, 94.71 %) > (*Typha latifolia*, 94.44 %) > (Non planté, 93.30 %). dans les systèmes HCW (0), (1), (2), et (3), respectivement. Des résultats similaires ont été trouvés dans d'autres recherches à divers HCWs traitant les EUM, (91.4 %) par El Fanssi *et al.*, (2019) au Maroc, (96.6 %) par Gizińska-Górna *et al.*, (2020) avec des HCWs en quatre étapes, (96.00 %) par Herrera-Melián *et al.*, (2020) avec deux HCWs et (Rani & Pohekar, 2021; Gholipour, & Stefanakis, 2021). D'autre part, une moyenne de 97.6 % d'élimination de la DBO₅ a été observée dans des HCWs avec ventilation (Thalla *et al.*, 2019).

Pour la DBO₅ la dépendance à la température n'est pas si significative, ce qui implique que l'élimination de la MO résulte principalement de l'activité microbienne des bactéries aérobies (Vymazal, 2002). Au cours de la période d'étude, les effluents traités ont généré des EU avec une concentration de DBO₅ < 30 mg/L, comme valeur maximale autorisée pour les rejets dans les masses d'eau de surface par la législation algérienne (JORA, 2006; JORA, 2012).

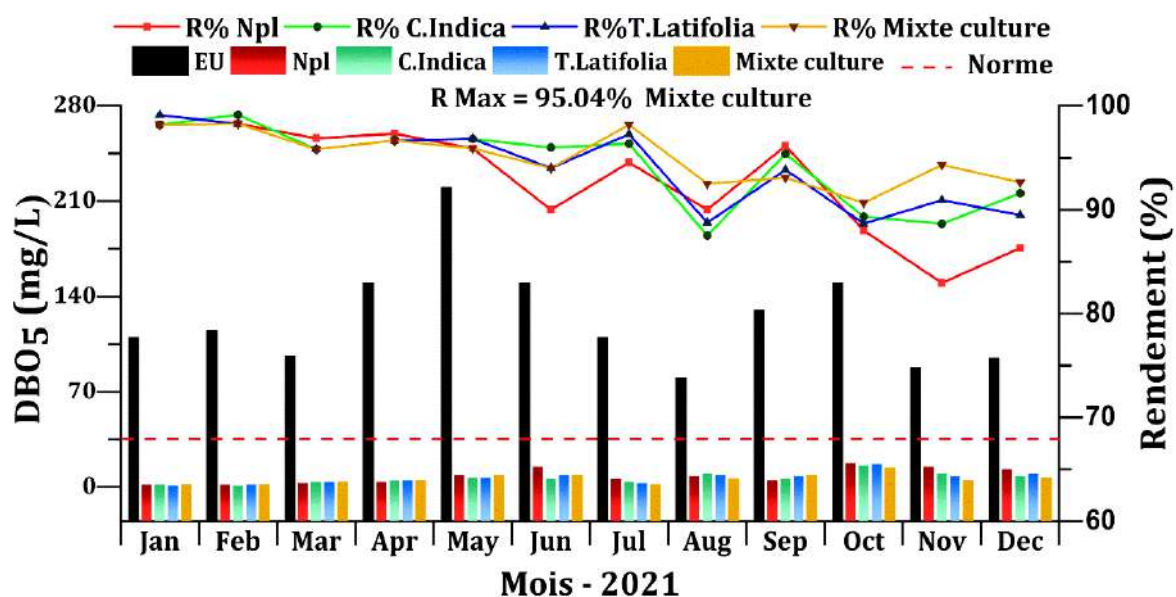


Figure IV.32 | Représentation graphique de la variation de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie du HCWs.

Les VFCW sont particulièrement efficaces pour éliminer le DBO_5 car elles offrent une zone de contact élevée entre les micro-organismes présents dans le sol et les MO présentes dans l'eau. Les HFCW sont plus efficaces pour éliminer les nutriments tels que l'azote et le phosphore. En combinant ces deux types de CW, les systèmes HCW peuvent offrir une meilleure efficacité de traitement et de meilleures performances globales pour éliminer la DBO_5 et autres polluants de l'eau. Les HCW verticales/horizontales sont une méthode durable et efficace de traitement des EU pour améliorer la qualité de l'eau et protéger les écosystèmes aquatiques.

IV.4.1.10. Evolution de l'azote ammoniacal (NH_4^+)

Les processus d'élimination de l'azote dans un système de CWs sont entraînés par l'absorption par les plantes et certains organismes, la volatilisation de l'ammoniac, l'échange de cations ammonium, la nitrification et la dénitrification (Li *et al.*, 2017). Le **Tableau IV.1** indique la concentration du NH_4^+ à l'entrée du système, les valeurs moyennes de NH_4^+ avant le traitement ont varié entre 18.6 mg/L et 46.4 mg/L avec une moyenne de $(29.7 \pm 8.00 \text{ mg/L})$. La **Figure IV.33** montre les valeurs moyennes d'ammonium des eaux d'entrée et de sortie dans les VFCWs et HFCWs plantés et le témoins, en observant une diminution très significative ($P < 0,05$) de la teneur en NH_4^+ des eaux d'entrée, atteignant $(14.97 \pm 10.83 \text{ mg/L})$, $(0.93 \pm 1.41 \text{ mg/L})$, $(0.61 \pm 0.78 \text{ mg/L})$ et $(0.38 \pm 0.47 \text{ mg/L})$ dans les VFCW (0), (1), (2) et (3), respectivement. Les concentrations de NH_4^+ ont diminué à $(0.057 \pm 0.117 \text{ mg/L})$, $(0.022 \pm 0.065 \text{ mg/L})$, $(0.026 \pm 0.065 \text{ mg/L})$ et $(0.0054 \pm 0.013 \text{ mg/L})$ à la sortie du HCW (0), (1), (2) et (3), respectivement.

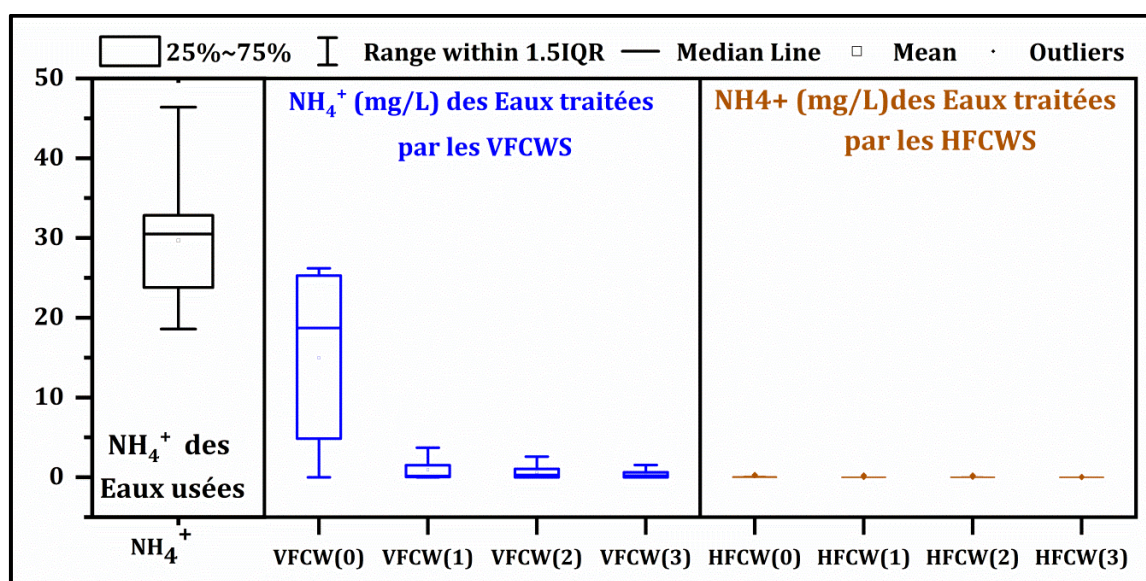


Figure IV.33 | Graphique en boîte à moustache de l' NH_4^+ d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

Dans les VFCWs plantés, la culture mixte VFCW₃ a atteint une efficacité d'élimination moyenne la plus élevée de 98.70 %. Dans les unités VFCW₁ et VFCW₂ plantées par *Canna indica* et *Typha latifolia*, l'efficacité d'élimination moyenne a atteint 96.86 % et 97.92 %, respectivement. L'élimination des VFCWs et HFCWs plantés était significativement différente de celle du témoin non planté ($P < 0,05$), qui s'élevait à 49.56 % et 99.80 %, respectivement. Ces résultats démontrent que *Canna indica* et *Typha latifolia* sont des plantes qui facilitent l'élimination du NH_4^+ par leur absorption dans les tissus (Zhang *et al.*, 2007), car ils avaient une meilleure croissance du volume racinaire (Marín-Muñiz *et al.*, 2020), et par le mécanisme de nitrification qui aide à l'élimination du NH_4^+ dans les VFCWs (Abdelhakeem *et al.*, 2016). La nitrification élevée est due aux conditions aérobies fournies par les VFCWs (une conception qui permet la disponibilité de l'oxygène) (Vymazal, 2007; Stefanakis *et al.*, 2014; Vymazal & Krepfelova, 2015; Fernandez-Fernandez *et al.*, 2020).

Une concentration plus élevée de l'DO dans les systèmes VFCWs (>3,5 mg/L) a amélioré l'élimination du NH_4^+ par nitrification (Almeida *et al.*, 2020). D'autre part, la baisse de NH_4^+ était plus faible dans les systèmes HFCW, en raison de la faible concentration de NH_4^+ à la sortie du VFCWs et des conditions anaérobies fournissent par les HFCWs (Vymazal, 2018b). L'efficacité globale d'élimination par les HCWs (0), (1), (2), et (3) étaient, 99.80 %, 99.92 %, 99.91 % et 99.98 %, respectivement (Figure IV.34).

Il a également été constaté que l'espèce végétale et le type de culture influençaient légèrement l'efficacité d'absorption du NH_4^+ . Il y avait des différences significatives ($P < 0,05$) entre le témoin et le reste des VFCWs et HFCWs cultivés par *Canna indica*, *Typha latifolia* et la culture mixte. Une aération élevée fournie par les cellules d'aérenchyme des racines de *C. indica* et de *T. latifolia* peut être la principale raison du taux élevé d'élimination du NH_4^+ (Karungamye, 2022). Dans cette étude, l'élimination moyenne a dépassé 99.91% dans les systèmes HCW plantées avec *C. Indica*, *T. Latifolia* et culture mixte. L'élimination du NH_4^+ est appropriée et supérieure à celle rapportée par d'autres auteurs (Nguyen, 2018; Fernandez-Fernandez *et al.*, 2020; Rousso *et al.*, 2019), et a été presque complètement éliminé dans des cultures mixtes (99.98 %), où l'absorption de formes azotées inorganiques par les macrophages conduit à leur transformation en composés organiques, pour la construction de cellules et de tissus (Lee, 2009). Notez que la température modérée conformée entre (12.2 ° C et 29.4 ° C) aide le taux d'élimination du NH_4^+ à augmenter de manière significative (Redmond *et al.*, 2014; Vymazal & Krepfelova, 2015).

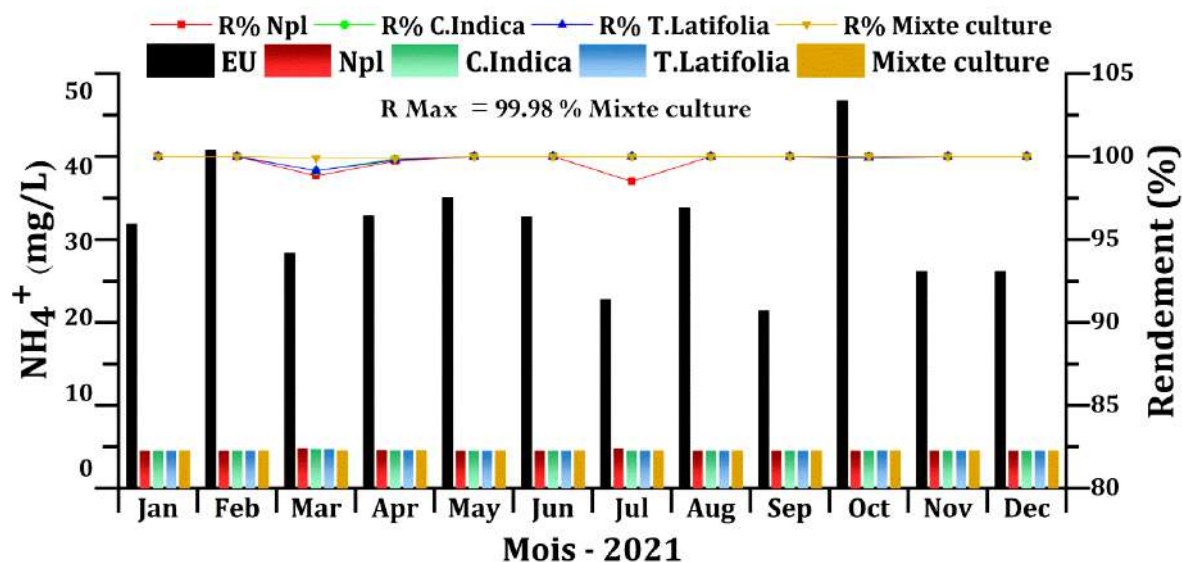


Figure IV.34 | Représentation graphique de la variation de l' NH_4^+ à l'entrée et à la sortie du HCWs

Les HCW utilisent des couches de matériaux filtrants spécifiques qui favorisent la dénitrification, un processus biologique dans lequel l'azote est transformé en gaz inoffensif. La dénitrification se produit lorsque les micro-organismes présents dans les sols et les racines des plantes réduisent les nitrates en azote gazeux, qui est ensuite libéré dans l'atmosphère. Les HCW offrent une zone de contact élevée entre les micro-organismes présents dans le sol et les polluants présents dans l'eau, ce qui leur permet d'éliminer efficacement le NH_4^+ et d'autres polluants de l'eau. En utilisant des HCW verticales/horizontales pour éliminer le NH_4^+ des EU, nous pouvons améliorer la qualité de l'eau et protéger les écosystèmes aquatiques environnants.

IV.4.1.11. Evolution de l'azote des nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-)

Dans les VFCWs le régime d'écoulement de l'eau, l'aération et le transfert d'oxygène par le système racinaire des macrophytes dans la couche de support de remplissage ont soutenu les bactéries nitrifiantes dans l'oxydation de l' NH_4^+ en NO_3^- , avec une réaction intermédiaire du NO_2^- (Ciria *et al.*, 2005). La dénitrification est le processus biologique pour convertir le NO_3^- en azote ionique et gazeux (Vymazal, 2007). Ce processus a lieu dans des conditions anaérobies ou anoxiques. Les HFCWs fournissent dans une certaine mesure des conditions anaérobies pour la dénitrification (Almukhtar *et al.*, 2018).

Le Tableau IV.1 résume les concentrations de NO_2^- et de NO_3^- à l'entrée du système, les valeurs moyennes de NO_2^- et de NO_3^- avant traitement variaient entre 0.025 mg/L et 0.141 mg/L et 0.161 mg/L et 0.936 mg/L, respectivement. Les composés azotés sont importants, les formes inorganiques de l'azote (c.-à-d. NO_2^- et NO_3^-) ont été mesurées dans

les unités de traitement du VFCWs et HFCWs en tant qu'indicateur des nutriments présents dans les EU traitées pendant la période d'observation.

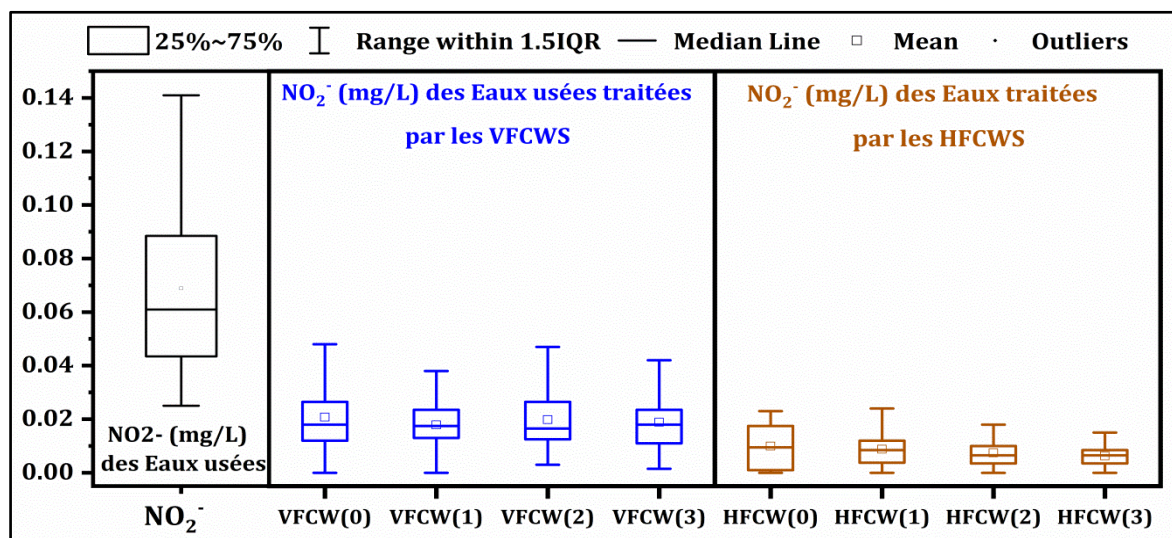


Figure IV.35 | Graphique en boîte à moustache du NO_2^- d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

La **Figure IV.35** montre les valeurs moyennes NO_2^- des eaux d'entrée et de sortie dans les VFCWs et HFCWs plantés et dans les témoins. Les concentrations du NO_2^- après traitement ont diminué à $(0.020 \pm 0.014 \text{ mg/L})$, $(0.017 \pm 0.010 \text{ mg/L})$, $(0.019 \pm 0.012 \text{ mg/L})$ et $(0.018 \pm 0.012 \text{ mg/L})$ dans les VFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement. Dans le même contexte, les valeurs NO_2^- ont diminué à $(0.0099 \pm 0.008 \text{ mg/L})$, $(0.0087 \pm 0.0068 \text{ mg/L})$, $(0.0074 \pm 0.006 \text{ mg/L})$ et $(0.0062 \pm 0.0041 \text{ mg/L})$ à la sortie finale des HCW (0), (1), (2), et (3), respectivement. Les résultats obtenus montrent l'apparition d'une nitrification dans les VFCWs, ce qui est confirmé par la l'élimination de NH_4^+ , par la diminution de NO_2^- dans tous les unités et par l'augmentation des NO_3^- (**Abdelhakeem et al., 2016**), Qui s'élevait à $(0.749 \pm 0.432 \text{ mg/L})$, $(0.762 \pm 0.344 \text{ mg/L})$, $(0.850 \pm 0.451 \text{ mg/L})$ et $(1.038 \pm 0.789 \text{ mg/L})$ dans les VFCW (0), (1), (2), et (3), respectivement (**Figure IV.35**). Les celles-ci ont indiqué qu'une nitrification adéquate s'est produite à ce stade en raison de la présence d'OD (**Tang et al., 2009**).

La concentration de NO_3^- dans les effluents finales dans les systèmes HCW (2), et (3) a augmenté (**Figure IV.36**), où s'élevait à $(0.556 \pm 0.376 \text{ mg/L})$, $(0.526 \pm 0.493 \text{ mg/L})$, respectivement. Presque tout le NH_4^+ a été transféré en NO_3^- en raison de la nitrification dans les VFCWs lors du traitement des EUM et du manque de carbone organique dû à l'élimination de la DBO_5 (**Vymazal & Kröpfelová, 2015**). D'autre part, nous avons enregistré une légère baisse des valeurs de NO_3^- dans les HCW (0), et (1) où elles ont

atteint (0.352 ± 0.202 mg/L) et (0.375 ± 0.247 mg/L), ce qui indique la présence du processus de dénitrification (Vymazal & Kröpfelová, 2015).

Les concentrations résiduelles de NO_2^- après traitement dans le système vertical et l'augmentation des NO_3^- indiquent que le processus de dénitrification n'est pas terminé chez les HCW (2), et (3) (Figure IV.38) (Rouso *et al.*, 2019; De Lille *et al.*, 2020).

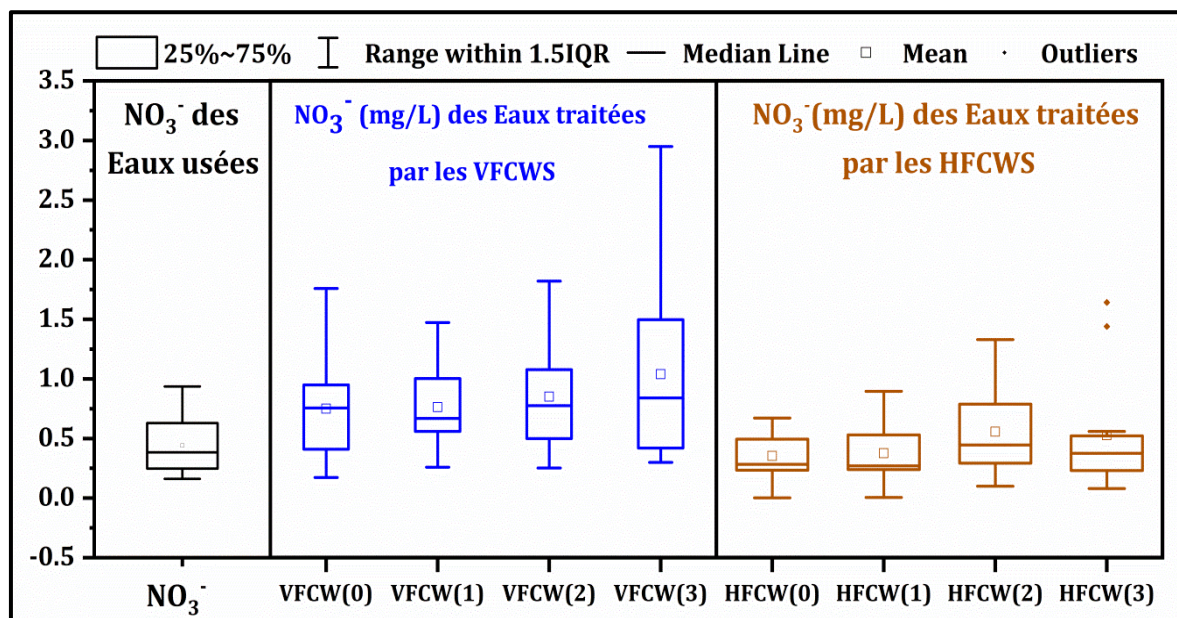


Figure IV.36 | Graphique en boîte à moustache du NO_3^- d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

La Figure IV.37 présente les performances d'élimination du NO_2^- dans les HCWs pendant la période de surveillance. Les résultats montrent que le taux global d'élimination du NO_2^- atteignait respectivement 85.59 %, 87.22 %, 89.22 % et 90.93 % pour les systèmes HCW (0), (1), (2) et (3) après traitement. Les performances d'élimination du NO_2^- dans les VFCWs atteignaient respectivement 69.85 %, 74.09 %, 71.18 % et 72.57 %, ce qui a entraîné une augmentation des concentrations de NO_3^- . Cette constatation est en accord avec l'étude de Zhang *et al.* (2007).

