

Étude du comportement d'un marais filtrant planté de
végétaux à base de bagasse soumis à différentes charges
organique et hydraulique dans un climat tropical

par

Julia EYMARD

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
LA MAÎTRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

MONTRÉAL, LE 18 AOÛT 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Julia Eymard, 2026



Cette [licence Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de créditer l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Frédéric Monette, directeur de mémoire

Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

Mme Annie Poulin, présidente du jury

Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

Mme Josiane Nikiema, membre du jury

Département de génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 30 JUILLET 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de projet Frédéric Monette ainsi que Donald Louis Jean qui m'ont accompagnée tout au long de ce projet et qui grâce à leur disponibilité et leur bienveillance, ont su instaurer un climat propice aux échanges et au développement d'une démarche rigoureuse tout au long de ce mémoire.

Je souhaite également remercier mes parents qui m'ont permis d'effectuer ce double diplôme au Canada et sans qui je n'aurais pas pu réaliser cette maîtrise. Je remercie également mon petit frère, Alexandre, qui par ses visites m'a redonné confiance en moi et m'a remotivé quand j'avais des doutes.

Merci à mes amis que j'ai rencontrés ici, membres des Piranhas Badminton, membres de l'Exutoire qui m'ont changé les idées lorsque j'avais l'impression que tout s'effondrait. Ce mémoire, s'il existe, c'est grâce à vous.

Enfin, je souhaite exprimer ma profonde reconnaissance à l'ensemble du personnel et des étudiants de la STEPPE qui m'ont accompagné durant ma maîtrise. Merci à Yacine, Imane, Marielle, Samuel, Étienne, Asma et Nesrine qui ont rendu mes journées au laboratoire tellement plus agréables.

Étude du comportement d'un marais filtrant planté de végétaux à base de bagasse soumis à différentes charges organique et hydraulique dans un climat tropical

Julia EYMARD

RÉSUMÉ

Les rejets d'azote et de phosphore dans les eaux usées contribuent à l'eutrophisation des milieux aquatiques, ce qui nécessite le développement de solutions de traitement efficaces et durables. Dans cette perspective, les marais filtrants utilisant des substrats alternatifs issus de résidus agricoles représentent une approche intéressante, notamment en climat tropical où la disponibilité de biomasses locales offre un potentiel de valorisation. Cette étude évalue les performances d'un marais filtrant à écoulement vertical planté de *Canna indica* utilisant la bagasse de canne à sucre comme substrat, soumis à différentes charges hydrauliques et organiques dans un contexte de climat tropical contrôlé.

Le dispositif expérimental est composé de quatre unités pilotes, soit trois unités contenant de la bagasse (résidu fibreux de la canne à sucre) de différentes granulométries et une unité témoin (traditionnelle) constituée de gravier et de sable. Les performances ont été évaluées à partir du suivi des différentes formes de l'azote, du phosphore total et de l'alcalinité au cours de plusieurs phases d'exploitation avec variations de la charges hydrauliques et organiques.

Les résultats ont montré que les unités à base de bagasse permettaient un enlèvement efficace de l'azote ammoniacal, avec des rendements compris entre 65 et 88 %, et que les granulométries les plus fines favorisaient généralement les meilleures performances. Pour le phosphore, l'unité témoin a obtenu les rendements les plus élevés, variant de 41 à 64 %, alors que les unités contenant de la bagasse ont présenté des rendements de 20 à 51 %. Une charge hydraulique de 144 mm/d a permis d'obtenir les meilleures performances globales en azote. De manière générale, une diminution de la charge organique s'est accompagnée d'une amélioration des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal, alors que les performances relatives à l'azote global ont diminué. Pour le phosphore, les résultats mettent en évidence l'existence d'une charge organique optimale, soulignant que les performances du système dépendent d'un équilibre entre l'activité biologique et les mécanismes de rétention du phosphore. Ces résultats confirment le potentiel de la bagasse comme substrat alternatif pour le traitement de l'azote dans les marais filtrants, tout en soulignant les limites de ce matériau pour la rétention du phosphore.

Mots-clés : marais filtrant, bagasse de canne à sucre, *Canna indica*, azote, phosphore, charge hydraulique, charge organique, résilience, traitement des eaux usées

Study of the performance of a bagasse-based planted constructed wetland under different organic and hydraulic loading disturbances with tropical climate conditions

Julia EYMARD

ABSTRACT

Nitrogen and phosphorus discharges from wastewater contribute to the eutrophication of aquatic ecosystems, highlighting the need for effective and sustainable treatment solutions. In this context, constructed wetlands using alternative substrates derived from agricultural residues represent an interesting approach, particularly in tropical climates where the availability of local biomass offers opportunities for resource recovery. This study evaluates the performance of a vertical-flow constructed wetland planted with *Canna indica* and using sugarcane bagasse as a substrate under varying hydraulic and organic loading conditions under tropical climate conditions.

The experimental setup consisted of four pilot units: three units containing bagasse with different particle sizes and one control unit composed of gravel and sand. Performance was assessed through the monitoring of nitrogen species, total phosphorus, and alkalinity over several operational phases.

The results showed that the bagasse-based units achieved effective ammonium nitrogen removal, with efficiencies ranging from 65,4% to 87,5%, while finer bagasse particle sizes generally yielded better performance. For phosphorus removal, the control unit achieved the highest efficiencies, ranging from 40,5% to 64,0%, whereas the bagasse-based units exhibited removal efficiencies between 20,2% and 51,3%. A hydraulic loading rate of 144 mm/day provided the best overall nitrogen removal performance. Overall, decreasing the organic loading rate improved ammonium nitrogen removal but reduced total nitrogen removal performance. For phosphorus, the results highlighted the existence of an optimal organic loading rate, indicating that system performance depends on a balance between biological activity and phosphorus retention mechanisms. Despite the applied hydraulic and organic loading disturbances, the systems demonstrated good operational resilience.

These findings confirm the potential of bagasse as an alternative substrate for nitrogen removal in constructed wetlands while highlighting the limitations of this material for phosphorus retention.

Keywords: constructed wetland, sugarcane bagasse, *Canna indica*, nitrogen, phosphorus, hydraulic loading, organic loading, resilience, wastewater treatment

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
1.1 Azote et phosphore	5
1.1.1 Cycle de l'azote.....	5
1.1.2 Cycle du phosphore.....	9
1.1.3 Problématique globale liée aux rejets d'eaux usées	10
1.2 Technologies d'enlèvement de l'azote.....	14
1.2.1 Procédés biologiques.....	14
1.2.2 Limites du traitement biologique	16
1.2.3 Traitement physico-chimique.....	18
1.2.4 Traitement électrochimique et électro-conversion de l'azote ammoniacal.....	25
1.3 Technologies d'enlèvement du phosphore.....	28
1.3.1 Enlèvement biologique du phosphore	28
1.3.2 Précipitation chimique du phosphore.....	31
1.3.3 Combinaison des procédés biologiques et chimiques de déphosphatation	33
1.3.4 Adsorption et filtration adsorbante du phosphore	34
1.3.5 Cristallisation du phosphore.....	37
1.3.6 Électrocoagulation appliquée à l'élimination du phosphore	40
1.4 Phytoremédiation	41
1.4.1 Typologie des mécanismes.....	42
1.4.2 Assimilation de l'azote par les macrophytes aquatiques.....	42
1.4.3 Stockage et cycle interne de l'azote et du phosphore chez les plantes vivaces	43
1.4.4 Rhizosphère et interactions microbiennes.....	46
1.4.5 Rôle de l'oxygène et des processus physiques racinaires	50
1.4.6 Types de marais filtrants	53
1.4.7 Marais filtrants en milieu tropical	58
1.4.8 Macrophytes dans les marais filtrants	59

1.4.9	Substrat.....	62
1.4.10	Impact des variations de charges hydraulique et organique.....	66
1.4.11	Avantages et limites des marais filtrants.....	68
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES		73
2.1	Description des unités expérimentales.....	73
2.2	Contrôle climatique de la chambre	76
2.3	Alimentation des unités.....	76
2.4	Échantillonnage et analyses	78
2.5	Calcul du rendement	79
2.6	Calcul de l'alcalinité théorique	80
CHAPITRE 3 RÉSULTATS		81
3.1	Caractérisation de l'eau brute	81
3.2	Comparaison des performances des quatre unités pour l'azote	84
3.3	Comportement des systèmes sous l'effet de la charge hydraulique (conditions d'exploitation 1 et 4).....	92
3.4	Comportement des systèmes sous l'effet de la charge organique.....	94
3.4.1	Charge hydraulique de 144 mm/d (conditions d'exploitation 1 et 2)	94
3.4.2	Charge hydraulique de 288 mm/d (conditions d'exploitation 3, 4 et 5)	96
3.5	Vérification du processus de la nitrification	98
3.6	Impact des systèmes et des variations de charges hydrauliques et organiques sur l'enlèvement du phosphore.....	101
CHAPITRE 4 DISCUSSION		103
4.1	Comparaison des performances des quatre unités pour l'azote	103
4.2	Comportement des systèmes en fonction de la charge hydraulique à charge organique constante (conditions d'exploitation 1 et 4).....	106
4.3	Comportement des systèmes en fonction de la charge organique	106
4.3.1	Charge hydraulique constante à 144 mm/d (conditions d'exploitation 1 et 2).....	107
4.3.2	Charge hydraulique constante à 288 mm/d (conditions d'exploitation 3, 4 et 5).....	107
4.4	Vérification de la nitrification.....	108
4.5	Impact des systèmes et des charges hydrauliques et organiques sur l'enlèvement du phosphore.....	109

4.6	Perspectives.....	110
	CONCLUSION.....	115
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	121

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1 Composition de l'eau usée synthétique.....	77
Tableau 2.2 Caractéristiques des différentes conditions d'exploitation	78
Tableau 2.3 Présentation des analyses	79
Tableau 3.1 Caractéristiques moyennes de l'eau brute pour chacune des conditions d'exploitation	81
Tableau 3.2 Proportion des différentes formes d'azote dans les unités témoin, P1, P2 et P2 sous différentes conditions d'exploitations.....	87
Tableau 3.3 Concentrations en azote global et rendements des unités témoin [2,0 ; 5,0[mm, P1 [0,09 ; 2,0[mm, P2[2,0 ; 5,0[mm et P3 [1,2 ; 5,0[mm, en fonction de la période.....	91
Tableau 3.4 Écart entre l'alcalinité mesurée et l'alcalinité calculée et pourcentage de cet écart par rapport à la valeur théorique pour le P1, le P2 et le P3 lors des différentes conditions d'exploitation	100

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Schéma explicatif du cycle de l'azote	6
Figure 1.2 Équilibre des formes de l'azote ammoniacal en fonction du pH à 25°C	8
Figure 1.3 Concentration et équilibre des formes orthophosphates en fonction du pH à 25°C pour 1mM de phosphore total.....	9
Figure 1.4 Courbe de chloration	23
Figure 1.5 Cycle de l'azote et du phosphore dans les plantes	45
Figure 1.6 Schéma des interactions entre les plantes et les microorganismes de la rhizosphère	49
Figure 1.7 Schéma d'un marais filtrant à surface libre	54
Figure 1.8 Schéma d'une zone humide flottante	55
Figure 1.9 Schéma d'un filtre à écoulement horizontal souterrain.....	56
Figure 1.10 Schéma d'un filtre à écoulement vertical souterrain.....	57
Figure 2.1 Schéma de la configuration de l'unité témoin (a) et des unités test (b)	74
Figure 2.2 Photographie du système avec plantes en phase de développement et de croissance	75
Figure 3.1 Concentrations d'azote en fonction du temps en sortie de l'unité témoin (a) et les unités P1 (b), P2 (c) et P3 (d)	85
Figure 3.2 Différence des concentrations en azote global des unités P1 [0,09 ; 2,0[mm, P2[2,0 ; 5,0[mm et P3 [1,2 ; 5,0[mm par rapport au témoin [2,0 ; 5,0[mm.....	90
Figure 3.3 Concentrations des différentes formes azotées de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 1 (a) et 4 (b).....	93
Figure 3.4 Concentrations des différents formes azotées de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 1 (a) et 2 (b).....	95

Figure 3.5	Concentrations des différentes formes d'azote de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 3 (a), 4 (b) et 5 (c)	96
Figure 3.6	Comparaison des valeurs d'alcalinité observées (par mesures) et celles d'alcalinité calculée (consommée théoriquement par processus de nitrification) pour chacune des unités composées de bagasse et les différentes conditions d'exploitation	99
Figure 3.7	Concentrations en phosphore total dans l'eau brute et dans les eaux effluentes des unités de traitement pour les différentes conditions d'exploitation	101

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ADN	Acide désoxyribonucléique
ARN	Acide ribonucléique
ATP	Adénosine triphosphate
CO ₂	Dioxyde de carbone
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EBPR	<i>Enhanced Biological Phosphorus Removal</i>
EDTA	Acide éthylènediaminetétraacétique
EPA	Environmental Protection Agency
FTW	<i>Floating Treatment Wetland</i> (zone humide flottante de traitement)
GAO	<i>Glycogen Accumulating Organisms</i> (organismes accumulateurs de glycogène)
HDPE	<i>High-Density Polyethylene</i> (polyéthylène haute densité)
IWA	International Water Association
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MES	Matières en suspension
N ₂	Diazote
NGL	Azote global
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
NO ₂ ⁻	Nitrite
NO ₃ ⁻	Nitrate
NTK	Azote total Kjeldahl
OER	Objectifs environnementaux de rejet
PAO	<i>Polyphosphate Accumulating Organisms</i> (organismes accumulateurs de polyphosphates)
PGPR	<i>Plant Growth-Promoting Rhizobacteria</i> (rhizobactéries favorisant la croissance des plantes)
pH	Potentiel hydrogène
PVC	Polychlorure de vinyle
TRH	Temps de rétention hydraulique

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Mesures de longueur, surface, volume

A : surface (m^2)

ϕ : diamètre (mm)

H : hauteur (m)

L : longueur (m)

Mesures de masses

mg CaCO_3/L : alcalinité

mg N/L : concentration en azote

mg P/L : concentration en phosphore

Autres mesures

mm/d : charge hydraulique

ρ : rendement d'élimination (%)

$^{\circ}\text{C}$: température

V : volume (L)

INTRODUCTION

L'augmentation de la population mondiale, l'urbanisation croissante et l'intensification des activités humaines exercent une pression importante sur les ressources en eau. Chaque jour, de grandes quantités d'eaux usées domestiques, industrielles et agricoles sont générées et doivent être traitées avant leur rejet dans l'environnement. Malgré les progrès réalisés dans le domaine de l'assainissement, une proportion importante des eaux usées produites à l'échelle mondiale est encore rejetée dans les milieux récepteurs sans traitement adéquat, entraînant des conséquences environnementales, sanitaires et économiques importantes (United Nations, 2021). Parmi les contaminants présents dans les eaux usées, l'azote et le phosphore occupent une place particulière en raison de leur rôle dans les phénomènes d'eutrophisation. Lorsqu'ils sont rejetés en excès dans les milieux aquatiques, ces nutriments favorisent la prolifération excessive d'algues et de végétaux aquatiques, ce qui peut entraîner une diminution de l'oxygène dissous, une dégradation de la qualité de l'eau et une perte de biodiversité (Correll, 1998). Certaines formes azotées, notamment l'azote ammoniacal non ionisé, présentent également une toxicité directe pour les organismes aquatiques. Dans ce contexte, les réglementations environnementales imposent des exigences de plus en plus strictes concernant les concentrations de nutriments dans les effluents rejetés.

Divers procédés ont été développés afin de réduire les concentrations d'azote et de phosphore dans les eaux usées. Les traitements biologiques conventionnels, tels que les boues activées, demeurent les technologies les plus répandues. Toutefois, ces procédés nécessitent des infrastructures complexes, une consommation énergétique importante ainsi qu'un contrôle opérationnel rigoureux (Drewnowski, Remiszewska-Skwarek, Duda, & Łagód, 2019; Medinilla et al., 2020). Leur efficacité peut également être affectée par les variations de température, de charge hydraulique ou de charge organique (Ye et al., 2025). Les traitements physicochimiques constituent une autre option, mais ils impliquent souvent l'utilisation de réactifs chimiques et des coûts d'exploitation élevés (Arslan, Imran, Khan, & Afzal, 2017).

Face à ces limites, les systèmes de traitement fondés sur les processus naturels suscitent un intérêt croissant. Parmi ceux-ci, les marais filtrants plantés de végétaux constituent une technologie durable reposant sur l'interaction entre le substrat, les microorganismes et les végétaux pour assurer l'épuration des eaux usées. Ces systèmes permettent de mobiliser simultanément des mécanismes physiques, chimiques et biologiques favorisant l'élimination des matières en suspension, de l'azote et du phosphore, tout en présentant des besoins énergétiques et opérationnels relativement faibles comparativement aux procédés conventionnels (Stefanakis, 2020b). Les performances des marais filtrants dépendent toutefois de nombreux facteurs, notamment les caractéristiques du substrat utilisé, les espèces végétales implantées ainsi que les conditions d'exploitation (Abdelhakeem, Aboulroos, & Kamel, 2016). En milieu tropical, les conditions climatiques constituent également un facteur important influençant le fonctionnement des systèmes. Les températures plus optimales favorisent l'activité des communautés microbiennes et les processus biologiques impliqués dans la dégradation de la matière organique et les transformations de l'azote (Système National de Gestion des Risques et des Désastres en Haïti, 2025; Huiyong Wang, Xu, & Chai, 2023). De plus, l'absence de période hivernale permet généralement le maintien d'une activité biologique relativement stable tout au long de l'année (Jokerst, Sharvelle, Hollowed, & Roesner, 2011). Par ailleurs, les conditions climatiques tropicales favorisent le développement des végétaux utilisés dans les marais filtrants et contribuent au maintien de leur fonctionnement (Sangabriel-Lomeli et al., 2025). Les régions tropicales se caractérisent également par une forte production agricole générant d'importantes quantités de résidus lignocellulosiques susceptibles d'être valorisés comme matériaux filtrants (Islam, Saeed, & Majed, 2022). En fournissant une source interne de carbone, la bagasse pourrait contribuer à maintenir l'activité des microorganismes responsables de la réduction des nitrates et ainsi améliorer les performances d'élimination de l'azote. Cette caractéristique est particulièrement pertinente dans les filtres plantés, où le carbone constitue souvent un facteur limitant pour les processus biologiques de dénitrification (Y. Zhang et al., 2022). Dans cette perspective, l'utilisation de matériaux alternatifs issus de résidus agricoles, tels que la bagasse de canne à sucre, suscite un intérêt particulier en raison de leur faible coût, de leur disponibilité et de leur potentiel de valorisation dans une approche d'économie circulaire. De même, certaines espèces végétales comme

Canna indica sont reconnues pour leur capacité d'adaptation aux conditions des milieux filtrants et leur participation aux mécanismes d'élimination des polluants (Karungamye, 2022). Par ailleurs, les variations de charges hydrauliques et organiques peuvent influencer les processus de traitement et ainsi modifier l'efficacité globale du système. Malgré les nombreuses études portant sur les marais filtrants, peu de travaux se sont intéressés de manière combinée à l'effet de substrats alternatifs et à la réponse du système face à des perturbations de charge hydraulique et organique, en particulier en ce qui concerne l'élimination de l'azote et du phosphore. Cette lacune limite la compréhension du comportement dynamique de ces systèmes et leur optimisation dans des conditions réelles de fonctionnement.

Dans ce contexte, les présents travaux visent à étudier le comportement d'un marais filtrant utilisant la bagasse comme substrat, planté de *Canna indica*, soumis à différentes charges organique et hydraulique dans un climat tropical. Plus spécifiquement, l'étude vise à :

- évaluer les performances et la résilience du système au cours du cycle de vie des plantes
- comparer les performances épuratoires en azote et phosphore de la bagasse à celles d'un substrat conventionnel constitué de gravier et de sable;
- ainsi qu'à déterminer l'influence de la granulométrie de la bagasse sur les rendements d'élimination des contaminants et nutriments azotés et phosphorés.

Les présents travaux s'inscrivent dans un projet de doctorat plus élargi mené par Donald Louis-Jean sur l'étude d'un marais filtrant constitué de bagasse planté de *Canna indica* dans un climat tropical. L'étude repose sur un dispositif expérimental comprenant trois unités pilotes présentant différentes granulométries de bagasse, ainsi qu'une unité témoin conventionnelle constituée de gravier et de sable. Les unités sont plantées avec des graines de *Canna Indica* et sont placées dans une chambre environnementale contrôlée pour simuler des conditions tropicales. Les essais ont été effectués entre la 46^e et la 95^e semaine de fonctionnement des unités. L'analyse se concentre sur les performances d'élimination de l'azote et du phosphore, afin d'évaluer l'influence du substrat et la résilience du système face à des variations de la charge organique ainsi que de la charge hydraulique dans un climat tropical.

Pour atteindre ces objectifs, des analyses d'azote Kjeldahl, de nitrites, de nitrates, d'azote ammoniacal, d'alcalinité et de phosphore total ont été effectués chaque semaine, et en fonction des conditions d'essais, sur des échantillons d'eau prélevés à l'effluent des quatre unités de traitement. Les concentrations obtenues ont ensuite été comparées avec celles de l'eau usée synthétique d'alimentation.

Le présent mémoire se divise en quatre chapitres. Le premier chapitre présente la revue de littérature portant sur les enjeux liés à l'azote et au phosphore dans les eaux usées, les principales technologies de traitement disponibles ainsi que les fondements des marais filtrants auxquels s'ajoute la présentation de travaux existants portant sur des marais filtrants plantés de *Canna Indica*, des marais filtrants utilisant la bagasse de canne à sucre comme substrat et également des marais filtrants étudiés sous climat tropical. Le deuxième chapitre décrit le matériel et les méthodes utilisés dans le cadre de l'étude. Le troisième chapitre présente les résultats expérimentaux obtenus pour les différents paramètres étudiés. Le quatrième chapitre propose une discussion de ces résultats en les mettant en perspective avec les connaissances rapportées dans la littérature. Enfin, une conclusion générale résume les principaux constats de l'étude et présente des recommandations pour les travaux futurs.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre présente les principaux concepts nécessaires à la compréhension du traitement de l'azote et du phosphore dans les eaux usées. Elle aborde d'abord les cycles biogéochimiques de ces nutriments ainsi que les enjeux environnementaux liés à leur rejet, avant de présenter les principales technologies utilisées pour leur élimination, en mettant en évidence leurs principes de fonctionnement, leurs performances et leurs limites. Enfin, les fondements des marais filtrants sont présentés, ainsi qu'une synthèse des travaux existants consacrés aux marais filtrants plantés de *Canna indica*, aux systèmes utilisant la bagasse de canne à sucre comme substrat et aux marais filtrants étudiés sous climat tropical.

1.1 Azote et phosphore

Afin de mieux comprendre les enjeux liés à l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux usées, cette section décrit leurs cycles biogéochimiques respectifs ainsi que les conséquences environnementales et réglementaires associées à leur présence excessive dans les milieux récepteurs.

1.1.1 Cycle de l'azote

L'azote est présent dans l'atmosphère, les milieux aquatiques ainsi que dans les sols, et il circule en permanence entre ces différents compartiments. Indispensable au développement des organismes vivants, il subit des transformations chimiques et biologiques sur la base de divers processus naturels. Comme l'illustre le cycle de l'azote présenté à la Figure 1.1, cet élément se présente principalement sous six formes : l'azote libre (N_2), l'ammoniac (NH_3), l'ammonium (NH_4^+), l'azote organique, les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-). D'un point de vue analytique, ces différentes formes d'azote sont regroupées au sein de paramètres globaux utilisés pour le suivi de la qualité des eaux usées. L'azote Kjeldahl (NTK) correspond à la

somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal, tandis que l'azote global (NGL) inclut également les nitrites et les nitrates, représentant ainsi l'ensemble des formes d'azote présentes dans les eaux usées (Zhou, Zhu, Zhu, Li, & Chen, 2023).

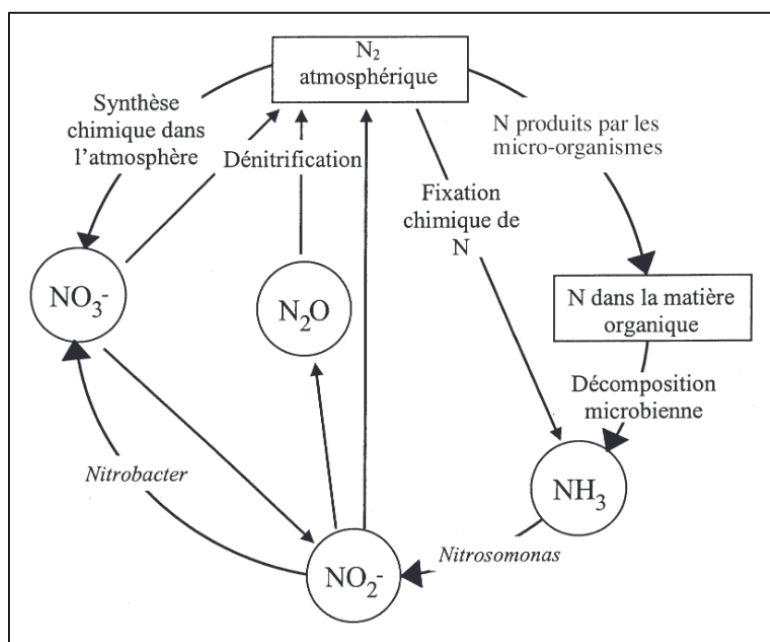


Figure 1.1 Schéma explicatif du cycle de l'azote
tiré de Environnement Canada, 2001

L'azote est naturellement présent dans l'atmosphère sous forme de diazote (N₂), une forme chimiquement stable et non directement assimilable par la majorité des organismes vivants. Il peut toutefois être converti en azote organique, en ammoniac ou en nitrates par différents processus d'origine biologique, physique ou industrielle. L'azote organique, que l'on retrouve principalement dans la matière fécale et l'urée ainsi que dans les organismes vivants et morts, est dégradé par ammonification, conduisant à la formation d'ammoniac non ionisé (NH₃) et d'ions ammonium (NH₄⁺) (Schmidt et al., 2003). Cette transformation dépend fortement de la nature des composés azotés présents. En effet, l'urée constitue une forme d'azote rapidement hydrolysable (Yahya et al., 2021), tandis que les composés organiques issus des protéines et des peptides nécessitent des étapes préalables d'hydrolyse enzymatique avant leur minéralisation, ce qui ralentit leur transformation en azote ammoniacal (Duong et al., 2019).

Par la suite, ces composés sont transformés en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) au cours du processus de nitrification. Cette oxydation biologique est assurée par des microorganismes aérobies et s'accompagne d'une production d'énergie ainsi que de l'utilisation de carbone inorganique (CO_2) nécessaire à leur métabolisme. Les transformations sont illustrées par les réactions (1.1) et (1.2). Les bactéries des genres *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* permettent respectivement l'oxydation de l'ammoniac en nitrites et l'oxydation de nitrites en nitrates (Gerardi, 2003).



La nitrification s'accompagne également d'une consommation de l'alcalinité du milieu. En effet, l'oxydation de l'ammonium produit des ions hydrogène (H^+), comme le montre l'équation (1.1). Ces protons sont neutralisés par les ions bicarbonate (HCO_3^-) et carbonate (CO_3^{2-}), qui constituent la principale source d'alcalinité dans les eaux usées. Cette neutralisation contribue à maintenir le pH du système, mais entraîne une diminution progressive de l'alcalinité disponible. D'un point de vue stœchiométrique, la nitrification complète de 1 mg d'azote ammoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) consomme environ 7,14 mg d'alcalinité exprimée en CaCO_3 (Gyawali, Janka, & Dinamarca, 2025).

Une fois les nitrates formés, un autre processus biologique intervient pour les convertir de nouveau en azote gazeux (N_2). Ce mécanisme, appelé dénitrification, se déroule en conditions anoxiques, caractérisées par une faible disponibilité en oxygène, et nécessite la présence d'une source de carbone organique pour soutenir l'activité des microorganismes hétérotrophes. La dénitrification se déroule suivant la réaction (1.3) (Morales, Cooper, Amador, & Boving, 2016).



Dans l'eau, l'azote ammoniacal est principalement présent sous deux formes en équilibre chimique : l'ammoniac (NH_3), correspondant à la forme non ionisée, et l'ion ammonium (NH_4^+). La répartition entre ces deux formes dépend notamment de la température et du pH du milieu. Une augmentation de ces deux paramètres favorise la formation d'ammoniac non ionisé (NH_3), considéré comme la forme la plus toxique comme présenté dans la Figure 1.2. Par conséquent, dans les conditions usuelles des milieux (à pH neutre), l'azote ammoniacal se retrouve majoritairement sous forme d'ion ammonium NH_4^+ (Purwono, Hadiyanto, & Budihardjo, 2023).

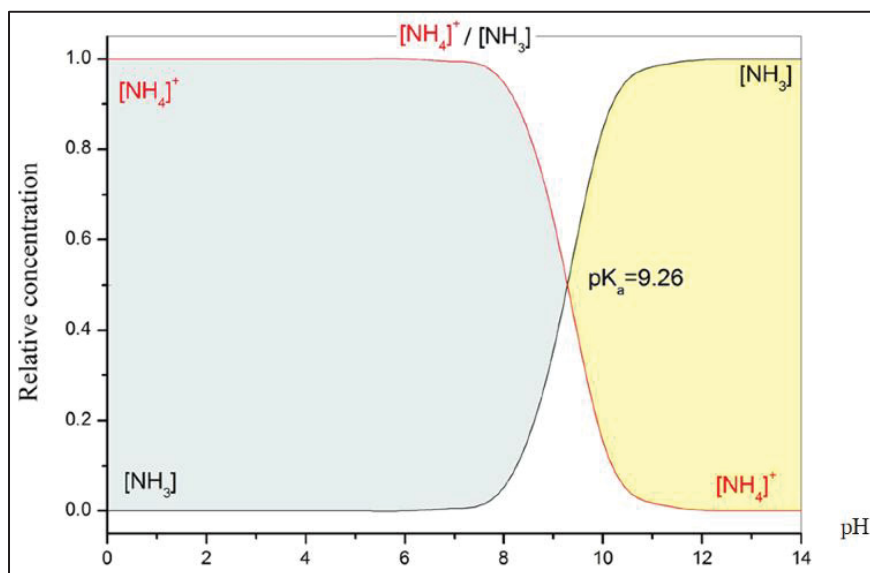


Figure 1.2 Équilibre des formes de l'azote ammoniacal en fonction du pH à 25°C
adapté de Salbitani & Carfagna, 2021

Une augmentation du pH au-delà du pK_a (valeur de pH à laquelle un acide est présent à parts égales sous sa forme protonée et sa forme déprotonée) du couple $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, situé autour de 9,25 à 25 °C, favorise la conversion de l'ion ammonium NH_4^+ en ammoniac libre NH_3 , forme volatile et peu soluble dans l'eau (Salbitani & Carfagna, 2021).

1.1.2 Cycle du phosphore

Le phosphore est un élément essentiel au fonctionnement des systèmes biologiques, notamment en tant que constituant des acides nucléiques, des phospholipides et de l'ATP (Boden, Zhong, Anderson, & Stüeken, 2024). Contrairement à l'azote, il ne possède pas de phase gazeuse stable dans les conditions naturelles, ce qui implique l'absence de véritable cycle atmosphérique. Son cycle est donc principalement biogéochimique et sédimentaire, reposant sur des transferts entre les roches, les sols, les eaux et la biosphère (Correll, 1998).

Dans les environnements naturels, le phosphore se retrouve sous différentes formes chimiques et physiques. La forme la plus biodisponible est le phosphore inorganique dissous, principalement sous forme d'orthophosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- et HPO_4^{2-}), dont la distribution dépend du pH du milieu comme présenté dans la Figure 1.3. Ces espèces sont en équilibre acido-basique dans les systèmes aqueux (Matula & Wojtkowska, 2025).

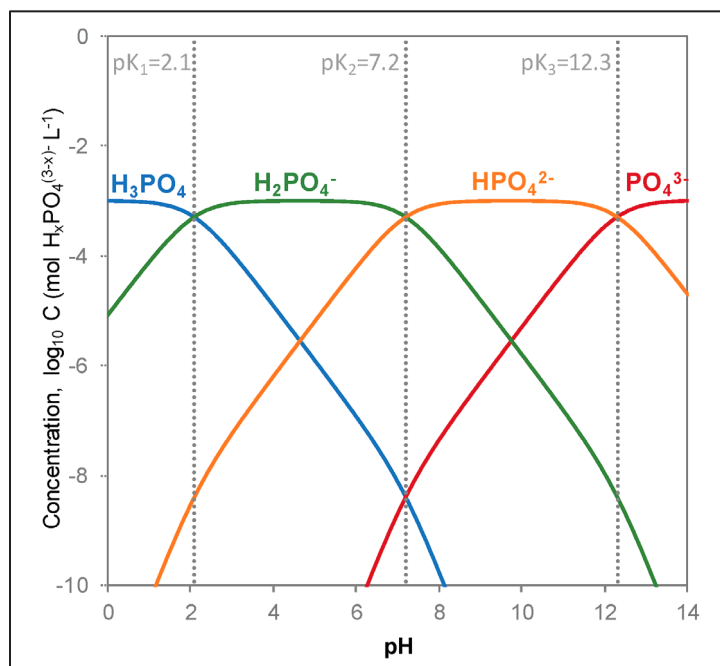


Figure 1.3 Concentration et équilibre des formes orthophosphates en fonction du pH à 25°C pour 1mM de phosphore total
tirée de Magrí, Carreras-Sempere, Biel, & Colprim, 2020

En parallèle, le phosphore peut être incorporé dans la biomasse sous forme de phosphore organique, intégré aux molécules biologiques, telles que l'ADN, l'ARN et les phospholipides (Boden et al., 2024). Après la mort des organismes, ce phosphore organique est progressivement minéralisé par des processus microbiologiques, permettant sa reconversion en orthophosphates disponibles (Correll, 1998). Une autre fraction importante correspond au phosphore lié aux minéraux, présent dans les roches sous forme de phosphates de calcium, d'aluminium ou de fer (von Wandruszka, 2006). L'altération chimique et physique des roches libère lentement ces composés vers les sols et les eaux, constituant la principale source naturelle de phosphore biodisponible à long terme (Hartmann, Moosdorf, Lauerwald, Hinderer, & West, 2014). Ainsi, le phosphore circule entre trois grands réservoirs : minéral, organique et dissous (Hao, Knoll, Huang, Hazen, & Daniel, 2020).

1.1.3 Problématique globale liée aux rejets d'eaux usées

L'eau constitue aujourd'hui une ressource de plus en plus sollicitée à l'échelle mondiale. En effet, la demande en eau a été multipliée par six au cours du XX^e siècle et continue de croître de manière soutenue (Cosgrove, Rijsberman, & Water, 2000). Parallèlement, de nombreux pays disposent encore d'infrastructures de traitement des eaux usées insuffisantes, voire inexistantes, entraînant un rejet de près de 80 % des eaux usées produites dans le monde dans l'environnement sans traitement préalable (UNESCO, 2017). Ces rejets d'eaux usées non traitées engendrent plusieurs conséquences majeures sur les plans écologique, sanitaire et économique. Sur le plan environnemental, ils contribuent notamment à l'accélération de l'eutrophisation des milieux aquatiques, à la diminution de la biodiversité ainsi qu'à la contamination des nappes phréatiques. D'un point de vue sanitaire, ils favorisent la propagation de maladies hydriques et augmentent les risques de contamination des sources d'eau potable. Enfin, sur le plan économique, ces rejets entraînent une hausse des coûts liés au traitement de l'eau et peuvent également nuire à l'attractivité touristique des régions touchées (Arslan et al., 2017).

Problématique du rejet de l'azote

L'évaluation de la fraction non ionisée de l'azote ammoniacal revêt une importance particulière en raison de sa forte toxicité pour les organismes aquatiques. Les effets toxiques de ce composé peuvent se manifester sous deux formes : une toxicité chronique et une toxicité aiguë. Une exposition prolongée à des concentrations dépassant les seuils chroniques peut altérer les échanges gazeux chez les poissons en réduisant l'efficacité de leur système respiratoire. Lorsque les concentrations atteignent des niveaux aigus, des effets plus sévères peuvent apparaître, notamment des perturbations du système nerveux ainsi qu'un épaissement des tissus branchiaux (Environnement Canada, 2003). La présence d'azote ammoniacal dans les milieux aquatiques peut également entraîner une diminution de la concentration en oxygène dissous. En effet, les bactéries nitrifiantes consomment l'oxygène disponible afin d'oxyder l'ammonium en nitrites puis en nitrates lors du processus de nitrification. Cette demande accrue en oxygène peut favoriser l'apparition de conditions hypoxiques nuisibles aux écosystèmes aquatiques (Yu & Chandran, 2010). Ces conditions peuvent notamment altérer la qualité des habitats, perturber le fonctionnement physiologique des organismes aquatiques et, dans les cas les plus sévères, entraîner une mortalité importante des populations de poissons (Arend et al., 2011).

Les nitrites représentent également un enjeu environnemental important dans les milieux aquatiques. Après leur absorption par les branchies, ils peuvent oxyder l'hémoglobine en méthémoglobine, une forme incapable d'assurer efficacement le transport de l'oxygène dans le sang. Cette altération réduit l'oxygénation des tissus et peut provoquer des troubles respiratoires ainsi qu'une augmentation de la mortalité chez les organismes exposés à des concentrations élevées de nitrites (Jensen, 2003). De plus, une accumulation de nitrites peut également traduire un déséquilibre des processus biologiques liés au cycle de l'azote ainsi qu'une perturbation des communautés microbiennes présentes dans le milieu (Philips, Laanbroek, & Verstraete, 2002). À l'inverse, les nitrates constituent une source importante d'azote assimilable par les végétaux et jouent un rôle essentiel dans leur croissance et leur développement (Crawford & Glass, 1998).

Problématique du rejet du phosphore

Le phosphore est un élément important à contrôler, car il possède un impact non négligeable sur l'environnement. En effet, même s'il constitue un élément nutritif important pour le développement des algues et des plantes aquatiques, lorsqu'il est en abondance, il contribue à accélérer le phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques (MELCCFP, 2004). La concentration en phosphore organique dans les milieux aquatiques doit également faire l'objet d'une surveillance particulière. En effet, les microorganismes présents dans le milieu peuvent dégrader le phosphore organique en orthophosphates solubles, des formes directement assimilables par les organismes vivants. Ces processus biologiques s'accompagnent d'une consommation d'oxygène pouvant contribuer à la diminution de l'oxygène dissous dans l'eau. Par ailleurs, le phosphore constitue un nutriment limitant dans de nombreux écosystèmes aquatiques, notamment en raison de l'absence de phase gazeuse dans son cycle biogéochimique. Après son assimilation par les végétaux, il est transféré aux organismes consommateurs, puis rejeté dans l'environnement, principalement sous forme de matières organiques. Une partie importante du phosphore se retrouve finalement stockée dans les sédiments, qui agissent comme des réservoirs de phosphore (Feng et al., 2023).

La présence de phosphore est toutefois importante dans un milieu naturel. En effet, le phosphore constitue un élément essentiel au fonctionnement des organismes vivants puisqu'il entre dans la composition de plusieurs biomolécules fondamentales, notamment les acides nucléiques, tels que l'ADN et l'ARN. Il joue ainsi un rôle central dans le stockage et la transmission de l'information génétique (Knodle, Agarwal, & Brown, 2012).

Réglementations

Au Québec, les rejets d'azote dans les eaux usées sont encadrés par des objectifs environnementaux de rejet (OER) établis par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Contrairement à des normes fixes applicables uniformément sur l'ensemble du territoire, les OER sont déterminés individuellement pour chaque site de rejet en fonction des caractéristiques du milieu récepteur,

tel que le débit du cours d'eau, sa capacité de dilution ainsi que sa sensibilité écologique. Ils reposent sur des critères de toxicité et de protection des usages de l'eau, notamment pour la faune aquatique. Cette approche permet ainsi d'adapter les exigences de rejet à la vulnérabilité spécifique de chaque écosystème aquatique (MELCCFP, 2026a). En effet, l'azote ammoniacal, qui constitue l'une des principales formes d'azote présentes dans les eaux usées municipales, représente un enjeu environnemental important en raison de la toxicité potentielle de sa forme non ionisée (avec laquelle il est en équilibre dans l'eau) pour les organismes aquatiques (Purwono et al., 2023).