Les résultats ont montré que les racines des plantes ont une activité bactérienne propice à la nitrification et à la dénitrification de l'azote (Calheiros *et al.*, 2009). Dans le même contexte, les HFCW (0), (1), (2) et (3) ont amélioré l'élimination des NO_2^- de 15.73 %, 13.13 %, 18.03 % et 18.35 %, respectivement. Comme prévu, les concentrations en NO_3^- ont diminué dans les HFCWs, après une augmentation dans les VFCWs en raison du manque d'oxygène dans les systèmes HFCWs.

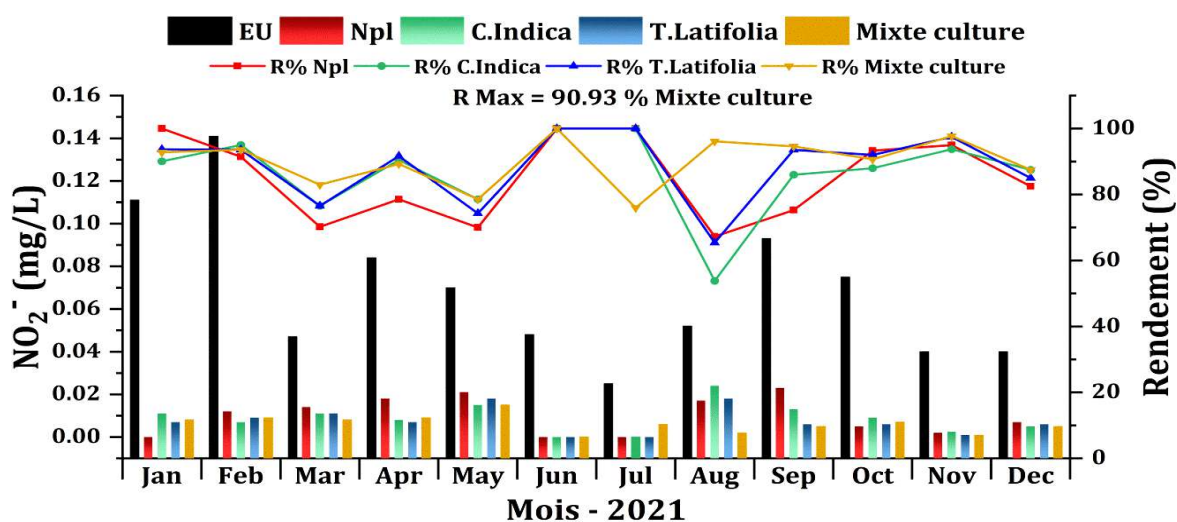


Figure IV.37 | Représentation graphique de la variation du NO_2^- à l'entrée et à la sortie du HCWs

Dans les systèmes de traitement des EU tels que les CWs, la transformation de l'azote (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-) est un processus clé pour l'élimination efficace des polluants (Figure IV.39). Dans les VFCWs, l'azote est principalement éliminé par la nitrification, où les bactéries convertissent NH_4^+ en NO_2^- , puis en NO_3^- , qui est finalement libéré dans l'atmosphère ou retenu dans le sol. Dans les HFCWs, la nitrification se produit également, mais les zones anaérobies créées par l'écoulement lent de l'eau permettent également la dénitrification, où les bactéries convertissent NO_3^- en N_2O et N_2 , qui sont relâchés dans l'atmosphère. Dans les HCWs, les deux processus se produisent, ce qui permet une élimination plus efficace de l'azote. Les plantes jouent également un rôle important dans la transformation de l'azote, en fournissant un habitat pour les bactéries et en régulant le pH et la température dans le système de traitement.

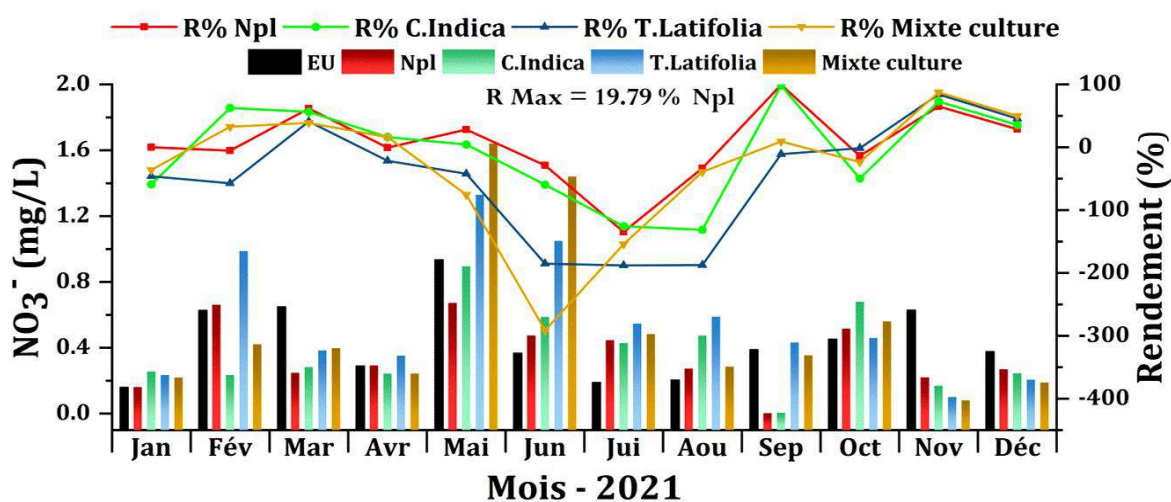


Figure IV.38 | Représentation graphique de la variation du NO_3^- à l'entrée et à la sortie du HCWs

Il existe plusieurs solutions pour réduire l'accumulation de NO_3^- dans un système de traitement des EU par un HCW. Ces solutions incluent la réduction de l'apport d'azote dans le système en améliorant le traitement en amont, l'ajout de plantes à forte capacité d'absorption de l'azote, l'augmentation du taux de dénitrification en ajoutant une zone de dénitrification dans le système et l'augmentation de la surface des CWs pour augmenter le taux de nitrification et de dénitrification. La combinaison de ces solutions peut être nécessaire pour réduire efficacement l'accumulation de NO_3^- .

La transformation du NO_2^- et du NO_3^- est un processus courant dans les CW, mais les HCW verticales/horizontales sont particulièrement efficaces pour cette transformation. Les HCW combinent les avantages des VFCW et HFCW pour offrir une surface de contact accrue entre les micro-organismes présents dans les sols et les racines des plantes, et les polluants présents dans l'eau. Les matériaux filtrants spécifiques utilisés dans les HCW favorisent la dénitrification, un processus biologique dans lequel l'azote est transformé en gaz inoffensif. Les micro-organismes présents dans les sols et les racines des plantes utilisent les NO_3^- et les NO_2^- comme sources d'oxygène pour décomposer les MO présentes dans l'eau. Cette décomposition produit de l'azote gazeux, qui est ensuite libéré dans l'atmosphère.

Plantes	Première étape VFCWs			Deuxième étape HFCWs			Hybride HCWs		
	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-
Sans plantes	VFCW ₀			HFCW ₀			HCW ₀		
Avec plante C.Indica	VFCW ₁			HFCW ₁			HCW ₁		
Avec plante T.Latifolia	VFCW ₂			HFCW ₂			HCW ₂		
Mixte culture	VFCW ₃			HFCW ₃			HCW ₃		

(00%) to (20%)	(20%) to (40%)	(40%) to (60%)	(60%) to (80%)	(80%) to (100%)
(0%) to (-10%)	(-10%) to (-50%)	(-50%) to (-100%)	(-100%) to (-200%)	

Figure IV.39 | Efficacité moyenne d'élimination du NH_4^+ , du NO_2^- et du NO_3^- , du de différentes zones humides artificielles à écoulement hybride HCW₀, HCW₁, HCW₂ et HCW₃

IV.4.1.12. Pollutions phosphorées (PO_4^{3-})

Les concentrations de PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie des systèmes VFCWs et HFCWs sont illustrées à la Figure IV.40. La concentration influente en PO_4^{3-} était comprise entre 1.19 mg/L et 3.77 mg/L, avec une valeur moyenne de 2.42 ± 0.64 mg/L. Les

concentrations dans les effluents diminuent de manière significative ($P < 0,05$) par rapport aux concentrations dans les influents dans les VFCWs et les HFCWs. Les concentrations de PO_4^{3-} dans l'effluent observées au cours de la période d'échantillonnage étaient de $(1.28 \pm 0.595 \text{ mg/L})$, $(0.74 \pm 0.431 \text{ mg/L})$, $(0.80 \pm 0.536 \text{ mg/L})$ et $(0.76 \pm 0.49 \text{ mg/L})$ dans VFCW (0), (1), (2), et (3) respectivement, et de $(0.48 \pm 0.259 \text{ mg/L})$, $(0.34 \pm 0.261 \text{ mg/L})$, $(0.33 \pm 0.21 \text{ mg/L})$ et $(0.36 \pm 0.268 \text{ mg/L})$, à la sortie des HCW (0), (1), (2), et (3) respectivement.

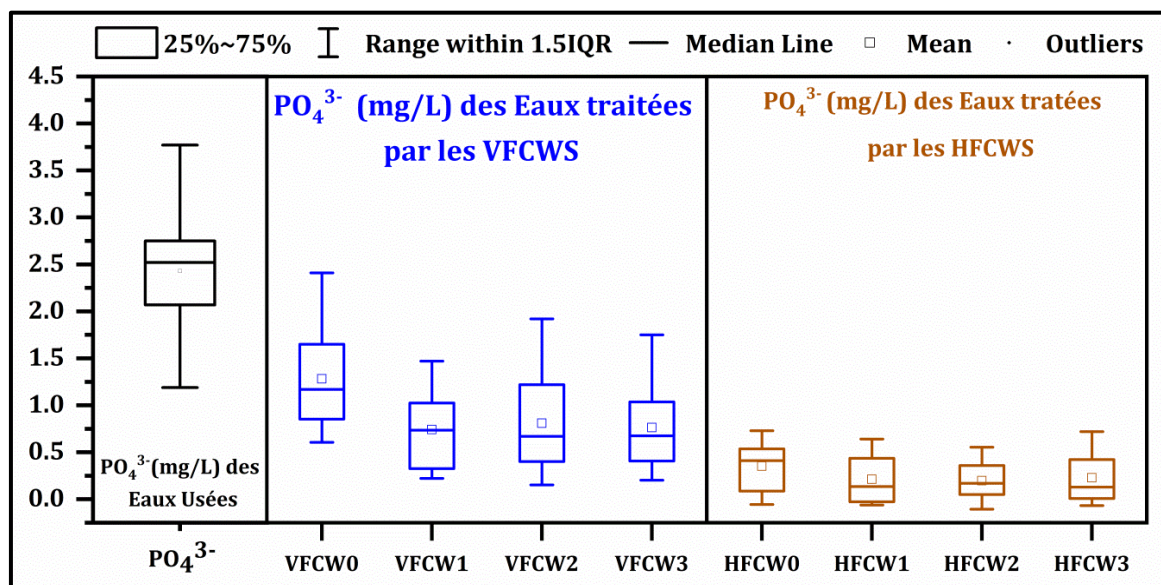


Figure IV.40 | Graphique en boîte à moustache du PO_4^{3-} d'entrée et de sortie des VFCWs et HFCWs séparément

L'analyse statistique a montré qu'il n'existe pas une différence significative entre les VFCWs plantés et les témoins non implantés, et entre la culture mono et mixte ($P > 0.05$), les résultats confirmés par (Zhang et al., 2007). Une différence significative ($P < 0.05$) entre le HFCW₀ et le VFCW₀ à été observée. Compte tenu des résultats, dans les CWs plantées et non plantées des VFCWs et HFCWs, il a été constaté que les absorptions pathologiques de PO_4^{3-} ne sont pas beaucoup affectées par la présence ou l'absence de plantes (Ayaz et al., 2012).

Le rendement de purification dans les bassins VFCW (0), (1), (2), et (3) était de 47.24 %, 69.43 %, 66.66 % et 68.63 %, respectivement. D'autre part, la baisse de PO_4^{3-} à la sortie finale des systèmes HCW (0), (1), (2), et (3) elle s'élevait à 80.15 %, 85.68 %, 86.28 % et 85.02 %. La diminution du PO_4^{3-} dans l'eau traitée pour toutes les unités est causée par l'absorption par le gravier dans le filtre de la cellule non implantée (Molle, 2003; Sim, 2003) et par l'interaction des bactéries et des plantes (Quan et al., 2016), mais il s'agit d'une très petite quantité (Lantzke et al., 1998).

Le taux d'amélioration de l'élimination du PO_4^{3-} par les HFCW (0), (1), (2), et (3) atteignant des valeurs importants de 32.90 %, 16.25 % et 19.62 % et 16.39 %, respectivement (Figure IV.41). L'échelle de laboratoire HCW plantée par *Typha latifolia* avait une efficacité moyenne d'élimination du PO_4^{3-} de 86.28 %. La précipitation et l'absorption par les supports de remplissage et les plantes sont les principaux mécanismes d'élimination du PO_4^{3-} dans les systèmes CWs (Rasheed *et al.*, 2014). Les meilleurs résultats chez HCWs ont été obtenus au début des expériences [HCW₀ (94.67 %) mois de février, HCW₁ (95.48 %) le mois d'avril, HCW₂ (97.54 %) le mois de février et HCW₃ (95.14 %) mois de février]. Les efficacités les plus faibles chez les différents HCWs ont été obtenues dans les dernières étapes des expériences [HCW₀ (60.46 %) le mois de novembre, HCW₁ (71.42 %) le mois d'août, HCW₂ (75.45 %) mois de septembre et HCW₃ (68.53 %), le mois de d'août], les mêmes observations qui ont été rapportées par (Rouso *et al.*, 2019).

Les résultats de recherches antérieures ont montré que l'efficacité moyenne de l'élimination de la PO_4^{3-} des HCWs avec un écoulement de VFCWs suivi d'un écoulement de HFCWs variait entre 70 % et 96 % (Jehawi *et al.*, 2020; Rouso *et al.*, 2019). Bien que le taux d'élimination du PO_4^{3-} dans les VFCWs et les HFCWs soit relativement faible, les résultats de ce travail ont montré que les unités expérimentales pour les HCWs constituent une solution technologique exceptionnelle pour l'élimination du PO_4^{3-} dans le traitement des EU. L'adsorption du phosphore diminue tout au long de la période expérimentale en raison de la capacité des milieux de lit à le retenir au fil du temps. Les concentrations finales de PO_4^{3-} respectaient les limites maximales de rejet en Algérie pour les EU domestiques traitées dans des CWs, appliquant la $\text{PO}_4^{3-} < 2 \text{ mg/L}$ recommandée par (JORA. 2006).

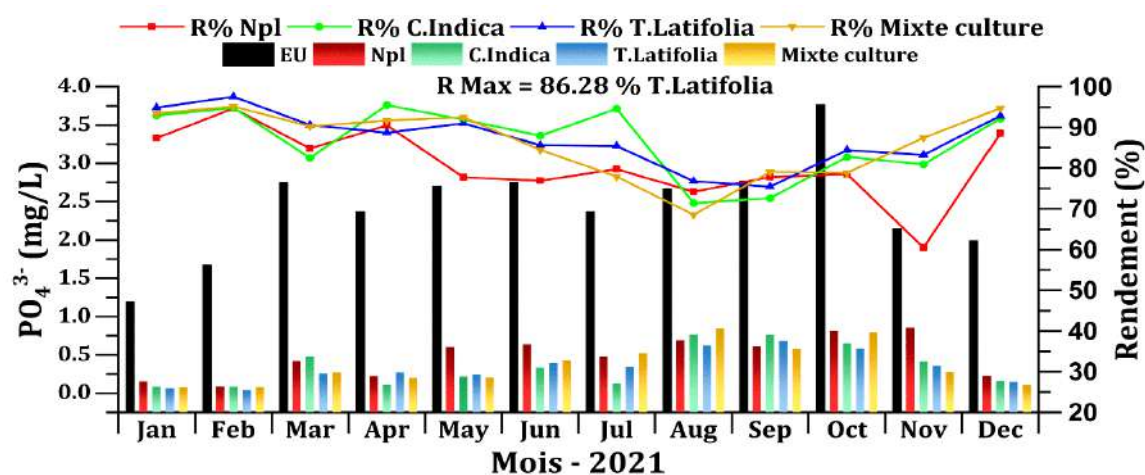


Figure IV.41 | Représentation graphique de la variation du PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie du HCWs

IV.4.1.13. Comparaison entre les déficients systèmes

Les données fournies dans le [Tableau IV.5](#) concernent les pourcentages d'élimination de différents paramètres de qualité de l'eau pour différents types de systèmes de traitement des EU : HCW₀, HCW₁, HCW₂ et HCW₃. Il est important de noter que les pourcentages ne fournissent pas de mesure absolue des quantités de ces paramètres dans l'eau, mais plutôt une indication de l'efficacité relative de chaque système de traitement pour réduire ces paramètres.

Tableau IV.5 | Comparaison entre les déficients systèmes

paramètre	HCW ₀	HCW ₁	HCW ₂	HCW ₃
	Non planté	<i>Canna indica</i>	<i>Typha latifolia</i>	Mixte culture
MES %	88.39	89.71	90.51	89.45
COD %	78.98	81.66	83.12	84.54
BDO ₅ %	93.30	94.71	94.44	95.04
NH ₄ ⁺ %	99.80	99.92	99.91	99.98
PO ₄ ³⁻ %	80.15	85.68	86.28	85.02
NO ₂ ⁻ %	85.59	87.22	89.22	90.93
NO ₃ ⁻ %	19.79	14.73	-26.38	-19.58

Ordre	1	2	3	4
-------	---	---	---	---

D'après les données, il apparaît que les systèmes de traitement HCW₃ plantés par la culture mixte et HCW₂ planté par *T.Latifolia* ont obtenu les meilleurs résultats en termes de réduction de la plupart des paramètres mesurés, tels que les MES, le COD, le BDO₅, le NH₄⁺, le NO₂⁻ et le PO₄³⁻. Cependant, le système HCW₁ planté par *C.indica* a montré des performances similaires pour la plupart des paramètres, tandis que le système HCW₀ a obtenu les résultats les plus faibles pour tous les paramètres, à l'exception du NO₃⁻ où il a montré des performances positives.

Des analyses supplémentaires et des mesures de performance à long terme devraient être effectuées pour déterminer la capacité réelle de chaque système de traitement des EU.

IV.4.1.14. Conclusion

La caractérisation des EU brutes est une étape essentielle pour comprendre leur qualité et identifier les sources potentielles de la pollution. L'analyse de différents paramètres peut aider à déterminer les types de traitements les plus appropriés et élaborer des politiques de gestion de l'eau efficaces. Toutefois, la qualité de l'eau peut varier

considérablement en fonction de nombreux facteurs, et il est donc nécessaire de caractériser régulièrement les EU brutes pour suivre les tendances et les changements.

Les résultats de cette étude indiquent clairement que le rejet des EU de la ville de Touggourt dans les milieux récepteurs, notamment le canal de Oued Righ, entraîne une charge polluante significative. Cette pollution représente une menace pour la vie aquatique de la région, et nécessite un traitement approprié avant d'être déversée dans le milieu aquatique. Les conclusions de cette analyse peuvent être utilisées pour élaborer des politiques et des mesures de gestion de l'eau efficaces, qui permettront de protéger l'environnement et la santé humaine.

Les systèmes HCW verticales/horizontales sont une solution efficace pour améliorer la qualité des EU. Ces systèmes combinent les avantages des VFCW et HFCW pour offrir une zone de contact accrue entre les micro-organismes présents dans les sols et les racines des plantes, et les polluants présents dans l'eau. La première étape, qui se déroule dans la VFCW, permet de retenir les MES et d'éliminer une partie de la MO présente dans les EU. La deuxième étape, qui se déroule dans la HFCW, permet de transformer les matières azotées restantes en azote gazeux inoffensif. L'ajout de la zone HFCW permet d'augmenter le temps de séjour des EU dans le système, ce qui favorise la croissance des micro-organismes responsables de la décomposition des MO. De plus, la zone HFCW offre une surface de contact accrue entre les micro-organismes et les polluants, ce qui augmente l'efficacité du système de traitement des EU. En utilisant des HCW verticales/horizontales, nous pouvons améliorer la qualité de l'eau et protéger les écosystèmes aquatiques environnants de manière écologique et durable.

Selon les résultats, il semble que les systèmes de traitement HCW₃, avec une culture mixte, aient donné les meilleurs résultats en termes de réduction de la plupart des paramètres mesurés. Ces paramètres incluent le COD, le BDO₅, l' NH_4^+ et le NO_2^- . Le système HCW₂ planté par *Typha latifolia* a montré une meilleure capacité à éliminer la MES et le PO_4^{3-} . En revanche, le système HCW₁, avec *Canna indica*, a montré des performances similaires pour la plupart des paramètres. En ce qui concerne le système HCW₀, il a obtenu les résultats les plus faibles pour tous les paramètres, à l'exception du NO_3^- , où il a montré des performances positives.

Les changements de température saisonniers, en particulier l'aridification, peut avoir un impact significatif sur l'efficacité des systèmes de CW dans le traitement des EU. Les paramètres climatiques tels que la température et les précipitations peuvent affecter la croissance des plantes et des micro-organismes, le débit d'eau dans le système, et donc les

rendements d'élimination des polluants organiques et des nutriments. Ainsi que la conductivité et la salinité élevées, et la forte concentration de solides dissous Il est important de prendre en compte les effets du changement climatique et d'adapter les systèmes en conséquence pour garantir une performance optimale des systèmes de CWs.

Cette étude reste liée aux conditions de fonctionnement telles que le temps de rétention, le débit et les conditions climatiques, qui peuvent être exploitées au niveau réel en concevant le système HCW.

IV.5. Dimensionnement de la zone humide à écoulement hybride HCW

IV.5. 1. Site d'implantation et aperçu du climat

Le site sélectionné se trouve dans la ville de Touggourt, plus précisément dans la municipalité de Zaouia de Sidi Labed (33° 08' 00" 33° 16' 00"), à l'endroit où les EU de la ville sont rejetées dans le canal de Oued Righ (Bencherif, 2008). Le débit rejeté est estimé à 1238.10 m³/j. La région étudiée présente un climat hyperaride de type saharien extrêmement sec. Les données climatiques pour l'année 2021 sont résumées dans le **Tableau IV.6**. Les températures moyennes varient entre 17 °C en janvier et 40 °C en juillet et août. La pluviométrie annuelle moyenne est d'environ 4.61 mm et l'évaporation s'élève à 2458 mm par an. Le taux d'humidité relative maximum enregistré durant l'année est de 3.9 % (août), tandis que le taux d'humidité relative minimum est de 0 % (janvier, février, mars, avril, novembre et décembre) (ONM, 2021).

Tableau IV.6 | Données météorologiques de la ville de Touggourt, en 2018 (ONM, 2021).