Certaines stations utilisant des procédés biologiques avancés, tels que les boues activées ou les réacteurs biologiques membranaires, peuvent quant à elles être soumises à des exigences supplémentaires, avec des concentrations limites pouvant atteindre 5 mg NH_4^+ /L en période hivernale et 3 mg NH_4^+ /L en période estivale (Roseberry & Roy, 2020). Cette différence de réglementation entre les saisons est provoquée par la différence de température. En effet, la concentration de la forme non ionisée de l'azote ammoniacal diminue avec la température, ce qui diminue donc la toxicité sur le milieu (MECC, 2021). De plus, le ROMAEU exige l'absence de toxicité aiguë dans les effluents pour certaines catégories d'ouvrages municipaux (Gouvernement du Québec, 2026a).

Les nitrites et les nitrates constituent également des paramètres importants dans l'évaluation de la qualité des effluents et des milieux récepteurs. Leur toxicité varie notamment en fonction de la concentration en chlorures dans le milieu. Les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique indiquent notamment des seuils de toxicité chronique pouvant atteindre 0,02 mg N/L dans les eaux faiblement concentrées en chlorures (MELCCFP, 2026b). Les nitrates, bien que généralement moins toxiques que les nitrites, contribuent aux phénomènes d'eutrophisation lorsqu'ils sont présents en concentrations élevées dans les milieux aquatiques. Les recommandations canadiennes relatives à la qualité de l'eau indiquent notamment une concentration maximale acceptable de 1 mg N/L pour les nitrites ainsi qu'une concentration maximale de 10 mg N/L pour la somme des nitrates et des nitrites dans les eaux de surface et les eaux destinées à la consommation humaine (Santé Canada, 2013a). Ces

valeurs correspondent principalement à des critères de qualité du milieu récepteur et non à des normes générales de rejet applicables directement aux effluents municipaux.

La gestion du phosphore dans les rejets d'eaux usées constitue un enjeu environnemental majeur en raison de son rôle central dans les phénomènes d'eutrophisation des milieux aquatiques. Les concentrations de phosphore total dans les effluents municipaux sont donc strictement encadrées, particulièrement lorsque le milieu récepteur est sensible. Ainsi, dans les bassins versants présentant une problématique de surcharge en nutriments, la norme de rejet est généralement fixée à 1,0 mg/L de phosphore total, tandis que des seuils plus restrictifs, pouvant atteindre 0,1 mg/L, peuvent être exigés pour protéger les lacs les plus vulnérables situés en aval des points de rejet (Gouvernement du Québec, 2026b).

1.2 Technologies d'enlèvement de l'azote

Compte tenu des impacts environnementaux associés aux rejets azotés, différentes technologies ont été développées afin de réduire les concentrations d'azote dans les eaux usées. Cette section présente les principales filières de traitement actuellement utilisées, ainsi que leurs mécanismes de fonctionnement, leurs performances et leurs limites.

1.2.1 Procédés biologiques

Le traitement biologique constitue l'une des approches les plus utilisées pour l'élimination de l'azote présent dans les eaux usées municipales. Ces procédés reposent principalement sur les mécanismes naturels de nitrification et de dénitrification réalisés par des microorganismes capables de transformer les composés azotés présents dans les effluents contribuant ainsi au retrait de l'azote du milieu aquatique (Crab, Kochva, Verstraete, & Avnimelech, 2009). Ces procédés biologiques sont largement utilisés en raison de leur efficacité élevée pour l'élimination de la matière organique et des composés azotés, ainsi que de leurs coûts d'exploitation généralement inférieurs à ceux des traitements physicochimiques avancés (Ghimire, Sarpong, & Gude, 2021). Au Canada, la majorité des stations d'épuration municipales reposent sur des procédés biologiques de traitement secondaire, qui représentent

la principale filière technologique utilisée pour l'élimination de la matière organique et des nutriments (Gouvernement du Canada, 2025). Les performances de traitement dépendent notamment de plusieurs paramètres opérationnels tels que le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, le temps de séjour hydraulique ainsi que la disponibilité en matière organique biodégradable nécessaire aux réactions de dénitrification (Hao, Ali, Ren, Su, & Wang, 2022). Parmi les procédés biologiques les plus utilisés figurent les systèmes à cultures libres, tels que les boues activées, ainsi que les systèmes à cultures fixées, comme la biofiltration ou les disques biologiques rotatifs (Kolpakova, Ospanov, Kuldeyev, & Andraka, 2021).

Le procédé des boues activées consiste à maintenir une biomasse bactérienne en suspension dans un bassin aéré mécaniquement assurant à la fois le brassage des eaux usées et l'apport en oxygène nécessaire au développement des microorganismes (Mishra, Singh, Cheng, Hussain, & Ormeci, 2022). Ce procédé présente une grande flexibilité opérationnelle et permet d'atteindre des rendements élevés pouvant atteindre 80 % d'élimination de l'azote global lorsque les conditions d'exploitation sont optimisées (Yuan et al., 2025).

Les procédés à cultures fixées reposent quant à eux sur le développement des microorganismes à la surface d'un support solide. Cette configuration favorise le maintien d'une biomasse importante dans le système et améliore la stabilité biologique du traitement (Gullicks, Hasan, Das, Moretti, & Hung, 2011). Parmi ces procédés, les biofiltres biologiques permettent la circulation des eaux usées à travers un média colonisé par les microorganismes responsables de la nitrification et de la dénitrification (An, Li, Wang, Liu, & Wang, 2020). Les disques biologiques rotatifs fonctionnent selon un principe similaire, où une série de disques partiellement immergés tourne lentement afin d'alterner les phases de contact avec l'eau usée et l'air atmosphérique, favorisant ainsi les échanges d'oxygène nécessaires à l'activité bactérienne (Hassard et al., 2015).

Le lagunage aéré constitue également une technologie biologique couramment utilisée pour le traitement des eaux usées municipales, particulièrement dans les municipalités de plus petite

taille (OMPBSD, 2026). Ce procédé repose sur une succession de bassins de grandes dimensions dans lesquels les eaux usées sont mises en contact avec des microorganismes en présence d'un apport contrôlé en oxygène. Les dispositifs d'aération, installés en surface ou au fond des bassins, favorisent le développement des bactéries responsables de la nitrification. Les derniers bassins, généralement peu aérés ou non aérés, permettent ensuite la dénitrification grâce à la réduction des nitrates en azote gazeux (Houweling, Kharoune, Escalas, & Comeau, 2008). En plus de l'activité bactérienne, certains procédés de lagunage peuvent également bénéficier de l'action des algues et des phénomènes naturels de décantation, contribuant à l'amélioration globale de la qualité de l'effluent traité (Amengual-Morro, Moyà Niell, & Martínez-Taberner, 2012).

Plus récemment, certaines technologies biologiques avancées, telles que les réacteurs biologiques membranaires (MBR), ont été développées afin d'améliorer les performances de traitement des eaux usées. Ces procédés combinent le traitement biologique conventionnel à une séparation membranaire permettant une rétention accrue de la biomasse et une production d'effluents de haute qualité (Sengupta, Jebur, Kamaz, & Wickramasinghe, 2022). D'autres approches émergentes, comme le procédé ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), permettent également l'élimination de l'azote ammoniacal par des voies biologiques nécessitant moins d'oxygène et moins de matière organique que les procédés conventionnels de nitrification-dénitrification (Ponce-Jahen, Cercado, Estrada-Arriaga, Rangel-Mendez, & Cervantes, 2024).

1.2.2 Limites du traitement biologique

Le traitement biologique conventionnel des eaux usées, notamment par boues activées, constitue une technologie largement utilisée en raison de ses bonnes performances épuratoires et de sa capacité à éliminer efficacement la matière organique et certains composés azotés. Toutefois, ces procédés présentent plusieurs limites importantes sur les plans technique, économique et environnemental. En effet, leur fonctionnement nécessite des infrastructures complexes ainsi que des coûts d'investissement et d'exploitation élevés, même si ceux-ci sont

plus faible que les traitements physicochimiques, particulièrement en raison des besoins importants en aération, en pompage et en contrôle opérationnel (Drewnowski et al., 2019). La nitrification biologique de l'azote ammoniacal constitue notamment un procédé fortement consommateur d'oxygène, ce qui contribue de manière significative à la consommation énergétique globale des stations d'épuration (Medinilla et al., 2020). De plus, ces systèmes nécessitent un contrôle opérationnel régulier afin de maintenir des conditions favorables à l'activité des microorganismes nitrifiants et d'assurer la stabilité des performances de traitement (Wigginton et al., 2020). En effet, une augmentation du pH provoque une augmentation de la fraction d'ammoniac libre (NH_3) ce qui inhibe l'activité des bactéries nitrifiantes, tandis que la nitrification est favorisée lorsque l'azote ammoniacal est majoritairement présent sous forme d'ion ammonium (NH_4^+) (Zhang, Yang, Wang, Liu, & Guan, 2018).

Les procédés biologiques sont également sensibles aux conditions opératoires telles que le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, les variations de charge organique ou encore la présence de composés toxiques dans l'effluent (Ye et al., 2025). Les bactéries nitrifiantes responsables de l'oxydation de l'ammonium possèdent notamment une croissance lente et une forte sensibilité aux variations environnementales. Ainsi, même si les températures rencontrées en climat tropical, généralement comprises entre 25 et 30 °C, sont proches de leur optimum de croissance et favorisent la vitesse de nitrification par rapport aux climats tempérés, les bactéries nitrifiantes demeurent des microorganismes à croissance lente (Németh, Ainsworth, Ravishankar, Lens, & Heffernan, 2023; Sarker & Sathasivan, 2011). Par ailleurs, bien que les températures élevées stimulent leur activité métabolique, elles stimulent également celle des bactéries hétérotrophes, ce qui va augmenter la consommation en oxygène de celles-ci (Verhagen & Laanbroek, 1991). À cela s'ajoute une diminution de la solubilité de l'oxygène suite à l'augmentation des températures (Lee, 2017). Ainsi, dans les procédés biologiques exploités sous climat tropical, l'oxygène dissous peut devenir un facteur limitant de la nitrification lorsque l'aération est insuffisante (How et al., 2018). Par ailleurs, les procédés biologiques génèrent des quantités importantes de boues résiduelles nécessitant des étapes supplémentaires de traitement, de stabilisation, de déshydratation et de disposition

finale. La gestion de ces boues représente une contrainte technique et économique importante pour les exploitants (Spinosa et al., 2011). Les variations soudaines de débit ou de concentration en polluants peuvent également perturber l'équilibre microbiologique des systèmes et réduire leur efficacité de traitement (Du et al., 2019). Enfin, certaines installations biologiques peuvent produire des émissions gazeuses indésirables, notamment du protoxyde d'azote (N_2O), un gaz à effet de serre à fort potentiel de réchauffement climatique (Kemmou & Amanatidou, 2023). En effet, le protoxyde d'azote est un gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement global sur 100 ans est environ 273 fois supérieur à celui du CO_2 , contribuant ainsi de manière significative au changement climatique malgré sa faible concentration atmosphérique (IPCC, 2021). L'ensemble de ces limitations explique l'intérêt croissant porté au développement de procédés alternatifs ou complémentaires, notamment les traitements physico-chimiques et électrochimiques, pour l'élimination de l'azote ammoniacal dans les eaux usées.

1.2.3 Traitement physico-chimique

Les traitements physico-chimiques de l'azote ammoniacal sont principalement utilisés afin de réduire la concentration d'ammoniac présente dans les effluents, généralement en complément d'un traitement biologique lorsque celui-ci ne permet pas d'atteindre les performances souhaitées. Ces procédés reposent sur différents mécanismes impliquant des transferts de matière, des réactions chimiques ou des phénomènes de séparation (Zhou et al., 2023). Ils incluent notamment le stripping à l'air, les procédés membranaires, l'échange d'ions, la chloration au point critique, l'ozonation ainsi que certains procédés utilisant des algues.

Stripping à l'air

Le stripping à l'air est une méthode principalement utilisée dans le domaine industriel pour l'élimination de l'azote ammoniacal. Cette technique repose sur l'équilibre entre les formes ammoniacales NH_4^+ et NH_3 , lequel dépend fortement du pH du milieu (Folino, Zema, & Calabrò, 2020).

Le procédé est généralement réalisé dans des colonnes à garnissage dans lesquelles un important débit d'air est injecté à contre-courant de l'effluent à traiter (Ghyselbrecht et al., 2018). Les procédés d'air stripping sont généralement opérés entre la température ambiante et 50 °C, tandis que des conditions de haute température pouvant atteindre 70 °C sont utilisées afin d'améliorer les performances de transfert (Kim, Kim, & Lee, 2021). Le barbotage et l'agitation générés favorisent alors l'évacuation de l'ammoniac sous forme gazeuse (Ghyselbrecht et al., 2018). Le NH_3 peut ensuite être soit relâché dans l'atmosphère, soit récupéré dans une solution neutre ou légèrement acide afin d'éviter des émanations dans l'atmosphère et ainsi former un sel ammoniacal pouvant éventuellement être valorisé, par exemple, pour la production d'engrais (M.-H. Yuan, Chen, Tsai, & Chang, 2016).

L'efficacité du stripping dépend de plusieurs paramètres physicochimiques et hydrodynamiques tels que le pH, la température, le débit d'air ainsi que le temps de contact (Folino et al., 2020). Des rendements d'enlèvement élevés de l'ammoniac, généralement supérieurs à 80 %, ont été rapportés dans certaines conditions optimales (Kim et al., 2021). Cette méthode présente cependant plusieurs limites comme une faible efficacité à basse température ainsi qu'une consommation importante de réactifs chimiques pour l'ajustement du pH et une consommation énergétique liée au chauffage et à l'aération de l'eau (Folino et al., 2020).

Procédés membranaires

Les procédés membranaires regroupent plusieurs technologies de séparation permettant l'élimination de l'azote ammoniacal à partir des eaux usées. Parmi celles-ci figurent les contacteurs membranaires, l'ultrafiltration, la nanofiltration ainsi que l'osmose inverse (Zhou et al., 2023). Ces dernières années, les procédés membranaires ont suscité un intérêt croissant pour l'élimination et la récupération de l'azote ammoniacal en raison de leur efficacité de séparation élevée et de leur potentiel de valorisation des ressources (Farghali et al., 2024).

Les contacteurs membranaires fonctionnent généralement à l'aide de membranes hydrophobes permettant le transfert de l'ammoniac gazeux. Le procédé nécessite d'abord une augmentation

du pH afin de convertir l'azote ammoniacal en ammoniac libre NH_3 . La solution à traiter est ensuite mise en contact avec une membrane séparant cette dernière d'une solution acide circulant à contre-courant. Grâce à son état gazeux, le NH_3 traverse la membrane puis est capté dans la solution acide où il est reconverti en ions ammonium NH_4^+ (Darestani, Haigh, Couperthwaite, Millar, & Nghiem, 2017). Cette technologie permet d'atteindre des rendements élevés pouvant atteindre un maximum de 87 % et un rendement moyen de 67 % pour l'azote ammoniacal (Righetto, Al-Juboori, Kaljunen, Huynh, & Mikola, 2022). Cependant, l'efficacité du procédé dépend fortement du pH, de la composition de l'effluent ainsi que du type de membrane utilisé. Le principal inconvénient des contacteurs membranaires réside dans les risques de colmatage et dans les coûts élevés associés aux produits chimiques nécessaires à l'ajustement du pH et au traitement acide. L'élimination ultérieure de ce dernier peut s'effectuer soit par échange d'ions, par distillation ou par élévation de pH. Cette méthode est plus efficace à un pH plus élevé (> 10) où l'ammoniac non ionisé est majoritaire. Ainsi, le pH de l'eau est souvent ajusté en utilisant des solutions alcalines pour améliorer l'efficacité de l'élimination de l'ammoniac et, finalement, réajusté à la neutralité après l'élimination de l'ammoniac (Gonzalez-Salgado, Guigui, & Sperandio, 2022).

Parmi les procédés membranaires contrôlés par la pression, l'osmose inverse est reconnue comme une méthode efficace pour l'élimination de l'azote ammoniacal. Cette technique repose sur l'application d'une pression supérieure à la pression osmotique du milieu, permettant de forcer le passage de l'eau à travers une membrane semi-perméable dense, tandis que les solutés dissous, dont les ions ammonium, sont retenus de l'autre côté de la membrane en raison de sa faible perméabilité et de sa structure non poreuse (Aziz et al., 2024). Cette technique est souvent appliquée dans le domaine de traitement de l'eau potable et du dessalement des eaux de mer (Wang, Violet, DuChanois, & Elimelech, 2020). L'ion ammonium et l'azote global peuvent alors être éliminé avec des rendements pouvant varier de 60 à 92 % et de 54 à 83 % en fonction du temps de rétention hydraulique (Chung & Kim, 2013).

La nanofiltration constitue également une méthode de séparation utilisée pour le traitement des eaux contenant de l'azote ammoniacal, mais elle génère également un concentrat à gérer. Les

membranes employées possèdent une porosité de l'ordre de 1 à 10 nm et permettent la rétention partielle des espèces dissoutes, en fonction des propriétés de la membrane et des conditions opératoires telles que la pression, la concentration initiale ou la vitesse de recirculation (Mahmoud & Mostafa, 2023).

D'autres configurations ont également été étudiées, notamment des systèmes combinant l'ultrafiltration à des matériaux adsorbants tels que les zéolites naturelles, permettant d'améliorer l'élimination de l'azote ammoniacal grâce à un effet combiné de filtration et d'adsorption. Malgré leurs performances, les procédés membranaires demeurent associés à des contraintes opérationnelles importantes, notamment liées au colmatage, aux besoins de maintenance et aux coûts d'exploitation (Ding et al., 2021).

Échange d'ions

L'échange d'ions est un procédé physico-chimique basé sur le transfert réversible de cations ou d'anions entre une phase solide échangeuse et la solution. Dans le cas de l'azote ammoniacal, l'ion ammonium NH_4^+ est adsorbé sur le matériau échangeur, puis échangé avec des cations présents dans la matrice, tels que Na^+ , K^+ , Ca^{2+} ou Mg^{2+} (Guida, Potter, Jefferson, & Soares, 2020).

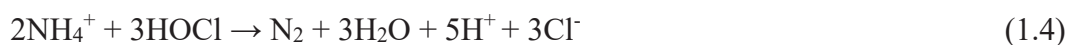
Les résines commerciales utilisées sont généralement des polymères synthétiques poreux présentant une importante capacité d'échange ionique. Les performances du procédé dépendent de plusieurs paramètres, notamment le pH du milieu, la présence d'ions concurrents, comme le calcium ou le magnésium, le diamètre des pores de la résine et sa capacité d'adsorption ainsi que la sélectivité du matériau utilisé (Santé Canada, 2016). Après utilisation, les résines échangeuses d'ions peuvent être régénérées par contact avec une solution concentrée en électrolytes, généralement du chlorure de sodium. Ce processus permet de désorber les ions captés et de restaurer la capacité d'échange de la résine. Les systèmes sont généralement mis en œuvre en colonne, à travers laquelle l'eau à traiter circule en continu. Le fonctionnement repose sur un cycle alternant phase de service et phase de régénération, basé

sur des réactions d'échange ionique réversibles entre la phase solide et la solution (Haddad, Bazinet, & Barbeau, 2021).

Des échangeurs naturels de type zéolitique ont également été employés pour le traitement des eaux usées contenant de l'azote ammoniacal. Parmi les matériaux étudiés figurent notamment la clinoptilolite, la mordenite et la bentonite. La clinoptilolite présente généralement les meilleures performances en raison de sa forte sélectivité vis-à-vis de l'ion ammonium. Après saturation, les résines ou zéolites peuvent être régénérées à l'aide de solutions salines afin d'être réutilisées (Rodríguez-Iznaga, Shelyapina, & Petranovskii, 2022). Les zéolites saturées en ammonium peuvent être valorisées en agriculture comme amendements ou engrais à libération lente, contribuant à un recyclage des nutriments dans une approche d'économie circulaire. Ces matériaux aluminosilicatés sont largement étudiés pour leur effet bénéfique sur les propriétés physico-chimiques des sols, notamment l'augmentation de la capacité d'échange cationique et la réduction des pertes en nutriments (Cataldo et al., 2021). Bien que ces applications soient globalement considérées comme avantageuses, certaines études soulignent que leurs effets à long terme dépendent fortement des conditions d'utilisation (pH du sol, composition ionique et taux d'application), pouvant entraîner des modifications du comportement de l'azote et de la dynamique des nutriments dans les sols (Misaelides, 2011).

Chloration au point critique

La chloration au point critique, également appelée chloration de rupture ou « break-point chlorination », est une méthode chimique utilisée pour l'élimination de l'azote ammoniacal par oxydation. Ce procédé repose sur l'ajout de chlore gazeux dans l'eau, lequel forme de l'acide hypochloreux HOCl et des ions hypochlorites OCl⁻. Ces espèces réagissent ensuite avec l'ammoniac afin de produire principalement de l'azote gazeux comme présenté dans la réaction globale simplifiée (1.4) (Trotochaud, Hawkins, & Stoner, 2019).



Lors de l'ajout de chlore, différentes chloramines sont d'abord formées, notamment les monochloramines et les dichloramines, tandis que la concentration d'azote ammoniacal diminue, et le chlore libre apparaît dans l'eau. Le chlore libre résiduel peut être présent dans la solution seulement après avoir satisfait la demande en chlore de l'eau puisqu'il est consommé rapidement par les composés minéraux et organiques présents dans l'eau avant de former des chloramines. Lorsque le point de rupture est atteint, les chloramines deviennent instables et se décomposent progressivement, conduisant à la formation d'azote gazeux et à l'apparition de chlore libre résiduel, tout l'ammonium est converti en trichloramine (NCl_3) et l'azote ammoniacal disparaît totalement. Les composés trichloro-aminés sont instables et se décomposent en azote gazeux (N_2) (Shen & Ma, 2025). La Figure 1.4 illustre la relation entre la concentration totale de chlorure résiduelle et la concentration d'azote ammoniacal par rapport à la concentration de chlore appliquée.

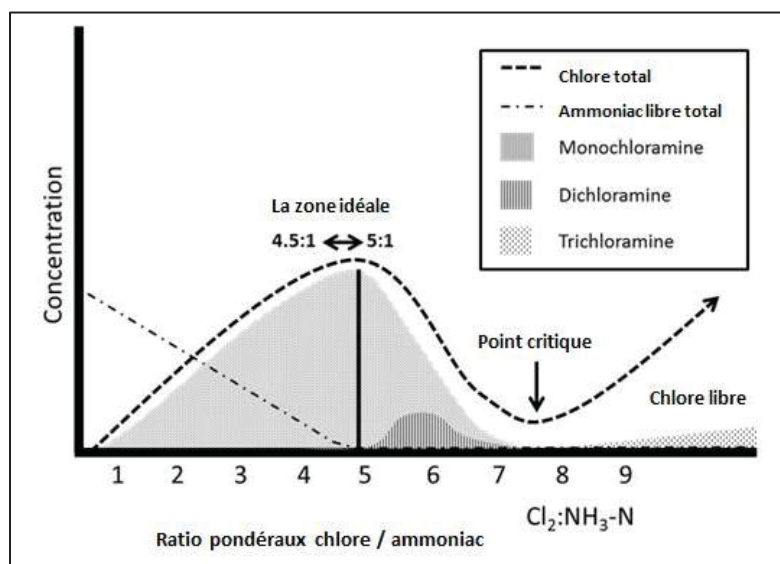


Figure 1.4 Courbe de chloration
tirée de Santé Canada, 2018

Cette méthode permet d'atteindre des rendements d'élimination élevés, pouvant approcher 98 %. Toutefois, elle nécessite des quantités importantes de chlore, généralement de l'ordre de 8 à 10 fois la concentration massique de l'azote ammoniacal présent dans l'eau (Santé Canada, 2013b).

La réduction préalablement de la concentration en azote ammoniacal est souvent recommandée à l'aide de procédés biologiques tels que les biofiltres, afin de limiter la consommation de chlore et la formation de chloramines lors de la désinfection. De plus, la formation de sous-produits tels que les chloramines peut entraîner des problèmes d'odeur et de qualité de l'eau. Une surveillance étroite des paramètres opératoires est donc nécessaire afin de limiter la formation de composés indésirables (Santé Canada, 2023).

Ozonation

L'ozonation de l'ammoniac constitue un procédé d'oxydation avancée permettant la conversion de l'azote ammoniacal en espèces oxydées telles que les nitrites et les nitrates, via des mécanismes réactionnels complexes impliquant l'ozone et les radicaux hydroxyles (Y. Wu et al., 2022). Le procédé repose sur l'injection d'ozone dans l'effluent à traiter. L'ozone est généralement produit par décharges électriques à haute tension appliquées à un flux d'air sec ou d'oxygène pur. La génération d'ozone s'effectue dans un dispositif où un gaz circule entre deux électrodes parallèles soumises à une différence de potentiel électrique (Wei, Xu, Sun, & Zhang, 2026). Dans les réacteurs d'ozonation, l'effluent est introduit dans une colonne tandis que l'ozone est injecté à contre-courant. Cette configuration permet d'optimiser le contact gaz-liquide et d'améliorer les transferts de masse, favorisant ainsi l'efficacité du procédé (Y. H. Chen et al., 2003).

Le rendement du procédé dépend fortement du pH, de la concentration initiale en ammoniac et de la présence de certains ions, notamment les bromures. L'ajustement du pH à l'aide de solutions alcalines est souvent nécessaire afin d'optimiser les performances d'oxydation (Y. Yang & Liu, 2022).

L'ozonation présente l'inconvénient de conduire à la formation de sous-produits de transformation, notamment lors de la réaction de l'ozone avec la matière organique naturelle présente dans l'eau. Ces réactions peuvent générer divers composés oxydés tels que des aldéhydes, cétones et acides carboxyliques. Par ailleurs, l'oxydation des composés azotés peut

entraîner la formation de nitrates, nécessitant dans certains cas un traitement complémentaire (Lim, Shi, von Gunten, & McCurry, 2022).

1.2.4 Traitement électrochimique et électro-conversion de l'azote ammoniacal

Parmi les différentes méthodes utilisées pour le traitement de l'azote ammoniacal, les procédés électrochimiques occupent une place de plus en plus importante en raison de leurs performances élevées et de leur potentiel environnemental.

Principe de l'électro-conversion

Le principe de l'électro-conversion repose sur l'application d'un courant électrique entre une anode et une cathode immergée dans une solution aqueuse contenant de l'azote ammoniacal. L'électro-conversion de l'azote ammoniacal est considérée comme l'une des approches les plus prometteuses puisqu'elle permet principalement la transformation de l'azote ammoniacal en azote gazeux N_2 , un composé inoffensif pour l'environnement (Johnston et al., 2022). Selon les conditions opératoires adoptées, la réaction de réduction peut être plus ou moins complète et peut donner naissance à des espèces intermédiaires tels les nitrites, les nitrates ou l'azote gazeux. Si les ions nitrates se forment lors de l'oxydation de l'ammoniac, ils peuvent être réduits en nitrites, en azote et même en ammoniac à la cathode (Lu, Song, Cai, & Lu, 2021).

Dans plusieurs systèmes électrochimiques, les ions chlorure (Cl^-), généralement ajoutés sous forme de chlorure de sodium ($NaCl$), jouent un rôle important dans les mécanismes réactionnels. Sous l'effet du courant électrique, les ions chlorure sont oxydés à l'anode pour former du chlore moléculaire (Q. Li, Liu, Qi, Wang, & Xian, 2023). Le chlore formé réagit ensuite avec l'eau pour produire des espèces de chlore actif, principalement sous forme d'acide hypochloreux ($HOCl$) et d'ions hypochlorite (OCl^-) (Otter et al., 2020). Ces espèces oxydantes réagissent ensuite avec l'azote ammoniacal et permettent son oxydation indirecte qui peut conduire principalement à la formation d'azote gazeux (N_2), ainsi qu'à la formation intermédiaire de composés azotés oxydés tels que les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-). Les nitrites formés peuvent ensuite être oxydés en nitrates par les espèces chlorées actives présentes

dans le milieu (Q. Li et al., 2023). Inversement, des réactions de réduction peuvent se produire à la cathode, notamment la réduction des nitrates ou des nitrites, pouvant conduire à la formation d'azote gazeux, et dans certains cas d'ammoniac, selon les conditions électrochimiques et le matériau d'électrode (Garcia-Segura, Lanzarini-Lopes, Hristovski, & Westerhoff, 2018). Simultanément, l'eau est électrolysée à la cathode conduisant à la formation d'hydrogène gazeux en accord avec la demi-réaction (1.5) (Chatenet et al., 2022) :



Par ailleurs, des sous-produits indésirables peuvent être formés lors des réactions entre l'azote ammoniacal et les espèces chlorées actives, notamment les monochloramines (NH_2Cl), ce qui contribue à la complexité des mécanismes réactionnels [réaction (1.6)].



L'ensemble de ces réactions simultanées rend le procédé particulièrement complexe. Les mécanismes impliqués dépendants fortement des conditions opératoires ainsi que des matériaux utilisés pour les électrodes (Santé Canada, 2023).

Paramètres influençant l'électro-conversion de l'azote ammoniacal

L'efficacité globale de l'électro-conversion dépend de nombreux paramètres tels que la composition des électrodes, la densité de courant, le pH, la conductivité électrique ainsi que la concentration en ions chlorures/halogène présents dans la solution. Ces paramètres déterminent non seulement les performances d'élimination de l'azote ammoniacal, mais également la nature des produits formés au cours du traitement (Q. Li et al., 2023).

Des études ont montré que l'efficacité de l'électro-oxydation de l'ammoniac augmente généralement avec la densité de courant, en raison de l'intensification des réactions électrochimiques et de la production d'espèces oxydantes à la surface des électrodes (C. Zhong,

Hu, & Cheng, 2013). L'ajout d'ions chlorure améliore également les performances du procédé, notamment en augmentant la conductivité de la solution et en favorisant la formation d'espèces chlorées actives (telles que Cl_2 , HOCl et ClO^-), responsables de l'oxydation indirecte de l'azote ammoniacal (J. Sun, Liu, & Yang, 2021). Dans ces conditions, des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal élevés, proches de 98,6 % ont été obtenus dans les systèmes étudiés (Liao et al., 2022). Le choix des matériaux d'électrode constitue également un facteur déterminant. Les anodes composées de métaux nobles ou d'oxydes métalliques, comme le platine, le RuO_2/Ti ou le diamant dopé au bore (BDD), présentent généralement les meilleures performances en raison de leur forte activité électrocatalytique et de leur stabilité chimique. À l'inverse, certaines électrodes à base d'aluminium ou de nickel possèdent une résistance à la corrosion insuffisante pour ce type d'application (Panizza & Cerisola, 2004).

Électrocoagulation

L'électrocoagulation repose sur la dissolution d'une anode sacrificielle en fer ou en aluminium sous l'effet du courant électrique. Cette dissolution entraîne la libération d'ions métalliques tels que Fe^{2+} , Fe^{3+} ou Al^{3+} , lesquels réagissent ensuite avec les ions hydroxydes produits à la cathode afin de former des hydroxydes métalliques coagulants, entre autres : $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ et $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (Alkhadra et al., 2022). Ces espèces favorisent l'adsorption et la coprécipitation de divers contaminants présents dans l'eau, notamment l'azote ammoniacal, le phosphore et la matière organique (Ammar, Yousef, Ashraf, & Baltrusaitis, 2024).

L'électrocoagulation présente un taux d'enlèvement de 98 % d'azote ammoniacal (Mahvi, Ebrahimi, Mesdaghinia, Gharibi, & Sowlat, 2011). L'électrocoagulation est un procédé potentiellement coûteux en raison de la consommation continue des électrodes métalliques. Les mécanismes impliqués sont complexes et reposent sur une combinaison de coagulation, d'oxydoréduction et de phénomènes de séparation, ce qui explique les divergences d'interprétation dans la littérature concernant les mécanismes dominants (Bazrafshan, Mohammadi, Ansari-Moghaddam, & Mahvi, 2015).

Limites et problématiques des procédés électrochimiques

Malgré les performances prometteuses des procédés électrochimiques, plusieurs limitations réduisent encore leur efficacité à grande échelle. Les matériaux nobles utilisés pour les électrodes, notamment le platine, présentent des coûts élevés. De plus, l'accumulation d'espèces azotées adsorbées à la surface des électrodes peut entraîner un empoisonnement des sites actifs et une diminution des performances électrocatalytiques (N. J. Bunce & Bejan, 2011). Les réactions impliquées dans l'électro-conversion de l'ammoniac demeurent complexes et fortement dépendantes des mécanismes de surface et des conditions opératoires. En raison de la cinétique relativement lente de l'oxydation électrochimique de l'ammoniac, des surtensions importantes sont souvent nécessaires pour atteindre des vitesses de réaction élevées, ce qui peut accroître la consommation énergétique du procédé. Par ailleurs, les catalyseurs les plus performants reposent généralement sur le platine, dont le coût demeure un frein à l'application à grande échelle (Jang, Park, Youn, & Jang, 2023). Enfin, la formation de sous-produits indésirables tels que les monochloramines ou certains composés oxydants secondaires constitue encore aujourd'hui une problématique importante associée à ces technologies (Q. Li et al., 2023).

1.3 Technologies d'enlèvement du phosphore

En raison des impacts environnementaux associés aux rejets de phosphore, divers procédés de traitement ont été développés afin d'en réduire les concentrations dans les eaux usées. Cette section présente les principales filières actuellement mises en œuvre, en précisant leurs principes de fonctionnement, leurs performances épuratoires ainsi que leurs principales limites

1.3.1 Enlèvement biologique du phosphore

L'élimination biologique du phosphore, connue sous le nom de EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*), est un procédé de traitement des eaux usées visant à réduire les concentrations en phosphore dissous sans recours systématique à des réactifs chimiques (Diaz et al., 2022).

Microorganismes impliqués

Le fonctionnement du procédé EBPR repose principalement sur les bactéries accumulatrices de phosphore (PAO, *Phosphorus Accumulating Organisms*), qui possèdent la capacité de stocker le phosphore en excès sous forme de polyphosphates intracellulaires. Parmi les espèces fréquemment identifiées, *Candidatus Accumulibacter phosphatis* est considérée comme l'un des principaux organismes responsables de l'élimination du phosphore dans les systèmes biologiques (Oehmen et al., 2007). En parallèle, d'autres microorganismes, notamment les organismes accumulateurs de glycogène (GAO, *Glycogen Accumulating Organisms*), peuvent entrer en compétition avec les PAO pour les substrats carbonés disponibles. Contrairement aux PAO, les GAO ne contribuent pas à l'élimination du phosphore, ce qui peut réduire l'efficacité globale du procédé (McIlroy et al., 2018).

Mécanisme biologique et fonctionnement du cycle EBPR

Le procédé EBPR repose sur l'alternance de phases anaérobies et aérobies, qui permet de sélectionner les PAO et de favoriser leur activité spécifique (Seviour, Mino, & Onuki, 2003). En conditions anaérobies, en absence d'oxygène dissous et de nitrates, les PAO assimilent des composés organiques facilement biodégradables, principalement des acides gras volatils, tels que l'acétate. L'énergie nécessaire à cette assimilation est obtenue par l'hydrolyse des polyphosphates intracellulaires, entraînant une libération de phosphate dans la phase liquide. Parallèlement, le carbone organique est stocké sous forme de polyhydroxyalcanoates (PHA), qui constituent une réserve énergétique pour la phase suivante (Seviour et al., 2003). En conditions aérobies, les PAO oxydent les PHA afin de produire l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur activité métabolique. Cette énergie est utilisée pour absorber activement le phosphate dissous dans l'eau, lequel est ensuite stocké sous forme de polyphosphates intracellulaires en quantités supérieures à celles initialement libérées. Ce mécanisme conduit ainsi à une accumulation nette de phosphore dans la biomasse bactérienne (Seviour et al., 2003).

Enlèvement du phosphore du système

Le phosphore est effectivement retiré du système grâce à l'extraction des boues excédentaires. Ces boues contiennent les microorganismes enrichis en polyphosphates, ce qui permet le transfert du phosphore de la phase aqueuse vers la phase solide. La purge des boues constitue donc l'étape clé assurant l'élimination définitive du phosphore (Chu, Shi, & Zhang, 2022). Des rendements atteignant 87 % sont observés (Dongqi Wang et al., 2024).

Facteurs influençant les performances du procédé

L'efficacité de l'EBPR dépend fortement des conditions d'exploitation. La disponibilité en carbone facilement biodégradable constitue un facteur déterminant, tout comme l'alternance stricte des conditions anaérobies et aérobies (Congcong Zhang, Guisasola, & Baeza, 2025). D'autres paramètres tels que la température, le temps de séjour des boues, la concentration en oxygène dissous et la présence de nitrates en zone anaérobie peuvent influencer significativement les performances du procédé. Une perturbation de ces conditions peut favoriser la prolifération des GAO et entraîner une diminution de l'efficacité d'élimination du phosphore (Congcong Zhang et al., 2025).

Avantages et limites du procédé

L'EBPR présente plusieurs avantages majeurs, notamment la réduction de l'utilisation de réactifs chimiques, une diminution des coûts d'exploitation et une production de boues potentiellement valorisables. La technologie est également considérée comme plus durable d'un point de vue environnemental (Bora, Richardson, & You, 2020). Cependant, le procédé demeure sensible aux variations des conditions opérationnelles. Sa stabilité peut être affectée par une faible disponibilité en substrats carbonés, des variations de température ou encore la compétition microbienne avec les GAO. Cette sensibilité peut entraîner des fluctuations de performance et nécessiter un contrôle rigoureux du procédé (Congcong Zhang et al., 2025).

1.3.2 Précipitation chimique du phosphore

La précipitation chimique constitue l'une des technologies les plus couramment utilisées pour l'enlèvement du phosphore dans les stations de traitement des eaux usées. Ce procédé repose sur la conversion du phosphore dissous, principalement présent sous forme d'orthophosphates dans les eaux usées (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} et H_2PO_4^-), en composés insolubles pouvant être facilement séparés de la phase aqueuse par des procédés de séparation solide-liquide tels que la décantation ou la filtration (Zheng et al., 2022).

Principe du procédé

Le principe fondamental de la précipitation chimique repose sur l'ajout de sels métalliques, tels que des sels de fer, d'aluminium ou de calcium, capables de réagir avec les espèces phosphatées présentes dans l'eau. Cette réaction conduit à la formation de précipités insolubles, principalement sous forme de phosphates métalliques, qui s'agglomèrent ensuite en floccs et sont éliminés dans les boues de traitement (Zheng et al., 2022). Les réactifs les plus fréquemment utilisés sont le chlorure ferrique (FeCl_3) et le sulfate ferrique [$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$] pour le fer, le sulfate d'aluminium [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$], également appelé alun, pour l'aluminium, ainsi que l'hydroxyde de calcium [$\text{Ca}(\text{OH})_2$], utilisé dans certains contextes spécifiques nécessitant des conditions fortement basiques (Derco, Žgajnar Gotvajn, Guľašová, Kassai, & Šoltýsová, 2024).

Mécanismes réactionnels

Les mécanismes impliqués dans la précipitation du phosphore sont multiples et ne se limitent pas à une simple réaction stœchiométrique. Dans le cas des sels de fer, les ions Fe^{3+} réagissent avec les ions phosphate pour former des précipités tels que le phosphate ferrique [$\text{FePO}_4(\text{s})$]. Par ailleurs, des hydroxydes de fer peuvent également se former et contribuer à l'enlèvement du phosphore par adsorption et coprécipitation. De manière similaire, les ions aluminium (Al^{3+}) réagissent avec les phosphates pour former du phosphate d'aluminium [$\text{AlPO}_4(\text{s})$]. Toutefois, l'efficacité du procédé repose également sur la formation

d'hydroxydes d'aluminium, notamment $\text{Al}(\text{OH})_3$, qui possèdent une forte capacité d'adsorption des phosphates dissous (Gubernat, Masłoń, Czarnota, & Koszelnik, 2020). Dans le cas du calcium, la précipitation conduit principalement à la formation de phosphates de calcium, tels que le phosphate tricalcique $[\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2]$, voire de l'hydroxyapatite $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}]$ dans des conditions de pH élevé (Deng & Dhar, 2023). Ainsi, l'élimination du phosphore résulte d'un ensemble de mécanismes combinés incluant la précipitation chimique directe, l'adsorption sur les hydroxydes métalliques et la coprécipitation au sein des floccs formés (Zheng et al., 2022).

Conditions opératoires

L'efficacité du procédé dépend fortement des conditions opératoires, en particulier du pH, de la dose des réactifs et des conditions de mélange. Le pH constitue un paramètre déterminant, influençant la spéciation des métaux et des phosphates ainsi que la solubilité des composés formés. Les sels de fer présentent une efficacité relativement stable sur une large gamme de pH, tandis que les sels d'aluminium sont généralement optimaux dans une gamme légèrement acide à neutre. En revanche, les procédés à base de calcium nécessitent des conditions fortement alcalines (Zheng et al., 2022).

La dose des réactifs nécessaires est généralement exprimée par un rapport molaire métal/phosphore, basé sur les relations stœchiométriques entre les ions métalliques et les phosphates. Ce rapport est souvent supérieur au ratio théorique afin d'assurer une élimination efficace du phosphore en conditions réelles. La réaction de précipitation est rapide et se produit quasi immédiatement après l'ajout des sels métalliques. Toutefois, une étape de coagulation-floculation est nécessaire afin de favoriser l'agglomération des particules formées et leur séparation ultérieure par décantation (US EPA, 2010).

Performances du procédé

La précipitation chimique du phosphore permet généralement d'atteindre des abattements élevés, de l'ordre de 90 % selon les conditions opératoires et le type de réactif utilisé. Cette

performance explique son utilisation largement répandue dans les stations d'épuration municipales et industrielles (Xu, Wei, Li, & Guo, 2024).

Avantages et limitations

La précipitation chimique constitue une technologie largement utilisée dans les stations d'épuration pour l'élimination du phosphore. Elle présente une efficacité élevée et permet d'atteindre des concentrations résiduelles faibles, conformes aux normes de rejet, ce qui explique son utilisation répandue dans les systèmes municipaux et industriels de traitement des eaux usées (Zheng et al., 2022).

Cependant, ce procédé présente également certaines limitations. D'abord, il entraîne une augmentation significative de la production de boues. De plus, l'utilisation de réactifs chimiques engendre des coûts d'exploitation supplémentaires et peut provoquer une modification du pH de l'effluent traité. Enfin, la présence de sels métalliques dans les boues peut limiter leur valorisation, notamment en agriculture (Loganathan, Kandasamy, Ratnaweera, & Vigneswaran, 2024; Trotochaud, Hawkins, & Stoner, 2020).

1.3.3 Combinaison des procédés biologiques et chimiques de déphosphatation

Dans les stations d'épuration modernes, l'enlèvement du phosphore repose fréquemment sur une stratégie hybride associant un procédé biologique comme les boues activées, le traitement lagunaire ou encore de type EBPR et une étape de précipitation chimique. Cette combinaison est largement utilisée afin de répondre à des normes de rejet de plus en plus strictes, pouvant atteindre des concentrations inférieures à 1 mg P/L, notamment dans le cas de rejets en milieux récepteurs sensibles, où une sécurisation supplémentaire du traitement est nécessaire (Congcong Zhang, Guisasola, & Baeza, 2022).

Cette association permet de combiner la durabilité et les faibles coûts d'exploitation du traitement biologique avec la robustesse et la fiabilité du traitement chimique (Perera, Englehardt, & Dvorak, 2019). Dans cette configuration, le procédé biologique assure

l'essentiel de l'élimination du phosphore, tandis que l'étape chimique agit comme un polissage final garantissant la stabilité des performances et le respect constant des normes de rejet. Cette redondance fonctionnelle rend l'approche hybride particulièrement adaptée aux stations soumises à des exigences réglementaires strictes ou à des variations importantes de charge (Xiao et al., 2025). Toutefois, cette approche implique une augmentation des coûts d'exploitation liée à l'utilisation de réactifs chimiques ainsi qu'une production accrue de boues, ce qui nécessite une optimisation fine des points d'injection et des doses de coagulants afin de limiter l'impact économique et environnemental du procédé (Huanlun Zhang, Li, Han, & Liu, 2024).

1.3.4 Adsorption et filtration adsorbante du phosphore

L'adsorption constitue un procédé physico-chimique couramment utilisé pour l'élimination du phosphore dans les étapes avancées du traitement des eaux usées, en particulier en traitement tertiaire. Elle repose sur le transfert des espèces phosphatées dissoutes, principalement les orthophosphates, de la phase aqueuse vers la surface d'un matériau solide appelé adsorbant comme l'alumine activée (G. Wu et al., 2022). Ce transfert est contrôlé par des interactions de surface pouvant être électrostatiques, relever de phénomènes de complexation chimique ou encore impliquer des mécanismes d'échange ionique, selon la nature du matériau et les conditions du milieu, notamment le pH et la composition ionique de l'eau (Gubernat et al., 2020). Dans de nombreux cas, l'adsorption du phosphore est dominée par des mécanismes de chimisorption. Ceux-ci reposent sur la formation de complexes de surface entre les ions phosphate et les groupes hydroxyles présents sur les matériaux à base d'oxydes métalliques, notamment le fer et l'aluminium. Ces interactions conduisent à la formation de liaisons stables, permettant d'atteindre des concentrations résiduelles faibles en phosphore en sortie de traitement (X. Wang et al., 2019).

Mécanismes d'adsorption du phosphore

Les mécanismes impliqués dans l'adsorption du phosphore peuvent être regroupés en plusieurs catégories complémentaires. L'adsorption électrostatique intervient lorsque les ions phosphate

sont attirés par des surfaces chargées positivement. L'échange ionique constitue un autre mécanisme important, dans lequel les phosphates remplacent des ions initialement présents sur la surface du matériau. Enfin, la complexation de surface, souvent dominante dans les matériaux à base de fer ou d'aluminium, correspond à la formation de liaisons chimiques directes entre les phosphates et les groupes hydroxyles du solide. L'ensemble de ces mécanismes peut coexister et dépend fortement des conditions opératoires (Nadagouda, Varshney, Varshney, & Hejase, 2024).

Matériaux adsorbants utilisés

Différents matériaux peuvent être utilisés pour l'adsorption du phosphore, chacun présentant des propriétés spécifiques en termes de capacité et de sélectivité. L'alumine activée est l'un des matériaux les plus étudiés dans ce domaine. Grâce à sa forte surface spécifique et à la présence de groupes hydroxyles en surface, elle permet la formation de complexes avec les phosphates, en particulier dans des conditions de pH légèrement acides à neutres. Ses performances peuvent toutefois être réduites en présence d'ions concurrents (G. Wu et al., 2022). Le charbon actif présente quant à lui une affinité naturelle limitée pour les phosphates. Afin d'améliorer ses performances, il est généralement modifié par imprégnation d'oxydes métalliques tels que le fer, l'aluminium ou le magnésium. Cette modification permet de créer des sites actifs favorisant la fixation des phosphates et d'augmenter significativement la capacité d'adsorption (Recepoglu, Goren, Orooji, & Khataee, 2022). Les scories métallurgiques constituent une autre alternative intéressante, notamment dans une perspective d'économie circulaire. Riches en oxydes de calcium, de fer et de magnésium, elles permettent à la fois l'adsorption et la précipitation du phosphore sous forme de composés peu solubles tels que les phosphates de calcium ou de fer. Leur utilisation contribue ainsi à la valorisation de sous-produits industriels (Shi, Wang, Zhou, Zuo, & Wang, 2022). Le biochar modifié représente également un matériau prometteur. Issu de la pyrolyse de biomasse, il possède une structure poreuse favorable à l'adsorption. Sa performance peut être fortement améliorée par modification chimique ou par imprégnation métallique, ce qui en fait une solution intéressante dans une optique de développement durable (Luo et al., 2023).

Paramètres influençant les performances d'adsorption

L'efficacité de l'adsorption du phosphore dépend de plusieurs paramètres physico-chimiques et opérationnels. Le pH joue un rôle central, car il influence à la fois la charge de surface des matériaux et la forme chimique des phosphates en solution. La concentration initiale en phosphore conditionne quant à elle la vitesse de saturation du matériau adsorbant (Nadagouda et al., 2024). La présence d'ions concurrents, tels que les carbonates, les sulfates ou les nitrates, peut également diminuer les performances du procédé en occupant les sites actifs disponibles. Enfin, le temps de contact entre l'eau et le matériau constitue un facteur déterminant, puisqu'il influence directement l'atteinte de l'équilibre d'adsorption (Nadagouda et al., 2024).

Avantages et limites du procédé d'adsorption

L'adsorption présente plusieurs avantages dans le cadre du traitement des eaux usées. Le procédé est simple à mettre en œuvre, et il est particulièrement adapté aux étapes de polissage final. Il permet également d'atteindre de faibles concentrations résiduelles en phosphore, ce qui le rend compatible avec des normes de rejet strictes (Han, Kim, & Ro, 2020). Selon le matériau utilisé, une certaine sélectivité vis-à-vis des phosphates peut être obtenue, celle-ci dépendant principalement de la nature des sites actifs présents à la surface de l'adsorbant (Muscarella, Badalucco, Laudicina, & Conte, 2025; Roy et al., 2021). Les matériaux enrichis en aluminium ou en fer présentent une forte affinité pour les orthophosphates via des mécanismes d'échange de ligands, tandis que les matériaux à base de calcium ou de magnésium favorisent leur élimination par précipitation de composés peu solubles, ce qui entraîne des comportements d'adsorption différenciés selon la composition du matériau (P. Wang, Zhi, Cui, Chu, & Wang, 2021).

Cependant, ce procédé présente des limites importantes. La principale contrainte réside dans la capacité finie des matériaux adsorbants, qui conduit inévitablement à leur saturation. Cette situation impose leur remplacement ou leur régénération, ce qui génère des coûts d'exploitation supplémentaires et des contraintes de gestion des matériaux usés. Les performances peuvent également être affectées par la composition de l'eau à traiter (Satyam & Patra, 2024).

Filtration et adsorption du phosphore en traitement tertiaire

La filtration adsorbante combine un mécanisme de filtration physique et un phénomène de capture chimique du phosphore dissous résiduel. Elle est généralement utilisée en phase de traitement tertiaire, en tant qu'étape de polissage final visant à respecter les normes environnementales de rejet (Gubernat et al., 2020). Les médias filtrants employés peuvent inclure des oxydes de fer, de la zéolite ou encore des matériaux à base de calcium et de magnésium. Les oxydes de fer présentent une forte affinité pour les phosphates grâce à la formation de complexes stables, tandis que les matériaux calciques favorisent la précipitation de composés insolubles tels que l'hydroxyapatite (R. Liu et al., 2018; Ofoegbu, 2019). Dans ce contexte, certains matériaux filtrants reposent directement sur des minéraux apatitiques naturels ou synthétiques utilisés sous forme de granulats (H. Dai, Tan, Zhu, Sun, & Wang, 2018). Ces matériaux présentent un intérêt particulier en traitement tertiaire en raison de leur capacité à combiner un rôle de support physique et une réactivité chimique vis-à-vis des phosphates (G. Wu et al., 2022). Les matériaux calciques augmentent également l'alcalinité du milieu par dissolution des carbonates (J. T. Bunce, Ndam, Ofiteru, Moore, & Graham, 2018).

Malgré son efficacité, la filtration adsorbante présente certaines limites. Les médias filtrants subissent une saturation progressive, nécessitant leur remplacement ou leur régénération. Le procédé peut également être affecté par des phénomènes de colmatage liés à la présence de matières en suspension, ce qui réduit les performances hydrauliques et chimiques du système. Enfin, les coûts liés à l'exploitation et à la maintenance doivent être pris en compte dans l'évaluation globale de cette technologie (Tabatabaefar, Penn, Comeau, & Claveau-Mallet, 2025).

1.3.5 Cristallisation du phosphore

La cristallisation constitue une voie de récupération du phosphore particulièrement intéressante dans une perspective d'économie circulaire. Contrairement aux procédés classiques d'élimination, cette approche vise non pas à retirer le phosphore des eaux usées pour le

transférer vers les boues résiduelles, mais à le valoriser sous forme d'un produit solide directement réutilisable, principalement en agriculture (Peeva, 2026).

Principe du procédé

Le procédé repose sur la précipitation contrôlée de la struvite, un phosphate de magnésium et d'ammonium hydraté de formule $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Cette réaction intervient lorsque trois ions sont simultanément présents en solution : le magnésium (Mg^{2+}), l'ammonium (NH_4^+) et le phosphate (PO_4^{3-}) (J. Wu et al., 2022). Dans des conditions appropriées, ces espèces dissoutes atteignent la sursaturation et forment des cristaux solides de struvite, récupérables par séparation solide-liquide en accord avec la réaction (1.7) (Bayuseno, Perwitasari, Muryanto, Tauviqirrahman, & Jamari, 2020):



La formation de struvite ne se produit efficacement que sous des conditions physico-chimiques bien définies, ce qui rend le procédé hautement dépendant du contrôle opérationnel.

Conditions favorables

Le pH constitue un paramètre déterminant. La précipitation est généralement optimisée dans une plage alcaline, typiquement comprise entre 8,0 et 9,5, où la disponibilité du phosphate sous forme réactive est favorisée (Nadagouda et al., 2024).

Un équilibre stœchiométrique proche de 1:1:1 entre Mg^{2+} , NH_4^+ et PO_4^{3-} est recherché afin d'optimiser le rendement de cristallisation. Dans la pratique, un ajout externe de magnésium, par exemple sous forme de MgCl_2 ou MgO , est souvent nécessaire pour atteindre ces proportions (Rahman et al., 2014).

Les flux les plus propices à ce procédé sont généralement ceux de liquides riches en nutriments, tels que les surnageants issus de la déshydratation des boues ou les effluents de digestion

anaérobie, où les concentrations en ammonium et en phosphore sont élevées (Lorick, Macura, Ahlström, Grimvall, & Harder, 2020).

La cristallisation de la struvite est généralement réalisée dans des réacteurs spécifiquement conçus pour favoriser la croissance contrôlée des cristaux. Les technologies les plus répandues incluent les réacteurs à lit fluidisé et les systèmes air-lift. Dans ces dispositifs, les conditions hydrodynamiques sont ajustées de manière à favoriser la nucléation, la croissance cristalline et la séparation des particules formées. Les cristaux obtenus sont ensuite récoltés en continu ou de manière semi-continue au sein du réacteur (Z.-G. Liu et al., 2021).

Avantages et limites

La struvite récupérée constitue un produit à forte valeur ajoutée, principalement utilisé comme engrais à libération lente. Sa composition lui confère un intérêt agronomique particulier, puisqu'elle apporte simultanément du phosphore, de l'azote et du magnésium. Son comportement de dissolution progressive dans les sols permet une libération contrôlée des nutriments, limitant les pertes par lessivage et améliorant l'efficacité d'utilisation par les plantes. Cette caractéristique en fait une alternative durable aux engrais phosphatés conventionnels (Hidalgo, Martín-Marroquín, Corona, & Verdugo, 2025). Sur le plan opérationnel, le procédé permet également de limiter les phénomènes d'entartrage et de dépôts dans les équipements de traitement, notamment dans les conduites et les systèmes de digestion ou de déshydratation des boues (Siciliano, Limonti, Curcio, & Molinari, 2020).

Malgré ses avantages, la mise en œuvre de la cristallisation de la struvite présente plusieurs contraintes, notamment des coûts d'investissement et d'exploitation liés à l'ajout de réactifs magnésiens et à l'installation de réacteurs dédiés. Le procédé requiert également un contrôle opérationnel rigoureux, sa performance étant fortement dépendante des conditions de pH, des concentrations ioniques et de l'hydrodynamique. Enfin, des phénomènes de compétition chimique, notamment la formation de phosphates de calcium, peuvent limiter l'efficacité de la cristallisation ciblée (Siciliano et al., 2020).

1.3.6 Électrocoagulation appliquée à l'enlèvement du phosphore

Après avoir présenté le principe général de l'électrocoagulation dans la section consacrée à l'élimination de l'azote, cette section se concentre spécifiquement sur les mécanismes d'enlèvement du phosphore associés à cette technologie.

Mécanismes d'enlèvement du phosphore

L'enlèvement du phosphore par électrocoagulation repose principalement sur la production in situ d'ions métalliques issus de la dissolution anodique des électrodes de fer ou d'aluminium. Ces ions réagissent avec les orthophosphates dissous afin de former des composés peu solubles pouvant être séparés de la phase liquide. Dans le cas d'électrodes en aluminium, les ions Al^{3+} générés réagissent avec les phosphates selon la réaction (1.8) et de manière similaire, les électrodes en fer favorisent la formation de phosphates ferriques insolubles en accord avec la réaction (1.9).



Parallèlement à ces réactions de précipitation, les ions métalliques subissent une hydrolyse conduisant à la formation d'hydroxydes métalliques selon les équations (1.10) et (1.11) présentant une surface spécifique importante et contribuant à la capture du phosphore par adsorption et coprécipitation au sein des floccs formés.



La réaction cathodique produit également de l'hydrogène gazeux. Les microbulles générées peuvent favoriser la remontée des floccs vers la surface, améliorant ainsi leur séparation par électroflottation.

Ainsi, l'enlèvement du phosphore (et en particulier les phosphates) par électrocoagulation résulte de la combinaison de mécanismes de précipitation chimique, d'adsorption sur les hydroxydes métalliques, de coprécipitation et d'électroflottation (Reza, Haller, & Mao, 2024).

Paramètres influençant les performances

Le pH constitue un paramètre déterminant puisqu'il affecte la solubilité des phosphates métalliques ainsi que la stabilité des hydroxydes formés. Les meilleures performances sont généralement observées dans des conditions proches de la neutralité ou légèrement alcalines (Tibebe, Kassa, & Bhaskarwar, 2019). Le temps de traitement influence la quantité totale de métal dissous et la croissance des floccs, tandis que la concentration initiale en phosphore détermine les besoins en coagulants. Enfin, la nature des électrodes utilisées peut affecter les performances globales, les électrodes en fer et en aluminium étant les plus fréquemment employées pour la déphosphatation (Omwene & Koby, 2018).

Performances du procédé

L'électrocoagulation présente généralement des rendements élevés pour l'élimination du phosphore. De nombreuses études rapportent des efficacités de 90 %, pouvant atteindre 92 % dans des conditions optimisées (S. Chen et al., 2014). Ces performances sont attribuées à la production continue des espèces coagulantes ainsi qu'à l'action simultanée des mécanismes de précipitation et d'adsorption. Le procédé permet ainsi d'obtenir de faibles concentrations résiduelles en phosphore et peut être utilisé comme traitement de finition lorsque des objectifs de rejet particulièrement stricts doivent être respectés (Reza et al., 2024).

1.4 Phytoremédiation

La phytoremédiation désigne un ensemble de procédés de décontamination reposant sur l'utilisation de plantes et des micro-organismes associés afin de réduire, transformer ou immobiliser des contaminants présents dans les sols, les sédiments ou les eaux. Elle s'inscrit dans le cadre des technologies de restauration écologique, mobilisant les capacités

fonctionnelles des systèmes biologiques pour le traitement des pollutions environnementales (Yan et al., 2020). Ce procédé repose sur l'exploitation des interactions naturelles entre les végétaux et leur environnement. Les contaminants sont pris en charge par les plantes sur la base de différents mécanismes biologiques tels que l'absorption racinaire, la transformation métabolique ou encore l'immobilisation dans les tissus végétaux, permettant soit une diminution de leur toxicité, soit leur extraction progressive du milieu (Ma, Oliveira, Freitas, & Zhang, 2016).

1.4.1 Typologie des mécanismes

La phytoremédiation repose sur plusieurs mécanismes fonctionnels complémentaires, pouvant intervenir simultanément selon les caractéristiques du milieu, la nature des polluants et les espèces végétales utilisées (Aryal, 2024). La phytoextraction correspond à l'absorption des contaminants par les racines et leur transfert vers les parties aériennes de la plante, permettant leur élimination progressive grâce à la récolte de la biomasse végétale (Raklami, Meddich, Oufdou, & Baslam, 2022). La phytodégradation désigne la transformation des contaminants organiques en composés moins toxiques, sous l'action des enzymes végétales et de l'activité microbienne associée à la rhizosphère (Khan, Khan, Waris, Ilyas, & Zamel, 2022). La phytostabilisation vise quant à elle à réduire la mobilité des polluants dans le milieu, en les immobilisant dans le sol ou au niveau des racines, limitant ainsi leur dispersion et leur biodisponibilité (Yan et al., 2020). Enfin, la rhizofiltration repose sur l'utilisation du système racinaire comme filtre biologique permettant l'adsorption et l'absorption des contaminants présents dans les eaux (Aryal, 2024). Ces mécanismes ne fonctionnent toutefois pas de manière isolée : leur efficacité dépend fortement des organismes vivants impliqués dans le système sol–plante–microbiote, dont le rôle est déterminant dans les processus de transformation et de transfert des polluants.

1.4.2 Assimilation de l'azote par les macrophytes aquatiques

Dans les systèmes aquatiques, les macrophytes jouent un rôle central dans la régulation des nutriments dissous, notamment l'azote, en les incorporant dans leur biomasse. L'azote est

principalement présent dans le milieu sous forme d'ions ammonium (NH_4^+) et nitrate (NO_3^-), qui constituent les formes majoritairement assimilables par les plantes (J. Li et al., 2021). Ces formes sont absorbées au niveau des racines puis transportées vers les tissus végétaux, où elles sont intégrées dans des composés organiques essentiels tels que les acides aminés, les protéines et divers métabolites impliqués dans le fonctionnement cellulaire. Cette incorporation dans la biomasse contribue à réduire la disponibilité de l'azote dans la colonne d'eau (Hong, Liu, Xiang, Lei, & Fang, 2025).

L'efficacité de ce processus dépend de plusieurs facteurs intrinsèques et environnementaux, notamment l'espèce végétale, la température, le pH, la concentration en nutriments et les conditions de croissance. Ces paramètres influencent directement les taux d'absorption et l'intensité des voies métaboliques mobilisées (Manolaki et al., 2020). L'assimilation de l'azote constitue toutefois un mécanisme temporaire de rétention. En l'absence de gestion de la biomasse, une partie de l'azote peut être restituée au milieu lors de la sénescence et de la décomposition des tissus végétaux, la dégradation de la matière organique végétale entraînant la minéralisation de l'azote accumulé et son retour dans le milieu aquatique (Kröger, Holland, Moore, & Cooper, 2007).

1.4.3 Stockage et cycle interne de l'azote et du phosphore chez les plantes vivaces

Chez les plantes vivaces, l'azote est soumis à un cycle interne d'allocation et de remobilisation qui permet d'optimiser son utilisation au cours des différentes phases de croissance. Durant la phase de sénescence automnale, les protéines et la chlorophylle des feuilles sont progressivement dégradées. L'azote ainsi libéré est transféré vers les organes pérennes tels que les tiges, les racines et les rhizomes, où il est stocké sous forme de composés organiques solubles, notamment des acides aminés, des amides et des protéines de réserve végétative (VSP) (Masclaux-Daubresse et al., 2010). Au printemps, ces réserves sont remobilisées afin de soutenir la reprise de croissance et la formation de nouveaux tissus. L'azote est alors redistribué dans la plante principalement sous forme de glutamine (Gln) et d'asparagine (Asn), qui constituent des formes de transport efficaces de l'azote

organique (Havé, Marmagne, Chardon, & Masclaux-Daubresse, 2017). Ce mécanisme permet une optimisation interne des ressources azotées et contribue à réduire la dépendance immédiate aux apports externes en nutriments durant les phases de croissance active.

L'assimilation et la redistribution de l'azote reposent sur un ensemble de processus enzymatiques impliquant principalement la glutamine synthétase (GS) et l'asparagine synthétase (AS), qui jouent un rôle central dans la conversion et le stockage de l'azote organique (Masclaux-Daubresse et al., 2010). Lors de la sénescence foliaire, les protéines chloroplastiques sont dégradées par des protéases, libérant des acides aminés libres. Une proportion importante de l'azote foliaire est localisée dans les chloroplastes, principalement sous forme de protéines impliquées dans la photosynthèse. Les acides aminés issus de cette dégradation, notamment le glutamate et l'aspartate, sont exportés vers le cytosol où ils sont convertis en glutamine et en asparagine par les enzymes GS et AS. Ces formes représentent des composés stables et facilement transportables au sein de la plante. Une fois acheminés vers les organes pérennes, ces composés peuvent être soit stockés sous forme libre, soit réintégrés dans des protéines de réserve végétative, assurant ainsi la continuité du cycle interne de l'azote (Masclaux-Daubresse et al., 2010). Ce cycle global est illustré à la Figure 1.5, qui schématise les dynamiques d'assimilation, de stockage et de remobilisation de l'azote et du phosphore chez les plantes vivaces aquatiques.

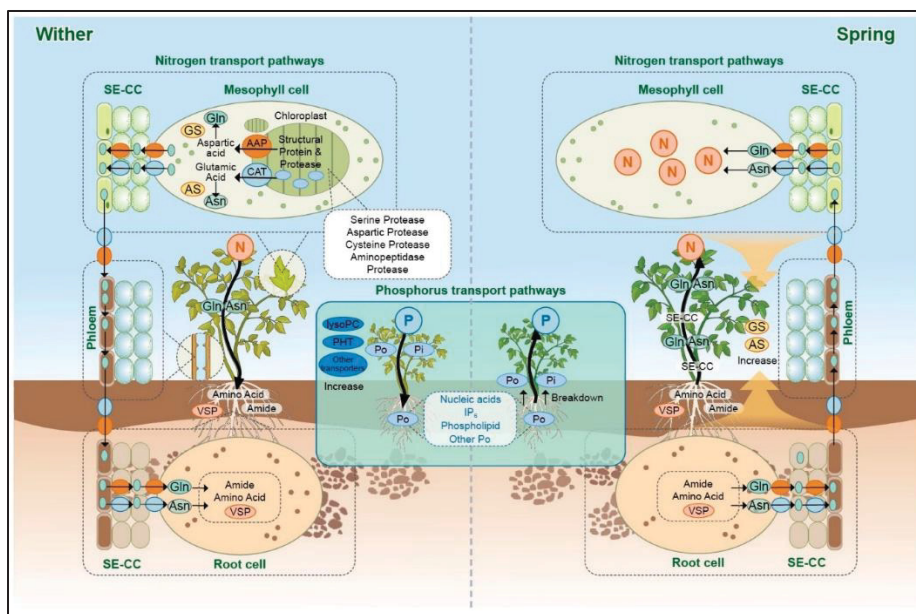


Figure 1.5 Cycle de l'azote et du phosphore dans les plantes
tiré de K. Wu et al., 2025

Le phosphore est un élément essentiel impliqué dans de nombreux processus métaboliques, notamment la synthèse des acides nucléiques et la production d'ATP. Dans les milieux aquatiques, il est principalement présent sous forme de phosphate inorganique (PO_4^{3-}), qui constitue la forme directement assimilable par les macrophytes (Duhamel, 2025). L'absorption du phosphore s'effectue majoritairement au niveau des racines grâce aux transporteurs spécifiques de type PHT (phosphate transporters), qui permettent l'entrée active du phosphate dans les cellules racinaires. Une fois absorbé, il est rapidement distribué vers les tissus aériens et souterrains comme présenté à la Figure 1.5, où il participe aux processus métaboliques essentiels (Duoliya Wang, Lv, Jiang, & Li, 2017). Au sein de la plante, le phosphore inorganique (Pi) est principalement stocké dans les vacuoles et peut être mobilisé selon les besoins physiologiques. Il peut également être converti en phosphore organique (Po), intégré dans des molécules telles que les phospholipides, les acides nucléiques et les intermédiaires énergétiques (S.-Y. Yang, Huang, Kuo, & Chiou, 2017).

Le phosphore est un élément souvent limitant dans les écosystèmes aquatiques en raison de sa faible disponibilité dans la colonne d'eau et de sa forte affinité pour les particules et les sédiments, ce qui réduit sa mobilité et sa biodisponibilité. En réponse à cette limitation, les macrophytes développent des stratégies d'adaptation telles qu'une absorption efficace à faibles concentrations et une forte capacité de recyclage interne du phosphore (Vymazal, 2007). Les mécanismes précis de régulation du phosphore chez les macrophytes restent encore partiellement compris, notamment en ce qui concerne les processus de transport de stockage vacuolaire et de conversion entre formes inorganiques et organiques (S.-Y. Yang et al., 2017).

1.4.4 Rhizosphère et interactions microbiennes

La rhizosphère correspond à la zone du substrat directement influencée par l'activité des racines des plantes. Ce microenvironnement, particulièrement dynamique, est propice au développement de nombreuses interactions physiques, chimiques et biologiques entre les racines, les microorganismes et les contaminants présents dans les eaux usées. Dans les zones humides construites, la rhizosphère constitue l'un des principaux sites de transformation et d'élimination des polluants (Q. Wang, Hu, Xie, & Yang, 2018). Les racines des macrophytes modifient fortement les caractéristiques du milieu environnant. Elles libèrent différents composés organiques dans le substrat et participent à l'oxygénation locale grâce au transport de l'oxygène atmosphérique vers les tissus racinaires. Cette oxygénation crée des gradients redox favorables au développement simultané de microorganismes aérobies et anaérobies, permettant ainsi la coexistence de nombreux processus biologiques (Vymazal, 2011).

La rhizosphère abrite une importante diversité microbienne comprenant notamment des bactéries, des champignons, des archées et divers microorganismes unicellulaires. Ces communautés se développent souvent sous forme de biofilms microbiens à la surface des racines et des particules du substrat. Les biofilms constituent des structures organisées dans lesquelles les microorganismes sont intégrés dans une matrice extracellulaire protectrice. Cette organisation favorise les échanges de nutriments, la coopération métabolique et la résistance aux variations environnementales (Davey & O'toole, 2000). Grâce à cette forte activité

biologique, la rhizosphère joue un rôle central dans les mécanismes d'épuration des eaux usées. Elle constitue le lieu privilégié de dégradation de la matière organique, de transformation des nutriments et de biodégradation de nombreux contaminants (Rani et al., 2024).

Processus microbiologiques

Les microorganismes présents dans la rhizosphère assurent une grande partie des processus biologiques responsables de l'épuration des eaux usées dans les zones humides construites. Ces transformations concernent principalement la matière organique, l'azote et certains contaminants organiques (Toet, Van Logtestijn, Schreijer, Kampf, & Verhoeven, 2005). L'un des mécanismes les plus importants est la dégradation de la matière organique biodégradable. Les bactéries hétérotrophes utilisent les composés organiques présents dans les eaux usées comme source de carbone et d'énergie. Grâce à la production d'enzymes extracellulaires, elles décomposent les molécules complexes en composés plus simples qui sont ensuite assimilés ou minéralisés. Ce processus contribue directement à la réduction de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et améliore la qualité de l'eau traitée (Karigar & Rao, 2011).

Les microorganismes interviennent également dans les transformations de l'azote. En conditions aérobies, les bactéries nitrifiantes convertissent l'ammonium (NH₄⁺) en nitrite (NO₂⁻), puis en nitrate (NO₃⁻). Ce processus permet la transformation de l'azote réduit vers une forme plus oxydée susceptible d'être absorbée par les plantes ou utilisée lors d'étapes ultérieures de traitement (J. Wang et al., 2022).

Dans les zones pauvres en oxygène, des bactéries dénitrifiantes utilisent les nitrates comme accepteurs d'électrons lors de leur métabolisme. Les nitrates sont alors progressivement réduits en gaz azotés, principalement sous forme de diazote (N₂), qui est relâché dans l'atmosphère. Ce processus de dénitrification constitue l'un des principaux mécanismes d'enlèvement permanent de l'azote dans les zones humides construites (Martínez-Espinosa et al., 2021). Les communautés microbiennes participent également à la dégradation de nombreux contaminants organiques tels que certains hydrocarbures, des pesticides, des solvants ou des produits pharmaceutiques. Ces transformations biologiques reposent sur une grande diversité de voies

métaboliques qui permettent de réduire la toxicité ou la persistance des contaminants dans l'environnement (Shah et al., 2024).

Interactions macrophytes–microorganismes dans la rhizosphère

Les microorganismes présents dans la rhizosphère n'agissent pas indépendamment des plantes. Les macrophytes entretiennent avec les communautés microbiennes des relations complexes qui influencent fortement les performances épuratoires des zones humides construites. Ces interactions reposent principalement sur les échanges de matière et d'énergie qui s'établissent entre les racines et les microorganismes présents dans leur environnement immédiat (Stottmeister et al., 2003).

Les racines libèrent continuellement dans le substrat une grande variété de composés organiques regroupés sous le terme d'exsudats racinaires. Ceux-ci comprennent notamment des sucres, des acides organiques, des acides aminés, des composés phénoliques ainsi que diverses molécules secondaires. Ces substances constituent une importante source de carbone et d'énergie pour les microorganismes de la rhizosphère et favorisent leur développement à proximité des racines (Shafi & Shahid, 2025). Ces différents mécanismes d'interaction sont synthétisés à la Figure 1.6, qui présente un exemple des principaux mécanismes de coopération entre macrophytes et microorganismes dans la rhizosphère notamment dans le cadre de la biodégradation des contaminants organiques persistants.

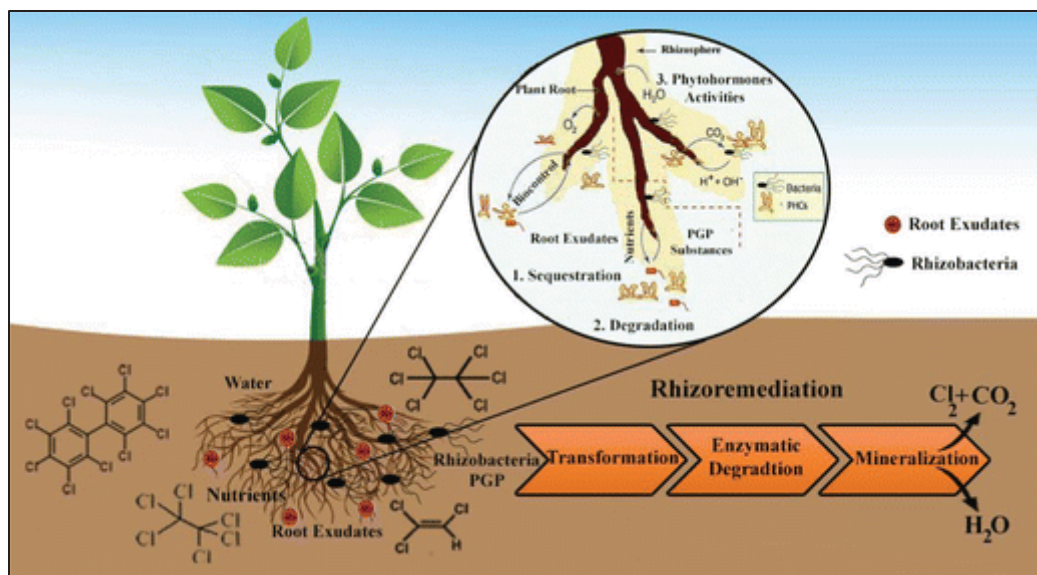


Figure 1.6 Schéma des interactions entre les plantes et les microorganismes de la rhizosphère

tiré de Arslan et al., 2017

Les exsudats racinaires stimulent le développement de communautés microbiennes abondantes et diversifiées ainsi que la formation de biofilms actifs à la surface des racines et du substrat. Cette stimulation favorise l'activité métabolique et enzymatique des microorganismes impliqués dans la dégradation des polluants. Les racines constituent également des surfaces de colonisation privilégiées qui permettent l'établissement de communautés microbiennes stables et hautement fonctionnelles (Haldar & Sengupta, 2015).

Les interactions entre les macrophytes et les microorganismes sont généralement de nature mutualiste. Les plantes fournissent des ressources nutritives et créent des conditions environnementales favorables au développement microbien, notamment par l'apport localisé d'oxygène dans la rhizosphère. En retour, les microorganismes participent à la dégradation de la matière organique, à la transformation des nutriments et à l'élimination de nombreux contaminants présents dans les eaux usées (Shahid et al., 2020). Parmi ces microorganismes, certaines bactéries de la rhizosphère, appelées bactéries promotrices de croissance des plantes (*Plant Growth-Promoting Rhizobacteria*, PGPR), peuvent également favoriser

directement le développement des macrophytes. Ces bactéries sont capables de produire ou de moduler la production de phytohormones, d'améliorer la disponibilité des nutriments et de réduire certains effets du stress causé par les contaminants. En stimulant la croissance et la vigueur des plantes, elles contribuent indirectement au maintien des performances épuratoires du système (Q. Saeed et al., 2021).

Au-delà de leur rôle dans l'alimentation des communautés microbiennes, les exsudats racinaires influencent également la biodisponibilité des polluants. En modifiant les conditions chimiques du milieu, ils peuvent affecter la solubilité, la mobilité et l'accessibilité des contaminants aux microorganismes dégradateurs. Certains composés exsudés par les racines favorisent ainsi les processus de biodégradation en rendant les contaminants plus facilement assimilables ou transformables (L. Sun et al., 2025). Cette stimulation de l'activité microbienne favorise notamment la rhizodégradation, c'est-à-dire la dégradation des contaminants organiques par les microorganismes associés aux racines. Ce mécanisme constitue l'un des principaux processus impliqués dans l'enlèvement des polluants organiques au sein des zones humides construites. Les macrophytes peuvent également contribuer directement à la transformation de certains contaminants grâce à leurs systèmes enzymatiques, participant ainsi aux mécanismes de phytodégradation (Khan et al., 2022).

Les synergies développées dans la rhizosphère permettent d'optimiser l'élimination de la matière organique, la transformation de l'azote, la dégradation des contaminants organiques et la rétention des nutriments. L'efficacité globale des zones humides construites repose donc en grande partie sur ces interactions biologiques complexes qui se développent autour des racines des macrophytes (Arslan et al., 2017).

1.4.5 Rôle de l'oxygène et des processus physiques racinaires

L'oxygène joue un rôle central dans le fonctionnement des zones humides construites et dans l'efficacité des processus de phytoremédiation. Certains macrophytes aquatiques, notamment les espèces émergentes, possèdent la capacité de transférer l'oxygène atmosphérique vers leurs

tissus souterrains grâce à des structures spécialisées appelées aérénchymes. Ces tissus facilitent la diffusion interne des gaz et permettent l'acheminement de l'oxygène jusqu'aux racines, même en conditions de saturation en eau (Q. Wang et al., 2018). Ce mécanisme, appelé aération racinaire, conduit à la formation de microzones oxydées dans la rhizosphère, contrastant avec l'environnement globalement anoxique des substrats saturés. Ces gradients redox sont essentiels au maintien d'une diversité d'activités microbiennes et à la coexistence de voies métaboliques complémentaires (Q. Wang et al., 2018; Wenlin et al., 2014).

Les espèces végétales diffèrent fortement quant à leur capacité d'aération racinaire. Les macrophytes émergents, grâce à leurs systèmes racinaires développés et leur forte conductivité interne, sont généralement les plus efficaces pour oxygéner le substrat et soutenir les processus microbiens aérobies. Toutefois, cette efficacité dépend de plusieurs facteurs environnementaux et physiologiques, notamment l'espèce végétale, la température, la charge organique du milieu et la disponibilité en nutriments. Dans certaines conditions, la capacité d'oxygénation peut être réduite, entraînant une diminution de l'extension des zones oxiques et une dominance accrue des processus anaérobies dans le substrat (Lai, Zhang, & Chen, 2012; Sánchez-Olivares et al., 2019).

Effets biogéochimiques liés à la présence d'oxygène

La libération d'oxygène dans la rhizosphère favorise le développement de communautés microbiennes aérobies et influence fortement les transformations biogéochimiques des nutriments et des polluants (Lamers et al., 2012; Q. Wang et al., 2018). La nitrification est un processus strictement aérobie fortement dépendant de la disponibilité en oxygène dans la rhizosphère. Les besoins théoriques en oxygène associés à cette transformation sont d'environ 4,57 g O₂/g NH₄⁺-N dans les systèmes de traitement conventionnels, tandis que des valeurs plus faibles sont rapportées dans les zones humides construites en raison de conditions de transfert d'oxygène limitées et de cinétiques biologiques différentes (Palomo et al., 2026; Vymazal, 2011).