Station: Sidi Mehdi Touggourt Location: 39° 32' N, 111° 35' Years: 1981-2010						
Months	Ave T °C	P mm	H %	Wind km/h	ET mm/d	
Jan.	17	9.8	0	13.7	2.68	
Févr.	19	5.2	0	14.1	3.57	
Mars.	23	6	0	14.7	4.85	
Avr.	28	6.2	0	15.7	6.57	
Mai.	33	3.7	0.3	15.9	7.62	
Juin.	38	1.5	1	15.7	9.38	
Juill.	40	1.3	2.1	14.4	10.65	
Août	40	2	3.9	13.3	9.21	
Sept.	35	4	3.6	13.2	7.29	
Oct.	29	5	1.1	12.6	5.52	
Nov.	22	6.1	0	12.7	4.04	
Déc.	18	4.6	0	13.1	2.64	
Moy	28.5	4.61	1	14.09	6.16	

IV.5.2. Caractéristiques des eaux usées

Le **Tableau IV.1** présente les résultats de l'analyse physicochimique des EU brutes de la ville de Touggourt. Les températures moyennes variaient entre 21.40 °C et 34.20 °C, La température moyenne enregistrée 28.21°C était inférieure aux limites des normes algériennes (**JORA, 2006**) et inférieure à la limite autorisée pour l'eau destinée à l'irrigation (35 °C). Le pH des EU brutes était compris entre 7.31 et 7.89, ce qui répondait aux normes algériennes (**JORA, 2006**).

La CE des EU brutes montre des valeurs moyennes entre 4.04 mS/cm et 5.57 mS/cm, indiquant une forte minéralisation des EU. Cependant, ces valeurs dépassent les limites recommandées par les normes algériennes (**JORA, 2006**), l'augmentation de la CE est un indicateur de la présence de polluants dans les eaux. L'OD dans les EU brutes indique des valeurs variant entre 0.09 mg/L et 0.79 mg/L, ce qui est nettement inférieur à la limite de 1 mg O₂ par litre. Ce résultat pourrait être dû à la forte teneur en composés organiques présents dans les EU brutes.

Les EU étudiées ont montré des valeurs élevées de DBO₅ qui ont varié de 80 mg/L à 220 mg/L. Par conséquent, les valeurs de DBO₅ étaient très supérieures aux normes de rejet algériennes (**JORA, 2006**). Les valeurs de DCO ont varié entre 114 mg O₂/L et 373 mg O₂/L. Elles dépassent la valeur recommandée par les normes algériennes (120 mg /L) (**JORA, 2006**). La valeur moyenne de DCO/DBO₅ était de 1.86 (<3), ce qui signifie que l'effluent a une bonne biodégradabilité et que les EU étudiées sont principalement d'origine domestique.

Les valeurs de MES dans l'eau brute variaient de 92 mg/L à 268 mg/L. Ces valeurs dépassent les normes de rejet algériennes de 35 mg/L.

De très faibles niveaux de NO₃⁻ ont été enregistrés dans les EU brutes étudiées. Les valeurs variaient entre 0.161 mg/L et 0.936 mg/L. Les résultats obtenus sont conformes à la limite recommandée par l'OMS (**2011**) et la FAO (**1985**) pour l'eau d'irrigation.

Les EU étudiées sont caractérisées par des niveaux faibles PO₄³⁻, variant entre 1.19 mg/L et 3.77 mg/L. Ces valeurs étaient conformes aux normes nationales (< 2 mg/L) (**JORA, 2006**) et à la limite recommandée par la FAO pour l'eau d'irrigation (**FAO, 1985**).

IV.5.3. Ouvrages de prétraitement

Le traitement collectif des EU nécessite un prétraitement. Il est traité dans plusieurs systèmes, pour chaque étape il y a des avantages particuliers, généralement des grilles sont utilisées avant le traitement initial pour les CWs.

Dégrilleur: ce sont des pièges à débris sous forme de filets, qui enlèvent les matériaux grossiers (pierres, bois, feuilles et autres débris) qui peuvent endommager les pompes et autres équipements

IV.5.4. Ouvrage de Traitement primaire

Les Ouvrages de traitement primaire sont utilisés comme première étape du traitement des EU brutes. Elle consiste souvent à décanner les MES et à pré-digérer les MO par les bactéries.

IV.5. 4.1. Géométrie de la fosse toutes eaux

La taille des CWs est conçue en fonction du volume d'EU à traiter ($1238.10 \text{ m}^3/\text{j}$) et du niveau de la pollution mesuré en termes de DBO_5 (124.5 mg/L). Pour le traitement primaire, le volume de la fosse septique d'une capacité de 1238.10 m^3 . La durée de séjour réservée au traitement primaire est de 8 heures/j.

$$Q_{\text{moy}} = 1238.10 / 24 = 51.58 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$V(\text{m}^3) = Q_{\text{moy}} \times ts = 51.58 \times 8 = 412.7 \text{ m}^3$$

Le nombre de fosse septique proposée est 4, c .a .d $412.7 / 4 = 103.17 \text{ m}^3$

Les fosses septiques, au nombre de 4, ont une capacité de 103.17 m^3 , pour des dimensions d'une profondeur de 2 mètres, d'une largeur de 5.1 m et d'une longueur de 10 mètres.

IV.5. 5. Conception d'un système à écoulement hybride de traitement des eaux usées

IV.5. 5.1. Dimensionnement de la surface du VFCW

La zone humide artificielle à écoulement superficiel vertical a été dimensionnée en considérant un coefficient d'aération de surface $Ka = 30 \text{ g O}_2/\text{m}^2.\text{j}^{-1}$ (Cooper, 1999; Vymazal, 1998) et sa hauteur est prise égale à 0.9 m. La surface obtenue est augmentée de 25%; la surface verticale est alors calculée par l'équation Eq II.5 Les résultats sont résumés dans le Tableau IV.7.

Tableau IV.7 | Dimensionnement du filtre vertical

Mois	DBO ₅ E mg/l	DBO ₅ S (50% DBO ₅ E) mg/l	DBO ₅ Kg/m ²	Q m ³ /j	DO	VA	S m ²
Jan.	110.00	55.00	0.06	1 238.10	68.10	0.03	2 837.31
Févr.	115.00	57.50	0.06	1 238.10	71.19	0.03	2 966.28
Mars.	96.00	48.00	0.05	1 238.10	59.43	0.03	2 476.20
Avr.	150.00	75.00	0.08	1 238.10	92.86	0.03	3 869.06
Mai.	220.00	110.00	0.11	1 238.10	36.19	0.03	5 674.63
Juin.	150.00	75.00	0.08	1 238.10	92.86	0.03	3 869.06
Juill.	110.00	55.00	0.06	1 238.10	68.10	0.03	2 837.31
Août	80.00	40.00	0.04	1 238.10	49.52	0.03	2 063.50
Sept.	130.00	65.00	0.07	1 238.10	80.48	0.03	3 353.19
Oct.	150.00	75.00	0.08	1 238.10	92.86	0.03	3 869.06
Nov.	88.00	44.00	0.04	1 238.10	54.48	0.03	2 269.85
Déc.	95.00	47.50	0.05	1 238.10	58.81	0.03	2 450.41
Moy	124.50	62.25	0.06	1 238.10	77.07	0.03	3 211.32
Surface de chaque parcelle							401.42
Nombre de parcelle							8
Dimensions (m)							20x20

IV.5. 5.1.1. Evaluation du temps de rétention

L'évaluation du temps de rétention TRH est réalisée à l'aide de l'Eq II.5 qui a été définie dans la première partie. Cette relation permet de déterminer le temps de rétention nécessaire pour atteindre un certain niveau de rétention, en fonction de différents paramètres. Le temps de rétention hydraulique pour les bassins VFCW est de 18.5 h

IV.5. 5.2. Dimensionnement de la surface du HFCW

IV.5. 5.2.1. Méthode basée sur la charge surfacique en DBO₅

La surface du HFCW est déterminée en fonction des données hivernales qui nécessitent plus d'espace pour assurer la purification car l'activité de la rhizosphère est en demi-hibernation. Par conséquent, la détermination de la surface par la méthode de Reed *et al.* (1995), prend en compte la température de l'eau. La surface horizontale est alors calculée par l'équation Eq II. Les résultats sont résumés dans le Tableau IV.8.

Tableau IV.8 | Dimensionnement du filtre horizontal

Mois	Q	h	n	Ce	Cs	KR	q	Tw	TR	Tw-T	Kt	Ah
Jan.	309.53	0.6	0.33	55.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	589.87
Févr.	309.53	0.6	0.33	57.50	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	647.88
Mars.	309.53	0.6	0.33	48.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	412.21
Avr.	309.53	0.6	0.33	75.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	994.64
Mai.	309.53	0.6	0.33	110.0	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	1494.48
Juin.	309.53	0.6	0.33	75.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	994.64
Juill.	309.53	0.6	0.33	55.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	589.87
Août	309.53	0.6	0.33	40.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	174.27
Sept.	309.53	0.6	0.33	65.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	807.89
Oct.	309.53	0.6	0.33	75.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	994.64
Nov.	309.53	0.6	0.33	44.00	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	298.65
Déc.	309.53	0.6	0.33	47.50	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	398.54
Moy	309.53	0.6	0.33	62.25	35	1.104	1.06	21.40	20	1.40	1.2	751.47
Surface de chaque parcelle (m ²)												750
Nombre de parcelle												4
La longueur(m)												38.5
La largeur(m)												19.5

IV.5. 5.2.2. Evaluation du temps de rétention

En utilisant l'Eq II.5 définie dans la première partie, le temps de rétention TRH peut être calculé en fonction de différents paramètres pour atteindre un certain niveau de rétention. Pour les bassins horizontaux, le temps de rétention hydraulique est estimé à 15.5 heures. La durée totale de conservation est de 34 heures.

Le temps de rétention dépend de la superficie de la CW, qui est liée à la température. Plus la température est élevée, plus la superficie de la CW est réduite, ce qui entraîne une diminution du temps de rétention. En comparaison avec les études précédentes, nous constatons que le temps de rétention obtenu dans cette étude est inférieur à celui obtenu dans l'étude menée par Mimeche. (2014) (5 jours) ainsi que dans l'étude de Rokbane & Debabeche. (2022) (5.4 jours). Cela s'explique par le fait que la température utilisée pour déterminer les dimensions de la CW était plus moins que celle utilisée dans cette étude.

IV.5. 6. Profondeur de la zone humide artificielle

La profondeur d'une zone humide artificielle doit être déterminée avant de procéder à son dimensionnement. La profondeur du zone humide artificielle doit également correspondre à la profondeur à laquelle les racines ont atteint, et en pratique tous les filtres sont conçus pour des profondeurs de 30 à 80 cm (Cooper *et al.*, 1996; Garcia *et al.*, 2004; Andreo-Martínez *et al.*, 2016). L'analyse de plusieurs filtres horizontaux montre que pour les plantes, plus de 90% de la biomasse des racines et des rhizomes se situent dans les 30

cm supérieurs du milieu. La pente de 1% est considérée dans le sens longitudinal pour l'écoulement gravitaire.

IV.5. 7. Calcul des réseaux

Pour déterminer le diamètre des conduites, nous nous sommes appuyés sur la relation de *Bedjaoui et al. (2005)*. Les résultats obtenus sont résumés dans le **Tableau IV.9**.

$$D = 1.27 \sqrt{Q}$$

Les résultats obtenus sont résumés dans le **Tableau IV.9**.

Tableau IV.9 | Calcul du diamètre des conduites de distributions

Conduites	Q (m3/j)	Q (m3/s)	D (m)	D (mm)	D Normalise
C1	1238.1	0.014329861	0.152028395	152.0283953	160
C2	309.525	0.003582465	0.076014198	76.01419766	90
C3	154.7625	0.001791233	0.053750155	53.75015463	63

IV.5. 8. Schéma général des zones humides artificielles

Le schéma final de la station d'épuration ainsi que les sections transversales du filtre vertical et du filtre horizontal sont présentés sur les **Figure IV.42**.

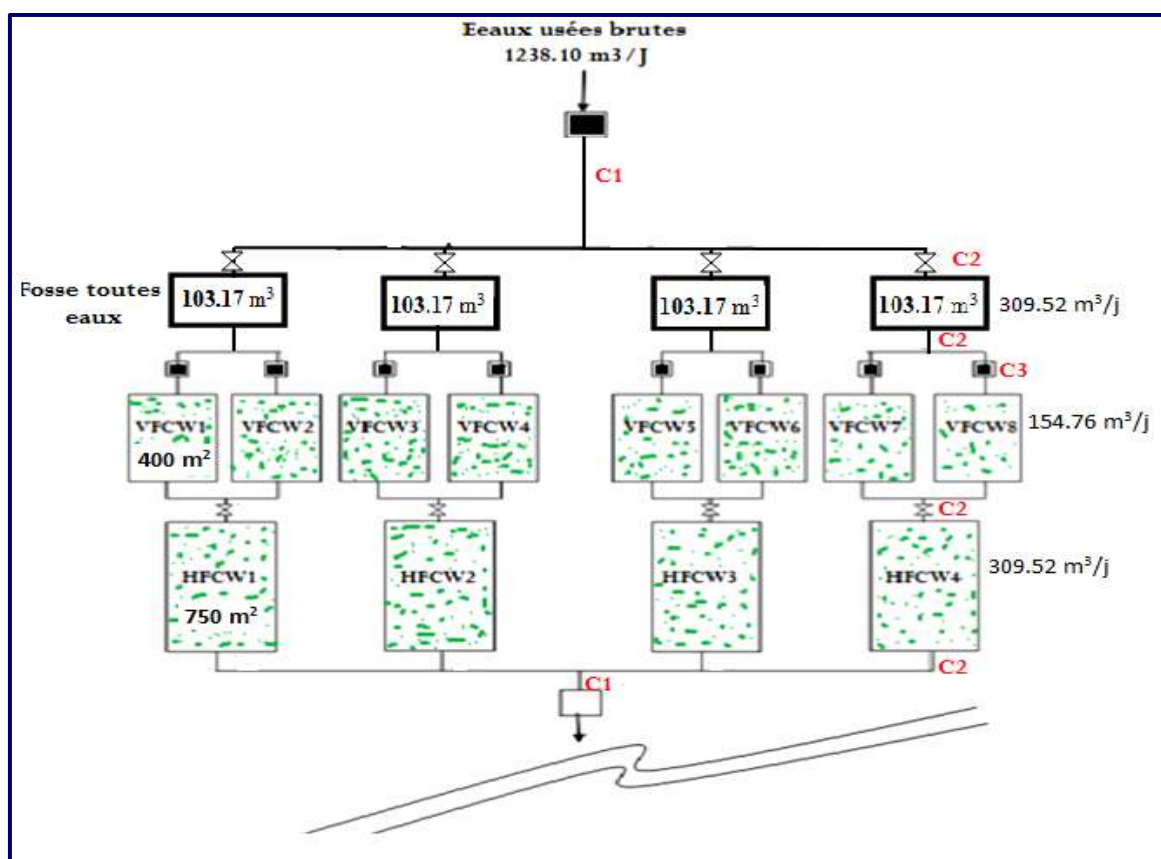


Figure IV.42 | Schéma simplifié de l'installation de zones humides artificielles à écoulement hybride

IV.5.9. Conclusion

Les résultats ont montré que ce système a une capacité suffisante pour éliminer diverses MO et nutriments aux niveaux souhaités sous le climat aride et atteindre la garantie de respecter les limites des EU en Algérie. Il peut être utilisé comme unités de traitement pour assurer la protection du canal de la vallée du Righ et soulager la pression sur la seule station de la zone. Cela nous pousse à mener des études plus approfondies sur ce système, telles que la recherche de moyens optimaux pour aborder le problème de l'évaporation et se débarrasser de la forte salinité et équilibrer la dénitrification en ajoutant une autre série verticale.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le but de cette étude est l'élimination des MO et des nutriments des EU par les plantes aquatiques locales de la région de Ouargla dans des conditions climatiques arides en utilisant des HCWs. Le traitement des EU à l'aide de méthodes traditionnelles s'est avéré efficace dans les zones urbaines densément peuplées. Cependant, leur application est limitée dans les zones rurales, en particulier celles à faible densité de population, en raison du besoin de main-d'œuvre qualifiée et des coûts élevés associés à leur mise en œuvre et à leur fonctionnement. Alors que de nombreux pays développés et en développement ont adopté l'utilisation des CWs en raison de leurs avantages naturels et de leur faible coût, cette technologie n'a pas encore été pleinement explorée en Algérie, à l'exception de deux STEP situées dans les villes de Témacine et de N'Goussa, dans la région de Ouargla. C'est pourquoi nous avons entrepris cette étude pour promouvoir l'exploitation des CWs en Algérie, en capitalisant sur les avantages qu'elles offrent sur le plan environnemental et économique.

Nous avons ainsi pu répondre aux questions clés suivantes : Les plantes aquatiques sélectionnées sont-elles efficaces pour éliminer la matière organique et les nutriments dans les conditions climatiques arides et comment cela affecte-t-il l'efficacité globale du traitement des eaux usées? Existe-t-il des différences dans l'élimination des substances organiques et des nutriments entre les monocultures et les cultures mixtes ? En plus de déterminer l'efficacité du HCW, l'étude a également permis de diagnostiquer l'état de la pollution des EU dans la ville de Touggourt, en incluant une évaluation de la qualité physique et chimique des effluents des EU. Les résultats obtenus dans cette étude sont les suivants :

Les ratios DBO_5/DCO et DCO/DBO_5 indiquent que les EU se trouvent dans la zone des EU traitées primairement et sont d'origines domestiques et facilement biodégradables. L'indice de pollution organique indique que les EU de la zone d'étude s'avèrent que la pollution organique est très forte. Pour les contaminants organiques exprimés sous forme de DCO et DBO_5 , l'efficacité globale d'élimination était la meilleure dans les systèmes à écoulement hybride utilisés la culture mixte, atteignant 84.54%, 95.04%, respectivement, tandis qu'elle était de 83.12 %, 81.66 %, et 78.98% dans le HCW_2 , HCW_1 et HCW_0 respectivement pour la DCO et 94.44, 94.71 %, et 93.30 %, dans le HCW_2 , HCW_1 et HCW_0 respectivement pour la DBO_5 . En ce qui concerne l'élimination des MES la monoculture plantée par *Typha latifolia* a montré le plus haut niveau d'élimination, qui

Conclusion générale

s'élevait à 90.51 %, suivie de la monoculture plantée par *Canna indica* (89.71 %) puis de la culture mixte (89.45%), tandis que le système non planté a montré une élimination de 88.39%. Pour les nutriments exprimés en NH_4^+ , l'efficacité globale d'élimination était presque complète en cultures mixtes (99.98 %), et des pourcentages supérieurs à 99% ont été atteints dans le reste des systèmes. L'élimination de NO_2^- a atteint 90.93 % dans la culture mixte, tandis qu'elle était de 89.22 %, 87.22 %, et 85.59% dans le HCW_2 , HCW_1 et HCW_0 respectivement. Une augmentation de la concentration de NO_3^- a été observée dans tous les systèmes VFCW, elle a diminué à nouveau dans tous les systèmes HFCW, en raison des processus de nitrification et de dénitrification. Il est à noter que l'absorption du phosphore tout au long de la période expérimentale diminue en raison de la capacité du support de lit à le retenir au fil du temps, le taux d'élimination étant de 86.28 % dans le système monoculture cultivé par *Typha latifolia* et dans des proportions légèrement inférieures dans le reste des systèmes. De plus, la température et le pH ont été ajustés par les HCWs dans la plage optimale ($T < 30 \text{ }^\circ\text{C}$) et (pH 6,5-8,5) respectivement, tandis qu'une augmentation de la conductivité et du degré de salinité est observée en raison de l'évapotranspiration. Les résultats démontrent que ce système présente une capacité suffisante pour éliminer efficacement diverses MO et nutriments conformément aux normes des EU en Algérie, même dans un climat aride. Il peut être utilisé comme unités de traitement pour protéger le canal de la vallée du Righ dans la région de Touggourt et alléger la pression sur la seule station de traitement existante dans la zone. Cela souligne l'importance de mener des études approfondies sur ce système, telles que la recherche de méthodes optimales pour gérer l'évaporation, réduire la salinité élevée et équilibrer le processus de dénitrification en ajoutant une série verticale supplémentaire.

Les perspectives d'avenir de la recherche dans le domaine du traitement des eaux par les CWs incluent plusieurs aspects. Tout d'abord, il serait bénéfique de développer une approche scientifique pour la conception des CWs adaptées aux conditions climatiques arides. Cela pourrait impliquer la recherche d'équations mathématiques permettant de réduire la surface requise pour ces CWs tout en maintenant leur efficacité. De plus, il serait intéressant d'étudier d'autres espèces végétales afin de déterminer celles qui ont la capacité de réduire les concentrations de salinité et de solides dissous dans les zones arides, ce qui favoriserait le recyclage de l'eau dans le domaine agricole. Ces perspectives de recherche pourraient contribuer à améliorer l'efficacité et la durabilité des systèmes de traitement des eaux par les zones humides dans les régions arides.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Aalam, T., Arias, C. A., & Khalil, N. (2022).** Physicochemical and Biological Contribution of Native Macrophytes in the Constructed Wetlands to Treat Municipal Wastewater: A Pilot-Scale Experiment in a Sub-Tropical Climate Region. *Recycling*, 7(1), 8. MDPI AG. Retrieved from. <http://dx.doi.org/10.3390/recycling7010008>
- Abdelhakeem, S. G., Aboulroos, S. A. & Kamel, M.M. (2016).** Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, 7(5), 803-814. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>
- Abidi, S & Kallali, H & Jedidi, N & Bouzaiane, O & Hassen, A. (2009).** Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination*. 370-377. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.061>
- Achary, S. P. (2005).** Le forum parlementaire sur la conservation de l'eau et sa gestion. Informations constitutionnelles et parlementaires, 55(190), 45-50. <https://www.asgp.co/sites/default/files/documents//TLHEBFEGAFVWJOTKLMOFEOUNAYQBXm.pdf>
- AFNOR. (1990).** NF T90-103. Essais des eaux - Détermination de la demande biochimique en oxygène DBO). 5 p.
- AFNOR. (1997).** Recueil de norme française : Eau, méthodes d'essai, 2ème édition, Paris Édition, Paris
- AFNOR. (2012).** NF EN ISO 13037. Amendements du sol et supports de culture - Détermination du pH. AFNOR, Paris.
- Ahsan, S., Rahman, M. A., Kaneco, S., Katsumata, H., Suzuki, T., & Ohta, K. (2005).** Effect of temperature on wastewater treatment with natural and waste materials. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 7, 198-202. <https://doi.org/10.1007/s10098-005-0271-5>
- Aitchison, E., Kelley, S., Alvarez, P. and Schnoor, J. (2000).** Phytoremediation of 1,4-Dioxane by Hybrid Poplar Trees. *Water Environment Research*, 72, 313-321. <http://dx.doi.org/10.2175/106143000X137536>
- Akpo, Y. (2006).** Evaluation de la pollution des eaux usées domestiques collectées et traitées à la station d'épuration de Camberène (Dakar). Mémoire de DEA, Université Cheick Anta Diop, P, 31. <https://beep.ird.fr/greenstone/collect/eismv/index/assoc/MEM06-1.dir/MEM06-1.pdf>
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007).** Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering*, 29(2), 173-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
- Albuquerque, A., Oliveira, J., Semitela, S., & Amaral, L. (2010).** Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Sciences*, 22(6), 820-825. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60183-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60183-2)
- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021).** Urban Wetlands: A Review on Ecological and Cultural Values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Alley, B.L., Willis, B.E., Rodgers, J.H., & Castle, J.W. (2013).** Seasonal Performance of a Hybrid Pilot-Scale Constructed Wetland Treatment System for Simulated Fresh Oil Field-Produced Water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1639-5>

Références bibliographiques

- Almeida, A., Józwiakowski, K., Kowalczyk-Juško, A., Bugajski, P., Kurek, K., Carvalho, F., ... & Gajewska, M. (2020).** Nitrogen removal in vertical flow constructed wetlands: influence of bed depth and high nitrogen loadings. *Environmental technology*, 41(17), 2196-2209. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1557749>
- Almuktar, S. A., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018).** Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23595-23623. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Al-Rekabi, W. S., & Al-Khafaji, S. A. (2021).** Performance of vertical flow constructed wetland for sewage treatment using different aquatic plants in the south of Iraq.
- Amiri, K., Bekkari, N., Débbakh, A., Benmalek, A., Bouchahm N. (2017).** Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie). *Journal Algérien des Régions Arides*, 14: 104-108. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/103744>
- Amiri, K., Bekkari, N. E., Débbakh, A. E., Chaib, W., & Kherifi, W. (2022).** The efficiency of household sewage treatment by Wastewater garden technique in arid regions, case of WWG of Temacine, Algeria. *Journal Algérien des Régions Arides*, 14(2), 18-31. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/196891>
- Amiri, K., Hartani, T., & Zeddouri, A. (2019).** The assessment of an integrated bio-filter systems for the wastewaters treatment in arid regions (Touggourt, Algeria). *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 30(4), 890-908. <https://doi.org/10.1108/MEQ-05-2018-0095>
- Amor, M. (2018).** Étude de l'électro-conversion d'azote ammoniacal par voie électrochimique (Doctoral dissertation, École de technologie supérieure). https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/2110/1/AMOR_Makram.pdf
- An, X. (2012).** Recent developments in wetland technology for wastewater treatment (Dissertation). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:hh:diva-20013>
- 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. <https://doi.org/10.3390/w8100434>
- APAT, (2005).** Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili, Firenze, luglio.
- APHA, AWWA, WEF (2012).** Standard methods for the examination of water and wastewater, 22e édition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington D.C.
- APHA. (1995).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Edition, American Public Health Association Inc., New York
- Asano, T., Burton, F., & Leverenz, H. (2007).** Water reuse: issues, technologies, and applications. McGraw-Hill Education. <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9780071459273>
- Atinkpahoun, N. C. H. (2018).** Relations entre la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines et les contextes géographiques, socio-économiques et culturels au Bénin et en France (Doctoral dissertation, Université de Lorraine; Université d'Abomey-Calavi (Bénin)).

Références bibliographiques

- Ávila, C., Bayona, J. M., Martín, I., Salas, J. J. and García, J. (2015).** Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. *Ecological Engineering*, 80, 108-116. <http://hdl.handle.net/2117/84970>
- Ávila, C., & García, J. (2015).** Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the environment and their removal from wastewater through constructed wetlands. In *Comprehensive analytical chemistry* (Vol. 67, pp. 195-244). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63299-9.00006-5>
- Ayaz, S.Ç., Aktaş, Ö., Findik, N. and Akça, L. (2012).** Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment* 37(1-3): 152–159. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.661267>
- Bachi, O.E., T Halilat, M., Bissati, S., & F Mehanna, S. (2020).** Performance of two free biomass biological wastewater treatment processes (Aerated Lagoon and Activated Sludge) in Ouargla area, Algeria with referring to re-use the treated water in aquaculture. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(7-Special issue), 575-592. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2020.123156>
- Bachi, O. E., Halilat, M. T., Bissati, S., Al-Ansari, N., Saggai, S., Kouadri, S., & Najm, H. M. (2022).** Wastewater Treatment Performance of Aerated Lagoons, Activated Sludge and Constructed Wetlands under an Arid Algerian Climate. *Sustainability*, 14(24), 16503. MDPI AG. Retrieved from. <http://dx.doi.org/10.3390/su142416503>
- Bansal, S., Lishawa, S. C., Newman, S., Tangen, B. A., Wilcox, D., Albert, D., ... & Windham-Myers, L. (2019).** Typha (cattail) invasion in North American wetlands: biology, regional problems, impacts, ecosystem services, and management. *Wetlands*, 39(4), 645-684. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01174-7>
- Bartacek, J., Kubesova, A., & Kuhrova, V. (2015).** Nitrogen compounds in wastewater: Removal, transformation, and impact on environmental health. In *Environmental Health Risk Hazardous Factors to Living Species* (pp. 203-232). InTechOpen.
- Basilico, L., Staub, P. F., & Perceval, O. (2014).** La contamination chimique des milieux aquatiques: outils et méthodes pour le diagnostic et l'action: synthèse du séminaire Surveiller, évaluer et réduire les contaminations chimiques des milieux aquatiques des 17 et 18 juin 2013 [à Paris]. Onema. <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/86>
- Bastian, R. K. (2016).** Constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*, 91, 557-582.
- Baumont, S., Camard, J. P., Lefranc, A., Franconi, A., Observatoire régional de santé (Ile-de-France), & Institut d'aménagement et d'urbanisme d'Île-de-France (1976-2019). (2014).** Réutilisation des eaux usées épurées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. ORS Ile-de-France. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=16621644>
- Bazza, M., & Xanthoulis, D. (2003).** Irrigation avec les eaux usées traitées: manuel d'utilisation. <https://hdl.handle.net/2268/34524>
- Bebba, A. A., Labed, I., Zeghdi, S., & Messaitfa, A. (2019).** Purification Performance of Typha Latifolia, Juncus Effusus and Papyrus Cyperus in Arid Climate: Influence of Seasonal Variation. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 41(6), 396-401. <https://doi.org/10.3103/S1063455X19060092>
- Bedjaoui, A., Achour, B., & Bouziane, M. T. (2005).** Nouvelle approche pour le calcul du diamètre économique dans les conduites de refoulement. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/77967>

Références bibliographiques

- Bekkari, N. (2020).** Etude et suivi de procédé d'épuration des eaux usées sous climat aride (simulation par l'application des méthodes d'intelligence artificielle) cas de la station d'épuration de Touggourt. <http://www.secheresse.info/spip.php?article112539>
- 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*, (12) 2. Pages 49-59. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/103739>
- Belaid, N. (2010).** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de doctorat. Université de Limoges. 236p. <https://aurore.unilim.fr/theses/nxfile/default/a8a097b5-d757-4af1-a2bb253eaf48bf21/blobholder:0/2010LIMO4003.pdf>
- Belkaçem, H. (2016).** La Dégradation de la pollution Azotée par lagunage aéré dans un climat aride. Cas de la station d'épuration de Ouargla (Sud Est d'Algérie).
- Belkaçem, H., Abdelhafidh, D. B. A., Zineb, H., & Saad, Z. (2013).** Gardens planted with macrophytes filters, purification performance in an arid climate. Pilot station of Témacine, Ouargla (Algeria). *International Letters of Chemistry, Physics and Astronomy*, 8, 259-268. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILCPA.13.259>
- Belles-Isles, J. C., Chaussé, K., Chevalier, P., Dion, R., Jacques, L., Levallois, P., ... & Valcke, M. (2004).** Groupe scientifique sur l'eau. [file:///C:/Users/ALI/Downloads/779410%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/ALI/Downloads/779410%20(1).pdf)
- Belouz, K. (2019).** Modélisation de l'eutrophisation des eaux de surface (Doctoral dissertation). <http://hdl.handle.net/123456789/2190>
- Benameur, N., Debabeche, M., & Chabi, H. (2018).** Détermination et répartition cartographique du degré de pollution des eaux usées des trois principaux rejets de la ville de Biskra; Oued z'mor, Chaabet Roba et Oued Biskra. <https://www.univ-biskra.dz/revues/index.php/cds/article/view/3786>
- Bencherif, C. (2008).** Touggourt ou la dynamique d'une ville aux sept ksour. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, Volume 0, Numéro 28, Pages 9-18. <https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/409/0/28/58193>
- Benmalek, A., Amiri, K., Bekkari, N. E., Debbakh, A., & Mellah, A. (2022).** État de lieux des traitements des eaux usées d'140ans les régions arides. *Journal Algérien des Régions Arides*, 14(2), 1-5. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/196881>
- Benrejda, F., & Ghoualem, H. (2017).** Use of an aquatic plant for the purification of rainwater from the Algiers region. *Biological treatment with plant filters from macrophytes. Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 3(3B), 10-13. <https://www.aljest.net/index.php/aljest/article/view/200>
- Berland J. M., Boutin C., Molle P., Cooper P. (2001).** Procédés extensifs d'épuration des eaux sées, Office des publications des communautés européennes, Luxembourg. Page 4. <https://www.pseau.org/outils/biblio/resume.php?d=1421>

Références bibliographiques

- Bettati, M. (2012).** Chapitre 1. Développement historique de la protection internationale de l'environnement. Dans : M. Bettati, *Le Droit international de l'environnement* (pp. 15-109). Odile Jacob. <https://www.cairn.info/droit-international-de-l-environnement--9782738128300-page-15.htm>
- Białowiec, A., Sobieraj, K., Pilarski, G., & Manczarski, P. (2019).** Correction: Białowiec, A., et al. The Oxygen Transfer Capacity of Submerged Plant *Elodea densa* in Wastewater Constructed Wetlands. *Water*, 2019, 11, 575. *Water*, 11(5), 1020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w11051020>
- Bliefert, C., & Perraud, R. (2001).** *Chimie de l'environnement air, eau, sols, déchets* 2e éd. Louvain-La-Neuve, Belgique.
- Bliefert, C., & Perraud, R. (2010).** *Chimie de l'Environnement. Air, Eau, Sols, Déchets.* De Boeck Université; 369-388.
- Bocaly, M. (2010).** *Impacts Des Substances Pharmaceutiques Sur L'eau Et Les Milieux Aquatiques-Synthèse Documentaire.*
- Bonacina, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., & Fornaroli, R. (2023).** Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews*, 98(1), 191-221. <https://doi.org/10.1111/brv.12903>
- Bouchahm, N.N., Chaib, W.W., Drouiche, A.M., Zahi, F., Hamzaoui, W.W., Salemkour, N.N., Fekraoui, F.F., & Djabri, L.L. (2013).** Caractérisation et cartographie des sites de remontée dans la région de l'oued righ (bas sahra Algérien). *J Algérien des Régions arides*, 76-88. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/76906>
- Bouchemal, F. (2017).** Diagnostic de la qualité des eaux souterraines et superficielles de la région de Biskra (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider- Biskra). 6yeEJKvNRXWoMJSbWe4Gnmck43zLGXLBRCdE6xsD9tZ4. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/2936>
- Bourrier, R., Satin, M., & Selmi, B. (2010).** *Guide technique de l'assainissement.* Éd. le Moniteur.
- Boutin, C., Caquel, O., Dimastromatteo, N., Durot, M.A., Molle, P., Fernandes, G., Parotin, S., Prost-Boucle, S., Tschertter, C. (2018).** Ouvrages de traitement par lagunage naturel. Filière classique et filières combinées. Guide d'exploitation. <https://hal.science/hal-02608083>
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H., & Billen, G. (2009).** Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4). <https://doi.org/10.1029/2009GB003576>
- Braskerud, B. C., Tonderski, K. S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A. G., Ulén, B., & Koskiaho, J. (2005).** Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions?. *Journal of environmental quality*, 34(6), 2145–2155. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0466>
- Bremond, R., Vuichard, R., (1973).** *Paramètres de la qualité des eaux*, OSPEPE, Paris. Bridgham, 2014

Références bibliographiques

- Brière, F. G. (2006).** Distribution et Collecte des Eaux. 2ème édition, revue et corrigée. Presses Internationales Polytechnique, Canada. 399 pages.
- Brix, H. (1993).** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design and treatment performance. In: Constructed wetlands for water quality improvement (ed Moshiri, G.A.). CRC Press Inc., Boca Raton. pp. 9-22. [Doi: 10.1201/9781003069997-3](https://doi.org/10.1201/9781003069997-3)
- Brix, H. (1995).** Treatment Wetlands: an overview. In: Toczyłowska, I. & Mierzejewski, M., Editors: Proceedings Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, page 167-176. Technical University of Gdansk, Poland
- Brix, H. (1997).** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. Water science and technology, 35(5), 11-17.
- Brix, H. (2003, May).** Plants used in constructed wetlands and their functions. In 1st International Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, edit. Dias V., Vymazal J. Lisboa, Portugal (pp. 81-109).
- Brix, H. (2020).** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In Constructed wetlands for water quality improvement (pp. 9-22). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003069997-3>
- Brix, H., & Schierup, H. H. (1990).** Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In Constructed wetlands in water pollution control (pp. 53-66). Pergamon.
- Brouillet, J. L., Picot, B., Sambuco, J. P., Gaillard, L., Soteras, G., & Valarié, I. (2008).** Ecotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques: évolution et perspectives. XIIIe Congrès Mondial de l'Eau, Montpellier, France, Montpellier, France. https://www.iwra.org/congress/2008/resource/authors/abs899_article.pdf
- Brown, D. S., Kreissl, J. F., Gearhart, R. A., Kruzic, A. P., Boyle, W. C., & Otis, R. J. (2000).** Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010 (NTIS PB2001-101833).
- Bruch, I., Alewell, U., Hahn, A., Hasselbach, R., & Alewell, C. (2014).** Influence of soil physical parameters on removal efficiency and hydraulic conductivity of vertical flow constructed wetlands. Ecological engineering, 68, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.069>
- Brun, F., Merotto, C., Torrent, B., & Campan, C. (2017).** Caractérisation des Eaux Ménagères domestiques et de 3 filières de traitement associées Rapport d'étude de suivi in situ. <https://hal.science/hal-01803150>
- Bulc, T.G. (2006).** Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, Ecological Engineering, Editor. Wetlands: Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers; 39. p. 237-58.
- Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2008).** Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. Bioresource technology, 99(15), 6866-6877. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.043>

Références bibliographiques

- Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2007).** Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*, 41(8), 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.012>
- Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2009).** Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource technology*, 100(13), 3205–3213. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.017>
- Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2014).** Constructed wetlands for tannery wastewater treatment in Portugal: ten years of experience. *International journal of phytoremediation*, 16(7-12), 859–870. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798622>
- Capodaglio, A. G., Callegari, A., Ceconet, D., & Molognoni, D. (2017).** Sustainability of decentralized wastewater treatment technologies, *Water Pract. Technol.* 12 (2017) 463–477. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.055>
- Chadli, A. (2020).** Évaluation des performances épuratoires de système de lagunage à macrophytes sous climat aride cas de la wilaya de Naâma (Doctoral dissertation).
- Chandrasekaran, V. N. (2020).** Development and characterisation of starch and polyphenols for functional enhancement in high value food products from lontan vegetables (Doctoral dissertation, Université de la Réunion). <https://theses.hal.science/tel-03336577>
- Chang, J. J., Wu, S. Q., Dai, Y. R., Liang, W., & Wu, Z. B. (2012).** Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. *Ecological engineering*, 44, 152-159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.019>
- Chareyron, B. (2018).** Mise en évidence de la contamination radioactive des rivières et fleuves au moyen de bioindicateurs aquatiques. <https://www.graie.org/ISRivers/docs/papers/2018/1P109-137CHA.pdf>
- Chaudhry, F. N., & Malik, M. F. (2017).** Factors affecting water pollution: a review. *J. Ecosyst. Ecography*, 7(1), 225-231. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000225>
- Chen, S. C., Jan, M. Y., Lin, K. L., Chao, S. L. and Liao, C. S. (2017).** Sustainability of constructed wetland under the impact of aquatic organisms overloading. *Sustainability*, 9(5), 863. <https://doi.org/10.3390/su9050863>
- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J. L., & Barraud, S. (2007).** Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. <https://doi.org/10.51257/a-v1-w6800>
- Chong, H. L. H., Chia, P. S., & Ahmad, M. N. (2013).** The adsorption of heavy metal by Bornean oil palm shell and its potential application as constructed wetland media. *Bioresource technology*, 130, 181-186. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.136>
- Choudhary, A. K., Kumar, S., & Sharma, C. (2013).** Removal of Chlorophenolics From Pulp and Paper Mill Wastewater Through Constructed Wetland. *Water Environment Research*, 85(1), 54–62. <http://www.jstor.org/stable/42569408>

Références bibliographiques

- Choudhary, A.K., Kumar, S., & Sharma, C. (2011).** Constructed wetlands: an option for pulp and paper mill wastewater treatment. *Electronic journal of environmental, agricultural and food chemistry*, 10, 3023-3037.
- Chyan, J. M., Huang, S. C. and Lin, C. J. (2017).** Impacts of salinity on degradation of pollutions in hybrid constructed wetlands. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 124, 176-187. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.05.018>
- Chyan, J. M., Lu, C. C., Shiu, R. F., & Bellotindos, L. M. (2016).** Purification of landscape water by using an innovative application of subsurface flow constructed wetland. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 535-545. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5265-1>
- Ciria, M.P., Solana, M. L. & Soriano, P. (2005).** Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, 92(4), 535-544. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.007>
- Comino, E., Riggio, V., & Rosso, M. (2011).** Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*, 37(11), 1673-1680. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.048>
- Comino, E., Riggio, V., & Rosso, M. (2013).** Grey water treated by an hybrid constructed wetland pilot plant under several stress conditions. *Ecological engineering*, 53, 120-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.014>
- Conant, R. T., Ryan, M. G., Ågren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., ... and Bradford, M. A.(2011).** Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward. *Global change biology*, 17(11), 3392-3404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x>
- Cooper, P. F. (2001).** Nitrification and denitrification in hybrid constructed wetlands systems. *Transformations on nutrients in natural and constructed wetlands*, 257-270.
- Cooper P.F., Job G.D., Green M.B. and Shutes R.B.E. (1996).** Reed Beds and Constructed Wetland for Wastewater Treatment. WRC Swindon, UK
- Cooper, P. (1999).** A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3), 1-9. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00414-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00414-X)
- Corpuz, M. V. A., Buonerba, A., Vigliotta, G., Zarra, T., Ballesteros, F., Jr, Campiglia, P., Belgiorno, V., Korshin, G., & Naddeo, V. (2020).** Viruses in wastewater: occurrence, abundance and detection methods. *The Science of the total environment*, 745, 140910. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140910>
- Coveney, M. F., Stites, D. L., Lowe, E. F., Battoe, L. E., & Conrow, R. (2002).** Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*, 19(2), 141-159. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00037-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00037-X)
- CRE Laurentides, (2013).** De Saint-Sauveur, V. (2013). Plan directeur du lac Millette, Suivi complémentaire de la qualité de l'eau Programme Bleu Laurentides Volet 1 – ultisonde

Références bibliographiques

- Crites, R. W. (1988).** Design manual: constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information.
- Cui, L., Ouyang, Y., Lou, Q., Yang, F., Chen, Y., Zhu, W. and Luo, S. (2010).** Removal of Nutrients from Wastewater with *Canna indica* L. under Different Vertical-Flow Constructed Wetland Conditions. *Ecological Engineering*, 36, 1083-1088. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.026>
- Cule, N., Vilotic, D., Nestic, M., Veselinovic, M., Drazic, D., & Mitovic, S. (2016).** Phytoremediation potential of *Canna indica* L. in water contaminated with lead. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(11), 3728-3733. <https://boowiki.info/art/cannaceae/canna-indica.html>
- Dajoz, R. (1982).** Accurate Ecology. Gauthier Villars, Paris.
- Dan, A., Oka, M., Fujii, Y., Soda, S., Ishigaki, T., Machimura, T., & Ike, M. (2017).** Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 584, 742-750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.112>
- D'Angelo, E. M., & Reddy, K. R. (1994).** Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II. Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 937-943. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050014x>
- Dalila, Hamiti. (2022).** L'intervention de l'Etat Algérien pour la prise en charge des problèmes environnementaux The intervention of the Algerian State to address environmental problems. <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/210135>
- Daniel, T. C. (2001).** Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and urban planning*, 54(1-4), 267-281. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00141-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00141-4)
- Darsini, I. P., Shamshad, S., & Paul, M. J. (2015).** *Canna Indica* (L.): A plant with potential healing powers: A review. *International Journal of Pharma and Bio Sciences*. 6. B1-B8.
- 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.
- DBT, C. (2019).** Manual on constructed wetland as an alternative technology for sewage management in India.
- Djeddou, M., Achour, B., & Maurice, M. (2013).** Détermination du niveau quotidien de fiabilité dans une station de traitement des eaux usées municipale.
- De Lille, M. V., Cardona, M. H., Xicum, Y. T., Giacomani-Vallejos, G., & Quintal-Franco, C. A. (2021).** Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen

Références bibliographiques

- removal. Ecological Engineering, 166, 106243.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106243>
- Degremont, S. A. (2005).** Mémento technique de l'eau. Le tome 1, 2. Degremont Suez.
- Deronzier, G., Schérite, S., Racault, Y., Canler, J. P., Liénard, A., Héduit, A., & Duchène, P. (2002).** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités (p. 78). Cemagref Editions.
<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae25.pdf>
- Deshayes M. (2008).** Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la Qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lots séparés. Mémoire de Projet de Fin d'Etudes, Université de Starsbourg, France.79p.
<https://docplayer.fr/4048345-Memoire-de-projet-de-fin-d-etudes-qualistep.html>
- Deshayes, S. (2015).** Identification des sources de phtalates et d'alkylphénols (polluants émergents) en milieu urbain et compréhension des processus d'élimination (Doctoral dissertation, Paris Est). <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01300742/document>
- Dhaouadi, H. (2008).** Traitement des Eaux Usées Urbaines: Les procédés biologiques d'épuration. Rapport, (Université virtuelle de Tunis, 2008). <http://pf-mh.uvt.rnu.tn/id/eprint/295>
- Doan-Trung, L. (2020).** Comment les plantes supportent-elles un régime salé? <https://hal.inrae.fr/hal-02959183>
- Doosti M.R, Kargar R, Sayadi M.H. (2012).** Water treatment using ultrasonic assistance: A review. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences, 2(2): 96-110. [http://www.iaees.org/publications/journals/piaees/articles/2012-2\(2\)/piaees2012020205.xml](http://www.iaees.org/publications/journals/piaees/articles/2012-2(2)/piaees2012020205.xml)
- Dordio A, Palace Carvalho AJ, Pinto AP (2008).** Zones humides : l'eau « filtres vivants » ? Dans : Russo RE (ed) Zones humides : écologie, conservation et restauration. Nova Science, Hauppauge, pp 15-72.
- Dubost, D. (2002).** Ecologie, Aménagement et développement Agricole des oasis algériennes. Ed Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (Doctoral dissertation, Thèse Doctorat. 423 p). <https://www.theses.fr/1991TOUR4502>
- Dugniolle H, (1980).** L'assainissement des eaux résiduaires domestiques, CSTC - revue n° 3-septembre, pp. 44-52.
- Edeline, F. (1993).** L'épuration biologique des eaux: théorie & technologie des réacteurs. Cebedoc éditeur.
- El Fanssi, S., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2019).** Effectiveness of domestic wastewater treatment using a constructed wetlands and reuse tests of treated wastewater in rural area of Morocco. Geo Eco Trop., 43, 385-393.
- Eme, C., & Boutin, C. (2015).** Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation. Publication Onema. <https://hal.inrae.fr/hal-02605815>