Rôle mécanique des racines

Au-delà des processus biologiques et chimiques, les systèmes racinaires des macrophytes jouent également un rôle physique important dans les zones humides construites. Les racines forment une structure dense et ramifiée dans le substrat, agissant comme un réseau filtrant naturel (Ali et al., 2024). Cette structuration permet de ralentir la vitesse d'écoulement de l'eau, ce qui favorise la décantation des matières en suspension (MES) par gravité. Elle contribue également à la réduction de la turbidité et limite le colmatage des substrats filtrants, améliorant ainsi la durabilité des systèmes de traitement (Gomes et al., 2025). Ainsi, l'action mécanique des racines agit en complément des processus biologiques et contribue de manière significative à l'efficacité globale des systèmes de phytoremédiation, en particulier dans les eaux fortement chargées en matières en suspension (Vymazal, 2010).

Évapotranspiration

Les macrophytes influencent également le fonctionnement hydrologique des zones humides construites à travers les processus d'évapotranspiration, qui résultent de la combinaison de l'évaporation de l'eau à la surface du substrat ou de la colonne d'eau et de la transpiration des plantes par l'intermédiaire de leurs tissus foliaires (Beebe, Castle, Molz, & Rodgers, 2014).

Dans certains contextes climatiques, notamment en conditions chaudes ou tempérées, l'évapotranspiration peut représenter une fraction significative du volume d'eau traité. Cette réduction du volume entraîne une diminution du temps de rétention hydraulique (TRH), ce qui influence directement les conditions de traitement au sein du système (Milani et al., 2019). Elle peut également engendrer une concentration accrue des polluants résiduels, notamment les nutriments, les sels dissous et certains métaux. Enfin, elle modifie les dynamiques physico-chimiques locales, notamment la conductivité électrique ainsi que les équilibres d'adsorption et de désorption dans le substrat, tout en accentuant les gradients de concentration au sein du système (Białowiec, Albuquerque, & Randerson, 2014). Ainsi, l'évapotranspiration peut contribuer au fonctionnement épuratoire des zones humides construites en favorisant une rétention accrue des contaminants par diminution du volume d'effluent, mais cet effet dépend

fortement de son intensité et des caractéristiques du système. Une évapotranspiration excessive peut entraîner une accumulation progressive des charges polluantes et une modification des conditions du milieu (Białowiec et al., 2014; Milani et al., 2019).

En résumé, les macrophytes influencent les zones humides construites à travers des mécanismes complémentaires biologiques, chimiques, physiques et hydrologiques. L'aération racinaire structure les gradients redox et favorise les processus aérobies, tandis que les zones anoxiques permettent des voies métaboliques alternatives telles que la dénitrification et la fermentation. Parallèlement, les systèmes racinaires modifient les écoulements et participent à la rétention des particules, et l'évapotranspiration influence les bilans hydriques ainsi que la concentration des polluants. L'ensemble de ces processus interconnectés agit de manière synergique et contribue à l'efficacité globale de la phytoremédiation dans les zones humides construites. Ce processus peut être donc bénéfique s'il est bien maîtrisé. Toutefois, il doit être pris en compte dans la conception du marais filtrant afin d'éviter l'accumulation de charges polluantes dans le système ou la modification du milieu.

1.4.6 Types de marais filtrants

Les filtres plantés (FP) constituent des systèmes de traitement des eaux usées reposant sur des processus physiques, chimiques et biologiques se déroulant le plus souvent au sein d'un milieu granulaire poreux servant de support à une végétation. Leur classification permet de distinguer les différents niveaux d'interaction entre l'eau, le substrat et les macrophytes, ainsi que les modalités d'écoulement qui conditionnent fortement les performances épuratoires (Vymazal, 2010). Les FP peuvent être classés selon deux principaux critères : le type de végétation dominante et la configuration hydraulique. Du point de vue de la végétation, ils se distinguent selon l'utilisation de macrophytes flottants, émergents ou submergés (Almuktar, Abed, & Scholz, 2018). Sur le plan hydraulique, les systèmes peuvent être à surface libre ou à écoulement souterrain, ces derniers pouvant être subdivisés en écoulement horizontal ou vertical. Des configurations hybrides combinant plusieurs types de systèmes sont également utilisées afin d'optimiser les performances globales d'épuration (Masoud, Alfarra, & Sorlini,

2022). Les systèmes hybrides consistent généralement à associer plusieurs filtres plantés souterrains en série (par exemple un écoulement vertical suivi d'un écoulement horizontal), afin de combiner les processus d'oxygénation, de nitrification et de dénitrification, et ainsi améliorer l'efficacité globale du traitement (Masharqa, Al-Tardeh, Mlih, & Bol, 2023).

Marais filtrants à surface libre

Les systèmes à surface libre (*Free Water Surface*) s'apparentent aux zones humides naturelles. L'eau circule à ciel ouvert au-dessus d'un substrat et reste en contact direct avec l'atmosphère, tout en traversant un système végétalisé composé de macrophytes émergents comme présenté à la Figure 1.7.

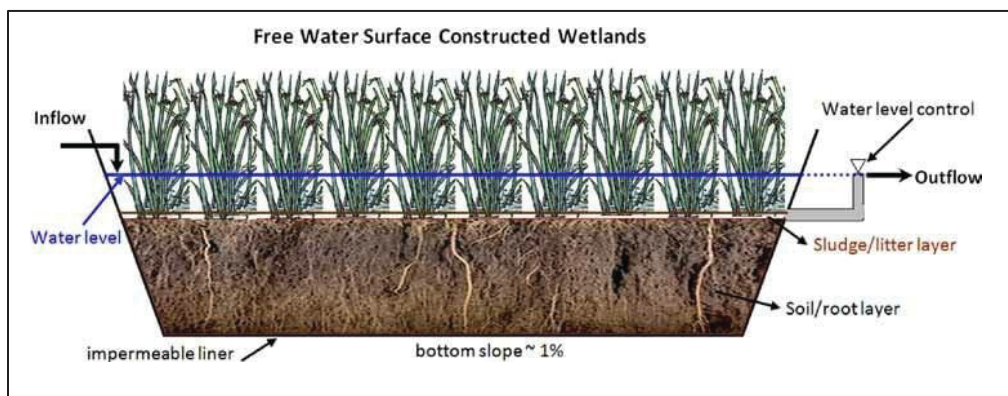


Figure 1.7 Schéma d'un marais filtrant à surface libre
tiré de Stefanakis, 2020a

Ce type de système est particulièrement efficace pour l'élimination de la matière organique grâce à la combinaison de processus physiques (sédimentation), biologiques (dégradation microbienne) et biogéochimiques associés aux macrophytes. Les systèmes à surface libre présentent généralement des performances élevées pour l'abattement de la pollution organique, avec des rendements moyens de 54 % pour l'azote globale, tandis que l'élimination du phosphore demeure plus variable et faible et dépend fortement des conditions hydrauliques, du substrat et de la végétation (El Hanandeh & Akrami, 2023).

Zones humides à végétation flottante (FTW)

Les zones humides flottantes (*Floating Treatment Wetlands*) reposent sur des plantes fixées à des structures flottantes, dont les racines se développent directement dans la colonne d'eau comme présenté à la Figure 1.8.

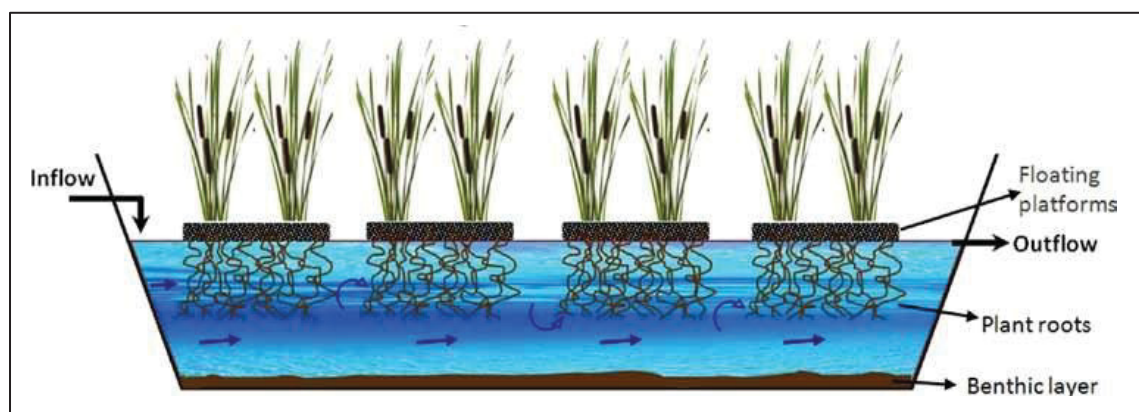


Figure 1.8 Schéma d'une zone humide flottante
tiré de Stefanakis, 2020a

Ce type de système est particulièrement adapté aux plans d'eau peu profonds, aux bassins existants ou aux milieux urbains. Les FTW présentent une grande flexibilité d'installation et peuvent être intégrées facilement dans des environnements déjà aménagés, tout en contribuant aux processus d'épuration via l'activité biologique associée aux racines (Headley & Tanner, 2012).

Marais filtrants à écoulement souterrain

Dans les systèmes à écoulement souterrain, le niveau d'eau est maintenu sous la surface du substrat qui peut être noyé ou percolateur. Ces systèmes reposent sur des macrophytes émergents enracinés dans un milieu poreux (gravier, sable ou sol) assurant les fonctions de filtration et d'habitat microbien (Vymazal, 2010). Ces systèmes se divisent en deux catégories principales selon la direction de l'écoulement.

Écoulement horizontal souterrain (HF)

Dans les filtres à écoulement horizontal (saturés), les eaux usées sont introduites à l'entrée et traversent lentement le substrat de manière longitudinale jusqu'à la zone de sortie comme présenté à la Figure 1.9.

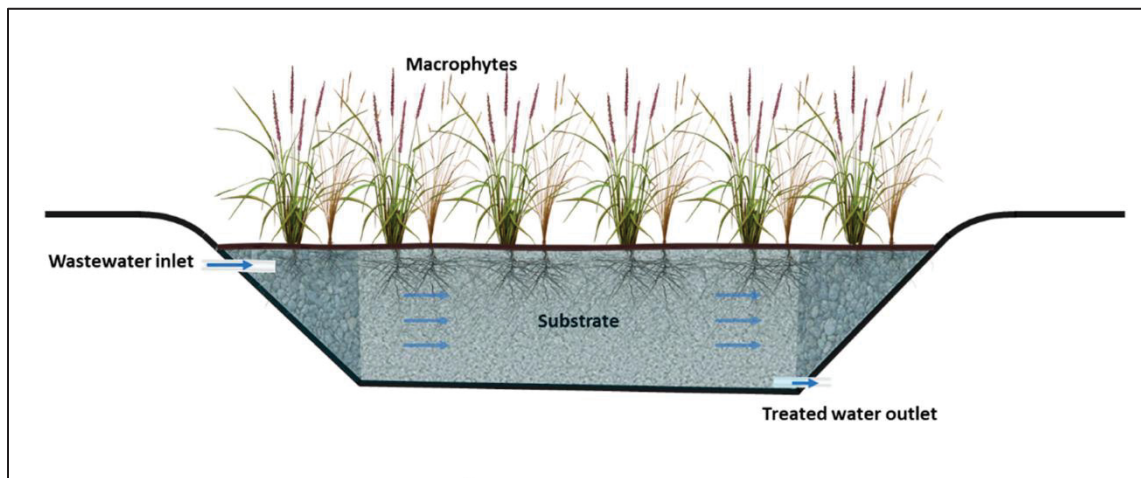


Figure 1.9 Schéma d'un filtre à écoulement horizontal souterrain
tiré de Hdidou et al., 2022

Ce type de système s'est largement développé en Europe depuis les premières installations en Allemagne dans les années 1970. L'utilisation initiale de sols fins a entraîné des problèmes de colmatage, conduisant progressivement à l'adoption de substrats plus grossiers, notamment le gravier lavé (Vymazal, 2005). Dans une logique d'amélioration fonctionnelle des substrats, certains matériaux réactifs ont également été étudiés, notamment les médias à base d'apatite (H. Dai et al., 2018). Ces granulats présentent un intérêt particulier en raison de leur capacité à immobiliser le phosphore par des mécanismes de précipitation et d'échanges ioniques, tout en conservant des propriétés hydrauliques compatibles avec un écoulement en milieu saturé (Delgado-González, Prost-Boucle, Troesch, & Molle, 2021).

Les systèmes à écoulement horizontal présentent généralement de bonnes performances pour l'élimination de la matière organique et des matières en suspension, avec des rendements

voisinant 74 % pour l'azote ammoniacal et 76 % pour l'azote global (Hao Zhang, Li, Shi, & Pan, 2024). Des rendements pouvant atteindre 18 % pour le phosphore total sont également obtenus par ce type de marais (Carrillo, Collins, Brisson, & Vidal, 2022). Toutefois, leur fonctionnement en conditions saturées limite fortement le transfert d'oxygène dans le substrat, ce qui restreint le développement de processus aérobies, notamment la nitrification. Cette contrainte explique des performances plus faibles et plus variables pour l'élimination de l'azote et du phosphore par rapport à d'autres configurations de filtres plantés (Gorgoglione & Torretta, 2018). De plus, ces systèmes nécessitent un prétraitement des eaux usées en amont afin de réduire la charge en matières en suspension et de limiter les risques de colmatage du substrat (Pedescoll, Corzo, Álvarez, García, & Puigagut, 2011).

Écoulement vertical souterrain (VF)

Les systèmes à écoulement vertical (non saturés) ont été développés afin de pallier les limites des systèmes horizontaux, notamment en matière d'oxygénation du milieu filtrant. Dans ce cas, l'eau est appliquée en surface puis elle percole à travers différentes couches de substrat, favorisant une meilleure aération du lit comme présenté dans la Figure 1.10.

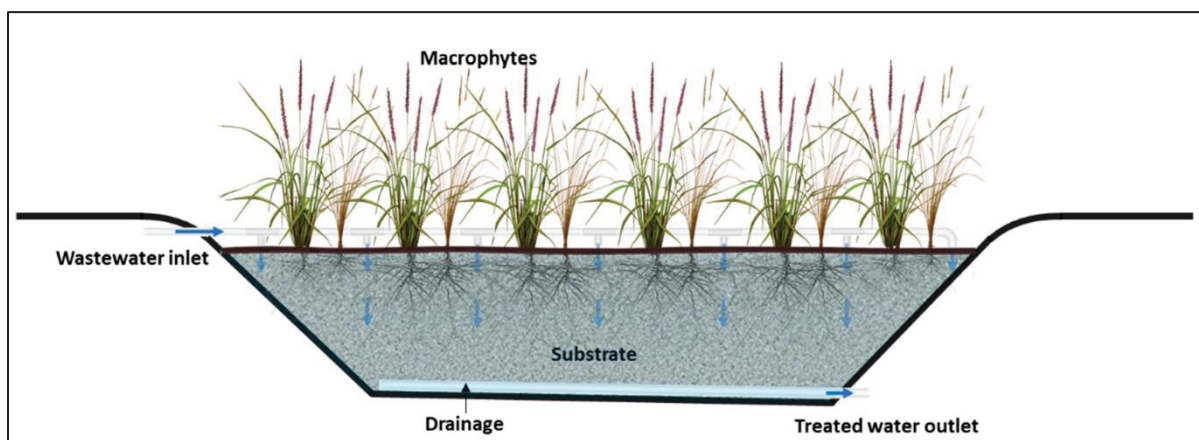


Figure 1.10 Schéma d'un filtre à écoulement vertical souterrain
tiré de Hdidou et al., 2022

Le substrat des filtres plantés est généralement structuré en plusieurs couches granulométriques afin d'optimiser l'écoulement hydraulique et de limiter les risques de colmatage. Une couche supérieure constituée de matériaux fins (environ 2–8 mm) assure la filtration et le développement des biofilms, suivie d'une couche intermédiaire de transition (3–20 mm) permettant de stabiliser les interfaces granulométriques. La couche inférieure est composée de matériaux plus grossiers (20–60 mm), jouant un rôle de drainage et assurant la collecte des effluents. Une revanche libre est également prévue afin d'absorber les variations hydrauliques et d'éviter les débordements (Bai et al., 2016).

Les filtres plantés à écoulement vertical fonctionnent selon un mode d'alimentation intermittente par bâchées, où les eaux usées sont appliquées en cycles successifs. Cette alimentation discontinue permet l'alternance de phases d'inondation et de drainage gravitaire du massif filtrant, favorisant l'entrée d'air par diffusion passive lors de la phase de ressuyage. Le régime d'alimentation (fréquence et volume des doses) influence directement les conditions d'oxygénation du substrat et les performances épuratoires, notamment la nitrification et l'élimination de la matière organique (Ávila et al., 2014; Foladori, Ruaben, Ortigara, & Andreottola, 2014). Ce mode de fonctionnement améliore significativement les conditions aérobies, ce qui rend les systèmes verticaux particulièrement efficaces pour les processus de nitrification et l'élimination de l'azote pouvant atteindre 93 à 94 % de rendement (Al-Saedi, Smettem, & Siddique, 2018). Des rendements de 28 % pour le phosphore total ont également été observé dans certains marais filtrants à écoulement vertical (Basílico, Casares, & de Cabo, 2024).

1.4.7 Marais filtrants en milieu tropical

En milieu tropical, les conditions climatiques influencent fortement le fonctionnement des marais filtrants. Les températures élevées, généralement comprises entre 20 et 35 °C, favorisent l'activité métabolique des microorganismes et accélèrent les cinétiques de dégradation biologique (Système National de Gestion des Risques et des Désastres en Haïti, 2025; Huiyong Wang et al., 2023). Cette augmentation de l'activité microbienne améliore la

dégradation de la matière organique et la nitrification, ce qui se traduit souvent par des rendements supérieurs à ceux observés dans les régions tempérées (D.-Q. Zhang et al., 2015). Les températures élevées contribuent également au maintien d'une activité biologique relativement stable tout au long de l'année, contrairement aux climats tempérés où les performances peuvent diminuer durant la période hivernale (Jokerst et al., 2011).

En milieu tropical, les conditions climatiques favorisent une croissance végétale importante, ce qui peut améliorer la stabilité et le fonctionnement des systèmes (Sangabriel-Lomeli et al., 2025). Les régions tropicales se caractérisent également par des événements pluvieux parfois intenses pouvant entraîner des variations importantes de la charge hydraulique appliquée aux systèmes (Silva & da Silva Júnior, 2026).

1.4.8 Macrophytes dans les marais filtrants

Les macrophytes constituent l'un des éléments fondamentaux des marais filtrants et participent activement aux processus épuratoires présents. Bien que l'élimination des contaminants résulte principalement de l'action combinée du substrat et des microorganismes, la présence des végétaux contribue de manière significative aux performances globales du système. Les plantes assurent plusieurs fonctions complémentaires, notamment la stabilisation du substrat, le maintien de la porosité du milieu filtrant, la réduction des risques de colmatage ainsi que la création d'un environnement favorable au développement des communautés microbiennes (Kochi, Freitas, Maranhão, Juneau, & Gomes, 2020). Elles participent également au transfert d'oxygène atmosphérique vers la rhizosphère grâce à la présence d'aérenchymes, favorisant ainsi le développement de processus biologiques aérobies tels que la nitrification (Wang et al., 2018).

Le choix des espèces végétales constitue une étape essentielle dans la conception des marais filtrants. Les espèces sélectionnées doivent être adaptées aux conditions climatiques locales et capables de tolérer les contraintes environnementales associées aux eaux usées. Elles doivent notamment résister à des conditions d'inondation prolongées, présenter une bonne tolérance aux polluants, produire une biomasse importante et développer un système racinaire dense

favorisant les interactions entre les plantes, le substrat et les microorganismes. Une croissance rapide, une bonne capacité de régénération ainsi qu'une résistance aux maladies et aux ravageurs sont également recherchées afin d'assurer la pérennité du système. Enfin, les espèces utilisées doivent présenter un faible risque d'envahissement écologique et être compatibles avec les écosystèmes locaux (Kochi et al., 2020).

De nombreuses espèces végétales ont été étudiées et utilisées dans les systèmes de marais filtrants à travers le monde. Parmi les plus répandues figurent *Phragmites australis* (roseau commun), *Typha latifolia* (massette à larges feuilles) et diverses espèces du genre *Scirpus*, reconnues pour leur robustesse, leur forte production de biomasse et leur aptitude à coloniser rapidement les milieux humides (Vymazal, 2013). Les plantes ornementales telles que *Canna indica*, *Iris pseudacorus* et certaines espèces d'*Heliconia* ont également suscité un intérêt croissant au cours des dernières années. Plusieurs études ont montré que ces espèces présentent des performances épuratoires comparables à celles des macrophytes traditionnellement utilisés tout en offrant un intérêt esthétique supplémentaire susceptible d'améliorer l'acceptabilité sociale des infrastructures de traitement (Ediviani, Priadi, & Moersidik, 2018; Sandoval, Zamora-Castro, Vidal-Álvarez, & Marín-Muñiz, 2019).

L'espèce *Canna indica* est une plante vivace appartenant à la famille des *Cannaceae* est originaire des régions tropicales d'Amérique centrale et d'Amérique du Sud, mais elle est aujourd'hui largement répandue dans les régions tropicales et subtropicales du monde (Mishra, Goyal, & Sen, 2015). Initialement appréciée pour ses qualités ornementales, elle suscite désormais un intérêt croissant dans le domaine de la phytoremédiation en raison de sa robustesse et de ses capacités épuratoires (Karungamye, 2022). *Canna indica* se caractérise par une croissance rapide, une forte production de biomasse et un système racinaire particulièrement développé. La plante peut atteindre une hauteur comprise entre 0,9 et 3,0 m selon les conditions environnementales (Karungamye, 2022; L. Li et al., 2013). Le système racinaire de *Canna indica* est composé de nombreuses racines fines fortement ramifiées, dont la longueur peut atteindre plusieurs dizaines de centimètres selon les conditions de culture, offrant ainsi une importante surface de colonisation pour les microorganismes (Jampeetong &

Janyasupab, 2022; Karungamye, 2022). Cette architecture racinaire favorise le développement du biofilm microbien et améliore les échanges entre les racines, le substrat et l'eau usée (Kataki, Chatterjee, Vairale, Dwivedi, & Gupta, 2021).

L'espèce présente également une grande capacité d'adaptation aux conditions environnementales variables. Elle tolère aussi bien des environnements fortement ensoleillés que des zones partiellement ombragées et se développe préférentiellement dans les milieux humides. Plusieurs travaux ont démontré sa capacité à supporter des concentrations élevées en nutriments ainsi que différentes formes de stress environnemental, notamment la salinité et la présence de métaux lourds tels que le cuivre et le cadmium (Konnerup & Brix, 2010; Zhang, Rengel, & Meney, 2008). Sa tolérance aux conditions d'inondation prolongées contribue également à sa stabilité dans les systèmes de traitement des eaux usées (Sharma, Priya, & Brighu, 2014).

Grâce à l'ensemble de ces mécanismes, *Canna indica* figure parmi les espèces les plus prometteuses pour les systèmes de traitement fondés sur la phytoremédiation. Plusieurs études ont démontré son efficacité dans le traitement des eaux usées domestiques, industrielles et agricoles. Les résultats rapportés dans la littérature indiquent des réductions significatives de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), des matières en suspension (MES), ainsi que des composés azotés et phosphorés (Karungamye, 2022). Par exemple, une étude menée en conditions tropicales a montré que *Canna indica* permettait d'atteindre des rendements d'élimination de l'ordre de 77,4 % pour l'azote global et de 89,8 % pour le phosphore total dans un système de marais filtrant à écoulement vertical traitant des eaux usées domestiques (Pinninti et al., 2022). D'autres travaux ont également mis en évidence des capacités élevées d'élimination de l'azote et du phosphore ainsi qu'une contribution notable au retrait de certains métaux lourds (Karungamye, 2022).

Compte tenu de sa forte production de biomasse, de son système racinaire développé, de sa capacité d'adaptation à des conditions environnementales variées et de ses performances

épuratoires reconnues, *Canna indica* apparaît comme une espèce particulièrement adaptée aux marais filtrants destinés au traitement des eaux usées.

1.4.9 Substrat

Le substrat constitue l'un des éléments fondamentaux des filtres plantés (FP), puisqu'il assure simultanément des fonctions physiques, biologiques et chimiques essentielles au traitement des eaux usées. Il fournit un support mécanique permettant l'ancrage et le développement des macrophytes, tout en contribuant à la stabilité structurelle du lit filtrant. Par ailleurs, il offre une vaste surface spécifique favorable à la colonisation microbienne et à la formation de biofilms, lesquels jouent un rôle central dans les processus de dégradation des contaminants (Calheiros, Rangel, & Castro, 2008; Pavlineri, Skoulikidis, & Tsihrintzis, 2017). Les microorganismes présents dans le système s'attachent progressivement à la surface des particules du substrat ainsi qu'aux structures racinaires des plantes, où ils se développent sous forme de biofilms complexes. Ces communautés microbiennes constituent le principal moteur biologique de l'épuration et participent à la transformation de nombreux contaminants organiques et inorganiques (Kurzbaum, 2022). Ainsi, la majorité des réactions physiques, chimiques et biologiques impliquées dans le fonctionnement des FP se déroulent au sein du substrat ou à son interface avec la rhizosphère (Rani et al., 2024).

Sur le plan physique, le substrat agit comme un média filtrant permettant la rétention des matières en suspension et de la fraction particulaire de la matière organique. Il contribue également à la régulation de l'écoulement hydraulique à travers le système. Sur le plan chimique, il participe à l'élimination de plusieurs contaminants par adsorption, échange ionique ou précipitation, notamment dans le cas du phosphore (Vymazal, 2010). L'efficacité de ces mécanismes dépend fortement des propriétés intrinsèques du matériau utilisé.

Le choix du substrat constitue donc un facteur déterminant de la performance épuratoire et de la stabilité à long terme des filtres plantés. Plusieurs critères doivent être pris en considération, notamment la granulométrie, la porosité, la conductivité hydraulique, la résistance mécanique,

la stabilité chimique ainsi que le coût et la disponibilité du matériau (Ji, Tang, & Pei, 2022). La taille des particules influence particulièrement le comportement hydraulique du système. Les matériaux fins offrent généralement une meilleure capacité de filtration et une plus grande surface d'adhésion microbienne, mais présentent également un risque accru de colmatage (H. Zhong, Hu, Wang, Chen, & Huang, 2022). À l'inverse, les matériaux plus grossiers favorisent l'écoulement de l'eau, mais un chemin préférentiel de l'eau peut se créer, ce qui réduit le temps de contact entre les polluants et les surfaces réactives du substrat (Min & Wise, 2009).

Traditionnellement, les filtres plantés à écoulement vertical utilisent principalement des substrats minéraux tels que le sable et le gravier. Ces matériaux présentent une bonne stabilité physique et permettent d'assurer des conditions hydrauliques adéquates (Gorgoglione & Torretta, 2018). Toutefois, leur capacité d'adsorption demeure limitée et tend à diminuer progressivement avec le temps en raison de la saturation des sites réactifs. De plus, certains systèmes utilisant exclusivement des substrats minéraux peuvent présenter des performances limitées pour l'élimination de certains nutriments, notamment le phosphore et l'azote (H. Zhong et al., 2022).

Substrats alternatifs

Les limitations observées avec les substrats minéraux classiques ont conduit au développement et à l'évaluation de nombreux matériaux alternatifs. Au cours des dernières années, une grande diversité de substrats a été étudiée, incluant des minéraux naturels tels la zéolite, le sable et le gravier, des résidus de construction comme des briques ou des tuiles, des sous-produits industriels comme des cendres volantes et des scories d'acier ainsi que des biomasses issues de l'agriculture telles que la bagasse de canne à sucre ou la sciure de bois (Chi et al., 2024; Domínguez-Solís, Martínez-Rodríguez, Campos-Villegas, Ramírez-Escamilla, & Bello-Yañez, 2026; Marcelino et al., 2020; Sakadevan & Bavor, 1998). L'intérêt porté à ces matériaux repose sur leur potentiel à améliorer les performances épuratoires tout en favorisant la valorisation de ressources résiduelles dans une perspective d'économie circulaire (Ji et al., 2022). Parmi ces matériaux alternatifs, les bagasses issues de l'agriculture sont des substrats organiques riches en carbone qui ont suscité un intérêt particulier (Y. Li et al., 2018). Plusieurs

études ont montré que leur utilisation pouvait améliorer l'élimination de la matière organique et de l'azote grâce à leur capacité à fournir une source additionnelle de carbone aux microorganismes impliqués dans les processus biologiques d'épuration (Lin et al., 2023). En effet, dans plusieurs systèmes de traitement, la disponibilité limitée du carbone organique constitue un facteur contraignant pour les réactions de dénitrification. L'intégration de biomasse au sein du substrat permet alors de soutenir l'activité microbienne en fournissant progressivement du carbone biodisponible (Y. Zhang et al., 2022). Les propriétés physiques de ces biomasses contribuent également à leur intérêt. Leur structure généralement poreuse procure une surface importante pour l'établissement des biofilms et favorise le développement de communautés microbiennes diversifiées. De plus, les bagasses issues de l'agriculture peuvent favoriser l'adsorption de certains contaminants dissous grâce à la présence de groupements fonctionnels associés aux composés lignocellulosiques participant ainsi aux mécanismes globaux d'épuration (B. Wang et al., 2024). En effet, ces groupements présents à la surface des fibres lignocellulosiques peuvent interagir avec différents composés dissous par adsorption ou complexation, contribuant ainsi à leur rétention au sein du système (Vasić et al., 2023).

Des travaux réalisés pour le traitement des eaux usées industrielles au Bangladesh avec des marais filtrants plantés verticaux et horizontaux ont notamment comparé les performances de deux substrats de nature différente : une brique recyclée issue de déchets de construction et de la bagasse de canne à sucre provenant de résidus agricoles. Les résultats ont montré que les mécanismes d'enlèvement différaient selon la nature du matériau utilisé. Alors que la brique favorisait principalement l'adsorption de la matière organique, la bagasse stimulait davantage les processus microbiens de biodégradation grâce à son caractère organique. Le système contenant de la bagasse et à flux vertical a notamment atteint des rendements d'enlèvement de 22 % pour l'azote ammoniacal et de 32 % pour le phosphore total. Le rendement de l'azote total s'est avéré supérieur à celui obtenu avec la brique seule, soit 48 % contre 28 %, ce qui a été attribué à la génération interne de carbone nécessaire aux processus de dénitrification (Saeed, Muntaha, Rashid, Sun, & Hasnat, 2018). Malgré les progrès réalisés dans la conception des filtres plantés, l'optimisation du choix des substrats demeure un axe de

recherche actif. L'identification de matériaux à la fois économiques, durables, facilement disponibles et capables d'améliorer les performances épuratoires représente un enjeu majeur pour le développement de systèmes de traitement plus efficaces et plus durables (Ji et al., 2022). Dans ce contexte, la bagasse de canne à sucre apparaît comme une alternative particulièrement prometteuse.

La bagasse de canne à sucre (*Saccharum officinarum*) correspond au résidu fibreux obtenu après l'extraction du jus lors du broyage de la canne. Longtemps considérée comme un simple déchet agricole, elle est aujourd'hui reconnue comme une biomasse renouvelable présentant un fort potentiel de valorisation dans de nombreux secteurs industriels et environnementaux (Thorat et al., 2025).

À la sortie des presses, la bagasse contient approximativement 50 % d'humidité. Sa fraction sèche est principalement constituée de cellulose (40 à 50 %), d'hémicelluloses (20–30 %) et de lignine (18–25 %), auxquels s'ajoutent diverses substances extractibles d'origine végétale (Rezende et al., 2011). Cette composition lignocellulosique lui confère une structure fibreuse et poreuse particulièrement intéressante pour les applications liées au traitement de l'eau (Mubarak, Ilyas, Nordin, Ngadi, & Alkbir, 2024). La présence de cellulose et d'hémicelluloses favorise notamment la libération progressive de carbone organique lors de la dégradation du matériau (Bottino, Cunha-Santino, & Bianchini, 2016).

Les propriétés de la bagasse ont déjà été exploitées dans différents procédés de traitement de l'eau. Plusieurs résidus végétaux ont été évalués comme coagulants naturels, dont la bagasse de canne à sucre, l'écorce de châtaigne et les rafles de maïs. Parmi les matériaux étudiés, la bagasse a présenté les meilleures performances en matière d'élimination de la turbidité, démontrant ainsi son potentiel pour la rétention de contaminants particuliers (Zaidi, Muda, Abdul Rahman, Sgawi, & Amran, 2019).

Cependant, malgré ces avantages, certaines limites doivent être considérées. Contrairement aux substrats minéraux traditionnellement utilisés dans les filtres plantés, la bagasse est un

matériau biodégradable dont les propriétés évoluent au cours du temps. Sa décomposition progressive peut entraîner une réduction de la porosité du milieu, une modification des conditions hydrauliques ainsi qu'une augmentation du risque de colmatage (Aslam et al., 2025; S. Dai et al., 2025). Par ailleurs, le relargage de matière organique dissoute peut occasionnellement conduire à une augmentation temporaire de la charge organique de l'effluent ou à une consommation accrue de l'oxygène disponible dans le système (T. Saeed & Sun, 2013).

1.4.10 Impact des variations de charges hydraulique et organique

Les performances des marais filtrants construits ne sont pas constantes et dépendent fortement des conditions d'exploitation auxquelles ils sont soumis. Parmi les paramètres opérationnels les plus influents figurent la charge hydraulique et la charge organique appliquées au système. La charge hydraulique correspond au volume d'eau usée introduit par unité de surface et de temps, tandis que la charge organique représente la quantité de matière organique apportée par unité de surface et de temps, généralement exprimée en demande chimique en oxygène (DCO) ou en demande biochimique en oxygène (DBO₅). Les variations de ces charges peuvent modifier les conditions hydrauliques, physicochimiques et biologiques du milieu, influençant directement l'efficacité des processus d'épuration (Vymazal, 2011).

Dans les marais filtrants verticaux alimentés par bâchées, la charge hydraulique est définie par le volume d'eau appliqué à chaque bâchée (ou la hauteur de lame d'eau correspondante) ainsi que par la fréquence des alimentations. Ces paramètres conditionnent également la durée des périodes de drainage et de repos entre deux applications (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012). Dans les marais filtrants verticaux alimentés par bâchées, l'alimentation intermittente alterne des phases de percolation, de drainage et de repos. Cette alternance favorise le renouvellement de l'air dans les pores du substrat et le maintien de conditions aérobies propices à l'activité microbienne, notamment à la dégradation de la matière organique et à la nitrification (Thalla, Devatha, Anagh, & Sony, 2019). À l'inverse, une augmentation de la charge hydraulique ou une réduction des périodes de drainage peut modifier les conditions d'oxygénation du massif

et influencer les performances épuratoires du système (Bassani, Pelissari, da Silva, & Sezerino, 2021; Decezaro et al., 2019). Les systèmes en bache favorise également la sédimentation des matières en suspension (Jia, Zhang, Wu, Xie, & Zhang, 2010). À l'inverse, les systèmes en flux continu, comme dans les marais à écoulement horizontal, offrent une stabilité hydraulique mais sont plus sensibles aux variations de débit et de charge polluante, et présentent généralement une efficacité moindre pour la décantation des particules. Ils nécessitent donc souvent un prétraitement en amont (Pedescoll et al., 2011).

La charge organique exerce également une influence majeure sur le fonctionnement des marais filtrants qu'ils soient horizontaux ou verticaux. Un apport modéré de matière organique peut stimuler l'activité microbienne en fournissant une source de carbone nécessaire au métabolisme des microorganismes (Gorgoglione & Torretta, 2018). Cependant, lorsque la charge organique devient excessive, la demande en oxygène associée à la dégradation de cette matière augmente fortement. Cette consommation accrue peut entraîner une diminution de la disponibilité en oxygène dans le substrat et la rhizosphère, limitant ainsi le développement des microorganismes aérobies responsables de la nitrification. Une surcharge organique peut alors provoquer une accumulation de composés azotés réduits, tels que l'ammonium, ainsi qu'une baisse globale des performances épuratoires (S. Wu et al., 2013).

Les variations brusques de charge, qu'elles soient hydrauliques ou organiques, représentent également une source de stress pour les communautés microbiennes que ce soit dans les marais filtrants verticaux ou horizontaux. Les populations bactériennes nécessitent généralement une période d'adaptation afin d'ajuster leur activité aux nouvelles conditions environnementales. Lorsqu'un choc de charge survient, un déséquilibre temporaire peut apparaître entre les apports de contaminants et la capacité d'adaptation des communautés microbiennes du système, pouvant entraîner une diminution transitoire des rendements d'épuration (Sukias, Park, Stott, & Tanner, 2018). La fréquence et l'amplitude de ces perturbations constituent donc des facteurs importants dans l'évaluation des performances des marais filtrants (Vymazal, 2007). Par ailleurs, des charges hydrauliques ou organiques élevées sur de longues périodes peuvent accélérer le phénomène de colmatage du substrat surtout dans les marais filtrants horizontaux.

L'accumulation de matières en suspension, de biomasse microbienne et de dépôts organiques réduit progressivement la porosité du milieu filtrant et limite la circulation de l'eau et de l'air. Ce phénomène peut conduire à une augmentation des pertes de charge hydrauliques et à une diminution de l'efficacité globale du traitement (Hanxi Wang, Sheng, & Xu, 2021).

Dans ce contexte, la résilience des marais filtrants, définie comme leur capacité à absorber les perturbations et à retrouver un fonctionnement stable après un épisode de surcharge, constitue une caractéristique essentielle. Les systèmes présentant une forte résilience sont capables de maintenir des performances satisfaisantes malgré les fluctuations de débit ou de charge polluante qui surviennent fréquemment dans les conditions réelles d'exploitation (Domínguez-Solís, Martínez-Rodríguez, Ramírez-Escamilla, Campos-Villegas, & Domínguez-Solís, 2025).

1.4.11 Avantages et limites des marais filtrants

Les marais filtrants présentent de nombreux avantages qui expliquent leur utilisation croissante dans le traitement des eaux usées domestiques, agricoles et industrielles. Leur fonctionnement repose principalement sur des processus naturels impliquant les plantes, le substrat et les communautés microbiennes.

Sur le plan économique, les marais filtrants constituent une solution particulièrement intéressante pour les petites collectivités et les régions disposant de ressources financières limitées. Les coûts d'exploitation sont généralement faibles en raison de l'absence ou de la faible utilisation d'équipements électromécaniques. La consommation énergétique est ainsi nettement inférieure à celle des stations d'épuration conventionnelles, qui nécessitent notamment des systèmes d'aération et de pompage. Bien que la mise en œuvre d'un marais filtrant implique des investissements initiaux liés aux travaux d'excavation, à l'installation du système hydraulique, à l'achat des substrats et à la plantation des macrophytes, ces coûts sont souvent compensés par les faibles dépenses d'exploitation et de maintenance sur le long terme (Gorgoglione & Torretta, 2018).

Les besoins d'entretien demeurent relativement limités, mais ne doivent pas être négligés. Une surveillance régulière des débits et des niveaux d'eau est nécessaire afin de détecter rapidement d'éventuels dysfonctionnements hydrauliques. L'entretien comprend également la gestion de la végétation, notamment la récolte périodique des parties aériennes de certaines espèces, ainsi que le contrôle des plantes indésirables et la vérification de l'intégrité des ouvrages. Une maintenance adéquate contribue à maintenir les performances épuratoires du système et à prévenir la remobilisation des polluants accumulés (T. Saeed & Sun, 2012).

Au-delà de leur fonction de traitement des eaux usées, les marais filtrants fournissent également de nombreux services écosystémiques. Ils constituent des habitats favorables à une grande diversité d'organismes, incluant les insectes, les amphibiens, les oiseaux aquatiques et certains petits mammifères. En favorisant la connectivité écologique entre différents milieux naturels, ils peuvent contribuer au maintien de la biodiversité locale. Les systèmes végétalisés participent également à la régulation hydrologique en ralentissant les écoulements, en favorisant l'infiltration de l'eau et en limitant les phénomènes d'érosion grâce au développement des systèmes racinaires. Cette biodiversité contribue par ailleurs à la résilience écologique du système et peut renforcer sa capacité d'adaptation face aux perturbations environnementales (Chengxiang Zhang et al., 2020).

Malgré ces nombreux avantages, les marais filtrants présentent également certaines limites susceptibles d'affecter leur efficacité et leur durabilité. Parmi celles-ci, le colmatage du substrat, surtout existant pour les marais filtrants horizontaux mais également présent dans les marais filtrants verticaux à une échelle différente, constitue l'un des principaux défis opérationnels. Ce phénomène résulte de l'accumulation progressive des matières solides, notamment des matières en suspension et de la matière organique, au sein du média filtrant, entraînant une diminution de sa conductivité hydraulique (Knowles, Griffin, & Davies, 2010). Plusieurs facteurs peuvent favoriser son apparition, notamment des charges hydrauliques ou organiques excessives, des caractéristiques inadaptées du substrat ou encore des conditions d'exploitation défavorables (Knowles, Dotro, Nivala, & García, 2011). La réduction de la perméabilité du média filtrant peut provoquer différents dysfonctionnements hydrauliques.

L'eau usée peut alors s'accumuler à la surface du système ou emprunter des chemins préférentiels, limitant le contact entre l'effluent et les zones actives du filtre et réduisant ainsi les performances de traitement (Knowles et al., 2011). Dans les filtres plantés à écoulement vertical, le colmatage favorise également la formation d'une lame d'eau permanente en surface, empêchant le drainage complet du lit entre deux cycles d'alimentation (Pucher & Langergraber, 2019). En outre, l'obstruction des pores du substrat limite les transferts d'oxygène vers les zones profondes du filtre, ce qui peut compromettre les processus biologiques aérobies tels que la dégradation de la matière organique et la nitrification (Mishra, Dey Chowdhury, Bhunia, & Sarkar, 2024).

Une autre limite importante concerne la saturation progressive du substrat vis-à-vis de certains contaminants. Au fil du temps, les capacités d'adsorption et de rétention des matériaux filtrants peuvent diminuer, notamment pour le phosphore et certains métaux, entraînant une baisse des performances épuratoires. Dans certains cas, le remplacement ou la régénération du substrat peut devenir nécessaire afin de maintenir l'efficacité du système (Webb, van Biervliet, Wood, Roberts, & Wake, 2025). Les marais filtrants peuvent également être affectés par la présence de contaminants fortement toxiques. Des concentrations élevées de métaux lourds, de composés organiques persistants ou d'autres substances toxiques peuvent altérer le développement des macrophytes et perturber les communautés microbiennes responsables d'une grande partie des processus de dégradation. Ces situations peuvent réduire significativement les performances de traitement et limiter l'applicabilité de la technologie à certains types d'effluents industriels (J. Wang et al., 2022).

Une autre contrainte fréquemment associée aux marais filtrants concerne leur importante emprise au sol. Comparativement aux procédés conventionnels plus intensifs de traitement des eaux usées, ces systèmes nécessitent généralement des surfaces plus étendues afin d'assurer un temps de séjour suffisant et un contact adéquat entre les effluents, le substrat, les microorganismes et les végétaux. Cette exigence foncière peut limiter leur implantation dans les zones fortement urbanisées où la disponibilité des terrains est restreinte et où le coût du foncier est élevé. En revanche, cette contrainte est souvent moins problématique dans les zones

rurales ou périurbaines, où l'espace disponible est généralement plus important (Stefanakis, 2020b).

Enfin, les conditions climatiques influencent directement le fonctionnement des marais filtrants. À l'inverse, les épisodes de sécheresse prolongée ou les fortes chaleurs peuvent affecter le développement des plantes et modifier les conditions hydrauliques du système. Bien que les marais filtrants demeurent généralement robustes face aux variations environnementales, leur conception doit tenir compte des contraintes climatiques locales afin d'assurer leur fonctionnement à long terme (Wu, Kusch, Brix, Vymazal, & Dong, 2014).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre présente les détails concernant les unités expérimentales, le contrôle climatique de la chambre environnementale ainsi que le système d'alimentation des unités. Le chapitre détaille également les aspects relatifs au protocole d'échantillonnage, aux analyses effectuées ainsi qu'au calcul des rendements.

2.1 Description des unités expérimentales

Le pilote expérimental est constitué de quatre unités de marais filtrant à flux vertical. Chaque unité est circulaire, en polyéthylène haute densité (HDPE), d'un diamètre moyen de 570 mm (surface 0,26 m²) et d'une hauteur de 785 mm, ce qui correspond à un volume approximatif de 166 L. Les unités sont remplies de substrat jusqu'à une hauteur de 700 mm, laissant une revanche de 85 mm afin d'éviter le débordement de l'eau lors des cycles d'alimentation.

L'une des quatre unités expérimentales étudiées, celle témoin, est constituée d'une couche de transition faite de 20 cm de gravier (diamètre (ϕ) = [5,0 ; 10,0[mm) et d'une couche de rétention de sable de 30 cm (ϕ = [2,0 ; 5,0[mm). Les trois autres unités sont constituées d'une couche de transition de bagasse de 20 cm (ϕ = [5,0 ; 10,0[mm) et d'une couche de rétention constituée de fragments de bagasses de tailles différentes, P1 (ϕ = [0,09 ; 2,0[mm), P2 (ϕ = [2,0 ; 5,0[mm) et P3 (ϕ = [1,2 ; 5,0[mm) comme présenté dans la Figure 2.1. À cela s'ajoute une couche de drainage de 20 cm avec des pierres (ϕ = [14,0 ; 19,0[mm) au fond de chaque unité. Des plaques anti-érosion sont également placées au centre de chaque couche supérieure afin de mieux répartir l'eau et d'éviter l'affouillement du substrat. À 30 cm à partir du bas, au milieu de la couche de transition, un diffuseur d'air (tuyau en PVC ϕ = 2,5 cm), percé de trous de 3,2 mm en trois rangées et connecté à une aération, assure un débit d'air dans le système. Une conduite d'effluent, installée à 2,0 cm du fond dans la couche de drainage, permet d'évacuer l'eau

traîtée. Chaque unité a été plantée de quatre graines de *Canna Indica*, soit 16 graines/m². Ces unités sont placées dans une chambre à environnement contrôlé mesurant 2,0 m × 2,0 m × 2,5 m (L × l × H).

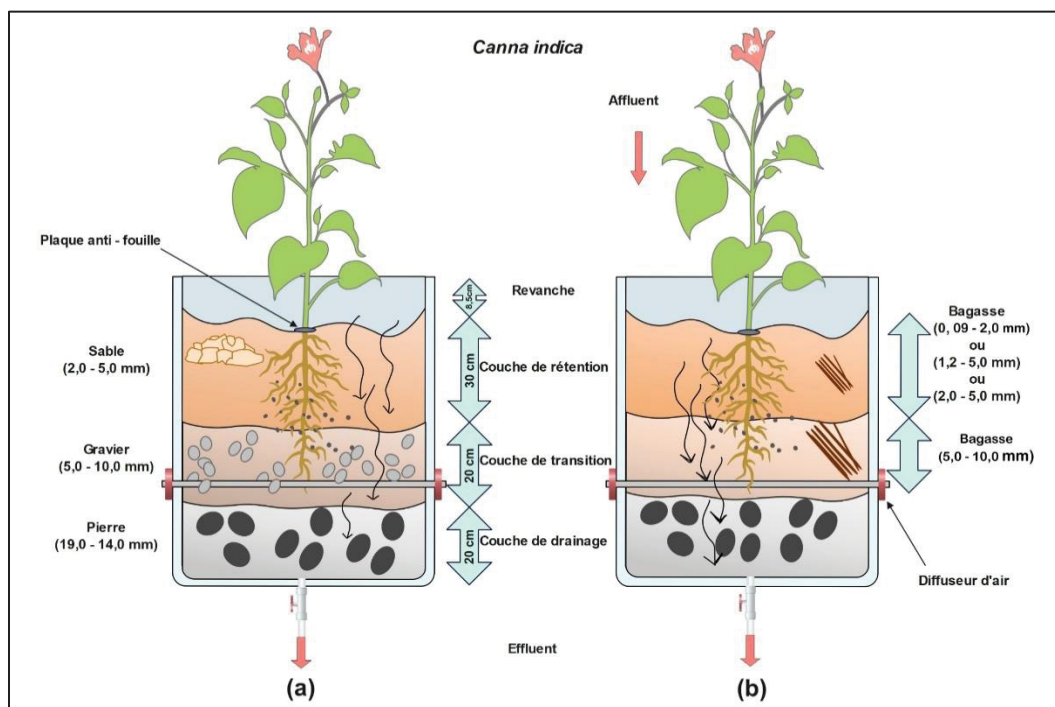


Figure 2.1 Schéma de la configuration de l'unité témoin (a) et des unités test (b)
adapté de Louis Jean, Alili, Cheremond, & Monette, 2025

La bagasse utilisée dans les unités expérimentales provient de canne à sucre originaire du Mexique. Un broyeur Retsch GmbH SM300 a été utilisé pour réduire la taille des tiges de bagasse (1500 tr/min; tamis de 20,0 mm). La bagasse broyée a ensuite été séchée pendant une journée à l'air libre, sans ventilation forcée. Après les étapes de broyage et de séchage, une série de tamis a été utilisée afin d'éliminer les fractions extrêmes, soit les particules fines ($\leq 0,09$ mm) et les particules grossières ($> 10,0$ mm). Trois fractions granulométriques de bagasse ont ensuite été préparées à partir des fractions retenues avec des tamis de 2,0 mm, 1,2 mm et 5,0 mm. Par ailleurs, la fraction résiduelle de bagasse comprise entre 5,0 et 10,0 mm a été utilisée comme couche de transition dans les unités expérimentales. Des tamis de 2,0 mm, 5,0 mm et 10,0 mm ont également été utilisés pour préparer les matériaux de l'unité témoin T.

Les expérimentations ont été menées à partir de la 46e semaine après la mise en route du système. Auparavant, le système été opéré dans le cadre d'un autre projet (Louis Jean et al., 2025). Lors du début des expérimentations menées dans le cadre de ce mémoire, la densité des plants de *Canna Indica*, à la 46e semaine, était de 259, 193, 204 et 146 tiges/m² pour les unités P1, P2, P3 et témoin respectivement. Cette densité a atteint 302, 232, 291 et 185 tiges/m², à la 52e semaine, puis un faucardage a été effectué sur chacun des plants. À la suite du faucardage, la densité des plants était respectivement de 20, 20, 24 et 16 tiges/m². La densité a par la suite augmenté jusqu'à atteindre, à la 94e semaine, 204, 118, 259 et 189 tiges/m² pour les unités P1, P2, P3 et témoin. Certains échantillons ont été prélevés lorsque les plants étaient en phase de développement et de croissance (Figure 2.2). Afin de s'assurer de l'homogénéité des conditions d'expérimentations, ces résultats seront couplés avec d'autres résultats, obtenus lorsque les plants étaient à maturité. Quant au substrat, il était déjà stabilisé (consolidé) lors du début des expérimentations a une hauteur de 43 cm pour l'unité témoin, de 40 cm pour les unités P1 et P3 et de 38 cm pour l'unité P2.



Figure 2.2 Photographie du système avec plantes en phase de développement et de croissance

2.2 Contrôle climatique de la chambre

Afin de reconstituer les conditions d'un climat tropical pendant les expérimentations, de nombreux dispositifs ont été mis en place. Pour ce faire, trente-deux lampes Barrina T5 lampe de culture (modèle INWT504009650Ec) sont utilisées pour simuler les radiations solaires. Ces lampes maintiennent un niveau de radiation compris entre 2,3 et 20,9 klux mesuré à une distance de 100 cm et 15 cm respectivement. La température à l'intérieur de la chambre est régulée avec deux lampe General Electric (modèle 73790) installées sur le plafond et avec un radiateur soufflant FOR LIVING (modèle 043-5866-8) placé sur la partie haute des unités. Ces appareils sont contrôlés par un thermostat INK BIRD (modèle ITC 308) en accord avec les cycles du soleil journaliers en Haïti, soit entre 10 h/d et 13 h/d et une variation de température entre 22,5 et 34,0 °C. Enfin, un taux d'humidité relative est maintenu avec des humidificateurs LEVOIT Classic 160 (modèle LUHA251-WCA) fonctionnant toutes les 40 min pour une durée de 30 min, reproduisant ainsi les conditions prévalant en Haïti (40 à 98 % d'humidité relative) (Système National de Gestion des Risques et des Désastres en Haïti, 2025). Deux autres ventilateurs LR8647 modèle 1148 et LR104132 modèle HF-30ST-W ont été épisodiquement mis en route afin de simuler des turbulences liées au vent.

2.3 Alimentation des unités

Les quatre unités sont alimentées simultanément en utilisant une pompe MASTERCRAFTTM/MC (modèle 062-3421-2). Le taux d'alimentation a été ajusté pour être supérieur à 0,5 m³/m²/d pour chaque unité afin de s'assurer que la distribution de l'eau à la surface est uniforme (Dotro et al., 2017).

Chaque unité fonctionne avec 3,5 jours d'alimentation et 3,5 jours de repos. Le taux d'alimentation a été programmé pour 12 bachées par journée d'alimentation, chacune correspondant à une lame d'eau de 2,53 cm, pour un total de 30,4 cm/d. Pendant chaque cycle d'alimentation, l'affluent est d'abord homogénéisé avec un agitateur Neptune M3912 pendant 50 secondes. Il est ensuite pompé tout en maintenant l'agitation pendant 1 min 10 s (soit 1,0 m³/m²/h). Les bachées sont séparées d'un intervalle de 1 h 58 min.

Un volume journalier de 310 L d'eau usée synthétique est préparé et 95 % de ce volume est utilisé pour alimenter les unités. La composition de l'eau usée synthétique est détaillée au Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Composition de l'eau usée synthétique

Composé chimique et nom commun	Marque ou numéro CAS
NaHCO ₃ - Bicarbonate de sodium	144-55-8
NH ₄ Cl - Chlorure d'ammonium	235-186-4
K ₂ HPO ₄ - Hydrogénophosphate de potassium	7758-11-4
CaCl ₂ ·2H ₂ O - Chlorure de calcium dihydraté	10035-04-8
MgSO ₄ ·7H ₂ O - Sulfate de magnésium heptahydraté	10034-99-8
FeCl ₃ ·6H ₂ O - Chlorure de fer (III) hexahydraté	10025-77-1
MnSO ₄ - Sulfate de manganèse	10034-96-5
Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O - Molybdate de sodium dihydraté	10102-40-6
C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈ - EDTA	60-00-4
Poudre de lait	Carnation TM
Levure	Pakmaya TM
Amidon de maïs	Fleissmann's TM
Huile de tournesol	Unico TM
Extrait de bœuf	Sélection TM
C ₃ H ₈ O ₃ - Glycérol	56-81-5
C ₁₂ H ₂₅ NaSO ₄ – Dodécylsulfate de sodium	151-21-3
Papier hygiénique	Cashmere
CH ₄ N ₂ O - Urée	57-13-6

L'eau potable de la Ville de Montréal est utilisée comme base pour préparer toutes les solutions. Pour s'assurer de la solubilisation des ions, l'EDTA (un agent chélateur) est dissous en premier, suivi par le FeCl₃·6H₂O. Les autres composés organiques sont ensuite dissous dans l'eau et ajoutés dans la solution chélatée. Le papier hygiénique a été découpé en carré (arrêtes de 5 cm) et ajouté à un mixeur ménager Oster dans un volume d'environ 500 mL d'eau du robinet. Tous les composés sont ensuite mélangés dans un réservoir de 340 L. Deux litres de

l’eau usée municipale de la Ville de Montréal sont également ajoutés afin de pourvoir une source de microorganismes.

Plusieurs scénarios d’alimentation ont été effectué avec des variations de la charge hydraulique et de la charge organique, permettant d’étudier cinq conditions d’exploitation distinctes qui sont présentées au Tableau 2.2. La stratégie expérimentale visait à comparer les conséquences de différentes charges organiques à charge hydraulique constante et inversement.

Tableau 2.2 Caractéristiques des différentes conditions d’exploitation

Conditions d’exploitation	Charges hydrauliques (mm/d)	Charges organiques (g DBO ₅ /m ² ·d)	Concentrations cibles en azote organique (mg N/L)	Concentrations cibles en phosphore organique (mg P/L)
1	144	56	42,2	2,0
2	144	27	36,6	1,2
3	288	109	42,2	2,0
4	288	53	36,6	1,2
5	288	73	51,1	1,3

2.4 Échantillonnage et analyses

Les échantillons de l’affluent (eau usée synthétique) et des effluents de chaque unité sont collectés chaque semaine à la fin du cycle pendant la période d’alimentation, soit entre 74 et 84 h après le début du cycle. L’échantillonnage, de type composite, est constitué de trois cuvées successives de 1 L chacun. Pendant l’échantillonnage, un récipient est placé à la sortie de chaque unité et reçoit environ 90 % du volume entrant. L’eau de chaque unité est ensuite homogénéisée et une partie de celle-ci est utilisée pour l’échantillon. Ce processus de récupération peut durer entre 25 à 60 min.

Tous les échantillons collectés sont préservés et analysés selon les méthodes décrites dans le manuel *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2023). Le

Tableau 2.3 présente les paramètres analysés, le principe des méthodes et leurs références ainsi que les équipements utilisés. En raison de certaines contraintes logistiques, l'échantillonnage et/ou les analyses de certains paramètres ne sont pas effectués pendant certaines semaines.

Tableau 2.3 Présentation des analyses

Paramètres	Principes	Méthodes	Équipements
Alcalinité	Titration	2320 B	Burette (25,0 ± 0,2 mL)
NH ₃ /NH ₄ ⁺	Distillation Titration	4500-NH ₃ B 4500-NH ₃ C	Distillateur VELP UDK139 Semi-Automatique Burette (25,0 ± 0,2 mL)
NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	Chromatographie ionique	4110 B	DIONEX IonPac™ AS22
NTK	Digestion Distillation Titration	4500 N _{org} B 4500-NH ₃ B 4500-NH ₃ C	Digesteur VELP DK20 Distillateur VELP UDK139 Semi-Automatique Burette (25,0 ± 0,2 mL)
Pt	Spectrophotométrie	4500-P B 4500-P E	Autoclave Tuttnauer T Lab Eco V60&V85 Agilent Cary 60 UV-Vis
pH	Potentiométrie	4500-H B	pH-mètre OATKON™, PC 2700

2.5 Calcul du rendement

Pour l'azote ammoniacal, l'azote Kjeldahl, l'azote global et le phosphore total, le rendement de chaque unité, exprimé en pourcentage (%), a été calculé selon l'équation (2.1).

$$\rho(\%) = \frac{c_i - c_f}{c_i} \times 100 \quad (2.1)$$

où :

C_i : concentration initiale en contaminant dans l'eau usée synthétique (mg/L);

C_f: concentration finale en contaminant dans l'échantillon filtré (mg/L).

2.6 Calcul de l'alcalinité théorique

Lors de la nitrification, l'alcalinité du système diminue proportionnellement à la production d'ions hydrogène issus du processus de nitrification. L'alcalinité théorique est donc obtenue en prenant l'alcalinité de l'eau brute (eau usée synthétique) et en lui soustrayant l'alcalinité consommée calculée. L'alcalinité théorique des unités P1, P2 et P3 a été calculée selon l'équation (2.2), en lien avec la production de nitrites et de nitrates dans le système.

$$Alc_t(\text{mg CaCO}_3/\text{L}) = Alc_{EB} - [(C_{\text{nitritesEB}} + C_{\text{nitratesEB}} - C_{\text{nitrites}} - C_{\text{nitrates}}) \times 7,14] \quad (2.2)$$

où :

Alc_{EB} : alcalinité mesurée de l'eau brute (mg CaCO_3/L);

$C_{\text{nitritesEB}}$: concentration en nitrites dans l'eau usée synthétique (mg N/L);

$C_{\text{nitratesEB}}$: concentration en nitrates dans l'eau usée synthétique (mg N/L);

C_{nitrites} : concentration en nitrites dans l'effluent (mg N/L);

C_{nitrates} : concentration en nitrates dans l'effluent (mg N/L).

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

Ce chapitre présente et analyse l'ensemble des résultats obtenus au cours de la période expérimentale. L'objectif principal est d'observer les performances épuratoires des filtres pour l'azote et le phosphore durant les différentes phases d'alimentation, et cela, grâce à un suivi temporel de plusieurs paramètres, en particulier l'azote ammoniacal, les nitrites, les nitrates, l'azote Kjeldahl, l'azote global et le phosphore total.

3.1 Caractérisation de l'eau brute

Cette première section présente les paramètres mesurés et calculés caractérisant l'eau brute pour chacune des cinq conditions d'exploitation du projet (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 Caractéristiques moyennes de l'eau brute pour chacune des conditions d'exploitation

Paramètres	Unités	1	2	3	4	5
Température	°C	23,0	23,3	23,0	22,3	23,0
pH	---	7,1	7,3	6,9	7,6	7,4
Alcalinité	mg CaCO ₃ /L	376	433	420	460	515
MES	mg/L	153	173	192	110	117
DBO ₅	mg O ₂ /L	385	187	379	182	252
DCO		/	/	559	259	348
DBO ₅ /DCO	---	/	/	0,68	0,70	0,72
NGL (par calcul)	mg N/L	65,7	42,2	61,3	60,4	71,4
NO ₂ ⁻		0,6	0,8	0,3	0,3	0
NO ₃ ⁻		1,3	0,9	1,1	0,7	0,3
NTK		63,8	40,5	59,9	59,4	71,1
NH ₄ ⁺		37,9	33,6	47,1	51,4	60,9
Norg (par calcul)		25,9	6,9	12,8	8,0	10,2
DBO ₅ /NTK	---	6,0	4,6	6,3	3,1	3,5
Pt	mg P/L	3,4	3,1	3,3	2,5	2,7

La température et le pH des eaux usées synthétiques sont stables et permettent de comparer les différentes conditions d'exploitation entre elles. La température se situe autour d'une moyenne près de 23 °C ce qui est proche des températures fréquemment observées lors des différentes études, ce qui permet de comparer les résultats obtenus à ceux déjà existants dans la littérature (T. Saeed et al., 2018). Le pH de l'eau usée synthétique se situe au voisinage de 7, la forme majoritaire de l'azote ammoniacal est donc l'ion ammonium NH_4^+ (Salbitani & Carfagna, 2021). Or, la nitrification est favorisée lorsque l'azote ammoniacal est majoritairement présent sous forme d'ion ammonium (NH_4^+). À l'inverse, une augmentation de la fraction d'ammoniac libre (NH_3), favorisée par un pH et une température élevés, peut inhiber l'activité des bactéries nitrifiantes, en particulier les bactéries nitratantes, et réduire les performances de nitrification (F. Zhang et al., 2018). À un pH autour de 7, les formes prédominantes des orthophosphates sont H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} (Magrí et al., 2020). L'alcalinité a également été mesurée afin de pouvoir valider ou non les réactions de nitrifications du système.

Lors des conditions d'exploitation 1 et 3 des DBO_5 comparables ont été mesurées avec 385 et 379 $\text{mg O}_2/\text{L}$. La même observation s'applique aux conditions d'exploitation 2 et 4 avec des DBO_5 similaires de 187 et 182 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Enfin, pour le cinquième essai, la DBO_5 possède une concentration se situant entre les deux concentrations énoncées précédemment avec une concentration de 252 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Les concentrations en MES ont varié entre les différentes conditions d'exploitation (110 à 192 mg/L). Une partie de cette variation peut être attribuée aux modifications de la composition de l'eau synthétique entre les différentes conditions expérimentales, notamment aux ajustements réalisés afin de modifier la charge organique. Les concentrations de MES (110 à 192 mg/L), de DBO_5 (182 à 385 $\text{mg O}_2/\text{L}$) et de DCO (259 à 559 $\text{mg O}_2/\text{L}$) mesurées dans l'eau brute sont représentatives d'eaux usées domestiques. En effet, les eaux usées domestiques présentent typiquement des concentrations de MES de 130, 195, 389 mg/L , de DBO_5 de 133, 200 et 400 $\text{mg O}_2/\text{L}$, et de DCO de 339, 508 et 1 016 $\text{mg O}_2/\text{L}$, respectivement pour des eaux de faible, moyenne et forte concentration (Tchobanoglous et al., 2014). Les MES et la DCO correspondent donc aux caractéristiques d'eau usée domestique de faible à moyenne concentration et la DBO est caractéristique d'une eau usée

domestique de moyenne à forte concentration. Ces concentrations sont également cohérentes, même si elles restent dans la gamme basse à moyenne, avec les eaux usées provenant des pays tropicaux. En effet, les eaux usées des pays tropicaux présentent généralement des concentrations organiques élevées en raison d'une consommation d'eau plus faible, conduisant à des effluents moins dilués (Mara, 2004). Les rapports DBO_5/DCO obtenus durant les conditions 3, 4 et 5 (0,68 à 0,72) indiquent que la matière organique présente est facilement biodégradable. En effet, le rapport DBO_5/DCO constitue un indicateur de la fraction biodégradable de la matière organique présente dans un effluent. Lorsque le rapport est supérieur à 0,5, l'eau usée est considérée comme facilement traitable biologiquement et la proportion de composés facilement assimilables par les microorganismes est importante (Tchobanoglous et al., 2014). Les valeurs mesurées indiquent ainsi que l'eau brute était constituée majoritairement de matière organique facilement biodégradable, ce qui est cohérent avec la composition d'une eau usée synthétique préparée à partir de composés organiques simples (Tchobanoglous et al., 2014).

Pour l'azote, l'azote organique et l'azote global ont été obtenus par calcul à partir des résultats obtenus en azote ammoniacal, nitrites, nitrates et Kjeldahl. Les concentrations d'azote global mesurées (42,2 à 71,4 mg N/L) sont comparables aux concentrations habituellement observées dans les eaux usées domestiques, qui varient généralement entre 23 et 69 mg N/L selon la consommation d'eau et les habitudes alimentaires des populations. Les concentrations en azote ammoniacal (33,6 à 60,9 mg N/L), également caractéristiques des eaux usées domestiques (14 à 41 mg N/L), représentent la majeure partie de l'azote global. Ces concentrations en azote global et azote ammoniacal sont considérées comme des concentrations hautes pour les eaux usées domestiques (Tchobanoglous et al., 2014). Les variations des concentrations en azote d'une condition d'exploitation à l'autre résultent principalement des ajustements apportés à la composition de l'eau synthétique afin de reproduire différentes charges organiques appliquées aux unités de traitement. Les modifications des quantités d'urée et des autres constituants azotés ont directement influencé les concentrations en azote ammoniacal, en azote organique et, par conséquent, en azote global. Les rapports DBO_5/NTK varient entre 3,1 et 6,3 selon les conditions d'exploitations. Les valeurs les plus élevées (6,0 et 6,3) traduisent une plus grande

disponibilité en carbone biodégradable par rapport à l'azote, créant des conditions plus favorables à la dénitrification. À l'inverse, les rapports les plus faibles (3,1 et 3,5) suggèrent une disponibilité plus limitée en carbone, susceptible de restreindre la dénitrification malgré une nitrification efficace (Henze, 2008; Tchobanoglous et al., 2014).

Pour le phosphore, uniquement sa forme totale a été mesurée. Les concentrations mesurées (2,5 à 3,4 mg P/L) sont caractéristiques d'une eau usée domestique à faible concentration (Tchobanoglous et al., 2014). Les variations des concentrations en phosphore observées entre les différentes conditions d'exploitation sont principalement attribuables aux ajustements de la composition de l'eau usée synthétique. En effet, la modification des quantités de poudre de lait, de levure et d'extrait de bœuf dans l'eau usée synthétique a entraîné une variation des apports en phosphore, influençant ainsi les concentrations en phosphore total mesurées.

3.2 Comparaison des performances des quatre unités pour l'azote

La présente section présente les différents résultats en azote de chacune des unités en fonction du temps dans la Figure 3.1. Les valeurs de l'eau brute étant présentées précédemment, celles-ci ne sont pas présentées dans les graphiques puisque toutes les unités pilotes ont été alimentées par la même eau. La Figure 3.1 représente les concentrations en azote ammoniacal, organique ainsi qu'en nitrites et nitrates durant toute la durée des essais en sortie (effluent) des différents pilotes étudiés. Les concentrations en azote ammoniacal et azote organique sont représentés empilées afin de pouvoir également visualiser l'azote Kjeldahl. Les concentrations en nitrites et nitrates sont également empilées.

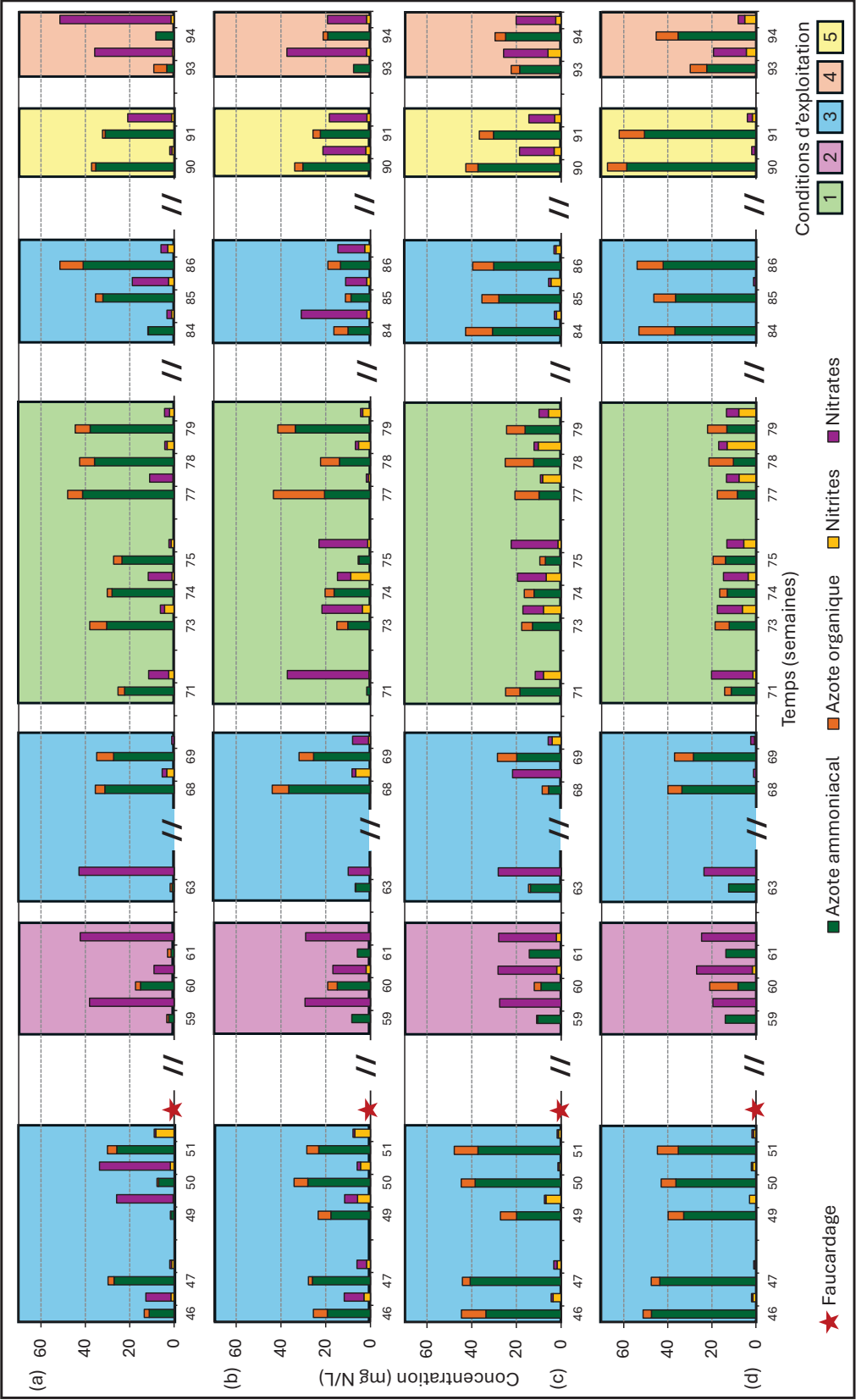


Figure 3.1 Concentrations d'azote en fonction du temps en sortie de l'unité témoin (a) et les unités P1 (b), P2 (c) et P3 (d)

Seulement les semaines ayant des résultats communs à chacune des unités sont présentés afin de pouvoir directement comparer les valeurs. Les conditions d'exploitation sont également représentées sur cette figure (par un jeu de couleurs en lien avec les conditions présentées au Tableau 2.2), afin de pouvoir comparer comment les unités ont réagi les unes par rapport aux autres. Un faucardage des plantes a été effectué au cours de la semaine 52. Un délai de 7 semaines a ensuite été respecté avant de reprendre des mesures de concentrations afin d'éviter de comparer des résultats de jeunes plantes en pleine croissance avec des résultats de plantes à maturité.

De manière générale, les concentrations résiduelles sont principalement constituées d'azote ammoniacal, d'azote organique et de nitrates, alors que les concentrations en nitrites demeurent faibles durant l'ensemble de l'étude. Cette observation suggère que, lorsque la nitrification se produit, l'oxydation des nitrites vers les nitrates est généralement rapide et que les nitrites ne s'accumulent que de façon ponctuelle. Cette seconde étape de la nitrification n'est pas limitante dans la majorité des conditions expérimentales. L'azote organique présente quant à lui des variations plus modérées que l'ammonium. Cela pourrait signifier que les changements de conditions influencent principalement les processus de nitrification plutôt que la production ou la minéralisation de l'azote organique. L'azote ammoniacal constitue généralement la fraction dominante de l'azote résiduel. Toutefois, sa proportion varie selon les conditions expérimentales et tend à diminuer durant certaines périodes où les nitrates deviennent plus abondants. Cette évolution traduit une intensification des processus de nitrification. Afin de mieux visualiser la répartition de chaque forme d'azote, une synthèse de la Figure 3.1 a été effectuée au le Tableau 3.2.

Semaines	Témoins (%)				P1 (%)				P2 (%)				P3 (%)			
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Norg	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Norg	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Norg	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Norg	NO ₂ ⁻
46 à 51	43,4	43,5	6,0	7,1	62,5	11,8	13,8	11,9	74,1	1,9	17,0	7,0	82,3	1,1	13,4	3,2
59 à 61	22,1	73,1	4,8	0,0	26,8	67,6	3,9	1,8	27,9	65,9	2,9	3,3	31,3	58,5	9,0	1,2
63 à 69	51,5	34,7	11,2	2,6	57,6	26,8	10,7	4,9	36,2	47,6	12,2	4,0	62,8	24,2	12,4	0,6
71 à 79	70,3	13,2	11,6	4,9	37,5	35,2	17,6	9,7	36,7	22,6	20,7	20,0	34,5	27,1	19,7	18,7
84 à 86	64,0	21,6	9,3	5,1	33,3	46,8	13,8	6,1	68,5	2,3	22,2	7,0	74,8	0,6	24,5	0,1
90 à 91	63,9	30,9	3,1	2,1	52,9	36,5	7,0	3,6	60,0	24,0	10,6	5,4	80,7	2,8	15,0	1,6
93 à 94	10,5	80,9	6,5	2,1	32,1	61,3	2,5	4,1	44,3	38,5	8,7	8,5	55,8	18,0	17,0	9,2

Tableau 3.2 Proportion des différentes formes d'azote dans les unités témoins, P1, P2 et P2 sous différentes conditions d'exploitations

Dans l'unité témoin (a), les concentrations évoluent souvent d'une forme dominante à une autre excepté lors des semaines 46 à 51 où la répartition en azote ammoniacal et en nitrates est équivalente en représentant respectivement 43,4 et 43,5 % de l'azote global. Au cours des semaines 63 à 91, la forme prédominante en azote est l'ion ammonium. En effet, 51,5 à 70,3 % de l'azote global est de l'azote ammoniacal pendant cette période. Les nitrates sont quant à eux majoritaire au cours des semaines 59 à 61 et 92 à 93, en étant 73,1 à 80,9 % des formes de l'azote global.

De même, les unités P2 (c) et P3 (d) présentent des périodes où l'ion ammonium est la forme azotée prédominante. Cette prédominance est particulièrement visible pendant les semaines 46 à 51, en étant respectivement 65,9 et 58,5 % de l'azote global, ainsi que pendant les semaines 84 à 91 en étant à, 60,0 et 68,5 % pour l'unité P2 [2,0 ; 5,0[mm et à 74,8 et 80,7 % pour l'unité P3, la forme majoritaire de l'azote global. Pour l'unité P3 [1,2 ; 5,0[mm, les semaines 63 à 69 et 93 et 94 présentent également une prédominance pour l'ion ammonium avec respectivement 62,8 et 55,8 % de l'azote global se trouvant sous cette forme. Les nitrates sont quant à eux majoritaires au cours des semaines 59 à 61 pour les unités P2 et P3, avec des valeurs respectives de, 65,9 et 58,5 % de l'azote global. Au cours des semaines 71 à 79, les unités P2 et P3 présentent une uniformité pour les formes d'azote avec aucune des formes ne constituant plus de 36,7 % de l'azote global. La même observation est faite pour l'unité P2 au cours des semaines 63 à 69 et 93 à 94 avec aucune des formes ne constituant plus de 47,6 % de l'azote global.

À l'inverse, l'unités P1 (b) semble présenter une distribution plus homogène, avec toutes les formes d'azote présentes ne constituant pas plus de 46,8 % de l'azote global au cours des semaines 71 à 86 et lorsqu'une forme devient majoritaire pendant les autres semaines, cette forme ne constituera pas plus de 67,6 % de l'azote global.

Au cours des semaines 46 à 51, les plants de *Canna Indica* sont dans leur phase de sénescence. Les quatre unités présentent un profil relativement similaire, caractérisé par une prédominance de l'azote ammoniacal. Les concentrations en azote organique demeurent également importantes, tandis que les nitrates et les nitrites représentent une faible proportion de l'azote résiduel. L'unité témoin présente cependant une différence lors des semaines 49 et 50 avec une concentration en nitrate plus importante que la concentration en azote ammoniacal ce qui stabilisera les proportions de chacune des formes pendant ces six semaines.

Suite au faucardage des plantes, pendant les semaines 59 à 63, une modification importante de la répartition des formes d'azote est observée. Les concentrations en azote ammoniacal deviennent plus faibles que lors des semaines précédant le faucardage, et les nitrates occupent une proportion beaucoup plus importante dans l'azote résiduel. Cette évolution est visible pour les quatre unités, ce qui traduit une nitrification plus marquée. Les profils des différentes unités demeurent relativement semblables, suggérant que la croissance des plants influence davantage le fonctionnement global des systèmes que la nature des substrats durant cette période.

Les plants arrivent à maturité et se trouvent en fin de croissance au cours des semaines 68 et 69. Une distribution plus variable des formes d'azote selon les semaines est observée. Les quatre unités semblent réagir selon une dynamique comparable, même si l'amplitude des variations diffère d'une unité à l'autre. Certaines unités présentent visuellement des concentrations résiduelles plus faibles que d'autres. Pendant les semaines 71 à 79, les plants sont à maturité et l'azote ammoniacal est majoritaire dans l'unité témoin alors que la répartition des formes d'azote dans les unités contenant de la bagasse semble être plus homogène. Visuellement, les unités P1, P2 et P3 présentent une plus faible concentration en azote global que le témoin.

Enfin, les plants de *Canna Indica*, commencent à atteindre leur période de sénescence. Au cours des semaines 84 à 94, l'unité témoin présente une forte prédominance pour les formes d'azotes présentes dans l'effluent que ce soit de l'azote ammoniacal ou des nitrates. À

l'inverse, l'unité P1 présente une certaine homogénéité dans les formes présentes après la filtration. Les unités P2 et P3, quant à elles, présentent une forte prédominance pour l'ion ammonium.