Références bibliographiques

- Emeka, P. (2008).** Hydrocarbon removal with constructed wetlands: Design and operation of experimental hybrid constructed wetlands applied for hydrocarbon treatment, and application of an artificial neural network to support constructed wetlands optimization and management (Doctoral dissertation, University of Edinburgh).
- EN, Č. (2012).** Tests for geometrical properties of aggregates–Part 1: Determination of particle size distribution–Sieving method.
- EPA. (2022).** Nutrient Pollution. Consulté le 28 février 2023, sur <https://www.epa.gov/nutrientpollution/issue>
- Faby J.A. (1997).** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Document technique, FNDAE, 11, 80 pp.16 FND PAGE 08
- FAO, (2003).** Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture pour les eaux d'irrigation.
- FAO. (Eds) (1985).** Water quality for agriculture Irrigation and Drainage Paper 29 Rev 1, FAO, Rome, 174 (Editors: Ayers, R.S., Westcot, D.W.)
- Fernandez-Fernandez, M. I., Vega, P. T., Jaramillo-Morán, M. A. and Garrido, M. (2020).** Hybrid constructed wetland to improve organic matter and nutrient removal. Water, 12(7), 2023. <https://doi.org/10.3390/w12072023>
- Fipps, Guy. (2003).** Irrigation Water Quality Standards and Salinity Management Strategies. Available electronically from. <https://hdl.handle.net/1969.1/87829>
- Franck, R. (2002).** Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, 165-239.
- Frankenbach, R. I., & Meyer, J. S. (1999).** Nitrogen removal in a surface-flow wastewater treatment wetland. Wetlands, 19, 403-412.
- Gagnon, V., F. Chazarenc, Y. Comeau et J. Brisson., (2013).** Effect of plant species on sludge dewatering and fate of pollutants in sludge treatment wetlands. Ecological Engineering, Vol 61, part B: 593-600. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.017>
- Gaid, A. (1984).** Épuration biologique des eaux usées urbaines. <https://www.sudoc.fr/112455484>
- Gajewska, M., Skrzypiec, K., Józwiakowski, K., Mucha, Z., Wójcik, W., Karczmarczyk, A., & Bugajski, P. (2020).** Kinetics of pollutants removal in vertical and horizontal flow constructed wetlands in temperate climate. Science of The Total Environment, 718, 137371. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137371>
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003).** The nitrogen cascade. Bioscience, 53(4), 341-356. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)
- Garcia J., Morator J., Bayona J.M. and Aguirre P. (2004).** Performance of horizontal surface flow constructed wetlands with different depths. Proceedings – 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 26 – 30 September 2004, Avignon, France, pp. 269 – 276

Références bibliographiques

- Geary, P., Saunders, M., & Waters, D. (2003).** Stormwater runoff treatment using constructed wetlands. *Water (Australia)*, 30(6), 55-60.
- Gherib, A., Boufendi, M., M., Temime, A., Bedouh, Y. (2016).** Applications de la phytoremediation dans le traitement des eaux usées en Algérie *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°26, Juin 2016, pp. 99-112
- Ghezali, K., Bentahar, N., Barsan, N., Nedeff, V., & Moşneguţu, E. (2022).** Potential of *Canna indica* in Vertical Flow Constructed Wetlands for Heavy Metals and Nitrogen Removal from Algiers Refinery Wastewater. *Sustainability*, 14(8), 4394. <https://doi.org/10.3390/su14084394>
- Ghimire, U., Nandimandalam, H., Martinez-Guerra, E., & Gude, V. G. (2019).** Wetlands for wastewater treatment. *Water Environment Research*, 91(10), 1378-1389. doi: 10.1002/wer.1232. Epub 2019 Sep 19. PMID: 31529659. <https://doi.org/10.1002/wer.1232>
- Gholipour, A. and Stefanakis, A. I. (2021).** A full-scale anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland for university dormitory wastewater treatment and reuse in an arid and warm climate. *Ecological Engineering*, 170, 106360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106360>
- Ghoualem-Saouli, H. (2007).** Evaluation de la charge polluante, traitement biologique des eaux urbaines la commune de Zeralda. Conception d'un pilote (Doctoral dissertation, Alger).
- Gizińska-Górna, M., Józwiakowski, K. and Marzec, M. (2020).** Reliability and efficiency of pollutant removal in four-stage constructed wetland of SSVF-SSHF-SSHF-SSVF type. *Water*, 12(11), 3153. <https://doi.org/10.3390/w12113153>
- Gomella, C., Guerree, H., (1978).** Le traitement des eaux publiques, industrielles et privées, Ed. Eyrolles, Paris, 262 p.
- Good, B. J., & Patrick Jr, W. H. (1987).** Root-water-sediment interface processes.
- Gouaidia, L., Guefaifia, O., Boudoukha, A., LaidHemila, M., & Martin, C. (2012).** Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols: exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 6), 141-160. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.2632>
- Gouasmia, G., Amarouayache, M., Frihi, H., & Kara, M. H. (2016).** Caractérisation physico-chimique de trois lacs salés permanents de la vallée d'oued righ (sahara septentrional, algérie nord-est). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 71(4), 330-341. <https://doi.org/10.3406/revec.2016.1855>
- Grace, J. B., & Harrison, J. S. (1986).** The biology of Canadian weeds. 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha xglauca* Godr. *Canadian Journal of Plant Science*, 66(2), 361-379.
- Grisson, C. (1999).** Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes: une étude bibliographique. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- Grosclaude, G. (1999).** L'eau: Tome 1. Milieu naturel et maîtrise. Quae.

Références bibliographiques

- Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux. (2005).** Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 200pp
- Guereueb, M., & Ferhat, A. (2021).** La Gestion Des Eaux En Algérie: Vers Un Nouveau Paradigme Water Management In Algeria: Towards A New Paradigm.
- Guerrouf, N., & Seghairi, N. (2022).** Removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater in arid regions by a filter planted with *Typha latifolia*. *Algerian Journal of Environmental Science & Technology*, 8(1), 2322–2328.
<https://www.asjp.cerist.dz/en/article/153655>
- Guittonny-Philippe, A., Masotti, V., Höhener, P., Boudenne, J. L., Viglione, J., & Laffont-Schwob, I. (2014).** Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions. *Environment International*, 64, 1-16.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.016>
- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R. H., Cicalini, A. R., Dias, S. M., ... & Hebner, A. (2003).** Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of soils and sediments*, 3, 109-124. <https://doi.org/10.1007/BF02991077>
- Haddaji, D. (2020).** République tunisienne ministère de l'agriculture, des ressources hydrauliques et de la pêche.
- Hamaidi-Chergui, F., Zoubiri, A.F., Hamaidi, M.S., Debib, A, Kais, H., (2016).** Evaluation de l'efficacité de la station d'épuration de Medéa (Algérie). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°26, Juin 2016: 113-128.
<https://www.asjp.cerist.dz/en/article/55332>
- Hammer D.A. and Bastian, R.K. (1989).** Wetland Ecosystem Natural Water Purifiers. In *Constructed Wetlands for Wastewater Purifiers*. In: Hammer, D.A., Ed., *Constructed Wetlands for Waste Water Treatment: Municipal, Industrial and Agriculture*, Proceedings, First International Conference of Constructed Wetlands for Waste Water Treatment, Chattanooga, 13-17 June 1988, and 508-514.
- Hammer, D. A., & Bastian, R. K. (2020).** Wetlands ecosystems : Natural water purifiers? In *Constructed wetlands for wastewater treatment* (p. 5 - 19). CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9781003069850-3>
- Hamzeh, R., & Ponce, V. M. (2007).** Design and performance of waste stabilization ponds. *J. Biosci. Bioengineer*, 96(3), 310-312.
- Haron, A., & Feisal, Z. (2020).** Constructed wetland parks: a pathway to sustainability for Cairo. *Journal of Urban Research*, 36(1), 61-81.
<https://doi.org/10.21608/jur.2020.90103>
- Harrat, N., Hachemi, A., Ben Said, M., Benzaoui, T., & Djabri, L. (2013).** Le lagunage naturel: une solution pour l'épuration des eaux usées dans les régions arides.
<https://www.asjp.cerist.dz/en/downArticle/102/12/1/76907>

Références bibliographiques

- Harwood, V. J., Levine, A. D., Scott, T. M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S. R., & Rose, J. B. (2005).** Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and environmental microbiology*, 71(6), 3163–3170. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.6.3163-3170.2005>
- Hassan, I., Chowdhury, S. R., Prihartato, P. K., & Razzak, S. A. (2021).** Wastewater treatment using constructed wetland: Current trends and future potential. *Processes*, 9(11), 1917. <https://doi.org/10.3390/pr9111917>
- Hauduc H. (2011).** Modèles biocinétiques de boues activées de type ASM : analyse théorique et fonctionnelle, vers un jeu de paramètres par défaut, Thèse de Doctorat, Département de génie civil et génie des eaux, Faculté des sciences et génie Université Laval Québec (2011). <https://theses.hal.science/pastel-00564735/>
- Haydar, S., Anis, M., & Afaq, M. (2020).** Performance evaluation of hybrid constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater in developing countries. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 28(6), 1717-1724. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.017>
- He, Y., Peng, L., Hua, Y., Zhao, J., & Xiao, N. (2018).** Treatment for domestic wastewater from university dorms using a hybrid constructed wetland at pilot scale. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8532-8541. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1168-7>
- Healy, M. G., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2007).** Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource technology*, 98(12), 2268-2281.
- Heitmeyer, M., Fredrickson, L., Laubhan, M., Nelson, F., Pogue, G., Helmers, D., & King, W. (2013).** Wetland design and development. In *Wetland Techniques* (pp. 69-120). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6907-6_3
- Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, A. J., Coleman, J. G., Garbutt, K., & Skousen, J. G. (2003).** Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water research*, 37(4), 921-927. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00377-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00377-9)
- Herrera-Melián, J. A., Mendoza-Aguilar, M., Guedes-Alonso, R., García-Jiménez, P., Carrasco-Acosta, M., & Ranieri, E. (2020).** Multistage horizontal subsurface flow vs. hybrid constructed wetlands for the treatment of raw urban wastewater. *Sustainability*, 12(12), 5102. <https://doi.org/10.3390/su12125102>
- 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.
- Hopcroft, F. (2014).** Wastewater treatment concepts and practices. Momentum Press. DOI: 10.5643/9781606504871

Références bibliographiques

- Horn, T. B., Zerwes, F. V., Kist, L. T., & Machado, Ê. L. (2014).** Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment. *Ecological Engineering*, 63, 134-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.012>
- Hussein, A., & Scholz, M. (2018).** Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(7), 6870-6889. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0992-0>
- Idris, A., Abdullah, A. G. L., Hung, Y. T., & Wang, L. K. (2010).** Wetlands for wastewater treatment. In *Environmental Bioengineering* (pp. 317-350). Humana Press, Totowa, NJ. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_10
- 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 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>
- ISO. ISO 6878:2004** - Water Quality—Determination of Phosphorus—Ammonium Molybdate Spectrometric Method. Available online: <https://www.iso.org/standard/36917.html>
- Izharul, F., Farrukh, B., Rahat, C. (2007).** Constructed Wetland System for Wastewater Treatment. The 12th World Lake Conference: 1004-1009.
- Jehawi, O. H., Abdullah, S. R. S., Kurniawan, S. B., Ismail, N. I., Idris, M., Al Sbani, N. H., ... and Hasan, H. A. (2020).** Performance of pilot Hybrid Reed Bed constructed wetland with aeration system on nutrient removal for domestic wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100891. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100891>
- Joel, G. (2003).** La qualité de l'eau potable, technique et responsabilités, Paris, Novembre(2003).167p.
- Jensen, P. D., & Krogstad, T. (2003).** Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). *Advances in Ecological Sciences*, 11, 259-272.
- JORA. (2021).** Ordonnance n° 21-03 du 11 Chaâbane 1442 correspondant au 25 mars 2021 modifiant et complétant la loi n° 84-09 du 4 février 1984 relative à l'organisation territoriale du pays. Page 6. <https://www.joradp.dz/FTP/jo-francais/2021/F2021022.pdf>
- JORA. (2009).** Journal officiel de la république Algérienne N°36 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.
- JORA. (2006).** Journal officiel de la république Algérienne: Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur.

Références bibliographiques

- 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
- Kacem, M. (2015).** Inactivation bactérienne par photocatalyse hétérogène: Application à Escherichia Coli (Doctoral dissertation, Université de Perpignan). <https://tel.archivesouvertes.fr/tel-01201981>
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R. (2000).** Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA publishing. <http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/30978>
- Kadlec, R. H., & Reddy, K. R. (2001).** Temperature effects in treatment wetlands. Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation, 73(5), 543–557. <https://doi.org/10.2175/106143001x139614>
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996).** Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.
- Kadlec, R.H., & Wallace, S. (2008).** Treatment Wetlands (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Kadlec, R. H. (2003).** Pond and wetland treatment. Water Science and Technology, 48(5), 1-8.
- Khan, X. U., & Khalil, N. (2017).** Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment—A Promising Technology for Rural Areas in India. International Journal of Engineering Technology Science and Research, 4(6).
- Kankou, M. (2010).** Etude de la salinité des eaux usées utilisées dans l'irrigation dans le périmètre maraîcher de Sebkhia, Nouakchott. International Journal of Biological Chemistry. 4(6). 2060-2067
- Karungamye, P. N. (2022).** Potential of Canna indica in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. Conservation, 2(3), 499–513. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/conservation2030034>
- Keffala, C., Harerimana, C., & Vasel, J.L. (2012).** Œufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration : enjeux sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. Environnement Risques & Sante, 11, 511-520. <https://doi.org/10.1684/ers.2012.0573>
- Khellaf, N., Djelal, H., & Amrane, A. (2022).** An overview of the valorization of aquatic plants in effluent depuration through phytoremediation processes. Applied Microbiology, 2(2), 309-318. <https://doi.org/10.3390/applmicrobiol2020023>
- Kilic, Z. (2021).** Water Pollution: Causes, Negative Effects and Prevention Methods. İstanbul Sabahattin Zaim Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 3 (2), 129-132. <https://hdl.handle.net/20.500.12436/2606>
- 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>

Références bibliographiques

- Kloppmann, W., Bourhane, A., & Asfirane, F. (2011).** Méthodologie de diagnostic de l'origine de la salinité des masses d'eau. Emploi des outils géochimiques, isotopiques et géophysiques. BRGM. <https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-60026-FR.pdf>
- Knight, R. L., Payne Jr, V. W., Borer, R. E., Clarke Jr, R. A., & Pries, J. H. (2000).** Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological engineering*, 15(1-2), 41-55. [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00034-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00034-8)
- Kumar, S., & Choudhary, A. K. (2018).** Constructed wetland technology for pulp and paper mill wastewater treatment. *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment*, 309-325. <https://doi.org/10.1002/9781119268376.ch15>.
- Kumar, S., & Dutta, V. (2019).** Efficiency of constructed wetland microcosms (CWMs) for the treatment of domestic wastewater using aquatic macrophytes. *Environmental biotechnology: for sustainable future*, 287-307.
- Labeled, B. (2015).** Traitement des eaux usées de la zone de Touggourt par des plantes aquatiques locales purifiées (Doctoral dissertation, Université Kasdi Khider Ouargla).
- Labeled, B., Bebba, A. A., & Gherraf, N. (2014).** Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *Juncus effusus* in an arid climate. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 5(6), 95-103.
- Ladjet, F. (2006).** Exploitation d'une station d'épuration à boue activée niveau 02. Centre de formation au métier de l'assainissement. CFMA-Boumerdes.
- Langergraber, G., Giraldi, D., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., ... & Korkusuz, E. A. (2009).** Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment*, 407(13), 3931-3943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.057>
- Lantzke, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G. & Mitchell D.S. (1998).** Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. *Water research*, 32(4), 1280-1286. [doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00211-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00211-X).
- Le Roux, J. (2011).** Mécanisme de formation des nitrosamines et sous-produits halogénés lors de la chloramination de contaminants organiques azotés émergents (Doctoral dissertation, Université de Poitiers).
- Leclercq, L. & Maquet B., (1987).** Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques. *Inst. roy. Sc. Nat. Belg., Document de travail 38: 113 p.* URL [/rbins-publications/working-documents-of-the-royal-belgian-institute-of-natural-sciences/38-1987-deux-nouveaux-indices-chimique-et-diatomique-de-qualite-deau-courante](http://rbins-publications/working-documents-of-the-royal-belgian-institute-of-natural-sciences/38-1987-deux-nouveaux-indices-chimique-et-diatomique-de-qualite-deau-courante)
- Lee, C. G., Fletcher, T. D. and Sun, G. (2009).** Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences*, 9(1), 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>

Références bibliographiques

- Lee, L. (2017).** Ecological Aesthetics Perspective for Coastal Wetland Conservation. In *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation* (pp. 455-478). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56179-0_15.
- Lefeuvre, J. C. (2006).** Les invasions biologiques: un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale. Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. Paris: IRD, 4-49.
- Lefrançois, J. (2007).** Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste (Doctoral dissertation, Université Rennes 1). <https://theses.hal.science/tel-00178187>
- Levy-Booth, D. J., Prescott, C. E., & Grayston, S. J. (2014).** Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 75, 11-25.
- Li, G., Wu, Z., Cheng, S., Liang, W., He, F., Fu, G., & Zhong, F. (2007).** Application of constructed wetlands on wastewater treatment for aquaculture ponds. *Wuhan University Journal of Natural Sciences*, 12(6), 1131-1135. <https://doi.org/10.1007/s11859-007-0116-7>
- Li, Q., Ma, Y., Chen, J., Cai, Y., Lu, Q., Yu, Q., ... & An, S. (2023).** The negative effect of the high pH of waste concrete in constructed wetlands on COD and N removal. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103356. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103356>
- Li, Y., Li, H., Xu, X., Xiao, S., Wang, S., & Xu, S. (2017).** Fate of nitrogen in subsurface infiltration system for treating secondary effluent. *Water Science and Engineering*, 10(3), 217–224. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2017.10.002>
- Liang, Y., Zhu, H., Banuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., & Cheng, X. (2017).** Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 98, 275-285. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005>
- Liénard, A., Esser, D., Houdoy D. & Sabalçagaray P. (2003).** Conception et performances des filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux de lavage de salles de traite. *Ingenieries - EAT*. In IRSTEA, (34), 57-67.
- Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., & Wu, H. (2016).** Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. *Bioresource technology*, 214, 797–805. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.003>
- Lombard-Latune, R., & Molle, P. (2017).** Constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical climate (Doctoral dissertation, Agence française pour la biodiversité).
- López-Rivera, A., López-López, A., Vallejo-Rodríguez, R., & León-Becerril, E. (2016).** Effect of the organic loading rate in the stillage treatment in a constructed wetland with *Canna indica*. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 35(2), 411-415. <https://doi.org/10.1002/ep.12249>

Références bibliographiques

- Lu, L., Huang, X., Liu, X., Shang, J., & Liu, J. (2015).** Performance of experimental horizontal subsurface-flow-constructed wetlands treating river water: effect of substrate, configuration, hydraulic retention time, temperature and external carbon source. *Desalination and Water Treatment*, 56(9), 2395-2401.
- Lucas, R., Earl, E. R., Babatunde, A. O., & Bockelmann-Evans, B. N. (2015).** Constructed wetlands for stormwater management in the UK: a concise review. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 32(3), 251-268. <https://doi.org/10.1080/10286608.2014.958472>
- 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>
- Malvault, G. (2013).** Détermination expérimentale de la distribution de taille de pores d'un milieu poreux par l'injection d'un fluide à seuil ou analyse harmonique (Doctoral dissertation, Ecole nationale supérieure d'arts et métiers-ENSAM). <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00913035/document>
- Mantovi, P., Marmioli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., & Marmioli, N. (2003).** Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, 88(2), 85-94. [http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524\(02\)00291-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(02)00291-2)
- Mara, D. (2003).** *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries* (1st ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849771023>
- Marín-Muñiz, J.L., Hernández, M.E., Gallegos-Pérez, M.P. & Amaya-Tejeda S.I. (2020)** Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *Ecological Engineering*, 147, 105658. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105658>.
- Marín-Muñiz, JL, Sandoval Herazo, LC, López-Méndez, MC, Sandoval-Herazo, M., Meléndez-Armenta, R. Á., González-Moreno, HR, & Zamora, S. (2023).** Zones humides de traitement au Mexique pour le contrôle des contaminants des eaux usées : un examen des expériences au cours des vingt-deux dernières années. *Processus*, 11 (2), 359. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/pr11020359>
- Marlier, R., Goepfert, F., & Mougin-Damour, K. (2021).** Brèdes et bébé Schtroumpf: un cas de méthémoglobinémie d'origine alimentaire. *Annales françaises de médecine d'urgence*, 11(5), 329-331.
- Masoud, A.M.N., Alfarrar, A., & Sorlini, S. (2022).** November 10). Constructed Wetlands as a Sustainable Sanitation Solution. In *Encyclopedia*. <https://encyclopedia.pub/entry/33858>
- Mathieu, C., Pieltain, F., & Jeanroy, E. (2003).** Analyse chimique de sol: méthodes choisies. Tec & Doc (France), 385p.
- Mbuligwe S. E. (2005).** Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water research*, 39(2-3), 271–280. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.022>

Références bibliographiques

- Meng, J., Li, J., Li, J., Nan, J., Deng, K., & Antwi, P. (2019).** Effect of temperature on nitrogen removal and biological mechanism in an up-flow microaerobic sludge reactor treating wastewater rich in ammonium and lack in carbon source. *Chemosphere*, 216, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.132>
- Méot, B., Alamy, Z. (1990).** Les eaux usées urbaines règlementation des rejets urbaines, traitement de finition par géo-épuration, BRGM. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RR-31588-FR.pdf>
- Merghem, K. A., El Halouani, H., Alnedhary, A. A., Dssouli, K., Gharibi, E., Alansi, R. Q., & al-Nahmi, F. (2016).** Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa): Etude spatio-temporelle (Impact of. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(5), 1516-1530.
- Merrouchi, L., & Bouammar, B. (2015).** Le fonctionnement de la filière dattes dans la région de Touggourt Sud-est Algérien. *El-Bahith Review*, 15(1), 201–211. Retrieved from <https://elbahithreview.edu.dz/index.php/bahith/article/view/460>
- Metahri, M. S. (2012).** « Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes : cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou », thèse de doctorat, université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
- Metcalf & Eddy. (2014).** Génie de l'environnement: Traitement de l'eau, des eaux usées et des déchets. 5ème édition. Dunod.
- Metcalf, L. (2003).** Wastewater engineering: treatment and reuse. Metcalf & Eddy Inc. McGraw-Hill Inc., New York.
- 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>
- Mimeche, L., Debabeche, M., Seghairi, N., & Benameur, N. (2016).** Possibilité d'élimination des polluants des eaux usées urbaines sous climat aride par filtre plante du cyperus papyrus. *Courrier du Savoir*, 21, 61-66.
- 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.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015).** Wetlands. John Wiley & Sons.
- Mohamed, A. K. S., Qayyum, M. F., Abdel-Hadi, A. M., Rehman, R. A., Ali, S., & Rizwan, M. (2017).** Interactive effect of salinity and silver nanoparticles on photosynthetic and biochemical parameters of wheat. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63(12), 1736-1747.
- Molle, P. (2003).** Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore (Doctoral dissertation, Doctorat discipline Energétique génie des procédés, Université Montpellier II).