Afin de pouvoir visualiser quel substrat possède un meilleur rendement épuratoire pour l'azote, l'écart des concentrations en azote global entre les unités constituées de bagasse, P1, P2 et P3, et l'unité témoin, constituée de gravier et de sable, est présenté dans la Figure 3.2.

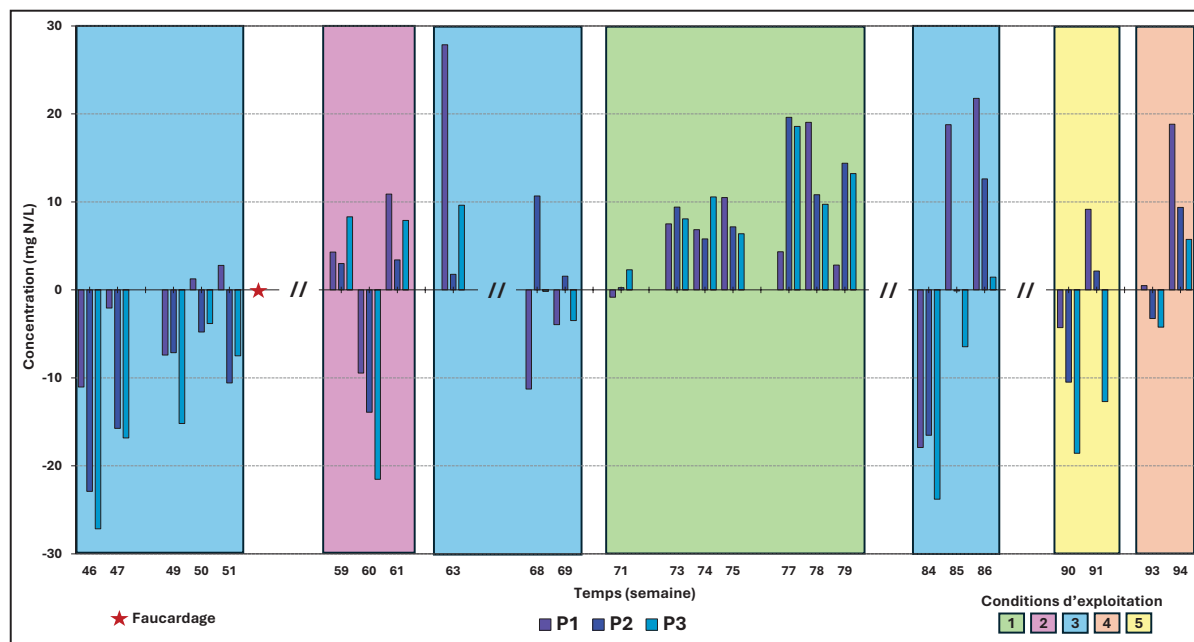


Figure 3.2 Différence des concentrations en azote global des unités P1 [0,09 ; 2,0[mm, P2[2,0 ; 5,0[mm et P3 [1,2 ; 5,0[mm par rapport au témoin [2,0 ; 5,0[mm

Au cours des semaines 46 à 51, visuellement le témoin possède une concentration plus faible en azote global que les unités conçues avec de la bagasse. Cependant, lors des semaines 50 et 51, représentatives de la période de senescence des plants de *Canna Indica*, l'unité P1 présente une concentration plus faible. Après le faucardage, aucune des unités ne semble prendre le dessus par rapport aux autres pendant les semaines 59 à 69 représentatives de la période de croissance des plants. Ensuite, lorsque les plants arrivent à maturité, semaines 71 à 79, les

unités conçues avec de la bagasse présentent tous une concentration plus faible en azote global que l'unité témoin formée de gravier et de sable. Une fois les plants à maturité et la phase de sénescence entamée, semaines 84 à 94, les unités P2 et P3 semblent perdre de leur efficacité face à l'unité témoin. Cependant, l'unité P1 continue à présenter des concentrations en azote global plus faible que l'unité témoin. Afin de mieux visualiser les concentrations et les rendements moyens, les résultats de la Figure 3.2 ont été synthétisés au Tableau 3.3.

Tableau 3.3 Concentrations en azote global et rendements des unités témoin [2,0 ; 5,0[mm, P1 [0,09 ; 2,0[mm, P2[2,0 ; 5,0[mm et P3 [1,2 ; 5,0[mm, en fonction de la période

Semaines	Unités	T	P1	P2	P3
46 à 51	mg N/L %	33,1 ± 6,8 48	36,4 ± 2,4 43	45,4 ± 6,2 29	47,2 ± 4,0 26
59 à 61	mg N/L %	37,7 ± 10,0 13	36,0 ± 1,4 17	40,3 ± 1,9 7	39,9 ± 7,3 8
63 à 69	mg N/L %	40,4 ± 4,4 31	36,2 ± 18,0 38	35,8 ± 6,4 39	38,8 ± 2,6 34
71 à 79	mg N/L %	44,0 ± 5,0 33	38,5 ± 7,0 41	34,8 ± 2,6 47	35,4 ± 2,7 46
84 à 86	mg N/L %	41,9 ± 13,0 36	34,3 ± 12,5 48	43,2 ± 2,4 34	51,5 ± 3,5 22
90 à 91	mg N/L %	52,0 ± 1,7 29	49,5 ± 7,8 33	56,1 ± 7,2 24	67,6 ± 2,4 8
93 à 94	mg N/L %	52,2 ± 10,5 12	42,6 ± 3,2 29	48,9 ± 1,2 18	51,2 ± 3,0 14

L'unité témoin de granulométrie [2,0 ; 5,0[mm possède un meilleur rendement (48 %) que les unités P1 (43 %), P2 (29 %) et P3 (26 %), conçues avec de la bagasse, uniquement lors des semaines 46 à 51. L'unité P2, de granulométrie [2,0 ; 5,0[mm, obtient le meilleur rendement lors des semaines 63 à 69 (39 %) ainsi que lors des semaines 71 à 79 (47 %) qui sont représentatives des périodes de croissance et de maturité des plants. L'unité P1, de granulométrie [0,09 ; 2,0[mm, quant à elle, obtient le meilleur rendement lors des semaines 59 à 61 (17 %), des semaines 84 à 86 (48 %), des semaines 90 à 91 (33 %) ainsi que des

semaines 93 à 94 (29 %). L'unité P1 est donc l'unité la plus performante sous le plus de conditions d'exploitations différentes. L'unité P3, de granulométrie $[1,2 ; 5,0[$ mm, malgré de meilleur rendement que le témoin lors des semaines 63 à 69 (34 %), 71 à 79 (46 %) et 93 à 94 (14 %) reste, de manière générale, moins performante que les autres unités conçues avec de la bagasse qui elles se démarquent lors de certaines conditions d'exploitations.

3.3 Comportement des systèmes sous l'effet de la charge hydraulique (conditions d'exploitation 1 et 4)

Au cours des essais, des conditions d'exploitation ont été mises en place afin de d'analyser l'impact de la variation de la charge hydraulique sur le système. La charge organique a été fixée à une valeur comprise entre 53 et 56 $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$. Les résultats d'azote (NGL , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Norg) obtenus pour les conditions d'exploitation 1 et 4 (référence : Tableau 2.2), correspondant respectivement à 144 mm/d et 288 mm/d, sont présentées à la Figure 3.3 a) et b). Les conditions d'exploitation 1 ont été mises en place lors des semaines 71 à 79 et les conditions d'exploitations 4 ont été mises en place au cours des semaines 87 à 89 et 93 à 95. Ces conditions d'exploitation n'ont pas permis de produire exactement les mêmes concentrations en azote dans l'eau usée synthétique, mais l'hypothèse est posée que ces différentes concentrations ont été suffisamment élevées pour ne pas s'avérer limitantes. La comparaison est donc réalisée uniquement sur les rendements épuratoires calculés à partir des concentrations présentées dans la Figure 3.3 pour les formes d'azote ammoniacal, d'azote organique et d'azote global. À l'inverse, les nitrites et nitrates étant en faible concentration dans les eaux usées brute, une comparaison des concentrations finales est réalisée.

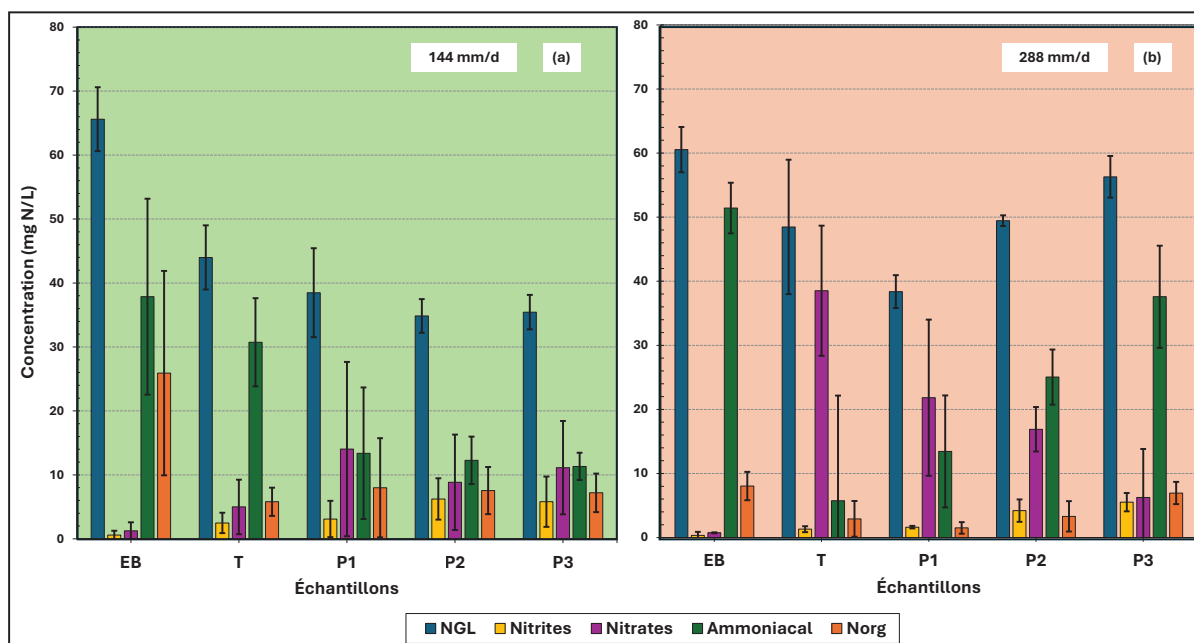


Figure 3.3 Concentrations des différentes formes azotées de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 1 (a) et 4 (b)

En azote global, les conditions d'exploitation 1 (144 mm/d) offre la meilleure performance avec des rendements respectifs, dans l'ordre, de 47, 46, 41 et 33 % pour les unités P2, P3, P1 et témoin comparativement à des rendements de 18, 7, 37 et 20 % au cours des conditions d'exploitation 4 (288 mm/d). Pour l'azote ammoniacal, les conditions d'exploitation 4 offrent un meilleur rendement avec respectivement, dans l'ordre, des rendements de 89, 74, 51 et 27 % pour les unités témoin, P1, P2 et P3 comparativement à des rendements de 19, 65, 68 et 70 % lors des conditions d'exploitation 1.

Les conditions d'exploitation 4 (288 mm/d) présentent une production en nitrites et nitrates plus conséquentes avec respectivement, dans l'ordre, les sommes des concentrations de 40, 23, 21 et 12 mg N/L pour les unités témoin, P1, P2 et P3, comparativement à des concentrations de 8, 17, 15 et 17 mg N/L au cours des conditions d'exploitation 1 (144 mm/d). Une charge hydraulique plus élevée augmente donc la production de nitrites et nitrates.

En azote organique, les conditions d'exploitation 4 offre le meilleur rendement épuratoire avec des rendements, dans l'ordre, de 81, 64, 59 et 14 % pour les unités P1, témoin, P2 et P3 comparativement à des rendements de 69, 78, 71 et 72 % lors des conditions d'exploitation 1. La charge hydraulique la plus élevée (288 mm/d) implique donc le meilleur rendement. Toutefois lorsque les autres unités sont prises en compte et pas uniquement la meilleur, les rendements des conditions d'exploitation 1 (144 mm/d) sont plus homogènes et élevés.

3.4 Comportement des systèmes sous l'effet de la charge organique

Au cours des essais, les conditions d'exploitation ont été modifiées afin de pouvoir analyser l'impact potentiel de la charge organique à charge hydraulique constante.

3.4.1 Charge hydraulique de 144 mm/d (conditions d'exploitation 1 et 2)

La Figure 3.4 présente les concentrations des différentes formes d'azote obtenues lorsque la charge hydraulique est constante à 144 mm/d, avec des charges organiques respectives de (a) 56 g DBO₅/m²·d (dont 42 mg N/L d'azote organique) et de (b) 27 g DBO₅/m²·d (dont 37 mg N/L d'azote organique). Les conditions d'exploitation 1 ont été mises en place lors des semaines 71 à 79 et les conditions d'exploitations 2 ont été mises en place au cours des semaines 57 à 61.

L'eau brute possède une concentration en azote global plus élevée lorsque la charge organique est à 55,6 g DBO₅/m²·d que lorsqu'elle est à 27,0 g DBO₅/m²·d. Ces concentrations s'élèvent respectivement à 65,6 ± 5,0 mg N/L dont 34,1 ± 16,0 mg N/L d'azote organique et 42,2 ± 6,7 mg N/L dont 6,9 ± 3,6 mg N/L d'azote organique.

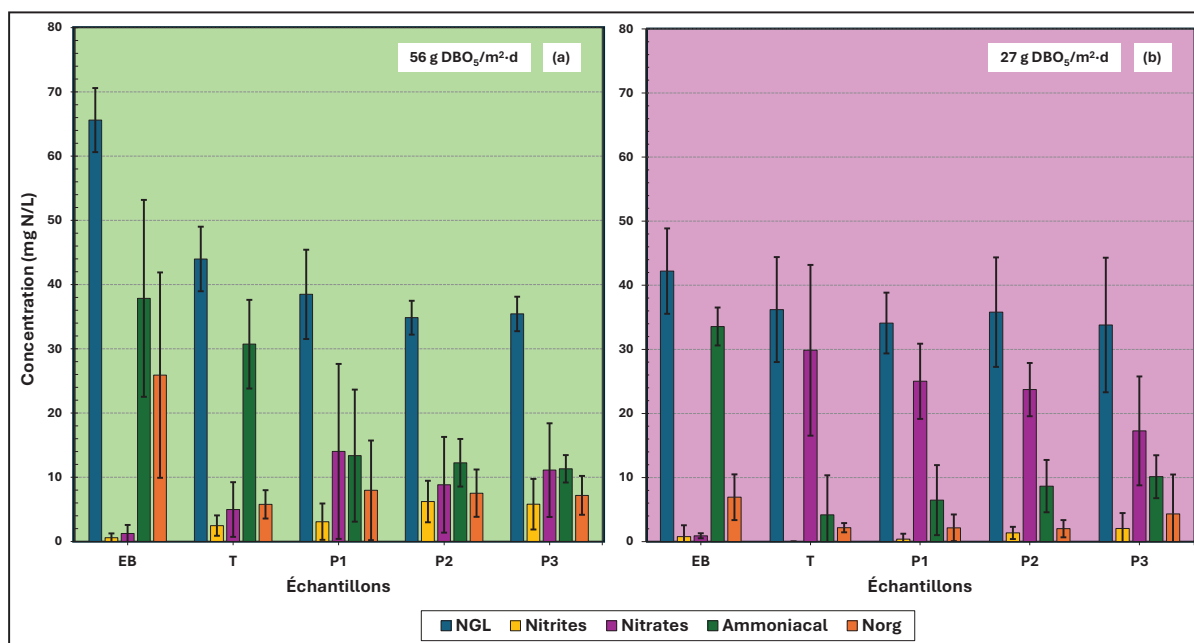


Figure 3.4 Concentrations des différents formes azotées de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 1 (a) et 2 (b)

En azote global, les conditions d'exploitation 1 (56 g DBO₅/m²·d) présentent une meilleure performance épuratoire avec des rendements respectivement, dans l'ordre, de 47, 46, 41 et 33 % pour les unités P2, P3, P1 et témoin comparativement à des rendements de 15, 20, 19 et 14 % au cours des conditions d'exploitation 2 (27,0 g DBO₅/m²·d). Pour l'azote ammoniacal, les conditions d'exploitation 2 (27,0 g DBO₅/m²·d) présentent un meilleur rendement avec des rendements, dans l'ordre, de 88, 81, 74 et 70 % respectivement pour les unités témoin, P1, P2 et P3 comparativement à des rendements de 19, 65, 68 et 70 % au cours des conditions d'exploitation 1 (56 g DBO₅/m²·d).

Les conditions d'exploitation 2 présentent également une production en nitrites et nitrates plus conséquentes avec les sommes des concentrations respectivement, dans l'ordre, de 30, 25, 25 et 19 mg N/L pour les unités témoin, P1, P2, et P3 comparativement aux sommes des concentrations de 8, 17, 15 et 17 mg N/L au cours des conditions d'exploitation 1. Une charge organique plus faible augmente donc la production de nitrites et nitrates.

En azote organique, les conditions d'exploitation 1 offre une meilleure performance épuratoire avec des rendements respectivement, dans l'ordre, de 78, 72, 71 et 69 % pour les unités témoin, P3, P2 et P1 comparativement à des rendements de 69, 38, 71 et 69 % au cours des conditions d'exploitation 2.

3.4.2 Charge hydraulique de 288 mm/d (conditions d'exploitation 3, 4 et 5)

Des essais ont également été effectués sur concentrations des différentes formes d'azote avec une charge hydraulique constante à 288 mm/d et différentes charges organiques appliquées. À cet effet, la Figure 3.5 présente respectivement les résultats obtenus pour des charges de (a) 109 g DBO₅/m²·d (dont 42,2 mg N/L d'azote organique), (b) de 53 g DBO₅/m²·d (dont 36,6 mg N/L) et (c) 73 g DBO₅/m²·d (dont 51,1 mg N/L d'azote organique). Les conditions d'exploitation 3 (a) ont été mises en place lors des semaines 46 à 51, 63 à 69 et 84 à 86. Les conditions d'exploitation 4 (b) ont été mises en place au cours des semaines 87 à 89 et 93 à 95 et les conditions d'exploitation 5 (c) ont été mises en place au cours des semaines 90 à 92.

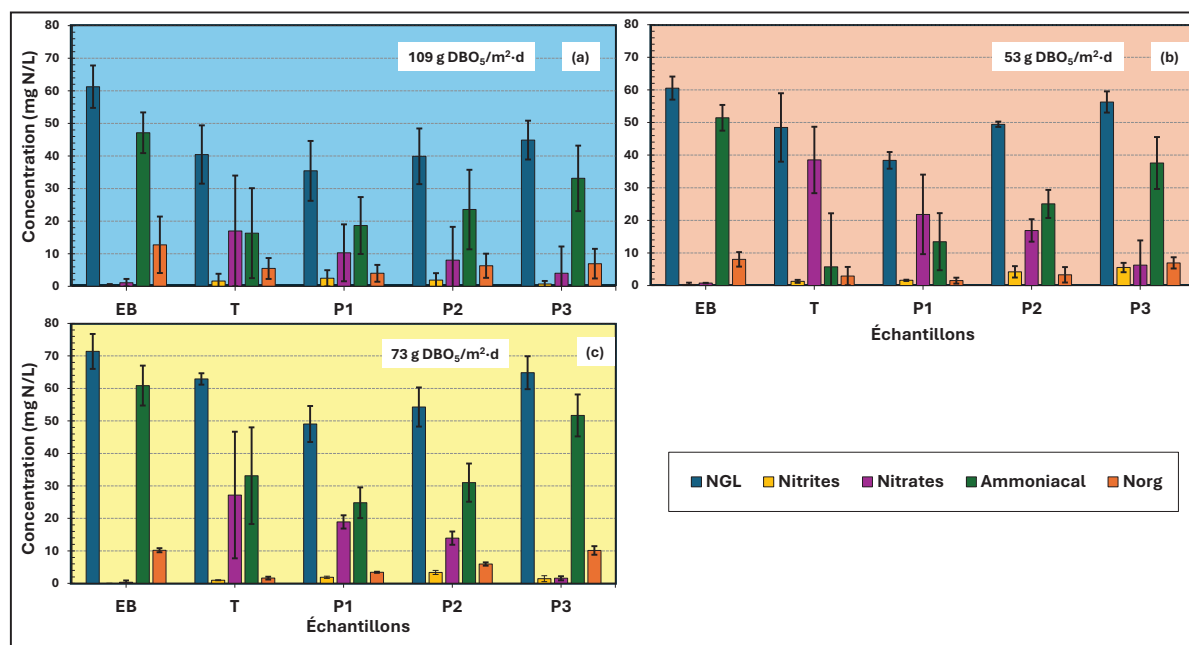


Figure 3.5 Concentrations des différentes formes d'azote de l'eau brute et des unités de traitement pour les conditions d'exploitation 3 (a), 4 (b) et 5 (c)

L'eau brute possède une concentration en azote global de $61,3 \pm 6,5$ mg N/L dont $12,8 \pm 8,9$ mg N/L d'azote organique lors des conditions d'exploitation 3, à charge organique égale à $109 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Lors des conditions d'exploitation 4, soit à charge organique égale à $53 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, la concentration en azote global de l'eau brute est de $60,5 \pm 3,5$ mg N/L dont $8,0 \pm 2,2$ mg N/L d'azote organique. Pour les conditions d'exploitation 5, à charge organique égale à $73 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, la concentration en azote global pour l'eau brute est de $71,4 \pm 5,4$ mg N/L dont $10,2 \pm 0,6$ mg N/L d'azote organique.

En azote global, les conditions d'exploitation 3 ($109 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) offrent la meilleure performance épuratoire avec des rendements, dans l'ordre, de 42, 35, 34 et 27 % respectivement pour les unités P1, P2, témoin et P3. Les conditions d'exploitation 4 ($53 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) possèdent ensuite le meilleur rendement maximum avec des rendements de 37, 18, 20 et 7 % pour l'unité P1 comparativement à des rendements de 31, 24, 12 et 9 % pour les conditions d'exploitation 5 ($73 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$).

Pour l'azote ammoniacal, les conditions d'exploitation 4 ($53 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) présentent les meilleurs rendements épuratoires avec des rendements, dans l'ordre, de 89, 74, 51 et 27 % respectivement pour les unités témoin, P1, P2 et P3. Les conditions d'exploitation 3 ($109 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), sont celles possédant la seconde meilleure performance avec des rendements de 65, 60, 50 et 30 % comparativement à des rendements de 46, 59, 49 et 15 % au cours des conditions d'exploitation 5 ($73 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$).

Les conditions d'exploitation 5 présentent la production en nitrites et nitrates la plus élevée des trois (excepté pour l'unité P3) avec les sommes des concentrations, dans l'ordre, de 28, 21, 17 et 3 mg N/L pour les unités témoin, P1, P2 et P3 comparativement aux sommes des concentrations de 40, 23, 21 et 12 mg N/L au cours des conditions d'exploitation 4 et comparativement aux sommes des concentrations de 19, 13, 10 et 5 mg N/L au cours des conditions d'exploitation 3.

Pour l'azote organique, les conditions d'exploitation 5 offrent la meilleure performance épuratoire avec des rendements, dans l'ordre, de 84, 66, 42 et 1 % respectivement pour les unités témoin, P1, P2 et P3. Les conditions d'exploitation 4 présentent les secondes meilleures performances épuratoires avec des rendements de 64, 81, 59 et 14 % comparativement à des rendements de 57, 69, 50 et 45 % au cours des conditions d'exploitation 3.

3.5 Vérification du processus de la nitrification

L'alcalinité théorique est obtenue en considérant l'alcalinité de l'eau brute (eau usée synthétique) et en lui soustrayant l'alcalinité consommée calculée. Afin de confirmer que le processus de nitrification est présent au sein des unités, l'alcalinité a été mesurée sur les eaux brutes et les eaux traitées par les unités, puis l'alcalinité mesurée a été comparée à l'alcalinité théorique calculée, obtenue en soustrayant la consommation théoriques d'alcalinité découlant de la production de nitrites et de nitrates aux effluents des unités (sur la base d'une consommation théorique de 7,14 mg CaCO_3 L/mg de N-NO_2^- ou NO_3^- produits) à l'alcalinité de l'eau brute mesurée. Cette comparaison n'a pas été effectuée sur le témoin puisque le gravier présent dans le substrat, contenant des résidus de calcaire, a eu un impact sur l'alcalinité présente (effet de rehaussement). La comparaison entre l'alcalinité mesurée et celle calculée pour chacune des conditions d'exploitation est présentée dans la Figure 3.6.

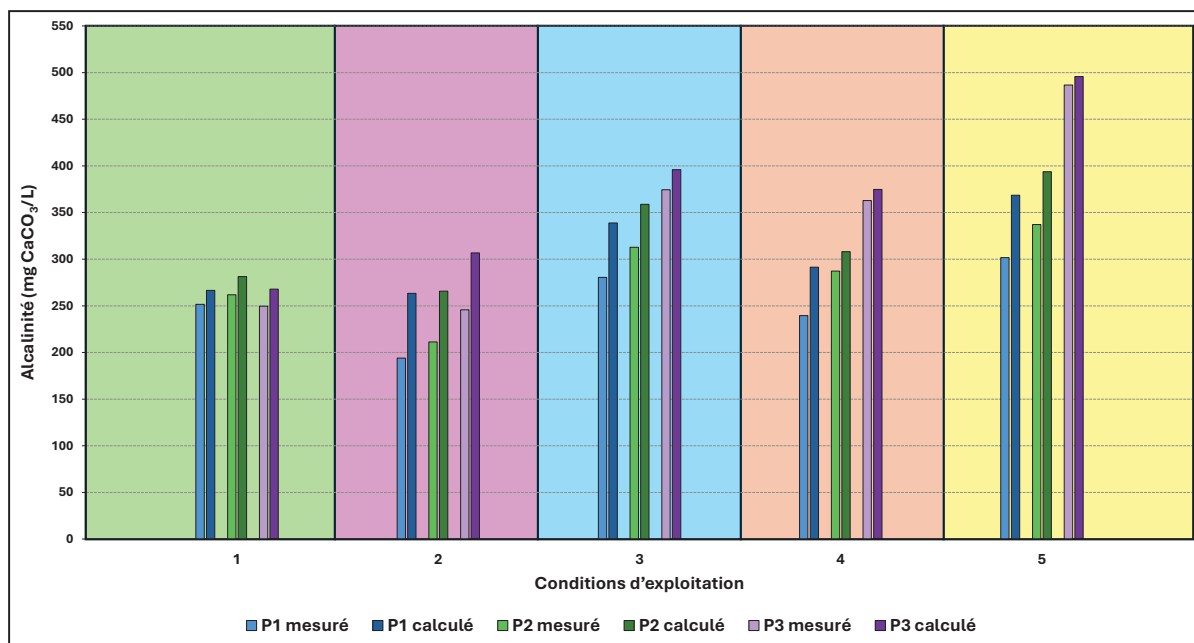


Figure 3.6 Comparaison des valeurs d'alcalinité observées (par mesures) et celles d'alcalinité calculée (consommée théoriquement par processus de nitrification) pour chacune des unités composées de bagasse et les différentes conditions d'exploitation

Pour l'ensemble des conditions et des unités, les valeurs d'alcalinité calculées sont systématiquement supérieures aux valeurs mesurées. La cohérence entre les tendances des valeurs mesurées et calculées suggère que le calcul théorique reproduit correctement l'évolution générale de la consommation d'alcalinité. En revanche, le calcul sous-estime systématiquement la consommation d'alcalinité observée. Pour l'unité P1, l'écart est faible au cours des conditions d'exploitation 1, mais cet écart augmente fortement durant les conditions d'exploitation 2 et reste par la suite élevé durant les conditions d'exploitation 3, 4 et 5. Pour l'unité P2, les écarts les plus faibles sont présents durant les conditions d'exploitation 1 et 4. Les conditions d'exploitation 2, 3 et 5 affichent un écart plus élevé. L'unité P3 présente également un écart faible, comme les autres unités, pendant les conditions d'exploitation 1 puis une augmentation de cet écart est observée pour les conditions d'exploitation 2. Cependant, cet écart diminue de nouveau et semble assez faible au cours des conditions d'exploitation 3, 4 et 5. L'écart entre l'alcalinité mesurée et l'alcalinité calculée est présenté au Tableau 3.4.

Tableau 3.4 Écart entre l'alcalinité mesurée et l'alcalinité calculée et pourcentage de cet écart par rapport à la valeur théorique pour le P1, le P2 et le P3 lors des différentes conditions d'exploitation

Conditions d'exploitation	Unité P1 (mg CaCO ₃ /L)	Unité P2 (mg CaCO ₃ /L)	Unité P3 (mg CaCO ₃ /L)
1	+ 14,9 (+ 6 %)	+ 19,4 (+ 7 %)	+ 18,3 (+ 7 %)
2	+ 69,3 (+ 26 %)	+ 54,4 (+ 20 %)	+ 61,1 (+ 20 %)
3	+ 58,3 (+ 17 %)	+ 46,1 (+ 13 %)	+ 21,5 (+ 5 %)
4	+ 52,0 (+ 18 %)	+ 20,9 (+ 7 %)	+ 12,0 (+ 3 %)
5	+ 66,9 (+ 18 %)	+ 56,6 (+ 14 %)	+ 9,1 (+ 2 %)

L'écart se situe pour toutes les unités et toutes les conditions d'exploitation entre 9,1 et 69,3 mg CaCO₃/L. Au cours des conditions d'exploitation 1, les trois unités présentent des écarts très comparables (14,9 à 19,4 mg CaCO₃/L), correspondant à seulement 6 à 7 % de la valeur théorique. Pendant les conditions d'exploitation 2, les écarts augmentent nettement et atteignent leur maximum en étant 20 à 26 % de la valeur calculée. L'unité P1 présente le plus grand écart (69,3 mg CaCO₃/L) suivi du P3 (61,1 mg CaCO₃/L) et du P2 (54,4 mg CaCO₃/L). Pendant les conditions d'exploitation 3, les différences entre les unités deviennent plus marquées avec l'unité P1 qui présente l'écart le plus important (58,3 mg CaCO₃/L) représentant 17 % de l'alcalinité théorique, suivi de l'unité P2 avec un écart de 46,1 mg CaCO₃/L, tandis que l'unité P3 présente un écart beaucoup plus faible de 21,5 mg CaCO₃/L représentant 5 % de l'alcalinité théorique. Au cours des conditions d'exploitation 4, l'écart reste similaire pour l'unité P1 avec 52,0 mg CaCO₃/L représentant 18 % de l'alcalinité théorique alors que l'unité P2 et l'unité P3 voient leurs écarts diminuer en étant respectivement de 20,9 mg CaCO₃/L et 12,0 mg CaCO₃/L représentant 7 et 3 % de leurs alcalinités théoriques. Durant les conditions d'exploitation 5, l'unité P1, continue de présenter un profil similaire en ayant son écart (66,9 mg CaCO₃/L) représentant 18 % de l'alcalinité théorique. L'unité P2 a de nouveau augmentait son écart (56,6 mg CaCO₃/L) représentant 14 % de l'alcalinité théorique, tandis que l'unité P3 continue de diminuer son écart entre l'alcalinité mesurée et l'alcalinité théorique avec un écart de 9,1 mg CaCO₃/L représentant 2 % de l'alcalinité théorique.

Ainsi, plusieurs tendances ressortent nettement. L'unité P1 reste systématiquement la plus éloignée de la valeur mesurée à partir de la condition d'exploitation 2. L'unité P3 suit la tendance inverse, avec une diminution progressive de l'écart jusqu'à atteindre une très bonne concordance entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées.

3.6 Impact des systèmes et des variations de charges hydrauliques et organiques sur l'enlèvement du phosphore

La Figure 3.7 présente les résultats de concentration de phosphore total à l'eau brute et à l'effluent des différentes unités lors de chacune des conditions d'exploitation.

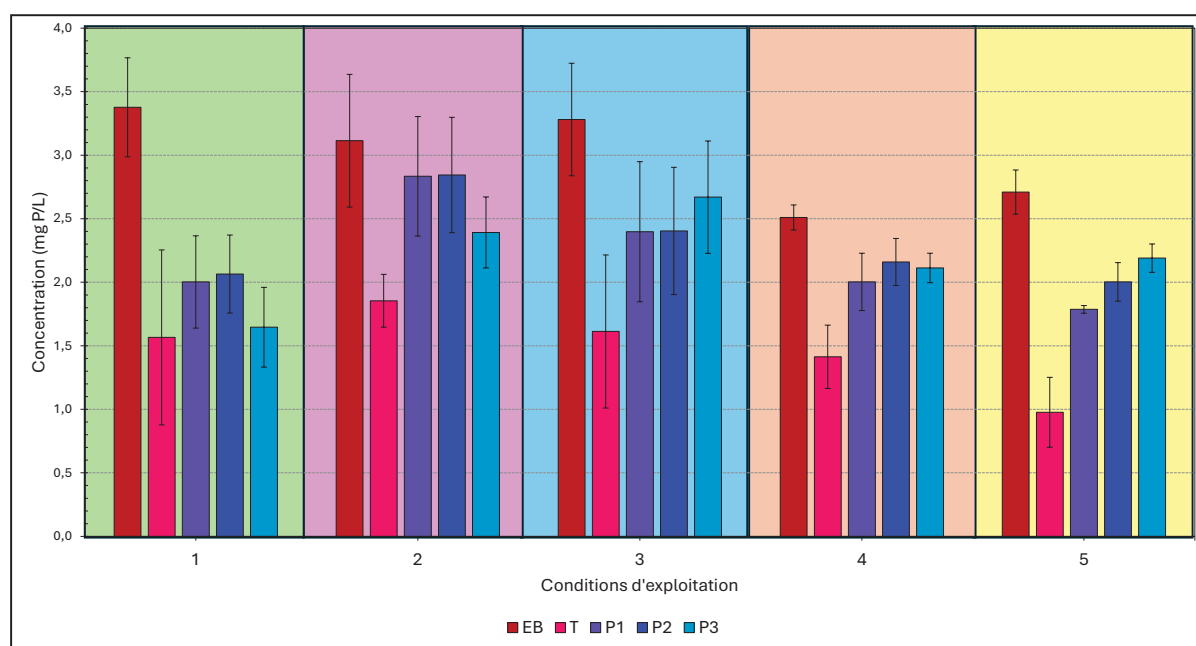


Figure 3.7 Concentrations en phosphore total dans l'eau brute et dans les eaux effluentes des unités de traitement pour les différentes conditions d'exploitation

Les concentrations en phosphore total de l'eau brute (eau usée synthétique) sont représentés afin de pouvoir visualiser la diminution en phosphore de chaque unité suite à la filtration. Pour chacune des conditions d'exploitation, l'unité témoin présente de plus faibles concentrations que les trois autres unités avec des rendements se situant entre 40 % et 64 %. En sélectionnant

le meilleur rendement entre chaque unité contenant de la bagasse pour chacune des conditions d'exploitation, une plage de rendement allant de 23,2 à 51,3 % est obtenue.

Les conditions d'exploitation 1, avec des charges hydraulique et organique respectives de 144 mm/d et 56 g DBO₅/m²·d (dont 4,0 mg P/L), ont mené à des concentrations plus faibles à l'effluent de chaque unité que les conditions d'exploitation 2 possédant une charge organique de 27 g DBO₅/m²·d (dont 2,6 mg P/L). Au cours des conditions d'exploitation 1, les rendements sont, dans l'ordre, de 54, 51, 41 et 39 % respectivement pour les unités témoin, P3, P1 et P2 alors qu'au cours des conditions d'exploitation 2, les rendements sont de 40, 23, 9 et 9 %. Une charge organique plus élevée contribue donc à un meilleur rendement épuratoire pour le phosphore.

Les conditions d'exploitation 5, avec des charges hydraulique et organique respectives de 288 mm/d et 73 g DBO₅/m²·d (dont 3,25 mg P/L) ont mené à de meilleurs rendements que les conditions d'exploitation 3 et 4, avec respectivement des charges hydraulique et organique de 288 mm/d et 109 g DBO₅/m²·d (dont 3,95 mg P/L) et 288 mm/d et 53 g DBO₅/m²·d (dont 3,95 mg P/L). Au cours des conditions d'exploitation 5, les rendements s'élèvent, dans l'ordre, à 64, 34, 26 et 19 % respectivement pour les unités témoin, P1, P2 et P3. Pour les conditions d'exploitation 3, les rendements s'élèvent à 51, 27, 27 et 19 %. Durant les conditions d'exploitation 4, les rendements s'élèvent à 44, 20, 14 et 16 %. Les conditions d'exploitation 3, à charge organique élevée (109 g DBO₅/m²·d), présentent de meilleurs rendements que les conditions d'exploitation 4 à faible charge organique (53 g DBO₅/m²·d).

CHAPITRE 4

DISCUSSION

La discussion porte en premier lieu sur les performances des substrats pour l'épuration de l'azote. Ensuite, le comportement des systèmes pour l'épuration de l'azote suite à des variations de charge hydrauliques et organiques est étudié. Afin de valider les résultats précédant, une vérification du processus de nitrification grâce aux résultats d'alcalinité est effectué. Puis, les résultats en phosphore total, afin de déterminer l'impact des substrats et des conditions d'exploitation, seront étudiés. Enfin, les résultats obtenus ouvrent plusieurs perspectives visant à approfondir la compréhension des mécanismes impliqués, à optimiser les conditions d'exploitation du marais filtrant à base de bagasse et à évaluer son potentiel d'application à plus grande échelle.

4.1 Comparaison des performances des quatre unités pour l'azote

Les résultats montrent que les variations des formes d'azote sont fortement influencées par le cycle de développement des plants de *Canna indica*. En effet, suite au faucardage semaine 52, dans l'ensemble des unités, une augmentation marquée des concentrations en nitrates au détriment de l'azote ammoniacal est observée, traduisant une nitrification plus active. Autrement dit, les conditions deviennent plus favorables aux bactéries nitrifiantes (Havé et al., 2017). La nitrification étant un processus nécessitant des conditions aérobies, cette amélioration pourrait être liée à une reprise de l'activité végétale après le faucardage, favorisant le développement racinaire et les transferts d'oxygène vers la rhizosphère (Q. Wang et al., 2018). De plus, cette période correspond à une transition entre une phase de sénescence végétale et une phase de reprise de croissance. La diminution de la biomasse sénescente pourrait limiter le relargage d'azote organique issu de la décomposition des tissus végétaux, tandis que la croissance active des plants pourrait augmenter la demande en azote et favoriser son assimilation (Kröger et al., 2007; Vymazal, 2007). Ces changements pourraient ainsi

contribuer à réduire la proportion d'azote ammoniacal disponible et à favoriser sa conversion en nitrates par les microorganismes nitrifiants (Rani et al., 2024).

L'unité témoin et l'unité P2 possèdent tous les deux un substrat ayant le même diamètre, mais la composition de celui-ci change. Lorsque les plantes semblent avoir atteint leur sénescence, comme avant le faucardage lors des semaines 46 à 51, l'effluent de l'unité témoin présente des concentrations en azote global plus faibles que l'unité P2 avec respectivement des rendements de 48 % contre 29 %. Lorsque les plantes atteignent leur maturité, les unités contenant de la bagasse présentent généralement des concentrations résiduelles en azote global plus faibles que le témoin. En effet, lorsque la plante est en fin de croissance et début de maturité (semaines 63 à 69 et 71 à 79), l'effluent de l'unité P2 montre une concentration en azote globale plus faible que le témoin avec des rendements de 34 % contre 31 % pour le témoin et de 46 % contre 33 %. La bagasse semble donc plus favorable à la réduction de l'azote lorsque les plantes sont en croissance que le sable et le gravier. Le bénéfice de l'utilisation de la bagasse n'apparaît donc pas immédiatement et devient apparent lorsque le système est biologiquement stabilisé. Lors de l'utilisation d'un marais filtrant, les phases de croissance et de maturité des plantes sont privilégiées puisqu'elles présentent de meilleurs rendements que les périodes de sénescence. La bagasse présente donc un plus grand atout sur ces périodes d'exploitation. De plus, le témoin, composé de sable et de gravier, montre des fluctuations. En effet, l'effluent est souvent soit nitrifié, soit ammoniacal, ce qui suggère une moins bonne résilience. Afin de conserver de bons rendements épuratoires, un faucardage des plantes une à deux fois par an devra donc être effectué.

Entre les trois unités contenant de la bagasse, l'unité P1 fonctionne le mieux dans la plupart des cas. En effet, les unités P2 et P3 présentent progressivement une diminution du rendement lors du retour en sénescence des plantes, semaines 46 à 51, avec des rendements de 29 et 26 % contre 43 % pour l'unité P1 ainsi que semaines 84 à 86 (34 et 22 % contre 48 %), semaines 90 à 91 (24 et 8 % contre 33 %) et semaines 93 à 94 (18 et 14 % contre 29 %). De plus, l'unité P1 présente une distribution beaucoup plus homogène des formes azotées tout au long des essais ce qui suggère un fonctionnement biologique plus stable face aux changements de conditions

d'exploitation et une plus grande résilience. La différence entre les substrats de bagasse se situant au niveau du diamètre des fragments de bagasse, un diamètre plus petit ($[0,09 ; 2,0[$ mm) mène à une meilleure efficacité que les plus gros fragments ($[2,0 ; 5,0[$ et $[1,2 ; 5,0[$ mm. En effet, les plus petits fragments permettent d'obtenir une surface disponible plus élevée offrant une plus grande surface d'adhésion microbienne (H. Zhong et al., 2022). Or, cette plus grande biomasse microbienne est susceptible de favoriser les processus biologiques impliqués dans l'élimination des polluants, notamment la dégradation de la matière organique et les transformations de l'azote (Kurzbaum, 2022). À l'inverse, un diamètre de fragment de bagasse plus grand, favorise l'écoulement de l'eau, mais un chemin préférentiel de l'eau peut se créer, ce qui réduit le temps de contact entre les polluants et le biofilm développé à la surface du substrat (Min & Wise, 2009). L'unité P3 possède un substrat avec une forte hétérogénéité dans ses fragments de bagasse $[1,2 ; 5,0[$ mm, or, la granulométrie hétérogène de la bagasse pourrait avoir favorisé l'établissement initial du système grâce à un compromis entre surface spécifique élevée et maintien de la porosité. Cependant, la présence d'une fraction fine importante pourrait avoir accéléré la dégradation du substrat et la réduction progressive de la porosité, amplifiant les effets liés à l'accumulation de biomasse végétale mature (Aslam et al., 2025; S. Dai et al., 2025).

Lorsque le rendement maximal de chaque période pour l'azote ammoniacal est comparé avec les performances dans la revue de littérature des marais filtrants, des résultats similaires sont obtenus. En effet, les rendements maximaux de toutes les unités se situent entre 59 et 89 %. Le rendement est supérieur à celui obtenu par T. Saeed et al., 2018, qui ont rapporté une élimination de 22,3 % de l'azote total dans un marais filtrant vertical planté de *Canna indica* et rempli de bagasse pour le traitement d'effluents industriels.

Pour l'azote global, les rendements maximaux obtenus pour toutes les unités se trouvent entre 17 et 48 %. Ces rendements sont en deçà de ceux trouvés dans la littérature pour des marais filtrants verticaux. Cependant, ils restent assez proches de celui obtenu par T. Saeed et al., 2018, qui ont rapporté une élimination de 48 % de l'azote total dans un marais filtrant vertical planté de *Canna indica* et rempli de bagasse pour le traitement d'effluents industriels.

4.2 Comportement des systèmes en fonction de la charge hydraulique à charge organique constante (conditions d'exploitation 1 et 4)

L'augmentation de la charge hydraulique (conditions d'exploitation 4) semble avoir favorisé la nitrification, comme l'indique l'augmentation des concentrations en nitrites et nitrates de 40 mg N/L comparativement à 17 mg N/L pour les conditions d'exploitation 1. Parallèlement, une meilleure élimination de l'azote ammoniacal est également observée lorsque la charge hydraulique est à 288 mm/d avec un rendement maximum de 89 % contre 71 % lorsque la charge hydraulique est à 144 mm/d. En effet, dans les marais filtrants à écoulement vertical alimentés par bâchées, une charge hydraulique plus élevée peut favoriser le renouvellement de l'air dans les pores du substrat au cours des phases d'alimentation et de drainage. Cette amélioration des conditions d'oxygénation favorise le développement des bactéries nitrifiantes et stimule ainsi la nitrification (Bassani et al., 2021; Decezaro et al., 2019). Toutefois, cette conversion accrue de l'ion ammonium en nitrates ne s'est pas traduite par une meilleure élimination de l'azote global, puisque les rendements lors des conditions d'exploitation 1 se situent entre 33 et 47 % alors que les rendements lors des conditions d'exploitation 4 chutent entre 7 et 37 %, suggérant une limitation de l'étape de dénitrification. En effet, les faibles charges hydrauliques, en augmentant le temps de contact entre l'effluent et le biofilm, favorisent non seulement la nitrification mais également la dénitrification des nitrates produits, ce qui peut expliquer l'amélioration de l'élimination de l'azote global (Thalla et al., 2019). Les conditions d'exploitation 4 permettent donc d'obtenir les meilleures performances ponctuelles pour certaines formes d'azote comme l'azote ammoniacal, mais les conditions d'exploitation 1 assurent des performances plus constantes et reproductibles entre les différents pilotes.

4.3 Comportement des systèmes en fonction de la charge organique

Cette partie se concentre sur l'analyse des résultats lorsque la charge hydraulique est constante, mais pour des charges organiques variées.

4.3.1 Charge hydraulique constante à 144 mm/d (conditions d'exploitation 1 et 2)

De manière générale, les rendements pour l'azote ammoniacal sont plus élevés (70 à 88 % contre 19 à 70 %) lorsque la charge organique est plus faible. Toutefois les rendements diminuent significativement, pour l'azote global, évoluant de valeurs comprises entre 33 et 47 % à des rendements entre 14 et 20 %. En effet, l'amélioration des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal observée lors des faibles charges organiques pourrait être attribuée à une augmentation de la disponibilité en oxygène dans le substrat et la rhizosphère (S. Wu et al., 2013). Cependant, cette diminution de la charge organique peut également réduire la disponibilité en carbone biodégradable nécessaire à la dénitrification. Ainsi, bien que la conversion du NH_4^+ en formes oxydées de l'azote soit favorisée, l'élimination complète de l'azote sous forme gazeuse peut être limitée, entraînant une diminution des rendements sur l'azote global (Gorgoglione & Torretta, 2018).

Lors des travaux réalisés aux conditions d'exploitation 2, une forte diminution de l'azote organique dans l'eau usée synthétique avant même la filtration est observée. En effet, la concentration en azote organique s'élève à 6,8 mg N/L alors que la concentration théorique de l'eau usée synthétique en azote organique est de 36,6 mg N/L. Cette diminution peut s'expliquer par une proportion élevée d'azote facilement hydrolysable, comme présenté dans l'Annexe I, notamment sous forme d'urée (Yahya et al., 2021). À l'inverse, l'eau usée synthétique utilisée au cours des essais menés aux conditions d'exploitation 1, contient des concentrations plus importantes de poudre de lait, de levure et d'extrait de bœuf, qui apportent des composés organiques azotés plus complexes et moins rapidement minéralisés (Duong et al., 2019). Ainsi, une plus grande fraction de l'azote organique demeure sous cette forme avant le passage dans les unités de traitement.

4.3.2 Charge hydraulique constante à 288 mm/d (conditions d'exploitation 3, 4 et 5)

Les conditions d'exploitation 3, possédant la charge organique la plus élevée avec 109 g $\text{DBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, présente le meilleur rendement pour l'azote global atteignant jusqu'à 42 %. Cependant, lorsque les valeurs d'azote ammoniacal sont analysées, ce sont les conditions

d'exploitation 4, avec la charge organique la plus faible s'élevant à 53 g DBO₅/m²·d, qui conduisent au meilleur rendement avec des rendements pouvant atteindre 89 %. En effet, à plus faible charge organique, davantage d'oxygène est disponible, ce qui permet d'offrir de meilleures conditions de nitrification aux bactéries ainsi qu'une meilleure ammonification (Schmidt et al., 2003; S. Wu et al., 2013). En parallèle, l'augmentation de la charge organique augmente la disponibilité en carbone biodégradable nécessaire à la dénitrification ce qui explique le meilleur rendement pour l'élimination de l'azote globale pendant les conditions d'exploitation 3 (Gorgoglione & Torretta, 2018). Ces résultats confirment donc ce qui a été observé précédemment lorsque la charge hydraulique était à 144 mm/d.

4.4 Vérification de la nitrification

Les résultats en alcalinité confirment bien la présence d'une réaction de nitrification. En effet, lors de la nitrification de l'ammonium des ions hydrogène (H⁺) sont produits et sont neutralisés par les ions bicarbonate (HCO₃⁻) et carbonate (CO₃²⁻), qui constituent la principale source d'alcalinité dans les eaux usées. Cette neutralisation contribue à maintenir le pH du système, mais entraîne une diminution progressive de l'alcalinité disponible. D'un point de vue stœchiométrique, la nitrification complète de 1 mg d'azote ammoniacal (NH₄⁺-N) consomme environ 7,14 mg d'alcalinité exprimée en CaCO₃ (Gyawali et al., 2025). À l'inverse, la dénitrification s'accompagne d'une régénération de l'alcalinité. Lors de la réduction des nitrates en diazote (N₂), des ions hydrogène sont consommés, ce qui favorise la formation d'ions bicarbonate et entraîne une augmentation de l'alcalinité du milieu. D'un point de vue stœchiométrique, la réduction de 1 mg NO₃⁻-N/L permet de régénérer environ 3,57 mg CaCO₃/L, soit approximativement la moitié de l'alcalinité consommée lors de la nitrification complète (Tchobanoglous et al., 2014). Les écarts entre l'alcalinité calculée (à partir de la production de nitrites et de nitrates) et l'alcalinité mesurée peuvent s'expliquer par une adsorption des nitrates produits par les plants de *Canna Indica* et la bagasse (B. Wang et al., 2024; K. Wu et al., 2025). En effet, le calcul d'alcalinité théorique se base sur la production de nitrites et nitrates dans le système, or, si les nitrates sont par la suite adsorbés par le substrat ou les plantes, ils n'apparaîtront pas dans les effluents, l'alcalinité théorique consommée sera

donc surestimée. Or, l'installation pilote n'a pas été développée afin d'étudier toutes les étapes de la transformation de l'azote, les raisons des écarts entre les résultats mesurés et calculés restent donc hypothétiques. Enfin, les incertitudes analytiques peuvent également expliquer, du moins en partie, les écarts observés.

4.5 Impact des systèmes et des charges hydrauliques et organiques sur l'enlèvement du phosphore

Cette section présente une discussion sur les résultats en phosphore total obtenus pour chacune des conditions d'exploitation ainsi que dans chacune des unités. Tout au long de la durée des essais, l'unité obtenant le meilleur rendement d'épuration pour le phosphore a été celle étant le témoin. La combinaison gravier et sable serait plus efficace pour diminuer le phosphore que la bagasse. En effet, cela peut s'expliquer par la présence de résidus de calcium (calcaire) favorisant la précipitation des phosphates ainsi que par l'adsorption sur les surfaces minérales du substrat (R. Liu et al., 2018; Ofoegbu, 2019). Toutefois, ces mécanismes ne sont pas permanents. L'adsorption est limitée par la capacité du substrat et tend à diminuer avec la saturation des sites de fixation, tandis que la précipitation dépend de la disponibilité des ions calcium, qui peut également décroître au cours du temps. L'efficacité de rétention du phosphore est ainsi susceptible de diminuer à long terme (Ballantine & Tanner, 2010). À l'inverse, la bagasse, constituée principalement de composés lignocellulosiques, présente une capacité intrinsèque de fixation du phosphore relativement faible comparativement aux substrats minéraux riches en calcium, en fer ou en aluminium. De plus, sa dégradation progressive peut contribuer au relargage d'une partie du phosphore organique qu'elle contient (T. Saeed & Sun, 2013).

La comparaison des conditions d'exploitation 1 et 2, à charge hydraulique constante à 144 mm/d montre un meilleur rendement maximum (54 %) lorsque la charge organique est plus élevée et de 55,6 g DBO₅/m²·d. Cependant, la comparaison des conditions d'exploitation 3, 4 et 5 montre que le meilleur rendement est obtenu pour la valeur de charge organique qui n'est ni la plus faible ni la plus élevée, c'est-à-dire celle à 73 g DBO₅/m²·d. Ces résultats tendent à démontrer qu'une charge organique trop élevée, soit de 109 g DBO₅/m²·d, entraîne

une augmentation de la concentration en composés organiques, lesquels entrent en compétition avec les orthophosphates pour les sites d'adsorption disponibles sur le substrat, limitant ainsi leur rétention. Par ailleurs, l'augmentation de la charge appliquée favorise une saturation plus rapide des sites de fixation du phosphore, ce qui réduit progressivement la capacité d'élimination du substrat (Webb, van Biervliet, Wood, Roberts, & Wake, 2025). À l'inverse, lorsque la charge organique est faible, les rendements diminuent également. Cette diminution pourrait être attribuée à une activité biologique plus limitée en raison d'un apport réduit en matière organique biodégradable. En effet, une disponibilité plus faible en carbone peut limiter le développement des biofilms et de la biomasse microbienne, réduisant ainsi l'assimilation du phosphore (Gorgoglione & Torretta, 2018). Ainsi, ces résultats suggèrent l'existence d'une plage de charge organique optimale se situant entre 53 et 73 g DBO₅/m²·d.

Les rendements maximaux d'enlèvement du phosphore total observés pour chaque phase des présents travaux sont équivalents ou supérieurs à ceux des marais filtrants étudiés dans la littérature. En effet, le rendement pour le phosphore total des marais à écoulement vertical souterrain plantés de *Eryngium horridum* ont présenté un rendement de 28 % (Basílico et al., 2024), alors que tous les rendements du système se situent entre 41 et 64 % pour l'unité témoin et entre 9 et 51 % pour les unités contenant de la bagasse. De plus, le rendement en phosphore total dans l'étude de T. Saeed et al., 2018, pour un marais filtrant vertical planté de *Canna indica* et rempli de bagasse pour le traitement d'effluents industriels des marais filtrant à flux vertical en climat tropical planté de *Canna indica*, est de 32 %, ce qui confirme également la validité des unités étudiées.

4.6 Perspectives

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude mettent en évidence le potentiel de la bagasse comme substrat alternatif pour les marais filtrants en climat tropical, tout en soulignant plusieurs pistes de recherche permettant d'améliorer la compréhension des mécanismes impliqués et d'optimiser les performances du procédé.

Dans un premier temps, une caractérisation plus approfondie du devenir de l'azote et du phosphore au sein du système apparaît nécessaire. L'analyse de la composition du substrat avant et après utilisation, ainsi que celle des tissus végétaux, permettrait de quantifier les fractions de nutriments retenues respectivement par la bagasse et par les plants de *Canna indica*. L'établissement d'un bilan massique complet de l'azote permettrait notamment d'estimer la proportion réellement éliminée par dénitrification sous forme de diazote (N_2), par opposition aux fractions simplement stockées dans le substrat ou assimilées par les végétaux. Une telle approche contribuerait à mieux comprendre les mécanismes responsables des performances observées et à distinguer entre les formes d'élimination temporaires et celles définitives.

L'optimisation du substrat constitue également une perspective importante. Les résultats montrent que la bagasse favorise principalement l'élimination de l'azote, tandis que le substrat minéral gravier-sable présente une meilleure capacité de rétention du phosphore. Néanmoins, cette capacité est susceptible de diminuer avec le temps à mesure que les sites d'adsorption se saturent. Dans cette optique, l'évaluation de mélanges de substrats associant la bagasse à des matériaux minéraux riches en calcium, en fer ou en aluminium pourrait permettre de concilier les avantages des deux matériaux et d'améliorer simultanément les rendements d'élimination de l'azote et du phosphore.

L'évolution des propriétés physiques du substrat constitue également un enjeu majeur. La consolidation progressive du substrat (affaissement) observée au cours de cette étude soulève la question de l'épaisseur optimale de la couche de bagasse lors de la conception des ouvrages. Une couche initialement plus importante pourrait compenser cette consolidation au cours du temps, mais pourrait également modifier les propriétés hydrauliques du filtre, notamment en diminuant la porosité, en augmentant les risques de colmatage ou en modifiant les temps de séjour hydrauliques. Des travaux complémentaires seraient donc nécessaires afin de déterminer le compromis optimal entre stabilité mécanique, la performance épuratoire et la durée de vie du substrat.

Par ailleurs, l'influence du vieillissement de la bagasse mérite d'être étudiée sur des périodes de fonctionnement plus longues. Sa dégradation progressive pourrait modifier ses propriétés hydrauliques, sa capacité de support des biofilms microbiens ainsi que ses capacités de rétention des nutriments. Si un relargage du phosphore lié à la dégradation du matériau est déjà documenté dans la littérature, le suivi des différentes formes d'azote au cours du vieillissement du substrat serait également souhaitable afin de vérifier si un processus similaire pourrait se produire.

L'exploitation des marais filtrants pourrait également être optimisée. Les résultats obtenus montrent que les conditions hydrauliques et organiques influencent différemment les mécanismes de nitrification, de dénitrification et de rétention du phosphore. Des travaux futurs pourraient ainsi rechercher le meilleur compromis entre une nitrification efficace, favorisée par des conditions plus oxiques, et une élimination maximale de l'azote global, nécessitant également le maintien de conditions favorables à la dénitrification en ayant, par exemple, dans une partie immergée à la base du système, recréant des conditions anoxiques. De même, l'identification de charges organiques et hydrauliques optimales permettrait de limiter la diminution des performances observée pour le phosphore lors des charges organiques les plus élevées. Dans les régions tropicales, où les eaux usées présentent généralement des charges organiques importantes, une surveillance adaptée des conditions d'exploitation apparaît essentielle afin de préserver les performances épuratoires du système, en particulier si le traitement est réalisé en une seule étape avec un substrat à la fois non noyé (partie supérieure) et noyé (partie inférieure) pour assurer les processus de nitrification et de dénitrification.

L'influence des pratiques de gestion de la végétation constitue également une piste d'amélioration. Les résultats suggèrent que le cycle de développement de *Canna indica* influence les transformations de l'azote au sein du système. L'étude des différentes fréquences de faucardage serait intéressante afin d'identifier un compromis entre le maintien d'une activité végétale favorable aux processus biologiques, la limitation de la sénescence des tissus et la maximisation de l'assimilation des nutriments. Actuellement, la fréquence de faucardage optimale à préconiser serait de près de 1,5 fois par an. L'évaluation d'autres espèces végétales

adaptées aux conditions tropicales et au marais à base de bagasse pourrait également permettre d'améliorer les performances épuratoires ou la résilience des systèmes face aux variations de charges.

Dans une approche d'économie circulaire, la valorisation de la biomasse végétale produite lors des opérations de faucardage pourrait également être étudiée. Les plants de *Canna indica* assimilent une partie de l'azote et du phosphore présents dans les eaux usées, ce qui leur confère un potentiel de récupération des nutriments sous forme de biomasse. Toutefois, une valorisation directe en agriculture nécessiterait une caractérisation préalable de la composition de cette biomasse afin d'évaluer la présence éventuelle de contaminants accumulés durant le traitement. Des voies alternatives, telles que le compostage, la méthanisation, la valorisation énergétique ou la production de biochar par pyrolyse, permettrait de mettre en valeur la matière tout en limitant les risques environnementaux. Ainsi, l'intégration de la gestion de la biomasse faucardée dans le fonctionnement global du marais filtrant constituerait une étape supplémentaire vers un système de traitement circulaire.

Au-delà de ses performances épuratoires, l'utilisation de la bagasse comme substrat dans les marais filtrants présente également un intérêt dans une perspective d'économie circulaire. La bagasse constitue un sous-produit abondant de l'industrie sucrière, généralement généré en grande quantité lors de l'extraction du jus de canne à sucre. Sa valorisation comme matériau filtrant permettrait de transformer un résidu agricole en une ressource utile pour le traitement des eaux usées, tout en limitant l'utilisation de matériaux minéraux conventionnels dont l'extraction et la production peuvent représenter une pression environnementale importante. De plus, l'intégration de matériaux issus de la biomasse locale dans les systèmes de traitement décentralisés favoriserait le développement de solutions adaptées aux territoires tropicaux où la disponibilité des ressources et les contraintes économiques peuvent limiter l'accès aux technologies conventionnelles. Toutefois, l'intérêt environnemental de cette approche dépend de la disponibilité locale de la bagasse, des besoins en transformation du matériau, de sa durée de vie dans le système et des modalités de gestion en fin d'utilisation. Des études

complémentaires incluant une analyse du cycle de vie et une évaluation économique seraient donc nécessaires afin de confirmer la pertinence de cette stratégie à grande échelle.

Enfin, la validation des résultats obtenus à l'échelle pilote devra être poursuivie dans des installations de plus grande capacité et dans des conditions réelles d'exploitation. Des essais à long terme, intégrant des variations saisonnières, des perturbations hydrauliques plus importantes ou répétées ainsi que des effluents de composition variable, permettraient d'évaluer la robustesse du procédé dans un contexte opérationnel. Leur résilience, leur faible consommation énergétique, leur simplicité d'exploitation et la possibilité de valoriser des sous-produits agricoles comme la bagasse en font une technologie particulièrement appropriée pour l'épuration des eaux usées en contexte tropical.

CONCLUSION

L'augmentation des rejets d'eaux usées associée à la croissance démographique et au développement des activités humaines accentue la pression exercée sur les milieux aquatiques. Parmi les contaminants présents dans ces effluents, l'azote et le phosphore représentent des enjeux majeurs en raison de leur contribution aux phénomènes d'eutrophisation et de leurs impacts sur la qualité des écosystèmes aquatiques. Dans ce contexte, les marais filtrants verticaux plantés de végétaux apparaissent comme une alternative durable aux procédés conventionnels de traitement, notamment lorsqu'ils intègrent des matériaux issus de la valorisation de résidus agricoles.

Le présent mémoire avait pour objectif d'évaluer les performances d'un marais filtrant à écoulement vertical planté de *Canna indica* et utilisant la bagasse de canne à sucre comme substrat, soumis à différentes charges hydrauliques et organiques. Plus spécifiquement, l'étude visait à déterminer l'influence de la granulométrie de la bagasse sur l'élimination de l'azote et du phosphore, ainsi qu'à évaluer la capacité du système à maintenir ses performances dans des conditions variables d'exploitation sous un climat tropical contrôlé. Pour atteindre cet objectif, quatre unités pilotes ont été exploitées sous conditions contrôlées, soit trois unités contenant de la bagasse de granulométries différentes de [0,09 ; 2,0[, [2,0 ; 5,0[et de [1,2 ; 5,0[mm respectivement pour l'unité P1, P2 et P3 et une unité témoin composée de gravier et de sable de granulométrie [2,0 ; 5,0[mm. Les performances épuratoires ont été évaluées à travers le suivi des différentes formes de l'azote, de l'alcalinité et du phosphore total au cours de plusieurs phases expérimentales correspondant à différentes charges hydrauliques et organiques.

Les résultats obtenus démontrent que les unités contenant de la bagasse ont permis une élimination efficace de l'azote ammoniacal, avec des rendements variants entre 65 et 88 %. Ces performances sont comparables à celles rapportées dans la littérature pour certains marais filtrants et suggèrent que la bagasse constitue un substrat favorable aux mécanismes de nitrification. Les rendements observés pour l'azote global, compris entre 30 et 48 %,

demeurent plus modestes, mais restent cohérents avec les valeurs rapportées pour des systèmes similaires intégrant de la bagasse comme source de carbone. Les résultats indiquent également qu'une granulométrie plus fine, de $[1,2 ; 5,0[$ mm, semble favoriser les performances d'élimination de l'azote, possiblement en raison d'une surface spécifique plus élevée favorisant le développement des biofilms microbiens.

Concernant le phosphore, les performances les plus élevées ont systématiquement été observées dans l'unité témoin composée de gravier et de sable, avec des rendements compris entre 41 et 64 %. Les unités contenant de la bagasse ont présenté des rendements plus variables, allant de 20 à 51 %. Ces résultats suggèrent que les mécanismes de rétention du phosphore sont davantage favorisés par les substrats minéraux riches en calcium que par la bagasse, dont la capacité d'adsorption intrinsèque apparaît plus limitée. Les observations réalisées montrent ainsi que la bagasse constitue un substrat particulièrement intéressant pour le traitement de l'azote, mais moins performant pour l'élimination du phosphore.

L'analyse des différentes phases expérimentales a également permis d'évaluer l'influence des charges hydrauliques et organiques sur le fonctionnement du système. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que l'augmentation de la charge hydraulique à 288 mm/d a favorisé la transformation de l'azote ammoniacal en nitrates plutôt que son élimination complète. Bien que les rendements d'élimination de l'azote ammoniacal et de l'azote organique aient été améliorés, l'augmentation parallèle des concentrations en nitrates a limité les performances en azote global. À l'inverse, les faibles charges hydrauliques semblent avoir favorisé un enlèvement plus complet de l'azote, possiblement grâce à un temps de séjour plus long permettant le déroulement de la dénitrification. De manière générale, une diminution de la charge organique s'est accompagnée d'une amélioration des rendements épuratoires de l'azote ammoniacal, alors que les performances relatives à l'azote global ont diminué. Cette amélioration de l'élimination du NH_4^+ pourrait s'expliquer par une plus grande disponibilité en oxygène dans le substrat et la rhizosphère, favorisant l'activité des bactéries nitrifiantes. En revanche, la réduction de la charge organique diminue également l'apport en carbone biodégradable, indispensable à la dénitrification. Ainsi, bien que la nitrification soit favorisée,

la réduction des nitrates en azote gazeux devient plus limitée, ce qui se traduit par une diminution des rendements d'élimination de l'azote global. Malgré les différentes conditions de charges hydrauliques et organiques appliquées au cours des présents travaux, les unités expérimentales ont conservé des capacités d'épuration significatives, démontrant ainsi une bonne capacité d'adaptation du système. Ces résultats suggèrent que les marais filtrants contenant de la bagasse possèdent un potentiel intéressant pour maintenir leurs performances dans des conditions variables d'exploitation.

Les résultats obtenus suggèrent que la charge organique a influencé l'élimination du phosphore au sein des marais filtrants. Une augmentation de la charge organique s'est généralement accompagnée d'une amélioration des rendements d'abattement du phosphore. Toutefois, les meilleures performances n'ont pas été observées sous la charge organique la plus élevée. Ainsi, les résultats mettent en évidence l'existence d'une charge organique optimale comprise autour de 73 g DBO₅/m²·d, permettant de concilier une activité biologique suffisante et une disponibilité adéquate des sites de fixation du phosphore. Ces observations indiquent que l'élimination du phosphore ne dépend pas uniquement de l'intensité de la charge organique appliquée, mais également des interactions entre les différents nutriments et les mécanismes de rétention mis en jeu dans le système.

Dans l'ensemble, les présents travaux mettent en évidence le potentiel de la bagasse de canne à sucre comme matériau de valorisation pour les marais filtrants à écoulement vertical. Les résultats obtenus démontrent que ce résidu agricole peut contribuer efficacement à l'élimination des composés azotés tout en s'inscrivant dans une approche d'économie circulaire. Toutefois, l'optimisation de l'élimination du phosphore demeure un défi important et pourrait nécessiter l'utilisation de substrats complémentaires ou de matériaux présentant une plus forte capacité de fixation des phosphates.

ANNEXE I : "Tableau des proportions massiques dans l'eau usée synthétique

Tableau A-I-1 Proportion massique de chaque composé chimique dans l'eau usée synthétique
en fonction des conditions d'exploitation

Composé chimique ou nom commun	1 (%)	2 (%)	3 (%)	4 (%)	5 (%)
NaHCO ₃	29,80	37,86	29,80	41,57	26,55
NH ₄ Cl	5,90	7,49	5,90	8,23	5,26
K ₂ HPO ₄	0,99	1,26	0,99	1,38	0,88
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1,63	2,07	1,63	2,27	1,45
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2,59	3,29	2,59	3,61	23,07
FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,09	0,12	0,09	0,13	0,08
MnSO ₄	0,13	0,17	0,13	0,19	0,12
Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	1,16	1,48	1,16	1,62	1,03
C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	0,34	0,43	0,34	0,47	0,30
Poudre de lait	5,33	2,14	5,33	2,35	3,11
Levure	2,40	1,02	2,40	1,12	1,43
Amidon de maïs	10,01	12,72	10,01	3,86	5,70
Huile de tournesol	1,31	1,66	1,31	0,61	0,66
Extrait de bœuf	15,42	5,60	15,42	6,90	8,58
C ₃ H ₈ O ₃	8,88	3,99	8,88	4,47	5,85
C ₁₂ H ₂₅ NaSO ₄	2,26	3,83	2,26	1,01	1,29
Papier hygiénique	5,82	7,17	5,82	10,96	7,13
CH ₄ N ₂ O	5,93	7,69	5,93	9,24	7,49

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA, WEF, AWWA, Bridgewater, L.L., Baird, R.B., Eaton, A.D., Rice, E.W., 2023. Standard methods for the examination of water and wastewater, 24rd edition. ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- 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>
- Ali, M., Aslam, A., Qadeer, A., Javied, S., Nisar, N., Hassan, N., ... Elshikh, M. S. (2024). Domestic wastewater treatment by *Pistia stratiotes* in constructed wetland. *Scientific Reports*, 14, 7553. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57329-y>
- Alkhadra, M. A., Su, X., Suss, M. E., Tian, H., Guyes, E. N., Shocron, A. N., ... Bazant, M. Z. (2022). Electrochemical Methods for Water Purification, Ion Separations, and Energy Conversion. *Chemical Reviews*, 122(16), 13547-13635. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00396>
- Almuktar, S. A. A. N., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(24), 23595-23623. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Al-Saedi, R., Smettem, K., & Siddique, K. H. M. (2018). Nitrogen removal efficiencies and pathways from unsaturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, 228, 466-474. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.048>
- Amengual-Morro, C., Moyà Niell, G., & Martínez-Taberner, A. (2012). Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management*, 95, S71-S76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>
- Ammar, M., Yousef, E., Ashraf, S., & Baltrusaitis, J. (2024). Removal of Inorganic Pollutants and Recovery of Nutrients from Wastewater Using Electrocoagulation: A Review. *Separations*, 11(11), 320. <https://doi.org/10.3390/separations11110320>

- An, Y., Li, S., Wang, X., Liu, Y., & Wang, R. (2020). Correlating Microbial Community Characteristics with Environmental Factors along a Two-Stage Biological Aerated Filter. *Water*, 12(12), 3317. <https://doi.org/10.3390/w12123317>
- Arend, K. K., Beletsky, D., DePinto, J., Ludsin, S. A., Roberts, J. J., Rucinski, D. K., ... Hook, T. O. (2011). Seasonal and interannual effects of hypoxia on fish habitat quality in central Lake Erie. *Freshwater Biology*, 56, 366-383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02504.x>
- Arslan, M., Imran, A., Khan, Q. M., & Afzal, M. (2017). Plant–bacteria partnerships for the remediation of persistent organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(5), 4322-4336. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4935-3>
- Aryal, M. (2024). Phytoremediation strategies for mitigating environmental toxicants. *Heliyon*, 10(19), e38683. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38683>
- Aslam, M. B., Rehman, T. U. R., Alavi, A. F., Haleem, A., Haq, A., Ahmed, S., ... Ali, M. (2025). Design, construction and efficiency analysis of bagasse-based charcoal packed horizontal lab-scale wetland for the removal of antibiotic-resistant bacteria. *BMC Microbiology*, 25(1), 418. <https://doi.org/10.1186/s12866-025-04061-w>
- Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R. A., ... García, J. (2014). Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of The Total Environment*, 494-495, 211-217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.128>
- Aziz, S., Mazhar, A. R., Ubaid, A., Shah, S. M. H., Riaz, Y., Talha, T., & Jung, D.-W. (2024). A comprehensive review of membrane-based water filtration techniques. *Applied Water Science*, 14(8), 169. <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02226-y>
- Bai, S., Lv, T., Ding, Y., Li, X., You, S., Xie, Q., & Brix, H. (2016). Multilayer Substrate Configuration Enhances Removal Efficiency of Pollutants in Constructed Wetlands. *Water*, 8(12), 556. <https://doi.org/10.3390/w8120556>
- Ballantine, D. J., & Tanner, C. C. (2010). Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53(1), 71-95. <https://doi.org/10.1080/00288231003685843>

- Basilico, G., Casares, M. V., & de Cabo, L. (2024). Performance of vertical flow wetland in the treatment of medium organic strength synthetic wastewater. *Discover Water*, 4(1), 77. <https://doi.org/10.1007/s43832-024-00142-5>
- Bassani, L., Pelissari, C., da Silva, A. R., & Sezerino, P. H. (2021). Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 754, 142400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142400>
- Bayuseno, A. P., Perwitasari, D. S., Muryanto, S., Tauviquirrahman, M., & Jamari, J. (2020). Kinetics and morphological characteristics of struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) under the influence of maleic acid. *Heliyon*, 6(3), e03533. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03533>
- Bazrafshan, E., Mohammadi, L., Ansari-Moghaddam, A., & Mahvi, A. H. (2015). Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process– a systematic review. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13, 74. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0233-8>
- Beebe, D. A., Castle, J. W., Molz, F. J., & Rodgers, J. H. (2014). Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. *Ecological Engineering*, 71, 394-400. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.052>
- Białowiec, A., Albuquerque, A., & Randerson, P. F. (2014). The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. *Ecological Engineering*, 67, 89-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.032>
- Boden, J. S., Zhong, J., Anderson, R. E., & Stüeken, E. E. (2024). Timing the evolution of phosphorus-cycling enzymes through geological time using phylogenomics. *Nature Communications*, 15(1), 3703. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-47914-0>
- Bora, R. R., Richardson, R. E., & You, F. (2020). Resource recovery and waste-to-energy from wastewater sludge via thermochemical conversion technologies in support of circular economy: a comprehensive review. *BMC Chemical Engineering*, 2(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s42480-020-00031-3>

- Bottino, F., Cunha-Santino, M. B., & Bianchini, I. (2016). Cellulase activity and dissolved organic carbon release from lignocellulose macrophyte-derived in four trophic conditions. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47(2), 352-358. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.01.022>
- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., & Graham, D. W. (2018). A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>
- Bunce, N. J., & Bejan, D. (2011). Mechanism of electrochemical oxidation of ammonia. *Electrochimica Acta*, 56(24), 8085-8093. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2011.07.078>
- Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (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>
- Carrillo, V., Collins, C., Brisson, J., & Vidal, G. (2022). Evaluation of long-term phosphorus uptake by *Schoenoplectus californicus* and *Phragmites australis* plants in pilot-scale constructed wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 24(6), 610-621. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1960478>
- Cataldo, E., Salvi, L., Paoli, F., Fucile, M., Masciandaro, G., Manzi, D., ... Mattii, G. B. (2021). Application of Zeolites in Agriculture and Other Potential Uses: A Review. *Agronomy*, 11(8), 1547. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081547>
- Chatenet, M., G. Pollet, B., R. Dekel, D., Dionigi, F., Deseure, J., Millet, P., ... Schäfer, H. (2022). Water electrolysis: from textbook knowledge to the latest scientific strategies and industrial developments. *Chemical Society Reviews*, 51(11), 4583-4762. <https://doi.org/10.1039/D0CS01079K>
- Chen, S., Shi, Y., Wang, W., Li, Z., Gao, J., Bao, K., ... Zhang, R. (2014). Phosphorus Removal from Continuous Phosphate-Contaminated Water by Electrocoagulation using Aluminum and Iron Plates Alternately as Electrodes. *Separation Science and Technology*, 49(6), 939-945. <https://doi.org/10.1080/01496395.2013.872145>

- Chen, Y. H., Chang, C. Y., Chiu, C. Y., Yu, Y. H., Chiang, P. C., Ku, Y., & Chen, J. N. (2003). Dynamic behavior of ozonation with pollutant in a countercurrent bubble column with oxygen mass transfer. *Water Research*, 37(11), 2583-2594. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00085-X)
- Chi, R., Wei, Z., Gong, L., Zhang, G., Wen, D., & Li, W. (2024). The Study of Nitrogen and Phosphorus Removal Efficiency in Urbanized River Systems Using Artificial Wetland Systems with Different Substrates. *Water*, 16(22), 3309. <https://doi.org/10.3390/w16223309>
- Chu, W., Shi, Y., & Zhang, L. (2022). Recovery of Phosphorus in Wastewater in the Form of Polyphosphates: A Review. *Processes*, 10(1), 144. <https://doi.org/10.3390/pr10010144>
- Chung, J., & Kim, J.-O. (2013). Wastewater treatment using membrane bioreactor and reverse osmosis process. *Desalination and Water Treatment*, 51(25), 5298-5306. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.768769>
- Correll, D. L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261-266. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
- Cosgrove, W., Rijsberman, F., & Water, C. (2000). *World Water Vision: Making Water Everybody's Business*. (S.l.) : (s.n.). <https://doi.org/10.4324/9781315071763>
- Crab, R., Kochva, M., Verstraete, W., & Avnimelech, Y. (2009). Bio-flocs technology application in over-wintering of tilapia. *Aquacultural Engineering*, 40(3), 105-112. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.12.004>
- Crawford, N. M., & Glass, A. D. M. (1998). Molecular and physiological aspects of nitrate uptake in plants. *Trends in Plant Science*, 3(10), 389-395. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01311-9](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01311-9)
- Dai, H., Tan, X., Zhu, H., Sun, T., & Wang, X. (2018). Effects of Commonly Occurring Metal Ions on Hydroxyapatite Crystallization for Phosphorus Recovery from Wastewater. *Water*, 10(11), 1619. <https://doi.org/10.3390/w10111619>

- Dai, S., Wang, R., Lin, J., Zhang, G., Chen, Z., Li, L., & Shi, Q. (2025). Study on physical clogging process and practical application of horizontal subsurface flow constructed wetland. *Scientific Reports*, 15(1), 523. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-84159-9>
- Darestani, M., Haigh, V., Couperthwaite, S. J., Millar, G. J., & Nghiem, L. D. (2017). Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(2), 1349-1359. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.02.016>
- Davey, M. E., & O'toole, G. A. (2000). Microbial Biofilms: from Ecology to Molecular Genetics. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64(4), 847-867. <https://doi.org/10.1128/mmbr.64.4.847-867.2000>
- Decezaró, S. T., Wolff, D. B., Pelissari, C., Ramírez, R. J. M. G., Formentini, T. A., Goerck, J., ... Sezerino, P. H. (2019). Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 668, 988-995. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.057>
- Delgado-González, L., Prost-Boucle, S., Troesch, S., & Molle, P. (2021). Granulated apatite filters for phosphorous retention in treatment wetlands: Experience from full-scale applications. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101927. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101927>
- Deng, L., & Dhar, B. R. (2023). Phosphorus recovery from wastewater via calcium phosphate precipitation: A critical review of methods, progress, and insights. *Chemosphere*, 330, 138685. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138685>
- Derco, J., Žgajnar Gotvajn, A., Guľašová, P., Kassai, A., & Šoltýsová, N. (2024). Nutrient Removal and Recovery from Municipal Wastewater. *Processes*, 12(5), 894. <https://doi.org/10.3390/pr12050894>
- Diaz, R., Mackey, B., Chadalavada, S., kainthola, J., Heck, P., & Goel, R. (2022). Enhanced Bio-P removal: Past, present, and future – A comprehensive review. *Chemosphere*, 309, 136518. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136518>

- Ding, A., Song, R., Cui, H., Cao, H., Ngo, H. H., Chang, H., ... Ma, J. (2021). Presence of powdered activated carbon/zeolite layer on the performances of gravity-driven membrane (GDM) system for drinking water treatment: Ammonia removal and flux stabilization. *Science of The Total Environment*, 799, 149415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149415>
- Domínguez-Solís, D., Martínez-Rodríguez, M. C., Campos-Villegas, L. E., Ramírez-Escamilla, H. G., & Bello-Yañez, X. V. (2026). Sustainable Management of Organic Waste as Substrates in Constructed Wetlands: A Systematic Review. *Sustainability*, 18(1), 318. <https://doi.org/10.3390/su18010318>
- Domínguez-Solís, D., Martínez-Rodríguez, M. C., Ramírez-Escamilla, H. G., Campos-Villegas, L. E., & Domínguez-Solís, R. (2025). Constructed Wetlands as a Decentralized Treatment Option for Domestic Wastewater: A Systematic Review (2015–2024). *Water*, 17(10), 1451. <https://doi.org/10.3390/w17101451>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Sperling, M. V. (2017). *Treatment Wetlands*. (S.l.) : IWA Publishing. (Google-Books-ID: dW08DwAAQBAJ).
- Drewnowski, J., Remiszewska-Skwarek, A., Duda, S., & Łagód, G. (2019). Aeration Process in Bioreactors as the Main Energy Consumer in a Wastewater Treatment Plant. Review of Solutions and Methods of Process Optimization. *Processes*, 7(5), 311. <https://doi.org/10.3390/pr7050311>
- Du, Y., Chen, Y., Zou, L., Deng, S., Li, G., & Zhang, D. (2019). Monitoring the Activated Sludge Activities Affected by Industrial Toxins via an Early-Warning System Based on the Relative Oxygen Uptake Rate (ROUR) Index. *Applied Sciences*, 9(1), 154. <https://doi.org/10.3390/app9010154>
- Duhamel, S. (2025). The microbial phosphorus cycle in aquatic ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, 23(4), 239-255. <https://doi.org/10.1038/s41579-024-01119-w>
- Duong, T. H., Grolle, K., Nga, T. T. V., Zeeman, G., Temmink, H., & van Eekert, M. (2019). Protein hydrolysis and fermentation under methanogenic and acidifying conditions. *Biotechnology for Biofuels*, 12, 254. <https://doi.org/10.1186/s13068-019-1592-7>

- Ediviani, W., Priadi, C. R., & Moersidik, S. S. (2018). Nutrient uptake from liquid digestate using ornamental aquatic macrophytes (*Canna indica*, *Iris pseudacorus*, *Typha latifolia*) in a constructed wetland system. *Journal of Physics: Conference Series*, 1022(1), 012052. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1022/1/012052>
- El Hanandeh, A., & Akrami, K. (2023). Assessment of Nutrient Removal in Surface Flow Constructed Wetland Treating Secondary Effluent with Low Organic, Nitrogen and Phosphorus Loads. *Environments*, 10(5), 89. <https://doi.org/10.3390/environments10050089>
- Environnement Canada. (2001). *Ammoniac dans le milieu aquatique*. (S.l.) : (s.n.).
- Environnement Canada. (2003). *Procédés de traitement pour l'enlèvement de l'ammoniac des eaux usées municipales*. (S.l.) : (s.n.).
- Farghali, M., Chen, Z., Osman, A. I., Ali, I. M., Hassan, D., Ihara, I., ... Yap, P.-S. (2024). Strategies for ammonia recovery from wastewater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(6), 2699-2751. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01768-6>
- Feng, W., Wang, T., Zhu, Y., Sun, F., Giesy, J. P., & Wu, F. (2023). Chemical composition, sources, and ecological effect of organic phosphorus in water ecosystems: a review. *Carbon Research*, 2(1), 12. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00038-4>
- Foladori, P., Ruaben, J., Ortigara, A. R. C., & Andreottola, G. (2014). Batch feed and intermittent recirculation to increase removed loads in a vertical subsurface flow filter. *Ecological Engineering*, 70, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.006>
- Folino, A., Zema, D. A., & Calabrò, P. S. (2020). Environmental and Economic Sustainability of Swine Wastewater Treatments Using Ammonia Stripping and Anaerobic Digestion: A Short Review. *Sustainability*, 12(12), 4971. <https://doi.org/10.3390/su12124971>
- Garcia-Segura, S., Lanzarini-Lopes, M., Hristovski, K., & Westerhoff, P. (2018). Electrocatalytic reduction of nitrate: Fundamentals to full-scale water treatment applications. *Applied Catalysis B: Environmental*, 236, 546-568. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2018.05.041>

Gerardi, M. H. (2003). *Wastewater microbiology : nitrification/denitrification in the activated sludge*. New York, US : Wiley-interscience.