Références bibliographiques

- Morin-Crini, N. (2017).** Eaux industrielles contaminées: réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants. Presses universitaires de Franche-Comté.
- Mottier, V., Brissaud, F., Nieto, P., & Alamy, Z. (2000).** Wastewater treatment by infiltration percolation: a case study. *Water Science and Technology*, 41(1), 77-84. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0014>
- Munavalli, G. R., Sonavane, P. G., Deshpande, G. V., Wandare, S. M., & Aswale, N. M. (2020).** Performance Evaluation of Two-Stage Vertical Flow Multispecies Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment. In *Global Challenges in Energy and Environment: Select Proceedings of ICEE 2018* (pp. 19-29). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-9213-9_3.
- Muñoz-Alegría, J. A., Muñoz-España, E., & Flórez-Marulanda, J. F. (2021).** Dissolved Air Flotation: A Review from the Perspective of System Parameters and Uses in Wastewater Treatment. *Tecnológicas*, 24(52), 281-303. <https://doi.org/10.22430/22565337.2111>
- Muzola, A. (2007).** Grey Water Treatment Using Natural Wetlands. Master of Science Thesis, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana.
- Nakase, C., Zurita, F., Nani, G., Reyes, G., Fernández-Lambert, G., Cabrera-Hernández, A., & Sandoval, L. (2019).** Nitrogen Removal from Domestic Wastewater and the Development of Tropical Ornamental Plants in Partially Saturated Mesocosm-Scale Constructed Wetlands. *International journal of environmental research and public health*, 16(23), 4800. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234800>
- Nan, X., Lavrnić, S., & Toscano, A. (2020).** Potential of constructed wetland treatment systems for agricultural wastewater reuse under the EU framework. *Journal of environmental management*, 275, 111219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111219>
- Narasiah, S., Shoiry, J., & Morasse, C. (1988).** Effets des variations des températures saisonnières sur les modifications des phosphates dans des eaux usées. *Revue des sciences de l'eau*, 1(4), 305-320.
- Nathanson, J. A. & Ambulkar, A. (2023).** Wastewater treatment. *Encyclopedia Britannica*. <https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment>
- Némery J. & Garnier J. (2016).** The fate of phosphorus. *Nature Geoscience*, 9,343-344. (Doi:10.1038/ngeo2702). https://www.researchgate.net/publication/301272933_Biogeochemistry_The_fate_of_phosphorus
- NF P18-554, Déc. 1990,**"Essai pour Analyse granulométrique de sable ", Edition AFNOR, Paris, 1990.

Références bibliographiques

- Nguyen, X. C., Chang, S. W., Nguyen, T. L., Ngo, H. H., Kumar, G., Banu, J. R., Vu, M.C., Le, H.S. and Nguyen, D. D. (2018).** A hybrid constructed wetland for organic-material and nutrient removal from sewage: Process performance and multi-kinetic models. *Journal of environmental management*, 222, 378-384. <http://hdl.handle.net/10453/128045>
- Nivala, J., Murphy, C., & Freeman, A. (2020).** Recent advances in the application, design, and operations & maintenance of aerated treatment wetlands. *Water*, 12(4), 1188. <https://doi.org/10.3390/w12041188>
- Nour, A., (2007).** Traitement biologique des eaux usées par les bactéries anaérobies butyriques (*Clostridium butyricum*) qui produisent de l'hydrogène'. Laboratoire de polyclinique central d'El Bayadh, Ghardaïa - Algérie, 8 p. https://www.cder.dz/wih2/poster/t3_37.pdf
- Noor, N.A.M., Sidek, L.M., Desa, M.N.B.M., & Abidin, M.R.Z. (2011).** PERFORMANCE EVALUATION ON CONSTRUCTED WETLAND AS WATER QUALITY IMPROVEMENT FOR TROPICAL CONDITION.
- Novak, J. M., Stone, K. C., Szogi, A. A., Watts, D. W., & Johnson, M. H. (2004).** Dissolved phosphorus retention and release from a coastal plain in-stream wetland. *Journal of Environmental Quality*, 33(1), 394-401.
- NWWG. (1988).** Wetlands of Canada. National Wetland Working Group: Sustainable Development Branch. Environment Canada and Polyscience Publications
- Oliveira, P., Coufort-Saudejaud, C., Alliet, M., & Frances, C. (2017).** Procédé de traitement des eaux usées par boues activées: lien entre les propriétés morphologiques des floes et l'âge de boue. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 30(1), 29-32. <https://id.erudit.org/iderudit/1040060ar>
- OMS. (1979).** Les virus humains dans l'eau, les eaux usées et le sol: rapport d'un groupe scientifique de l'OMS [réuni à Genève du 23 au 27 octobre 1978]. Organisation mondiale de la Santé. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/40932>
- OMS. (1997).** Mondiale de la Santé, A. (1997). Rapport sur la santé dans le monde, 1997: vaincre la souffrance, enrichir l'humanité, résumé (No. A50/3). Organisation mondiale de la Santé. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/63376>
- OMS. (1989).** Organisation mondiale de la santé: Normes de rejets d'une station d'épuration, Concentration maximales autorisées en DBO5, DCO et MES.
- OMS. (1971).** Organisation mondiale de la santé: Normes de rejets usées rejetées.
- OMS. (2011).** Guidelines for Drinking-Water Quality, fourth edition, Genève.
- ONA. (2008).** Office National de l'Assainissement, fiche technique de la station d'épuration boues activées de Touggourt.
- ONA. (2019).** Tableau de bord d'exploitation du mois de janvier 2019, Direction de l'Exploitation et de la Maintenance, Organisation nationale de l'assainissement Algérie. 06 p.
- ONM. (2021).** Office National de la Météorologie, station de Sidi Mehdi, Touggourt

Références bibliographiques

- ONS. (2008).** Office National des Statistiques, Collections Statistiques N° 163/2011 Série S : Statistiques Sociales, V° Recensement Général de la Population et de l'Habitat – 2008 – (Résultats issus de l'exploitation exhaustive), sur le site de l'ONS. https://www.ons.dz/IMG/pdf/armature_urbaine_2008.pdf
- ONS. (2021).** DEMOGRAPHIE ALGERIENNE 2020, Organisation nationale de la statistique, Direction Technique chargée des statistiques de Population et de l'Emploi, Direction des publications et de la Diffusion, N°949.
- Ounoki, S., & Achour, S. (2014).** Evaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation. LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782, (20).
- Pandey, A., & Verma, R. K. (2018).** Taxonomical and pharmacological status of Typha: A Review. *Annals of Plant Sciences*, 7(3), 2101-2106. <https://doi.org/10.21746/aps.2018.7.3.2>
- Paradis, E. (2008).** Effet de la salinité sur la compétition entre le roseau (*Phragmites australis*) et les quenouilles (*Typha* spp.).
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021).** A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101261.
- Park, M., & Snyder, S. A. (2020).** Attenuation of contaminants of emerging concerns by nanofiltration membrane: rejection mechanism and application in water reuse. In *Contaminants of Emerging Concern in Water and Wastewater* (pp. 177-206). Butterworth-Heinemann.
- Pascual, A., Varga, D. D., Soto, M., Van Oirschot, D., Kilian, R., Álvarez, J., Carvalho, P., Brix, H. & Arias, C. (2019).** Aerated Constructed Wetlands for Treatment of Municipal and Food Industry Wastewater. In *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment*, S. Alexandros (Ed.).doi:10.1002/9781119268376.ch3.
- Pasiecznik, N. (2022).** *Canna indica* (canna lily)', CABI Compendium. CABI International. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.14575>
- Pat-Espadas, A. M., Loredó Portales, R., Amabilis-Sosa, L. E., Gómez, G., & Vidal, G. (2018).** Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. *Water* 10: 1685. <https://doi.org/10.3390/w10111685>
- Patil, Y. M., & Munavalli, G. R. (2016).** Performance evaluation of an integrated on-site greywater treatment system in a tropical region. *Ecological Engineering*, 95, 492-500. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.078>
- Paulus, A. (2011).** Le filtre planté de roseaux: le versant vert de l'épuration des eaux usées. Rouergue
- Perdana, M. C., Sutanto, H. B., & Prihatmo, G. (2018, April).** Vertical Subsurface Flow (VSSF) constructed wetland for domestic wastewater treatment. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 148, No. 1, p. 012025). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/148/1/012025>

Références bibliographiques

- 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>
- Petra, P. (2013).** Rapport d'application analyse de laboratoire & analyse en continu éléments nutritifs composés azotes. DOC040, 77.
- Posudin, Y. (2014).** Thermal Pollution. In *Methods of Measuring Environmental Parameters*, Y. Posudin (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9781118914236.ch30>
- Poulet, J. B., Terfous, A., Dap, S., & Ghenaim, A. (2004).** Stations d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes.
- Prasanna, K., Sudarsan, J. S., & Nithiyanantham, S. (2017).** Wastewater treatment using combined biological and constructed wetlands technique in paper mills. *Sustainable Water Resources Management*, 3, 431-439.
- Qasimeh, A., AlSharie, H., & Masoud, T. (2015).** A Review on Constructed Wetlands Components and Heavy Metal Removal from Wastewater. *Journal of Environmental Protection*. 06. 710-718. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.67064>.
- Qasim, S. R., & Zhu, G. (2017).** Wastewater treatment and reuse, theory and design examples, volume 1: Principles and basic treatment. CRC press.
- Qiu, Z. C., Wang, M., Lai, W. L., He, F. H., & Chen, Z. H. (2011).** Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes. *Hydrobiologia*, 661(1), 251-260. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0530-2>
- Quan, Q., Shen, B., Zhang, Q. & Ashraf, M.A. (2016).** Research on phosphorus removal in artificial wetlands by plants and their photosynthesis. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 59. doi.org/10.1590/1678-4324-2016160506.
- Rahi, M. A., & Faisal, A. A. H. (2019).** Using horizontal subsurface flow constructed wetland system in the treatment of municipal wastewater for agriculture purposes. *The Iraqi Journal of Agricultural Science*, 50(3), 1208-1217.
- Rahmadyanti, E., Audina, O. (2020).** The Performance of Hybrid Constructed Wetland System for Treating Batik Wastewater. *Journal of Ecological Engineering*, 21(3), 94-103. <https://doi.org/10.12911/22998993/118292>
- Ramade, F. (1984).** Ecology of natural resources. New York: John Wiley & Sons.
- Ramsar Convention Secretariat. (2016).** An introduction to the Ramsar Convention on Wetlands. Ramsar Handbooks.
- Rani, N., & Pohekar, K. N. (2021).** Assessment of Hybrid Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with *Arundo Donax* for the Treatment of Domestic Wastewater at Different Hydraulic Retention Time. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 43(2), 178-183. <https://doi.org/10.3103/S1063455X21020107>
- Raptis, C.E., van Vliet, M.T., & Pfister, S. (2016).** Global thermal pollution of rivers from thermoelectric power plants. *Environmental Research Letters*, 11(10), 104011. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/10/104011>

Références bibliographiques

- Rasheed, A.M., Mansoor, M.M.A., Ahmath, M.H.A. and Shameer, S.M. (2014).** Nutrient Removal in Hybrid Constructed Wetlands. *Int. J. Sci. Eng. Res.*, 5, 1004-1006.
- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E., & Gale, P.M. (1999).** Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 29(1), 83-146.
- Redmond, E.D., Just, C.L. and Parkin, G.F. (2014).** Nitrogen removal from wastewater by an aerated subsurface-flow constructed wetland in cold climates. *Water Environment Research*, 86(4), 305313. <https://doi.org/10.2175/106143013X13736496908591>
- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995).** *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill. Inc., New York, USA.140 pp.
- Rehman, F., Pervez, A., Khattak, B. N., & Ahmad, R. (2017).** Constructed wetlands: perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 45(1). <https://doi.org/10.1002/clen.201600054>
- Reyes-Contreras, C., Matamoros, V., Ruiz, I., Soto, M., & Bayona, J. M. (2011).** Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed wetland pilot plant treating urban wastewater. *Chemosphere*, 84(9), 1200-1207.
- Richardson, C. J. (1985).** Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, 228(4706), 1424-1427.
- Riffat R. (2013).** *Fundamentals of wastewater treatment and engineering*. CRC Press/Taylor & Francis.
- Rodier, J. (1996).** *L'Analyse de l'eau. eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer*. 8ème Edition, DUNOD, Paris, 1383 p
- Rodier, J., Geoffray, C., & Rodi, L. (1984).** *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*.
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & Brunet, R. (2005).** *Water Analysis: Natural Waters, Wastewaters, Sea Water*. Ed. Dunod, Paris, 1384.
- Rodier Jean, Legube Bernard, Merlet Nicole, Brunet Régis. (2009).** *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. 9eme Édition 1383p.
- Rokbane, A., & Debabeche, M. (2022).** Technical Design of Constructed Wetland unity for Municipal Wastewater Treatment and Reuse for a Green Space Irrigation: Case of the new City of Ouled Djellal–Algeria. *Pollution*, 8(4), 1150-1163.
- Rossmann, M., Matos, A. T., Abreu, E. C., Silva, F. F., & Borges, A. C. (2013).** Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. *Journal of environmental management*, 128, 912-919. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.045>
- Rousseau D. (2005).** Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium, pp. 300.
- Rouso, B. Z., Pelissari, C., Santos, M. O. D., & Sezerino, P. H. (2019).** Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in

Références bibliographiques

- South Brazil. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 9(3), 559-570. <https://doi.org/10.2166/washdev.2019.010>
- Rozema, E. R., VanderZaag, A. C., Wood, J. D., Drizo, A., Zheng, Y., Madani, A., & Gordon, R. J. (2016).** Constructed wetlands for agricultural wastewater treatment in Northeastern North America: a review. *Water*, 8(5), 173. <https://doi.org/10.3390/w8050173>
- Rozkošný, M., Kriška, M., Šálek, J., Bodík, I., & Istenič, D. (2014).** Natural technologies of wastewater treatment. Europe: Global Water Partnership Central and Eastern Europe.
- Russo, R. E. (2008).** *Wetlands: Ecology, conservation and restoration*: Nova science publishers, New York.
- Saad, Z., Abdelhafi, B. A., & Eddine, L. S. (2016).** Chemistry Wastewater Treatment of El-Oued City (South-east of Algeria) by Utilization of Typha Latifolia. *Orient. J. Chem*, 32(6).
- 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>
- Saeed, T., Alam, M. K., Miah, M. J., & Majed, N. (2021).** Removal of heavy metals in subsurface flow constructed wetlands: application of effluent recirculation. *Environmental and Sustainability Indicators*, 12, 100146.
- Saeed, T., Haque, I., & Khan, T. (2019).** Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation. *Chemical Engineering Journal*, 371, 154-165. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.030>
- Saifi, H., Saifi, R., Benabdelkader, M., Saidi, M., & Mabrouk, Y. (2018).** Impact des Stations d'Épuration des Eaux Usées sur l'Environnement. *Revue des Energies Renouvelables SIENR'18 Ghardaïa*, 87 – 91.
- Salomon, J. (2003).** Chapitre II. La pollution des sols et des eaux. In *Danger pollutions !* Presses Universitaires de Bordeaux. <https://doi.org/10.4000/books.pub.1335>
- Sandoval, L., Zamora-Castro, S. A., Vidal-Álvarez, M., & Marín-Muñiz, J. L. (2019).** Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Applied Sciences*, 9(4), 685. <https://doi.org/10.3390/app9040685>
- Saoudi, M., Labeled, B., Allaoui, M., Bergiga, A., & Serroui, M. (2022).** Performance of the Plant in Treatment of Waste Water *Canna indica* by Vertical Flow Method for the Touggourt Region, Algeria. *Indian Journal of Ecology*, 49(2), 332-338. DOI: <https://doi.org/10.55362/IJE/2022/3525>
- Seghairi, N., Mimeche, L., Debabeche, M., & Khider, S. (2013, December).** Possibilités d'élimination des phosphates et de l'azote à partir des eaux usées domestiques en utilisant un filtre planté de papyrus. In *The 4 Int. Congress "Water, Waste and Environment"*[EDE4].

Références bibliographiques

- Sehar, S., Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., & Ahmed, S. (2015).** A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*, 81, 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.009>
- Seidl, M., Mouchel, J. M., Eier, U., & Aquadev, C. E. N. H. I. C. A. (2003).** Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement. Centre d'Enseignement et de recherche Eau Ville Environnement, centre conjoint de IÉENGREF, de IÉENPC et de IÉUPVM.
- Seneviratne, N., & Gunathilaka, M. (2020).** Appraisal to the development of wastewater treatment and wastewater treatment methods. 15-28. <https://doi.org/10.24247/ijbtrjun20202>
- Serrano, L., de la Varga, D., Ruiz, I., & Soto, M. (2011).** Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37(5), 744-753. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.038>
- Sevrin, J., Noue, J., Proulx, D., (1995).** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Paris. Tec & Doc. Lavoisier, 118p.
- Shabala S, Mackay A (2011).** Ion Transport in Halophytes. In: Ismail T (ed) *Advances in Botanical Research*, vol Volume 57. Academic Press, pp 151-199. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-387692-8.00005-9>
- Shen, S., Li, X., Cheng, F., Zha, X., & Lu, X. (2020).** Review: recent developments of substrates for nitrogen and phosphorus removal in CWs treating municipal wastewater. *Environmental science and pollution research international*, 27(24), 29837–29855. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08808-y>
- Shi, L., Wang, B. Z., Cao, X. D., Wang, J., Lei, Z. H., Wang, Z. R., ... & Lu, B. N. (2004).** Performance of a subsurface-flow constructed wetland in Southern China. *Journal of Environmental Sciences*, 16(3), 476-481. PMID: 15272727.
- Shukla, A., Parde, D., Gupta, V., Vijay, R., & Kumar, R. (2022).** A review on effective design processes of constructed wetlands. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(12), 12749-12774. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03549-y>
- 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>
- Sierra, C. A., Trumbore, S. E., Davidson, E. A., Vicca, S. & Janssens, I. (2015).** Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7(1), 335-356. <https://doi.org/10.1002/2014MS000358>
- Sim, C.H. (2003).** The use of constructed wetlands for wastewater treatment. *Wetlands International - Malaysia Office*. 24 pp.

Références bibliographiques

- Sindilariu, P. D., Brinker, A., & Reiter, R. (2009).** Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, 35(5), 711-722.
- Sipaúba-Tavares, L. H., & de Souza Braga, F. M. (2008).** Constructed wetland in wastewater treatment. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(3), 261-265.
- Sirianuntapiboon, S. & Jitvimolnimit, S. (2007).** Effect of plantation pattern on the efficiency of subsurface flow constructed wetland (SFCW) for sewage treatment. *African Journal of Agricultural Research*, 2(9), 447-454. <https://doi.org/10.5897/AJAR.9000215>
- Sivakumar, D., Shankar, D., Prathima, A. V., & Valarmathi, M. (2013).** Constructed wetland treatment of textile industry wastewater using aquatic macrophytes. *International journal of environmental sciences*, 3(4), 1223-1232.
- Sorrell, B. K., Reinhardt, L., & Nairn, R. (2019).** Methane emissions from constructed wetlands used for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 138, 212-224
- Spieles, D. J., & Mitsch, W. J. (2000).** The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, 14(1-2), 77-91. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00021-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00021-X)
- Sreekanth, N. Lokeshappa, B. Kiran Kumar, H. S. Shanmukha, N. (2020).** Domestic Waste Water Treatment by using Constructed WetLand. *International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)*, 7(7), 557- 565.
- Stankovic, D. (2017).** Constructed wetlands for wastewater treatment. *Gradevinar*, 69(8), 639-652. <https://doi.org/10.14256/JCE.2062.2017>
- Stefanakis, A.I. (2016).** Constructed Wetlands: Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System. 10.4018/978-1-4666-9559-7.ch012.
- Stefanakis, A.I. (2019).** The role of constructed wetlands as green infrastructure for sustainable urban water management. *Sustainability*, 11(24), 6981.
- Stefanakis, A.I. (2020).** Constructed wetlands for sustainable wastewater treatment in hot and arid climates: opportunities, challenges and case studies in the Middle East. *Water*, 12(6), 1665. <https://doi.org/10.3390/w12061665>
- Stefanakis, A. I., Charalampopoulos, I., Psomiadis, E., & Prigent, S. (2018).** The thermal regime of a large constructed wetland in the desert environment. In *Proceedings of the 16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Valencia, Spain (Vol. 30).
- Stefanakis, A., Akrotos, C. S. and Tsihrintzis, V. A. (2014).** Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-Engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment, Amsterdam: Elsevier Science 392. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-01288-4>
- Stein, J. L. (1989).** Œufs d'helminthes et environnement: Le modèle œufs d'Ascaris. These Université de Metz.

Références bibliographiques

- Stein, O. R., Hook, P. B., Biederman, J. A., Allen, W. C., & Borden, D. J. (2003).** Does batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands?. *Water Science and Technology*, 48(5), 149-156.
- Sudarsan, J. S., Roy, R. L., Baskar, G., Deeptha, V. T., & Nithiyantham, S. (2015).** Domestic wastewater treatment performance using constructed wetland. *Sustainable Water Resources Management*, 1(2), 89-96.
- Sukias J.P.S., Tanner C.C., & Stott H.R. (2006).** Management of dairy farm drainage pollution—2006 NIWA Client Report HAM2006-065 for Dairy Insight (DIC06202, July 2006).
- Sun M, Tian X, Zou Y, Jiang M (2019).** Évaluation esthétique écologique d'une zone humide reconstruite restaurée à partir de terres agricoles et implications de gestion pour les parcs nationaux de zones humides. *PLoS ONE* 14 (10): e0223661. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223661>
- Sun, G., Gray, K. R., & Biddlestone, A. J. (1998).** Treatment of agricultural wastewater indownflow reed beds: experimental trials and mathematical model. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69(1), 63-71. <https://doi.org/10.1006/jaer.1997.0224>
- Sundaravadivel, M., & Vigneswaran, S. (2001).** Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 31(4), 351-409. <https://doi.org/10.1080/20016491089253>
- Suschka, J., & Ferreira, E. (1986).** Activated sludge respirometric measurements. *Water research*, 20(2), 137-144. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90003-5)
- Tabouche, N., & Achour, S. (2010).** Etude de la qualité des eaux souterraines de la région orientale du Sahara septentrional algérien. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (3). <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/54644>
- Taleno, C. (2012).** Comparison of two constructed wetland with different soil depth in relation to their nitrogen removal. *REPOSITORIO NACIONAL CONACYT*. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/3694>
- Tang, X., Huang, S., Scholz, M., & Li, J. (2009).** Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Water, air, and soil pollution*, 197(1), 61-73. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9791-z>
- Tanner, C. C., Nguyen, M. L., & Sukias, J. P. S. (2005).** Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, ecosystems & environment*, 105(1-2), 145-162.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012).** Heavy metal toxicity and the environment. *Experientia supplementum* (2012), 101, 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tee, H. C., Lim, P. E., Seng, C. E., & Nawi, M. A. M. (2012).** Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource technology*, 104, 235-242.

Références bibliographiques

- Templeton, M. R., & Butler, D. (2011).** Introduction to wastewater treatment. Bookboon.
- Thalla, A. K., Devatha, C. P., Anagh, K., & Sony, E. (2019).** Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. *Applied Water Science*, 9(6), 1-9. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9>
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., & Zurbrügg, C. (2014).** Compendium of sanitation systems and technologies.
- Tousignant, E., Fankhauser, O., & Hurd, S. (1999).** Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in Ontario. <http://hdl.handle.net/10214/15203>
- Trang, N. T. D., Konnerup, D., Schierup, H. H., Chiem, N. H., & Brix, H. (2010).** Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: effects of hydraulic loading rate. *Ecological engineering*, 36(4), 527-535
- Travaini-Lima, F., Milstein, A., & Sipaúba-Tavares, L. H. (2016).** Seasonal differences in plankton community and removal efficiency of nutrients and organic matter in a subtropical constructed wetland. *Wetlands*, 36(5), 921-933. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0804-1>
- Tri Wardani, Aulia Rahma, Erdina Lulu A.R, Asmarika Wibawati. (2006).** Biotechnologie environnementale, zones humides artificielles (zones humides construites), programme d'études en génie de l'environnement, universitas lambung mangkurat faculté de génie
- Truijen, G., & van der Heijden, P. G. (2013).** Constructed wetland and aquatic treatment systems for fish farms in Egypt: Desk study report. Centre for Development Innovation, Wageningen UR.
- Tsihrintzis, V.A., & Gikas, G.D. (2010).** Constructed wetlands for wastewater and activated sludge treatment in North Greece: A review. *Water Sci. Technol.*; 61(10): 2653-2672. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.188>
- UNIES, N. (2017).** Les eaux usées une ressource inexploitée: Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247551>
- USEPA. (1999).** Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, US EPA, OWM, Washington, DC. (In press.)
- USEPA. (2000).** Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, US EPA, OWM, Washington, DC. (in press.)
- Vandermeersch, S. (2006).** Étude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes. Université libre de Bruxelles.
- Vankar, P. S., & Srivastava, J. (2018).** A review-canna the wonder plant. *J Textile Eng Fashion Technol*, 4(2), 158-162. <https://doi.org/10.15406/jteft.2018.04.00134>

Références bibliographiques

- Verhoeven, J. T., & Meuleman, A. F. (1999).** Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological engineering*, 12(1-2), 5-12.
- Viman, O. V., Oroian, I., & Fleşeriu, A. (2010).** Types of water pollution: point source and nonpoint source. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 3(5), 393-397.
- Vincent, G., & Jacques, B., (2014).** Les marais filtrants (eaux usées). Société québécoise de phytotechnologie', Fiches techniques de la SQP. 12p. http://www.phytotechno.com/wpcontent/uploads/2018/02/SQP_Fiche_MaraisFiltrants.pdf
- Vohla, C., Poldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V., & Mander, Ü. (2005).** Alternative filter media for phosphorous removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(6-7), 1251-1264.
- Vymazal, J. (2018a).** Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. 10.1016/B978-0-12-409548-9.11238-2.
- Vymazal, J & Březinová, T. (2016).** Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*. 290,232-242. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.108>
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. (2015).** Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, 84, 202-208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.017>
- Vymazal, J. (2001).** Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands, 1-93. <https://ci.nii.ac.jp/naid/10019173782/>
- Vymazal, J. (2002).** The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*. 18. 633-646. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00025-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00025-3).
- Vymazal, J. (2005).** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological engineering*, 25(5), 478-490.
- Vymazal, J. (2007).** Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J. (2008).** Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*.
- Vymazal, J. (2009a).** The Use Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow for Various Types of Wastewater. *Ecological Engineering*. 35. 1-17. 10.1016/j.ecoleng.2008.08.016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>
- Vymazal, J. (2009b).** Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spálené Poříčí in the Czech Republic–15 years of operation. *Desalination*, 246(1-3), 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.042>

Références bibliographiques

- Vymazal, J. (2010).** Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. MDPI AG. Retrieved from. <http://dx.doi.org/10.3390/w2030530> 27
- Vymazal, J. (2011a).** Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*. 674. 133-156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Vymazal, J. (2011b).** Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, 45(1), 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- Vymazal, J. (2013a).** Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, 61, 582-592. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>
- Vymazal, J. (2013b).** The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research*, 47(14), 4795–4811. doi:10.1016/j.watres.2013.05.029
- 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. (2018a).** Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?. *Chemical Engineering Journal*, 331, 663-674. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.048>
- Vymazal, J. (2018b).** 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>
- Vymazal, J. (2019).** Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years?. *Chemical Engineering Journal*. 378. 122117. 10.1016/j.cej.2019.122117. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122117>
- 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. (2008).** Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow (Vol. 14). Springer science & business media.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2011).** A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37(1), 90-98.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M., & Haberl, R. (1998).** Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe: Backhuys Leiden. *Water Environ. Res*, 67(5), 855-862. <https://doi.org/10.1002/iroh.19980830517>.
- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., & Mander, Ü. (2006).** Constructed wetlands for wastewater treatment. In *Wetlands and natural resource management* (pp. 69-96). Springer, Berlin, Heidelberg.

Références bibliographiques

- Wijaya, D. S. (2016).** A review on sub-surface flow constructed wetlands in tropical and sub-tropical countries. *Open Science Journal*, 1(2). <http://dx.doi.org/10.23954/osj.v1i2.415>
- Wang, J., Tai, Y., Man, Y., Wang, R., Feng, X., Yang, Y. ... & Cai, N. (2018).** Capacity of various single-stage constructed wetlands to treat domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China. *Ecological Engineering*, 115, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.008>
- Wilson, G. S., Buck, R. P., Rondinini, S., Covington, A. K., Baucke, F. G. K., Brett, C. M. A., ... & Spitzer, P. (2002).** Measurement of pH. Definition, standards, and procedures. <http://hdl.handle.net/1808/8412>
- Worrall, P., Peberdy, K. J., & Millett, M. C. (1997).** Constructed wetlands and nature conservation. *Water Science and Technology*, 35(5), 205-213. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00070-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00070-X)
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015).** A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource technology*, 175, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Wu, J., Xu, D., He, F., He, J., & Wu, Z. (2015).** Comprehensive evaluation of substrates in vertical-flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Practice and Technology*, 10(3), 625-632. <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.077>
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W. K., Masi, F., & Dong, R. (2015).** Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, 201, 107-120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>
- Xu, Q., & Cui, L. (2019).** Removal of COD from synthetic wastewater in vertical flow constructed wetland. *Water Environment Research*, 91(12), 1661-1668. <https://doi.org/10.1002/wer.1168>
- Yadav, A. K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R., & Mishra, B. K. (2012).** Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. *Ecological Engineering*, 47, 126-131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.029>
- 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>
- Yalcuk, Arda., Ugurlu, Aysenur. (2009).** Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100 : 2521-2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.029>

Références bibliographiques

- Yan, Y., & Xu, J. (2014).** Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: a review. *Wetlands*, 34(2), 243-253. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0444-7>
- Yang, Y., Zhao, Y., Liu, R., & Morgan, D. (2018).** Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource technology*, 261, 441-452. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>
- Youcef, S., & Seghairi, N. (2022).** Performance of polyculture constructed wetland compared with monoculture in treating domestic wastewater. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, 9(1), 46-51.
- Yousaf, A., Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Naeem, N., Sarfraz, W., ... & Khalid, A. (2021).** Nitrogen dynamics in wetland systems and its impact on biodiversity. *Nitrogen*, 2(2), 196-217
- Yu, G., Wang, G., Li, J., Chi, T., Wang, S., Peng, H., ... & Wu, H. (2020).** Enhanced Cd²⁺ and Zn²⁺ removal from heavy metal wastewater in constructed wetlands with resistant microorganisms. *Bioresource Technology*, 316, 123898.
- Zaghdi, S., Laouini, S. E., & Bebbia, A. A. (2018).** Phytoremediation performance of urban wastewater by the papyrus *alternifolius* in el-oued region (southeast of Algeria). *Journal of fundamental and applied sciences*, 10(3), 448-464.
- Zapana, J. S., Arán, D. S., Bocardo, E. F., & Harguinteguy, C. A. (2020).** Treatment of tannery wastewater in a pilot scale hybrid constructed wetland system in Arequipa, Peru. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(11), 4419-4430. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02797-8>
- Zhang, Y. (2012).** Design of a constructed wetland for wastewater treatment and reuse in Mount Pleasant, Utah (Doctoral dissertation, Utah State University).
- Zhang, Z., Rengel, Z., & Meney, K. (2007).** Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, air, and soil pollution*, 183(1), 95-105. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9359-3>
- Zibiene, G., Sadauskis, E., & Juknys, R. (2015).** Treatment of wastewater in constructed wetlands. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(2), 303-315.
- Žibienė, G., Dapkienė, M., Kazakevičienė, J., & Radzevičius, A. (2015).** PHOSPHORUS REMOVAL IN A VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND USING DOLOMITE POWDER AND CHIPPINGS AS FILTER MEDIA. *Journal of Water Security (JWS)*, 1. 46-52. 10.15544/jws.2015.005.
- Ziegler, A. C. (2002, April).** Issues related to use of turbidity measurements as a surrogate for suspended sediment. In *Turbidity and other sediment surrogates workshop* (Vol. 30).
- Zineb, H., Said, B., Zaoui, K., Oualid, B., & Abdelhakim, M. (2013).** Traitement des eaux usées urbaines par des procédés naturels (Utilisation de l'argile jaune et rouge). <https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/12837>

Références bibliographiques

- Zobeidi, A., & Bebba, A. A. (2015).** Seasonal variations of physical, chemical parameters in a wastewater treatment plant by aerated lagoons at Southern-East of Algeria. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 6(3), 1097-1102.
- Zoubiri, A., & Hamaidi, M. (2016).** Evaluation de l'efficacité de la station d'épuration de Medea (Algérie).
- Zouhir, F. (2008).** Modélisation d'une filière de traitement des eaux usées-Chenal algal à haut rendement.
- Zurita, F., & White, J. R. (2014).** Comparative study of three two-stage hybrid ecological wastewater treatment systems for producing high nutrient, reclaimed water for irrigation reuse in developing countries. *Water*, 6(2), 213-228.
<https://doi.org/10.3390/w6020213>

Les sites internet

- <https://lavierebelle.org/canna-indica-plante>
- <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-12694-synthese>
- <https://boowiki.info/art/cannaceae/canna-indica.html>
- <https://fr.depositphotos.com/stock-photos/typha-latifolia.html>
- <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-70154-synthese>
- [Tela botanica, DE QUELQUES, A. E. A. Description de Coste](#)

Annexes

Annexes

Annexe I

Réglementation relative à l'eau

Norme d'analyse des paramètres physicochimiques

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

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

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

Paramètres	Concentration maximale autorisé		
DBO ₅	25 mg/l		
DCO	125 mg/l		
MES	35 mg/l*		
* Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mmg/l			
	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg/jour	Concentration maximale autorisé
Zone sensible à l'azote	NGL*	600 à 6000	15 mg/l
		> 6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6000	2 mg/l
		> 6000	1 mg/l
*Ces exigences se réfèrent à une température du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12 °C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales			

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

24 Rabie El Aouel 1427 23 avril 2006		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26		5
<p>Art. 11. — Les opérations de contrôle, telles que définies ci-dessus, donnent lieu à la rédaction d'un procès-verbal établi à cet effet.</p> <p>Le procès-verbal comporte :</p> <ul style="list-style-type: none"> — les noms, prénoms et qualité des personnes ayant effectué le contrôle, — la désignation du ou des générateurs du rejet d'effluents liquides industriels et de la nature de leur activité, — la date, l'heure, l'emplacement et les circonstances de l'examen des lieux et des mesures faites sur place, — les constatations relatives à l'aspect, la couleur, l'odeur du rejet, l'état apparent de la faune et de la flore à proximité du lieu de rejet et les résultats des mesures et des analyses opérées sur place, 		<ul style="list-style-type: none"> — l'identification de chaque échantillon prélevé, accompagné de l'indication de l'emplacement, de l'heure et des circonstances de prélèvement, — le nom du ou des laboratoires destinataires de l'échantillon prélevé. <p>Art. 12. — Les méthodes d'échantillonnage, de conservation et de manipulation des échantillons ainsi que les modalités d'analyses sont effectuées selon les normes algériennes en vigueur.</p> <p>Art. 13. — Toutes dispositions contraires au présent décret et notamment les dispositions du décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993, survisé, sont abrogées.</p> <p>Art. 14. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p> <p>Fait à Alger, le 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006.</p> <p style="text-align: right;">Ahmed OUYAHIA.</p>		
ANNEXE I				
VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS				
N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCCO	"	120	130
7	DBO5	"	35	40
8	Aluminium	"	5	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercuré total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	5	5
24	Fer	"	5	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

PH : Potentiel d'hydrogène
 DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
 DCCO : Demande chimique en oxygène
 MES : Matière en suspension

Tableau 04 | Valeurs 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																																																													
ANNEXE																																																															
Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration																																																															
<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 style="text-align: center;">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 style="text-align: center;">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>	<table border="1"> <thead> <tr> <th style="text-align: center;">PARAMETRES</th> <th style="text-align: center;">VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Azote global</td><td style="text-align: center;">150</td></tr> <tr><td>Aluminium</td><td style="text-align: center;">5</td></tr> <tr><td>Argent</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Arsenic</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Bérylium</td><td style="text-align: center;">0,05</td></tr> <tr><td>Cadmium</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Chlore</td><td style="text-align: center;">3</td></tr> <tr><td>Chrome trivalent</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Chrome hexavalent</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Chromates</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Cuivre</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Cobalt</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Cyanure</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Demande biochimique en oxygène (DBO5)</td><td style="text-align: center;">500</td></tr> <tr><td>Demande chimique en oxygène (DCO)</td><td style="text-align: center;">1000</td></tr> <tr><td>Etain</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Fer</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Fluorures</td><td style="text-align: center;">10</td></tr> <tr><td>Hydrocarbures totaux</td><td style="text-align: center;">10</td></tr> <tr><td>Matières en suspension</td><td style="text-align: center;">600</td></tr> <tr><td>Magnésium</td><td style="text-align: center;">300</td></tr> <tr><td>Mercurure</td><td style="text-align: center;">0,01</td></tr> <tr><td>Nickel</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Nitrites</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Phosphore total</td><td style="text-align: center;">50</td></tr> <tr><td>Phénol</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Plomb</td><td style="text-align: center;">0,5</td></tr> <tr><td>Sulfures</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Sulfates</td><td style="text-align: center;">400</td></tr> <tr><td>Zinc et composés</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> </tbody> </table> <p>* Température : inférieure ou égale à 30° C * PH : compris entre 5,5 et 8,5</p>	PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)	Azote global	150	Aluminium	5	Argent	0,1	Arsenic	0,1	Bérylium	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	Mercurure	0,01	Nickel	2	Nitrites	0,1	Phosphore total	50	Phénol	1	Plomb	0,5	Sulfures	1	Sulfates	400	Zinc et composés	2
PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)																																																														
Azote global	150																																																														
Aluminium	5																																																														
Argent	0,1																																																														
Arsenic	0,1																																																														
Bérylium	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																																																														
Mercurure	0,01																																																														
Nickel	2																																																														
Nitrites	0,1																																																														
Phosphore total	50																																																														
Phénol	1																																																														
Plomb	0,5																																																														
Sulfures	1																																																														
Sulfates	400																																																														
Zinc et composés	2																																																														

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

20		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 41		25 Chaâbane 1433 15 juillet 2012	
2. PARAMETRES PHYSICO - CHIMIQUES					
PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE		
Physiques	pH	—	6.5 ≤ pH ≤ 8.5		
	MES	mg/l	30		
	CE	ds/m	3		
	Infiltration le SAR = 0 - 3 CE		0.2		
	3 - 6		0.3		
	6 - 12	ds/m	0.5		
	12 - 20		1.3		
	20 - 40		3		
Chimiques	DBO5	mg/l	30		
	DCO	mg/l	90		
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10		
	AZOTE (NO3 - N)	mg/l	30		
	Bicarbonate (HCO3)	meq/l	8.5		
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0		
	Arsenic	mg/l	2.0		
	Béryllium	mg/l	0.5		
	Bore	mg/l	2.0		
	Cadmium	mg/l	0.05		
	Chrome	mg/l	1.0		
	Cobalt	mg/l	5.0		
	Cuivre	mg/l	5.0		
	Cyanures	mg/l	0.5		
	Fluor	mg/l	15.0		
	Fer	mg/l	20.0		
	Phénols	mg/l	0.002		
	Plomb	mg/l	10.0		
	Lithium	mg/l	2.5		
	Manganèse	mg/l	10.0		
	Mercure	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 à texture fine, neutre ou alcalin.

Annexes

Tableau 06 | Caractéristiques typiques des eaux usées municipales non traitées Source: Adapté de Metcalf et Eddy (2003).

Component	Concentration range	Unit
Biochemical oxygen demand, BOD ₅ at 20 °C	100 – 360	mg/l
Chemical oxygen demand, DCO	250 – 1000	mg/l
Total organic carbon, TOC	80 – 300	mg/l as N
Total kjeldahl nitrogen (NTK)	20 – 85	mg/l as P
Total phosphorus	5 – 15	mg/l
Oil and grease	50 – 120	mg/l
Total solids (TS)	400 – 1200	mg/l
Total dissolved solids (TDS)	250 – 850	mg/l
Total suspended solids (TSS)	110 – 400	mg/l
Volatile suspended solids (VSS)	90 – 320	mg/l
Fixed suspended solids (FSS)	20 – 80	mg/l
Settleable solids	5 – 20	mg/l
Total coliform	10 ⁶ – 10 ¹⁰	No./100ml
Fical coliform	10 ³ – 10 ⁸	No./100ml

Tableau 05 | Temperature correction factors f₂₅ for non-linear conductivity correction

Temperature correction factors										
Temperature correction factors f ₂₅ for non-linear conductivity correction										
°C	0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
0	1.918	1.912	1.906	1.899	1.893	1.887	1.881	1.875	1.869	1.863
1	1.857	1.851	1.845	1.84	1.834	1.829	1.822	1.817	1.811	1.805
2	1.8	1.794	1.788	1.783	1.777	1.772	1.766	1.761	1.756	1.75
3	1.745	1.74	1.734	1.729	1.724	1.719	1.713	1.708	1.703	1.698
4	1.693	1.688	1.683	1.678	1.673	1.668	1.663	1.658	1.653	1.648
5	1.643	1.638	1.634	1.629	1.624	1.619	1.615	1.61	1.605	1.601
6	1.596	1.591	1.587	1.582	1.578	1.573	1.569	1.564	1.56	1.555
7	1.551	1.547	1.542	1.538	1.534	1.529	1.525	1.521	1.516	1.512
8	1.508	1.504	1.5	1.496	1.491	1.487	1.483	1.479	1.475	1.471
9	1.467	1.463	1.459	1.455	1.451	1.447	1.443	1.439	1.436	1.432
10	1.428	1.424	1.42	1.416	1.413	1.409	1.405	1.401	1.398	1.384
11	1.39	1.387	1.383	1.379	1.376	1.372	1.369	1.365	1.362	1.358
12	1.354	1.351	1.347	1.344	1.341	1.337	1.334	1.33	1.327	1.323
13	1.32	1.317	1.313	1.31	1.307	1.303	1.3	1.297	1.294	1.29
14	1.287	1.284	1.281	1.278	1.274	1.271	1.268	1.265	1.262	1.259
15	1.256	1.253	1.249	1.246	1.243	1.24	1.237	1.234	1.231	1.228
16	1.225	1.222	1.219	1.216	1.214	1.211	1.208	1.205	1.202	1.199
17	1.196	1.193	1.191	1.188	1.185	1.182	1.179	1.177	1.174	1.171
18	1.168	1.166	1.163	1.16	1.157	1.155	1.152	1.149	1.147	1.144
19	1.141	1.139	1.136	1.134	1.131	1.128	1.126	1.123	1.121	1.118
20	1.116	1.113	1.111	1.108	1.105	1.103	1.101	1.098	1.096	1.093
21	1.091	1.088	1.086	1.083	1.081	1.079	1.076	1.074	1.071	1.069
22	1.067	1.064	1.062	1.06	1.057	1.055	1.053	1.051	1.048	1.046
23	1.044	1.041	1.039	1.037	1.035	1.032	1.03	1.028	1.026	1.024
24	1.021	1.019	1.017	1.015	1.013	1.011	1.008	1.006	1.004	1.002
25	1	0.998	0.996	0.994	0.992	0.99	0.987	0.985	0.983	0.981
26	0.979	0.977	0.975	0.973	0.971	0.969	0.967	0.965	0.963	0.961
27	0.959	0.957	0.955	0.953	0.952	0.95	0.948	0.946	0.944	0.942
28	0.94	0.938	0.936	0.934	0.933	0.931	0.929	0.927	0.925	0.923
29	0.921	0.92	0.918	0.916	0.914	0.912	0.911	0.909	0.907	0.905
30	0.903	0.902	0.9	0.898	0.896	0.895	0.893	0.891	0.889	0.888
31	0.886	0.884	0.883	0.881	0.879	0.877	0.876	0.874	0.872	0.871
32	0.869	0.867	0.866	0.864	0.863	0.861	0.859	0.858	0.856	0.854
33	0.853	0.851	0.85	0.848	0.846	0.845	0.843	0.842	0.84	0.839
34	0.837	0.835	0.834	0.832	0.831	0.829	0.828	0.826	0.825	0.823
35	0.822	0.82	0.819	0.817	0.816	0.814	0.813	0.811	0.81	0.808
REF	MATHIEU C. et PIELTAIN F., 2003. Analyse chimique des sols. Lavoisier Tec/Doc, 386 p.									
	TDS (mg/l) = EC (dS/m) × 640					for EC between 0.1 and 5.0 dS/m				
	TDS (mg/l) = EC (dS/m) × 800					for EC > 5.0 dS/m				

Convention de Ramsar 1971 pour les zones humides naturelles (NWs)

Article 1

¹ Au sens de la présente Convention, les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.

² Au sens de la présente Convention, les oiseaux d'eau sont les oiseaux dont l'existence dépend, écologiquement, des zones humides.

Article 2

¹ Chaque Partie contractante devra désigner les zones humides appropriées de son territoire à inclure dans la Liste des zones humides d'importance internationale, appelée ci-après, "la Liste", et qui est tenue par le Bureau institué en vertu de l'Article 8. Les limites de chaque zone humide devront être décrites de façon précise et reportées sur une carte, et elles pourront inclure des zones de rives ou de côtes adjacentes à la zone humide et des îles ou des étendues d'eau marine d'une profondeur supérieure à six mètres à marée basse, entourées par la zone humide, particulièrement lorsque ces zones, îles ou étendues d'eau ont de l'importance en tant qu'habitat des oiseaux d'eau.

² Le choix des zones humides à inscrire sur la Liste devrait être fondé sur leur importance internationale au point de vue écologique, botanique, zoologique, limnologique ou hydrologique. Devraient être inscrites, en premier lieu, les zones humides ayant une importance internationale pour les oiseaux en quelque saison que ce soit.

³ L'inscription d'une zone humide sur la Liste est faite sans préjudice des droits exclusifs de souveraineté de la Partie contractante sur le territoire de laquelle elle se trouve située.

⁴ Chaque Partie contractante désigne au moins une zone humide à inscrire sur la Liste au moment de signer la Convention ou de déposer son instrument de ratification ou d'adhésion conformément aux dispositions de l'Article 9.

⁵ Toute Partie contractante a le droit d'ajouter à la Liste d'autres zones humides situées sur son territoire, d'étendre celles qui sont déjà inscrites, ou, pour des raisons pressantes d'intérêt national, de retirer de la Liste ou de réduire l'étendue des zones humides déjà inscrites et, le plus rapidement possible, elle informe de ces modifications l'organisation ou le gouvernement responsable des fonctions du Bureau permanent spécifiées par l'Article 8.

⁶ Chaque Partie contractante tient compte de ses responsabilités internationales pour la conservation, la gestion, et l'utilisation rationnelle des populations migratrices d'oiseaux d'eau, tant lorsqu'elle désigne les zones humides ---de son territoire à inscrire sur la Liste que lorsqu'elle exerce son droit de modifier ses inscriptions.

Équipement et matériel



- a** Spectrophotomètre DR3900
- b** Multi paramètres Model HI9829
- c** DBO mètre
- d** DCO Réacteur

- e** Pompe à vide
- f** Sonde
- g** Etuve
- h** Pipette automatique

Équipement et matériel



a Préparation des bassins
b Pose de substrats
c Plantation

d Substrats
e Plante *Canna indica*
f Plante *Typha latifolia*

Annexes

Annexe III

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

Tableau .1 | Variations mensuelles de la température (°C) durant années (2021).

Variations mensuelles de la température (°C)									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	21.4	12.9	13.5	13.1	13.1	12.5	12.9	12.7	12.8
Fév	22.7	13.5	14	14.3	14.1	12.7	12.7	12.9	13
Mars	23.7	14.7	14.6	14.9	14.8	15.4	15.9	16.4	15.8
Avr	26.6	20.1	20.1	19.8	20.2	21.1	20.9	20.4	20.2
Mai	31.1	25.9	26.1	26.1	25.9	26.6	26.5	26.3	26.1
Juin	29.5	28.9	29.4	27.4	29	33.1	23.6	32.3	32.2
Juillet	34.2	28.2	28.6	28.3	28	27.4	27.4	26.8	26.8
Août	34	28.9	29.3	28.7	28.8	30	29.5	28.8	29.4
Sep	31.3	26.8	26.7	26.6	26.4	26.9	26.4	26.5	26.7
Oct	33.5	22.6	22.3	22.4	22.4	19.1	18.8	19.7	19.7
Nov	28.1	16.1	15.6	15.7	15.5	15.8	14.5	14.9	15.01
Déc	22.5	13.2	12.2	12.3	12.4	13.8	12.6	12.6	12.6
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	28.22	20.98	21.03	20.8	20.88	21.2	20.14	20.86	20.86
Min	21.40	12.90	12.20	12.30	12.40	12.50	12.60	12.60	12.60
Max	34.20	28.90	29.40	28.70	29.00	33.10	29.50	32.30	32.20
Median	28.80	21.35	21.20	21.10	21.30	20.10	19.85	20.05	19.95
ET	4.76	6.63	6.82	6.48	6.62	7.32	6.39	7.04	7.10

Tableau .2 | Variations mensuelles du (pH) durant années (2021).

Variations mensuelles du (pH)									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	7.54	7.3	7.1	7.07	6.98	7.3	7.23	6.75	7.03
Fév	7.54	7.45	7.05	6.83	6.8	7.37	7.08	6.75	6.87
Mars	7.4	7.13	6.77	6.69	6.82	7.11	7.37	7.14	7.2
Avr	7.37	6.78	6.61	6.64	6.68	7.43	6.93	7.05	6.7
Mai	7.31	7.2	6.64	6.62	6.82	7.4	6.71	6.77	6.78
Juin	7.4	7.3	6.71	6.75	6.88	7.26	6.8	6.91	6.95
Juillet	7.36	7.45	6.64	6.88	6.85	7.77	7.43	7.2	7.25
Août	7.59	8	7.2	7.28	7.33	7.58	7.48	7.27	7.45
Sep	7.56	8.07	7.16	7.28	7.24	7.89	7.69	7.33	7.38
Oct	7.76	8.12	7.06	7.16	7.19	8.05	7.78	7.78	7.15
Nov	7.63	8.29	7.07	7.15	6.98	7.65	6.98	6.75	6.62
Déc	7.89	8.01	6.59	6.66	6.59	7.22	7.24	6.68	6.76
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	7.53	7.59	6.88	6.92	6.93	7.50	7.23	7.03	7.01
Min	7.31	6.78	6.59	6.62	6.59	7.11	6.71	6.68	6.62
Max	7.89	8.29	7.20	7.28	7.33	8.05	7.78	7.78	7.45
Median	7.54	7.45	6.91	6.86	6.87	7.42	7.24	6.98	6.99
ET	0.17	0.48	0.24	0.26	0.22	0.29	0.34	0.33	0.27

Annexes

Tableau .3 | Variations mensuelles de la (CE) durant années (2021)

Variations mensuelles du (CE) ms/cm									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	4.94	5.45	6.13	6.16	5.94	6.74	8.41	10	9.33
Fév	5.21	7.59	8.37	9.17	9.7	7.32	8.57	11.78	9.77
Mars	5.75	6.08	6.83	7.33	6.63	7.32	7.65	10.41	8.16
Avr	4.51	6.91	7.84	11.58	8.5	4.89	8.17	12.81	16.17
Mai	4.31	7.76	13.12	13.37	17.14	9.32	15.42	22.3	25.3
Juin	4.62	8.04	12.43	14.04	20.8	11.87	13.61	32.3	37.7
Juillet	4.4	9.38	11.45	14.81	11.89	18.03	14.59	31.8	29.4
Août	4.04	6.9	9.04	7.83	6.84	9.35	10.84	13.77	18.78
Sep	4.8	8.04	10.67	11.55	10.95	10.99	11.77	12.85	14.3
Oct	4.94	10.36	11.92	12.8	12.8	17.99	17.28	23.3	19.98
Nov	4.64	7.5	9.69	10.41	12.25	10.1	11.21	12.85	14.05
Déc	5.01	5.03	5.99	6.75	6.57	5.5	6.4	8.24	7.6
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	4.76	7.42	9.46	10.48	10.83	9.95	11.16	16.87	17.55
Min	4.04	5.03	5.99	6.16	5.94	4.89	6.40	8.24	7.60
Max	5.75	10.36	13.12	14.81	20.80	18.03	17.28	32.30	37.70
Median	4.72	7.55	9.37	10.98	10.33	9.34	11.03	12.85	15.24
ET	0.45	1.52	2.48	3.00	4.56	4.32	3.46	8.42	9.31

Tableau .4 | Variations mensuelles du (DO) durant années (2021).

Variations mensuelles du (DO) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	0.71	2.58	5.41	5.1	3.97	4.7	5.85	4.04	6.35
Fév	0.52	4.88	5.39	4.96	5.18	4.7	4.29	6.44	5.23
Mars	0.31	2.21	2.64	2.59	2.44	3.4	3.8	5.94	5.25
Avr	0.26	1.31	3.87	4.24	4.35	3	2.71	2.92	3.05
Mai	0.18	3.6	5.4	5.12	4.15	3.01	2.51	2.92	3.48
Juin	0.79	1.24	4.5	6.86	3.4	2.57	2.2	2.68	3.96
Juillet	0.46	0.52	3.51	2.86	2.37	2.72	3.73	2.93	2.51
Août	0.09	0.91	3.33	2.49	1.65	2.62	2.19	2.65	2.3
Sep	0.2	1.07	1.66	2.22	2.05	2.34	2.82	1.92	2.1
Oct	0.37	3.77	3.77	4.07	4.07	3.03	2.68	4.8	4.54
Nov	0.38	3.76	3.88	4.21	4.76	2.96	2.85	3.12	3.25
Déc	0.18	4.74	5.12	4.98	3.67	3.57	2.24	4.22	4.07
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	0.37	2.54	4.04	4.14	3.50	3.21	3.15	3.71	3.84
Min	0.09	0.52	1.66	2.22	1.65	2.34	2.19	1.92	2.1
Max	0.79	4.88	5.41	6.86	5.18	4.7	5.85	6.44	6.35
Median	0.34	2.39	3.87	4.22	3.82	3.00	2.76	3.02	3.72
ET	0.21	1.55	1.18	1.38	1.13	0.77	1.08	1.40	1.31

Annexes

Tableau .5 | Variations mensuelles du (TDS) durant années (2021).

Variations mensuelles du (TDS) mg/l x 10 ³									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	3.10	4.61	5.11	5.19	5.00	4.85	6.07	7.25	6.73
Fév	3.50	6.32	6.89	7.50	7.97	6.23	7.29	9.97	8.52
Mars	4.09	4.92	5.54	5.90	5.35	6.01	6.01	8.08	6.77
Avr	2.79	4.92	5.58	8.30	6.04	3.04	5.71	9.10	11.49
Mai	2.43	4.87	8.25	8.35	10.76	5.76	9.56	13.88	15.81
Juin	2.69	4.75	7.27	8.55	12.26	6.46	7.48	17.86	20.89
Juillet	2.34	5.61	6.80	8.85	7.15	12.85	8.88	19.59	18.11
Août	2.16	4.07	5.29	4.64	4.04	5.40	6.32	8.15	10.98
Sep	2.70	4.95	6.58	7.14	6.80	6.75	7.31	7.96	8.83
Oct	2.67	7.00	8.08	8.65	8.65	13.97	12.68	16.74	14.36
Nov	2.78	5.86	7.67	8.22	9.72	7.95	9.11	10.35	11.26
Déc	3.38	4.22	5.16	5.80	5.63	4.55	5.46	7.034	6.48
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	2.89	5.18	6.5	7.26	7.45	6.99	7.66	11.33	11.69
Min	2.16	4.07	5.11	4.64	4.04	3.04	5.46	7.034	6.48
Max	4.09	7.00	8.25	8.85	12.26	13.97	12.68	19.59	20.89
Median	2.74	4.92	6.69	7.86	6.97	6.12	7.30	9.5	11.12
ET	0.54	0.86	1.15	1.49	2.49	3.24	2.09	4.48	4.71

Tableau .6 | Variations mensuelles du (Salinité) durant années (2021).

Variations mensuelles du (Salinité) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	2.7	3.9	4.4	4.5	4.3	4.2	5.4	6.5	6
Fév	2.9	5.5	6.1	6.6	6.6	5.5	6.3	8.9	7.3
Mars	3.3	4.2	4.8	5.1	4.6	4.6	5.2	7.1	5.6
Avr	2.3	4.7	4.8	7.4	5.3	4.9	2.6	8.2	10.6
Mai	2.3	4.3	7.5	7.7	10.1	5.2	9	13.4	15.4
Juin	2.5	4.4	7.1	7.1	10.9	6.8	7.8	20.3	23.9
Juillet	2.3	5.2	6.5	8.2	6.8	9.1	8.5	19.9	18.1
Août	2.1	3.8	5	4.3	3.7	5.2	6.1	7.9	11.1
Sep	2.6	4.4	6	6.6	6.2	6.2	6.7	7.8	7.3
Oct	2.6	5.9	8.6	7.3	7.3	9	10.2	14.1	11.9
Nov	2.5	4.1	5.5	6.2	6.8	5.9	6.7	7.13	8.29
Déc	2.7	2.7	3.3	3.7	3.6	3	3.5	4.6	4.2
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	2.57	4.43	5.80	6.23	6.35	5.80	6.50	10.49	10.81
Min	2.10	2.70	3.30	3.70	3.60	3.00	2.60	4.60	4.20
Max	3.30	5.90	8.60	8.20	10.90	9.10	10.20	20.30	23.90
Median	2.55	4.35	5.75	6.60	6.40	5.35	6.50	8.05	9.45
ET	0.32	0.84	1.48	1.48	2.32	1.80	2.20	5.23	5.81

Annexes

Tableau .7 | Variations mensuelles du (MES) durant années (2021).

Variations mensuelles du (MES) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	170	14	12	4	0	11	0	0	0
Fév	268	18	20	25	18	11	17	16	18
Mars	198	35	18	29	25	19	13	18	18
Avr	145	38	30	38	17	25	22	18	15
Mai	92	12	13	11	21	5	6	5	6
Juin	203	61	33	50	36	37	32	26	33
Juillet	108	40	31	33	33	29	18	16	22
Août	95	30	30	24	28	9	19	18	28
Sep	195	25	21	18	20	17	18	16	18
Oct	125	18	14	18	15	12	14	12	12
Nov	117	27	22	25	20	17	12	13	10
Déc	161	39	35	35	34	25	22	20	18
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	156.4	29.75	23.25	25.83	22.25	18.08	16.08	14.83	16.50
Min	92.00	12.00	12.00	4.00	0.00	5.00	0.00	0.00	0.00
Max	268.0	61.000	35.00	50.00	36.00	37.00	32.00	26.00	33.00
Median	153	28.5	21.5	25	20.5	17	17.5	16	18
ET	53.07	13.92	8.23	12.43	9.94	9.37	8.15	6.83	9.00

Tableau .8 | Variations mensuelles du (DCO) durant années (2021).

Variations mensuelles du (DCO) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	114	52.6	46.5	51.7	51.1	48.1	38.2	39	26.4
Fév	295	62.8	44.1	48.1	49.7	32	37.2	46.3	39.2
Mars	184	71.6	54.1	55.4	57.6	40.9	44.1	43.2	54.2
Avr	298	74.3	43.4	51.3	45.4	45.3	29.2	30.9	13.9
Mai	373	81.8	80.9	78.9	84	79.5	79.7	53.2	30.2
Juin	199	118	86	125.3	114	87.4	66.3	50.1	76.7
Juillet	206	54.1	45.7	62.6	56.9	33.3	25	31	27
Août	194	57.1	63	59.3	78.4	48.9	48.7	43.5	32.5
Sep	274	110	105	118.5	106	65.5	58.1	55.3	62.3
Oct	200.1	86.5	87.2	83.2	69	42.4	37.5	36	28.4
Nov	198	47	36.6	39.8	33	23	17.5	19	13
Déc	258	66.8	62.4	61.1	48	40.8	30.7	23.8	28
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	232.7	73.55	62.9	69.6	66.09	48.92	42.68	39.27	35.98
Min	114.0	47.00	36.60	39.80	33.00	23.00	17.50	19.00	13.00
Max	373.0	118.0	105.0	125.30	114.00	87.40	79.70	55.30	76.70
Mediane	203.0	69.20	58.25	60.20	57.25	43.85	37.85	41.10	29.30
ET	68.9	22.35	21.92	27.30	24.98	19.25	17.97	11.48	19.18

Annexes

Tableau .9 | Variations mensuelles du (DBO₅) durant années (2021).

Variations mensuelles du (DBO ₅) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	110	5.0	3	2	6	2	2	1	2
Fév	115	9.0	2	3	5	2	1	2	2
Mars	96	13.0	10	12	11	3	4	4	4
Avr	150	16.0	6	16	9	4	5	5	5
Mai	220	20	15	12	11	9	7	7	9
Juin	150	23	20	20	20	15	6	9	9
Juillet	110	10	12	10	6	6	4	3	2
Août	80	10	10	18	10	8	10	9	6
Sep	130	15	20	12	20	5	6	8	9
Oct	150	56	38	29	26	18	16	17	14
Nov	88	27	15	12	9	15	10	8	5
Déc	95	28	23	19	15	13	8	10	7
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	124.5	19.33	14.50	13.75	12.33	8.33	6.58	6.91	6.16
Min	80.00	5.00	2.00	2.00	5.00	2.00	1.00	1.00	2.00
Max	220.0	56.00	38.00	29.00	26.00	18.00	16.00	17.00	14.00
Median	112.5	15.50	13.50	12.00	10.50	7.00	6.00	7.50	5.50
ET	38.85	13.64	9.96	7.39	6.58	5.63	4.07	4.35	3.63

Tableau .10 | Variations mensuelles du (NH₄⁺) durant années (2021).

Variations mensuelles du (NH ₄ ⁺) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	30	26.2	0.113	0.16	0.149	0	0	0	0
Fév	39.8	25.4	0	0	0	0	0	0	0
Mars	26.2	21.1	0.976	0.732	0.245	0.305	0.225	0.224	0.025
Avr	31.1	25.51	0.187	1.24	0.084	0.085	0.047	0.066	0.04
Mai	33.5	23.67	0.093	0.165	0.492	0	0	0	0
Juin	31	25.2	0.134	0.856	0.843	0	0	0	0
Juillet	20	16.36	0.241	0.404	0.546	0.3	0	0	0
Août	32.2	0	0	0	0	0	0	0	0
Sep	18.6	3.76	2.05	1.23	0.697	0	0	0	0
Oct	46.4	6.61	3.71	2.6	1.55	0	0	0.03	0
Nov	23.8	0	0	0	0	0	0	0	0
Déc	23.8	5.93	3.68	0	0	0	0	0	0
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	29.70	14.97	0.932	0.615	0.383	0.057	0.022	0.026	0.005
Min	18.60	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Max	46.40	26.20	3.710	2.600	1.550	0.305	0.225	0.224	0.040
Median	30.50	18.73	0.160	0.284	0.197	0.000	0.000	0.000	0.000
ET	8.002	10.834	1.419	0.7832	0.472	0.117	0.065	0.065	0.013

Annexes

Tableau .11 | Variations mensuelles du (NO₂⁻) durant années (2021).

Variations mensuelles du (NO ₂ ⁻) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.Indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	0.111	0.01	0.013	0.047	0.042	0	0.011	0.007	0.008
Fév	0.141	0.048	0.023	0.032	0.04	0.012	0.007	0.009	0.009
Mars	0.047	0.019	0.038	0.016	0.026	0.014	0.011	0.011	0.008
Avr	0.084	0.023	0.013	0.01	0.01	0.018	0.008	0.007	0.009
Mai	0.07	0.03	0.023	0.021	0.021	0.021	0.015	0.018	0.015
Juin	0.048	0	0	0.011	0.012	0	0	0	0
Juillet	0.025	0.015	0.015	0.017	0.019	0	0	0	0.006
Août	0.052	0.017	0.024	0.035	0.018	0.017	0.024	0.018	0.002
Sep	0.093	0.046	0.026	0.014	0.015	0.023	0.013	0.006	0.005
Oct	0.075	0.014	0.018	0.015	0.004	0.005	0.009	0.006	0.007
Nov	0.04	0.008	0.004	0.003	0.0015	0.002	0.0025	0.001	0.0009
Déc	0.04	0.019	0.017	0.017	0.018	0.007	0.005	0.006	0.005
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	0.068	0.0207	0.0178	0.0198	0.0188	0.0099	0.0087	0.0074	0.0062
Min	0.025	0.0000	0.0000	0.0030	0.0015	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Max	0.141	0.0480	0.0380	0.0470	0.0420	0.0230	0.0240	0.0180	0.0150
Median	0.061	0.0180	0.0175	0.0165	0.0180	0.0095	0.0085	0.0065	0.0065
ET	0.033	0.0143	0.0101	0.0122	0.0124	0.0086	0.0068	0.0060	0.0041

Tableau .12 | Variations mensuelles du (NO₃⁻) durant années (2021).

Variations mensuelles du (NO ₃ ⁻) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	0.161	0.172	0.258	0.253	0.33	0.161	0.256	0.235	0.219
Fév	0.628	1.759	1.472	1.417	1.421	0.662	0.235	0.988	0.422
Mars	0.65	0.855	0.945	1.056	1.055	0.248	0.283	0.384	0.398
Avr	0.29	0.813	0.57	0.476	1.574	0.292	0.243	0.352	0.243
Mai	0.936	1.045	1.074	1.82	1.8	0.672	0.895	1.33	1.641
Juin	0.368	0.608	0.997	1.1	2.95	0.474	0.587	1.05	1.44
Juillet	0.19	0.817	0.738	0.907	0.887	0.446	0.429	0.547	0.483
Août	0.205	0.289	0.571	0.645	0.307	0.273	0.474	0.589	0.285
Sep	0.39	0.7	0.549	0.524	0.54	0.002	0.006	0.432	0.354
Oct	0.454	1.11	1.01	0.957	0.793	0.516	0.68	0.46	0.56
Nov	0.63	0.4	0.37	0.46	0.3	0.22	0.17	0.1	0.08
Déc	0.378	0.42	0.599	0.594	0.51	0.269	0.244	0.206	0.189
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	0.440	0.749	0.762	0.850	1.038	0.352	0.375	0.556	0.526
Min	0.161	0.172	0.258	0.253	0.300	0.002	0.006	0.100	0.080
Max	0.936	1.759	1.472	1.820	2.950	0.672	0.895	1.330	1.641
Median	0.384	0.756	0.668	0.776	0.840	0.282	0.269	0.446	0.376
ET	0.231	0.432	0.344	0.451	0.789	0.202	0.247	0.376	0.493

Annexes

Tableau .13 | Variations mensuelles du (PO₄³⁻) durant années (2021).

Variations mensuelles du (PO₄³⁻) mg/l									
Mois	Eaux usées	VFCW Npl	VFCW <i>C.indica</i>	VFCW <i>T.latifolia</i>	VFCW Mixte	HFCW Npl	HFCW <i>C.indica</i>	HFCW <i>T.latifolia</i>	HFCW Mixte
Jan	1.19	0.783	0.58	0.525	0.604	0.15	0.084	0.061	0.078
Fév	1.67	0.93	0.222	0.154	0.203	0.089	0.087	0.041	0.081
Mars	2.75	1.41	0.893	0.815	0.52	0.417	0.48	0.258	0.267
Avr	2.37	0.607	0.239	0.341	0.21	0.225	0.107	0.268	0.196
Mai	2.7	0.924	0.353	0.385	0.44	0.6	0.218	0.242	0.203
Juin	2.75	2.41	1.08	1.43	1.45	0.635	0.331	0.396	0.427
Juillet	2.37	1.21	0.3	0.42	0.822	0.48	0.128	0.345	0.523
Août	2.67	1.89	1.35	1.28	1.25	0.689	0.763	0.619	0.84
Sep	2.77	1.27	0.97	1.16	0.77	0.614	0.759	0.68	0.58
Oct	3.77	2.19	1.47	1.92	1.75	0.809	0.65	0.586	0.796
Nov	2.15	1.13	0.9	0.849	0.75	0.85	0.41	0.36	0.27
Déc	1.99	0.625	0.554	0.439	0.375	0.228	0.155	0.142	0.105
Statistiques Descriptives									
N total	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Moy	2.429	1.281	0.742	0.809	0.762	0.482	0.347	0.333	0.363
Min	1.190	0.607	0.222	0.154	0.203	0.089	0.084	0.041	0.078
Max	3.770	2.410	1.470	1.920	1.750	0.850	0.763	0.680	0.840
Median	2.520	1.170	0.736	0.670	0.677	0.540	0.274	0.306	0.268
ET	0.649	0.595	0.431	0.536	0.490	0.259	0.261	0.210	0.268