Ghimire, U., Sarpong, G., & Gude, V. G. (2021). Transitioning Wastewater Treatment Plants toward Circular Economy and Energy Sustainability. *ACS Omega*, 6(18), 11794-11803. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05827>

Ghyselbrecht, K., Monballiu, A., Somers, M. H., Sigurnjak, I., Meers, E., Appels, L., & Meesschaert, B. (2018). Stripping and scrubbing of ammonium using common fractionating columns to prove ammonium inhibition during anaerobic digestion. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 9(4), 447-455. <https://doi.org/10.1007/s40095-018-0283-7>

Gomes, P. C. S., Rochinha, I. da S. P., de Oliveira, J. N. de A., de Paiva, M. H. R., Castro, A. L. P. de, de Souza, T. D., ... Santiago, A. da F. (2025). Effects of Plant and Substrate Types on Turbidity Removal in Constructed Wetlands: Experimental and w-C* Model Validation. *Water*, 17(13), 1921. <https://doi.org/10.3390/w17131921>

Gonzalez-Salgado, I., Guigui, C., & Sperandio, M. (2022). Transmembrane chemical absorption technology for ammonia recovery from wastewater: A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 444, 136491. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136491>

Gorgoglione, A., & Torretta, V. (2018). Sustainable Management and Successful Application of Constructed Wetlands: A Critical Review. *Sustainability*, 10(11), 3910. <https://doi.org/10.3390/su10113910>

Gouvernement du Canada. (2025). Traitement des eaux usées municipales. [évaluations;recherche]. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/traitement-eaux-usees-municipales.html>

Gouvernement du Québec. (2026a). - Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées. Repéré à https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2034.1?utm_source=chatgpt.com

Gouvernement du Québec. (2026b). Directive gouvernementale sur la réduction de phosphore dans les rejets d'eaux usées. *Gouvernement du Québec*. Repéré à <https://www.quebec.ca/agriculture->

environnement-et-ressources-naturelles/eau/eaux-usees/installations-municipales-commerciales-institutionnelles/directives-projets-assainissement/reduction-phosphore-rejets-eaux-usees?utm_source=chatgpt.com

- Gubernat, S., Masłoń, A., Czarnota, J., & Koszelnik, P. (2020). Reactive Materials in the Removal of Phosphorus Compounds from Wastewater—A Review. *Materials*, 13(15), 3377. <https://doi.org/10.3390/ma13153377>
- Guida, S., Potter, C., Jefferson, B., & Soares, A. (2020). Preparation and evaluation of zeolites for ammonium removal from municipal wastewater through ion exchange process. *Scientific Reports*, 10, 12426. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69348-6>
- Gullicks, H., Hasan, H., Das, D., Moretti, C., & Hung, Y.-T. (2011). Biofilm Fixed Film Systems. *Water*, 3(3), 843-868. <https://doi.org/10.3390/w3030843>
- Gyawali, S., Janka, E., & Dinamarca, C. (2025). Enhanced Nitrification of High-Ammonium Reject Water in Lab-Scale Sequencing Batch Reactors (SBRs). *Water*, 17(9), 1344. <https://doi.org/10.3390/w17091344>
- Haddad, M., Bazinet, L., & Barbeau, B. (2021). Towards Water, Sodium Chloride and Natural Organic Matter Recovery from Ion Exchange Spent Brine. *Membranes*, 11(4), 262. <https://doi.org/10.3390/membranes11040262>
- Haldar, S., & Sengupta, S. (2015). Plant-microbe Cross-talk in the Rhizosphere: Insight and Biotechnological Potential. *The Open Microbiology Journal*, 9, 1-7. <https://doi.org/10.2174/1874285801509010001>
- Han, J., Kim, M., & Ro, H.-M. (2020). Factors modifying the structural configuration of oxyanions and organic acids adsorbed on iron (hydr)oxides in soils. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18(3), 631-662. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-00964-4>
- Hao, J., Knoll, A. H., Huang, F., Hazen, R. M., & Daniel, I. (2020). Cycling phosphorus on the Archean Earth: Part I. Continental weathering and riverine transport of phosphorus. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 273, 70-84. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2020.01.027>

- Hao, Z.-L., Ali, A., Ren, Y., Su, J.-F., & Wang, Z. (2022). A mechanistic review on aerobic denitrification for nitrogen removal in water treatment. *Science of The Total Environment*, 847, 157452. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157452>
- Hartmann, J., Moosdorf, N., Lauerwald, R., Hinderer, M., & West, A. J. (2014). Global chemical weathering and associated P-release — The role of lithology, temperature and soil properties. *Chemical Geology*, 363, 145-163. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.10.025>
- Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S., & Stephenson, T. (2015). Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 285-306. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>
- Havé, M., Marmagne, A., Chardon, F., & Masclaux-Daubresse, C. (2017). Nitrogen remobilization during leaf senescence: lessons from Arabidopsis to crops. *Journal of Experimental Botany*, 68(10), 2513-2529. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw365>
- Hdidou, M., Necibi, M. C., Labille, J., El Hajjaji, S., Dhiba, D., Chehbouni, A., & Roche, N. (2022). Potential Use of Constructed Wetland Systems for Rural Sanitation and Wastewater Reuse in Agriculture in the Moroccan Context. *Energies*, 15(1), 156. <https://doi.org/10.3390/en15010156>
- Headley, T. R., & Tanner, C. C. (2012). Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(21), 2261-2310. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574108>
- Henze, M. (2008). *Biological wastewater treatment : principles, modelling and design*. London : IWA Pub. Repéré à <http://site.ebrary.com/id/10841499>
- Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J. M., Corona, F., & Verdugo, F. (2025). Waste-Derived Fertilizers: Conversion Technologies, Circular Bioeconomy Perspectives and Agronomic Value. *Agronomy*, 15(9), 2167. <https://doi.org/10.3390/agronomy15092167>
- Hong, Y., Liu, R., Xiang, W., Lei, P., & Fang, X. (2025). Emergent Plants Improve Nitrogen Uptake Rates by Regulating the Activity of Nitrogen Assimilation Enzymes. *Plants*, 14(10), 1484. <https://doi.org/10.3390/plants14101484>

- Houweling, D., Kharoune, L., Escalas, A., & Comeau, Y. (2008). Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon. *Water Research*, 42(1), 424-432. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.034>
- How, S. W., Lim, S. Y., Lim, P. B., Aris, A. M., Ngoh, G. C., Curtis, T. P., & Chua, A. S. M. (2018). Low-dissolved-oxygen nitrification in tropical sewage: an investigation on potential, performance and functional microbial community. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 77(9-10), 2274-2283. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.143>
- IPCC. (2021). Chapter 7: The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. Repéré à <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/chapter/chapter-7/>
- Islam, M. A. S., Saeed, T., & Majed, N. (2022). Role of constructed wetlands in mitigating the challenges of industrial growth and climate change impacts in the context of developing countries. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1065555>
- Jampeetong, A., & Janyasupab, P. (2022). Effects of substrate types on nitrogen removal efficacy and growth of *Canna indica* L. *Applied Environmental Research*, 44(1). <https://doi.org/10.35762/AER.2021.44.1.4>
- Jang, J. H., Park, S. Y., Youn, D. H., & Jang, Y. J. (2023). Recent Advances in Electrocatalysts for Ammonia Oxidation Reaction. *Catalysts*, 13(5), 803. <https://doi.org/10.3390/catal13050803>
- Jensen, F. B. (2003). Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 135(1), 9-24. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(02\)00323-9](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(02)00323-9)
- Ji, Z., Tang, W., & Pei, Y. (2022). Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. *Chemosphere*, 286, 131564. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>

- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., & Zhang, B. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*, 262(1), 202-208. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.012>
- Johnston, S., Cohen, S., Nguyen, C. K., Dinh, K. N., Nguyen, T. D., Giddey, S., ... MacFarlane, D. R. (2022). A Survey of Catalytic Materials for Ammonia Electrooxidation to Nitrite and Nitrate. *Chemsuschem*, 15(20), e202200614. <https://doi.org/10.1002/cssc.202200614>
- Jokerst, A., Sharvelle, S. E., Hollowed, M. E., & Roesner, L. A. (2011). Seasonal Performance of an Outdoor Constructed Wetland for Graywater Treatment in a Temperate Climate. *Water Environment Research*, 83(12), 2187-2198. <https://doi.org/10.2175/106143011X12989211841412>
- Karigar, C. S., & Rao, S. S. (2011). Role of Microbial Enzymes in the Bioremediation of Pollutants: A Review. *Enzyme Research*, 2011, 805187. <https://doi.org/10.4061/2011/805187>
- Karungamye, P. N. (2022). Potential of *Canna indica* in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Conservation*, 2(3), 499-513. <https://doi.org/10.3390/conservation2030034>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Kemmou, L., & Amanatidou, E. (2023). Factors Affecting Nitrous Oxide Emissions from Activated Sludge Wastewater Treatment Plants—A Review. *Resources*, 12(10), 114. <https://doi.org/10.3390/resources12100114>
- Khan, A. U., Khan, A. N., Waris, A., Ilyas, M., & Zamel, D. (2022). Phytoremediation of pollutants from wastewater: A concise review. *Open Life Sciences*, 17(1), 488-496. <https://doi.org/10.1515/biol-2022-0056>

- Kim, E. J., Kim, H., & Lee, E. (2021). Influence of Ammonia Stripping Parameters on the Efficiency and Mass Transfer Rate of Ammonia Removal. *Applied Sciences*, 11(1), 441. <https://doi.org/10.3390/app11010441>
- Knodle, R., Agarwal, P., & Brown, M. (2012). From Phosphorous to Arsenic: Changing the Classic Paradigm for the Structure of Biomolecules. *Biomolecules*, 2(2), 282-287. <https://doi.org/10.3390/biom2020282>
- Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., & García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, 37(2), 99-112. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.08.005>
- Knowles, P. R., Griffin, P., & Davies, P. A. (2010). Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water Research*, 44(1), 320-330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.028>
- Kochi, L. Y., Freitas, P. L., Maranhão, L. T., Juneau, P., & Gomes, M. P. (2020). Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*, 12(21), 9202. <https://doi.org/10.3390/su12219202>
- Kolpakova, V., Ospanov, K., Kuldeyev, E., & Andracka, D. (2021). Clarification of Biologically Treated Wastewater in a Clarifier with Suspended Sludge Layer. *Water*, 13(18), 2486. <https://doi.org/10.3390/w13182486>
- Konnerup, D., & Brix, H. (2010). Nitrogen nutrition of *Canna indica*: Effects of ammonium versus nitrate on growth, biomass allocation, photosynthesis, nitrate reductase activity and N uptake rates. *Aquatic Botany*, 92(2), 142-148. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.004>
- Kröger, R., Holland, M. M., Moore, M. T., & Cooper, C. M. (2007). Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environmental Pollution*, 146(1), 114-119. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.005>
- Kurzbaum, E. (2022). The Partial Contribution of Constructed Wetland Components (Roots, Gravel, Microorganisms) in the Removal of Phenols: A Mini Review. *Water*, 14(4), 626. <https://doi.org/10.3390/w14040626>

- Lai, W.-L., Zhang, Y., & Chen, Z.-H. (2012). Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering*, 39, 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.010>
- Lamers, L. P. M., Van Diggelen, J. M. H., Op Den Camp, H. J. M., Visser, E. J. W., Lucassen, E. C. H. E. T., Vile, M. A., ... Roelofs, J. G. M. (2012). Microbial Transformations of Nitrogen, Sulfur, and Iron Dictate Vegetation Composition in Wetlands: A Review. *Frontiers in Microbiology*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00156>
- Lee, J. (2017). Development of a model to determine mass transfer coefficient and oxygen solubility in bioreactors. *Heliyon*, 3(2), e00248. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00248>
- Li, J., Zheng, B., Chen, X., Li, Z., Xia, Q., Wang, H., ... Yang, H. (2021). The Use of Constructed Wetland for Mitigating Nitrogen and Phosphorus from Agricultural Runoff: A Review. *Water*, 13(4), 476. <https://doi.org/10.3390/w13040476>
- Li, L., Yang, Y., Tam, N. F. Y., Yang, L., Mei, X.-Q., & Yang, F.-J. (2013). Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, 60, 382-392. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.044>
- Li, Q., Liu, G., Qi, L., Wang, H., & Xian, G. (2023). Chlorine-mediated electrochemical advanced oxidation process for ammonia removal: Mechanisms, characteristics and expectation. *Science of The Total Environment*, 896, 165169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165169>
- Li, Y., Wang, S., Li, Y., Kong, F., Xi, H., & Liu, Y. (2018). Corn Straw as a Solid Carbon Source for the Treatment of Agricultural Drainage Water in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Water*, 10(4), 511. <https://doi.org/10.3390/w10040511>
- Liao, H., Wang, W., Cheng, X., Chen, S., Liu, F., & Liu, G. (2022). Efficient degradation of inorganic nitrogen in mariculture wastewater by electrochemical methods. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6, 100093. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100093>
- Lim, S., Shi, J. L., von Gunten, U., & McCurry, D. L. (2022). Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review. *Water Research*, 213, 118053. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118053>

- Lin, Y., Lu, X., Zhao, M., Ding, X., Lv, H., Wang, L., & Wu, L. (2023). The impact of external plant carbon sources on nitrogen removal and microbial community structure in vertical flow constructed wetlands. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1233422>
- Liu, R., Chi, L., Wang, X., Sui, Y., Wang, Y., & Arandiyana, H. (2018). Review of metal (hydr)oxide and other adsorptive materials for phosphate removal from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 5269-5286. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.08.008>
- Liu, Z.-G., Min, X.-B., Feng, F., Tang, X., Li, W.-C., Peng, C., ... Tang, C.-J. (2021). Development and simulation of a struvite crystallization fluidized bed reactor with enhanced external recirculation for phosphorous and ammonium recovery. *Science of The Total Environment*, 760, 144311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144311>
- Loganathan, P., Kandasamy, J., Ratnaweera, H., & Vigneswaran, S. (2024). Use of wastewater alum-coagulation sludge as a phosphorus fertiliser – a mini review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(12), 18412-18421. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32497-6>
- Lorick, D., Macura, B., Ahlström, M., Grimvall, A., & Harder, R. (2020). Effectiveness of struvite precipitation and ammonia stripping for recovery of phosphorus and nitrogen from anaerobic digestate: a systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1), 27. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00211-x>
- Louis Jean, D., Alili, N., Cheremond, Y., & Monette, F. (2025). Approche innovante et peu technologique pour le traitement des eaux usées domestiques utilisant des zones humides artificielles verticales avec un substrat de bagasse de canne à sucre et du *Canna indica* en climat tropical. *Journal of Water Process Engineering*, 80, 109175. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.109175>
- Lu, X., Song, H., Cai, J., & Lu, S. (2021). Recent development of electrochemical nitrate reduction to ammonia: A mini review. *Electrochemistry Communications*, 129, 107094. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107094>
- Luo, D., Wang, L., Nan, H., Cao, Y., Wang, H., Kumar, T. V., & Wang, C. (2023). Phosphorus adsorption by functionalized biochar: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 497-524. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01519-5>

- Ma, Y., Oliveira, R. S., Freitas, H., & Zhang, C. (2016). Biochemical and Molecular Mechanisms of Plant-Microbe-Metal Interactions: Relevance for Phytoremediation. *Frontiers in Plant Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00918>
- Magrí, A., Carreras-Sempere, M., Biel, C., & Colprim, J. (2020). Recovery of Phosphorus from Waste Water Profiting from Biological Nitrogen Treatment: Upstream, Concomitant or Downstream Precipitation Alternatives. *Agronomy*, 10(7), 1039. <https://doi.org/10.3390/agronomy10071039>
- Mahmoud, A. E. D., & Mostafa, E. (2023). Nanofiltration Membranes for the Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions: Preparations and Applications. *Membranes*, 13(9), 789. <https://doi.org/10.3390/membranes13090789>
- Mahvi, A. H., Ebrahimi, S. J. A., Mesdaghinia, A., Gharibi, H., & Sowlat, M. H. (2011). Performance evaluation of a continuous bipolar electrocoagulation/electrooxidation–electroflotation (ECEO–EF) reactor designed for simultaneous removal of ammonia and phosphate from wastewater effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 192(3), 1267-1274. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.041>
- Manolaki, P., Mouridsen, M. B., Nielsen, E., Olesen, A., Jensen, S. M., Lauridsen, T. L., ... Riis, T. (2020). A comparison of nutrient uptake efficiency and growth rate between different macrophyte growth forms. *Journal of Environmental Management*, 274, 111181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111181>
- Mara, D. D. (2004). *Domestic wastewater treatment in developing countries* (1. publ). London : Earthscan.
- Marcelino, G. R., Carvalho, K. Q. de, Lima, M. X. de, Passig, F. H., Belini, A. D., Bernardelli, J. K. B., & Nagalli, A. (2020). Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. *Science of The Total Environment*, 728, 138771. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138771>
- Martínez-Espinosa, C., Sauvage, S., Al Bitar, A., Green, P. A., Vörösmarty, C. J., & Sánchez-Pérez, J. M. (2021). Denitrification in wetlands: A review towards a quantification at global scale. *Science of The Total Environment*, 754, 142398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142398>

- Masclaux-Daubresse, C., Daniel-Vedele, F., Dechorgnat, J., Chardon, F., Gaufichon, L., & Suzuki, A. (2010). Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants: challenges for sustainable and productive agriculture. *Annals of Botany*, 105(7), 1141-1157. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq028>
- Masharqa, A., Al-Tardeh, S., Mlih, R., & Bol, R. (2023). Vertical and Hybrid Constructed Wetlands as a Sustainable Technique to Improve Domestic Wastewater Quality. *Water*, 15(19), 3348. <https://doi.org/10.3390/w15193348>
- Masoud, A. M. N., Alfarrar, A., & Sorlini, S. (2022). Constructed Wetlands as a Solution for Sustainable Sanitation: A Comprehensive Review on Integrating Climate Change Resilience and Circular Economy. *Water*, 14(20), 3232. <https://doi.org/10.3390/w14203232>
- Matula, M., & Wojtkowska, M. (2025). Phosphorus speciation in water and sediments. *Desalination and Water Treatment*, 322, 101102. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101102>
- McIlroy, S. J., Onetto, C. A., McIlroy, B., Herbst, F.-A., Dueholm, M. S., Kirkegaard, R. H., ... Nielsen, P. H. (2018). Genomic and in Situ Analyses Reveal the *Micropruina* spp. as Abundant Fermentative Glycogen Accumulating Organisms in Enhanced Biological Phosphorus Removal Systems. *Frontiers in Microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01004>
- MECC. (2021). Conseils supplémentaires pour l'étude de la létalité aiguë des effluents des fabriques de pâtes et papiers due à l'ammoniac.
- Medinilla, V. R., Sprague, T., Marseilles, J., Burke, J., Deshmukh, S., Delagah, S., & Sharbatmaleki, M. (2020). Impact of Ammonia-Based Aeration Control (ABAC) on Energy Consumption. *Applied Sciences*, 10(15), 5227. <https://doi.org/10.3390/app10155227>
- MELCCFP. (2004). Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/etat2004.htm>
- MELCCFP. (2026a). Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet (OER) pour les contaminants du milieu aquatique. Repéré à https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/index.htm?utm_source=chatgpt.com

- MELCCFP. (2026b). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Repéré à https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_8.htm?
- Milani, M., Marzo, A., Toscano, A., Consoli, S., Cirelli, G. L., Ventura, D., & Barbagallo, S. (2019). Evapotranspiration from Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands Planted with Different Perennial Plant Species. *Water*, 11(10), 2159. <https://doi.org/10.3390/w11102159>
- Min, J.-H., & Wise, W. R. (2009). Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: the implications of bathymetry and vegetation effects. *Hydrological Processes*, 23(6), 830-841. <https://doi.org/10.1002/hyp.7219>
- Misaelides, P. (2011). Application of natural zeolites in environmental remediation: A short review. *Microporous and Mesoporous Materials*, 144(1), 15-18. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2011.03.024>
- Mishra, S. K., Dey Chowdhury, S., Bhunia, P., & Sarkar, A. (2024). Clogging in subsurface flow constructed wetlands: Mechanisms, influencing factors, measurements, modelling, and remediation. *Ecological Engineering*, 208, 107374. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107374>
- Mishra, S., Singh, V., Cheng, L., Hussain, A., & Ormeci, B. (2022). Nitrogen removal from wastewater: A comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107387. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107387>
- Mishra, T., Goyal, A. K., & Sen, A. (2015). Somatic Embryogenesis and Genetic Fidelity Study of the Micropropagated Medicinal Species, *Canna indica*. *Horticulturae*, 1(1), 3-13. <https://doi.org/10.3390/horticulturae1010003>
- Morales, I., Cooper, J., Amador, J. A., & Boving, T. B. (2016). Modeling Nitrogen Losses in Conventional and Advanced Soil-Based Onsite Wastewater Treatment Systems under Current and Changing Climate Conditions. *PLoS ONE*, 11(6), e0158292. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158292>
- Mubarak, A. A., Ilyas, R. A., Nordin, A. H., Ngadi, N., & Alkbir, M. F. M. (2024). Recent developments in sugarcane bagasse fibre-based adsorbent and their potential industrial applications: A review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 277, 134165. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.134165>

- Muscarella, S. M., Badalucco, L., Laudicina, V. A., & Conte, P. (2025). Surface Charge and Phosphorus Retention in Metal-Activated Biochars from Different Pyrolysis Temperatures. *Applied Sciences*, 15(16), 8855. <https://doi.org/10.3390/app15168855>
- Nadagouda, M. N., Varshney, G., Varshney, V., & Hejase, C. A. (2024). Recent Advances in Technologies for Phosphate Removal and Recovery: A Review. *ACS Environmental Au*, 4(6), 271-291. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.3c00069>
- Németh, A., Ainsworth, J., Ravishankar, H., Lens, P. N. L., & Heffernan, B. (2023). Temperature dependence of nitrification in a membrane-aerated biofilm reactor. *Frontiers in Microbiology*, 14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1114647>
- Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L., & Reis, M. A. M. (2007). Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Research*, 41(11), 2271-2300. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.030>
- Ofoegbu, S. U. (2019). Technological Challenges of Phosphorus Removal in High-Phosphorus Ores: Sustainability Implications and Possibilities for Greener Ore Processing. *Sustainability*, 11(23), 6787. <https://doi.org/10.3390/su11236787>
- OMPBSD. (2026). Biological Treatment and Secondary sedimentation | Design Guidelines For Sewage Works | ontario.ca. Repéré à <http://www.ontario.ca/document/design-guidelines-sewage-works/biological-treatment-and-secondary-sedimentation>
- Omwene, P. I., & Kobya, M. (2018). Treatment of domestic wastewater phosphate by electrocoagulation using Fe and Al electrodes: A comparative study. *Process Safety and Environmental Protection*, 116, 34-51. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.01.005>
- Otter, P., Mette, K., Wesch, R., Gerhardt, T., Krüger, F.-M., Goldmaier, A., ... Grischek, T. (2020). Oxidation of Selected Trace Organic Compounds through the Combination of Inline Electro-Chlorination with UV Radiation (UV/EC12) as Alternative AOP for Decentralized Drinking Water Treatment. *Water*, 12(11), 3275. <https://doi.org/10.3390/w12113275>

- Palomo, A., Fowler, S. J., Nemer, I. M., Valverde-Pérez, B., Zheng, Y., Ma, Y., & Smets, B. F. (2026). Functional redundancy and niche complementarity maintain nitrification stability in rapid sand filters. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1741059. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1741059>
- Panizza, M., & Cerisola, G. (2004). Electrochemical Oxidation as a Final Treatment of Synthetic Tannery Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 38(20), 5470-5475. <https://doi.org/10.1021/es049730n>
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N. Th., & Tsihrintzis, V. A. (2017). Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*, 308, 1120-1132. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140>
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J., & Puigagut, J. (2011). The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45(12), 3579-3589. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.049>
- Peeva, G. (2026). Phosphorus Recovery from Wastewater in the Circular Economy: Focus on Struvite Crystallization. *Biomass*, 6(2), 32. <https://doi.org/10.3390/biomass6020032>
- Perera, M. K., Englehardt, J. D., & Dvorak, A. C. (2019). Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review. *Environmental Engineering Science*, 36(5), 511-529. <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0436>
- Philips, S., Laanbroek, H. J., & Verstraete, W. (2002). Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 1(2), 115-141. <https://doi.org/10.1023/A:1020892826575>
- Pinninti, R., Kasi, V., Sallangi, L. K. S. V. P., Landa, S. R., Rathinasamy, M., Sangamreddi, C., & Dandu Radha, P. R. (2022). Performance of Canna Indica based microscale vertical flow constructed wetland under tropical conditions for domestic wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 24(7), 684-694. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1962800>
- Ponce-Jahen, S. J., Cercado, B., Estrada-Arriaga, E. B., Rangel-Mendez, J. R., & Cervantes, F. J. (2024). Anammox with alternative electron acceptors: perspectives for nitrogen removal from wastewaters. *Biodegradation*, 35(1), 47-70. <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10044-3>

- Pucher, B., & Langergraber, G. (2019). The State of the Art of Clogging in Vertical Flow Wetlands. *Water*, 11(11), 2400. <https://doi.org/10.3390/w11112400>
- Purwono, P., Hadiyanto, H., & Budihardjo, M. (2023). Equilibrium of Ammonia (NH₃) and Ammonium (NH₄⁺) during Microalgae Harvesting using Electrocoagulation. *International Journal of Engineering*, 36, 565-572. <https://doi.org/10.5829/IJE.2023.36.03C.17>
- Rahman, M. M., Salleh, M. A. M., Rashid, U., Ahsan, A., Hossain, M. M., & Ra, C. S. (2014). Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 139-155. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.10.007>
- Raklami, A., Meddich, A., Oufdou, K., & Baslam, M. (2022). Plants—Microorganisms-Based Bioremediation for Heavy Metal Cleanup: Recent Developments, Phytoremediation Techniques, Regulation Mechanisms, and Molecular Responses. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(9), 5031. <https://doi.org/10.3390/ijms23095031>
- Rani, A., Chauhan, M., Kumar Sharma, P., Kumari, M., Mitra, D., & Joshi, S. (2024). Microbiological dimensions and functions in constructed wetlands: A review. *Current Research in Microbial Sciences*, 7, 100311. <https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2024.100311>
- Recepoglu, Y. K., Goren, A. Y., Orooji, Y., & Khataee, A. (2022). Carbonaceous materials for removal and recovery of phosphate species: Limitations, successes and future improvement. *Chemosphere*, 287, 132177. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132177>
- Reza, A., Haller, S., & Mao, X. (2024). Electrocoagulation as a Remedial Approach for Phosphorus Removal from Onsite Wastewater: A Review. *Water*, 16(22), 3206. <https://doi.org/10.3390/w16223206>
- Rezende, C. A., de Lima, M. A., Maziero, P., deAzevedo, E. R., Garcia, W., & Polikarpov, I. (2011). Chemical and morphological characterization of sugarcane bagasse submitted to a delignification process for enhanced enzymatic digestibility. *Biotechnology for Biofuels*, 4(1), 54. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-4-54>

- Righetto, I., Al-Juboori, R. A., Kaljunen, J. U., Huynh, N., & Mikola, A. (2022). Nitrogen Recovery from Landfill Leachate Using Lab- and Pilot-Scale Membrane Contactors: Research into Fouling Development and Membrane Characterization Effects. *Membranes*, 12(9), 837. <https://doi.org/10.3390/membranes12090837>
- Rodríguez-Iznaga, I., Shelyapina, M. G., & Petranovskii, V. (2022). Ion Exchange in Natural Clinoptilolite: Aspects Related to Its Structure and Applications. *Minerals*, 12(12), 1628. <https://doi.org/10.3390/min12121628>
- Roseberry, A., & Roy, A. (2020). Guide pour l'établissement des normes de rejet d'une installation de traitement des eaux usées d'origine domestique.
- Roy, T., Wisser, D., Rivallan, M., Valero, M. C., Corre, T., Delpoux, O., ... Lefèvre, G. (2021). Phosphate Adsorption on γ -Alumina: A Surface Complex Model Based on Surface Characterization and Zeta Potential Measurements. *The Journal of Physical Chemistry C*, 125(20), 10909-10918. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.0c11553>
- Saeed, Q., Xiukang, W., Haider, F. U., Kučerik, J., Mumtaz, M. Z., Holatko, J., ... Mustafa, A. (2021). Rhizosphere Bacteria in Plant Growth Promotion, Biocontrol, and Bioremediation of Contaminated Sites: A Comprehensive Review of Effects and Mechanisms. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(19), 10529. <https://doi.org/10.3390/ijms221910529>
- Saeed, T., Muntaha, S., Rashid, M., Sun, G., & Hasnat, A. (2018). Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. *Journal of Cleaner Production*, 189, 442-453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.115>
- 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., & Sun, G. (2013). A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresource Technology*, 128, 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.052>

- Sakadevan, K., & Bavor, H. J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*, 32(2), 393-399. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00271-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00271-6)
- Salbitani, G., & Carfagna, S. (2021). Ammonium Utilization in Microalgae: A Sustainable Method for Wastewater Treatment. *Sustainability*, 13(2), 956. <https://doi.org/10.3390/su13020956>
- Sánchez-Olivares, E., Marín-Muñiz, J. L., Hernández-Alarcón, M. E., Sánchez-Olivares, E., Marín-Muñiz, J. L., & Hernández-Alarcón, M. E. (2019). Liberación de oxígeno radial por las raíces de las plantas nativas de humedales tropicales costeros de Veracruz en respuesta a diferentes condiciones de inundación. *Botanical Sciences*, 97(2), 202-210. <https://doi.org/10.17129/botsci.2069>
- 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>
- Sangabriel-Lomeli, J., Castro, S. Z., Rivera, S., Trujillo-García, B. S., Ballut-Dajud, G., & Sandoval Herazo, L. C. (2025). Plant biomass production in large-scale constructed wetlands under tropical climate conditions. *Ecological Engineering*, 221, 107760. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107760>
- Santé Canada. (2013a). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Nitrate and Nitrite. [research;guidance]. Repéré à <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-nitrate-nitrite.html>
- Santé Canada. (2013b, 1 juin). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Ammonia. [research;guidance]. Repéré à <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-ammonia.html>
- Santé Canada. (2016). Page 8: Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Ammonia. [research;guidance]. Repéré à <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-ammonia/page-8-guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-ammonia.html>

- Santé Canada. (2018, 22 novembre). Les chloramines dans l'eau potable - Document technique pour consultation publique. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-chloramines-eau-potable/document.html>
- Santé Canada. (2023, 5 juin). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Chloramines. [research;guidance]. Repéré à <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-chloramines.html>
- Sarker, D. C., & Sathasivan, A. (2011). Effect of temperature on onset of nitrification in chloraminated distribution system. *Desalination and Water Treatment*, 32(1), 95-99. <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.2683>
- Satyam, S., & Patra, S. (2024). Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: A comprehensive review. *Heliyon*, 10(9), e29573. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29573>
- Schmidt, I., Slikers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., ... Strous, M. (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 27(4), 481-492. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(03\)00039-1](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(03)00039-1)
- Sengupta, A., Jebur, M., Kamaz, M., & Wickramasinghe, S. R. (2022). Removal of Emerging Contaminants from Wastewater Streams Using Membrane Bioreactors: A Review. *Membranes*, 12(1), 60. <https://doi.org/10.3390/membranes12010060>
- Seviour, R. J., Mino, T., & Onuki, M. (2003). The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. *FEMS Microbiology Reviews*, 27(1), 99-127. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(03\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(03)00021-4)
- Shafi, Z., & Shahid, M. (2025). Root exudates as molecular architects shaping the rhizobacterial community: A review. *Rhizosphere*, 36, 101212. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2025.101212>
- Shah, B. A., Malhotra, H., Papade, S. E., Dhamale, T., Ingale, O. P., Kasarlwar, S. T., & Phale, P. S. (2024). Microbial degradation of contaminants of emerging concern: metabolic, genetic and omics insights for enhanced bioremediation. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 12, 1470522. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1470522>

- Shahid, M. J., AL-surhane, A. A., Kouadri, F., Ali, S., Nawaz, N., Afzal, M., ... Soliman, M. H. (2020). Role of Microorganisms in the Remediation of Wastewater in Floating Treatment Wetlands: A Review. *Sustainability*, 12(14), 5559. <https://doi.org/10.3390/su12145559>
- Sharma, G., Priya, & Brighu, U. (2014). Performance Analysis of Vertical Up-flow Constructed Wetlands for Secondary Treated Effluent. *APCBEE Procedia*, 10, 110-114. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.026>
- Shen, X., & Ma, F. (2025). Electrochemical Ammonia Oxidation in Water Treatment: A Comprehensive Review on Mechanisms, Catalysts, and Implementation Challenges. *Water*, 17(21), 3106. <https://doi.org/10.3390/w17213106>
- Shi, C., Wang, X., Zhou, S., Zuo, X., & Wang, C. (2022). Mechanism, application, influencing factors and environmental benefit assessment of steel slag in removing pollutants from water: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102666. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102666>
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G. M., & Molinari, R. (2020). Advances in Struvite Precipitation Technologies for Nutrients Removal and Recovery from Aqueous Waste and Wastewater. *Sustainability*, 12(18), 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>
- Silva, G., & da Silva Júnior, É. D. (2026). Rainfall and Temporal Influences on the Hydrodynamics of a Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Treating Domestic Sewage. *Water Environment Research*, 98(3), e70324. <https://doi.org/10.1002/wer.70324>
- Spinosa, L., Ayol, A., Baudez, J.-C., Canziani, R., Jenicek, P., Leonard, A., ... Van Dijk, L. (2011). Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. *Water*, 3(2), 702-717. <https://doi.org/10.3390/w3020702>
- Stefanakis, A. I. (2020a). Constructed Wetlands: Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1210-4.ch025>

- Stefanakis, A. I. (2020b). 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., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 416-430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>
- Stottmeister, U., Wiessner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., ... Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1-2), 93-117. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>
- Sukias, J. P. S., Park, J. B. K., Stott, R., & Tanner, C. C. (2018). Quantifying treatment system resilience to shock loadings in constructed wetlands and denitrification bioreactors. *Water Research*, 139, 450-461. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.010>
- Sun, J., Liu, L., & Yang, F. (2021). Electro-enhanced chlorine-mediated ammonium nitrogen removal triggered by an optimized catalytic anode for sustainable saline wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 776, 146035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146035>
- Sun, L., Mo, J., Wang, Z., Lin, S., Wang, D., Li, Z., ... Chen, L. (2025). Molecular Mechanisms of Root Exudate-Mediated Remediation in Soils Co-Contaminated with Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Toxics*, 13(12), 1044. <https://doi.org/10.3390/toxics13121044>
- Système National de Gestion des Risques et des Désastres en Haïti. (2025, 18 novembre). Météo - Accueil - Haïti en ligne. Repéré à <https://www.meteo-haiti.gouv.ht/index.html>
- Tabatabaeefar, A., Penn, C., Comeau, Y., & Claveau-Mallet, D. (2025). Clogging of reactive filters for phosphorus removal – A review. *Journal of Environmental Management*, 376, 124386. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124386>
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F. L., Abu-Orf, M., Bowden, G., ... Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: treatment and resource recovery* (Fifth edition). New York, NY : McGraw-Hill Education.

- 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), 147. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9>
- Thorat, D. S., Singh, S., Ushir, Y. V., Tiwari, K., kokate, S., & Nagime, P. V. (2025). Biomaterials-based biofilters from sugarcane waste: an eco-friendly way to clean water and manage nutrients. *Discover Materials*, 5(1), 56. <https://doi.org/10.1007/s43939-025-00234-6>
- Tibebe, D., Kassa, Y., & Bhaskarwar, A. N. (2019). Treatment and characterization of phosphorus from synthetic wastewater using aluminum plate electrodes in the electrocoagulation process. *BMC Chemistry*, 13(1), 107. <https://doi.org/10.1186/s13065-019-0628-1>
- Toet, S., Van Logtestijn, R. S. P., Schreijer, M., Kampf, R., & Verhoeven, J. T. A. (2005). The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. *Ecological Engineering*, 25(1), 101-124. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.03.004>
- Trotochaud, L., Hawkins, B. T., & Stoner, B. R. (2019, 24 février). Non-biological methods for phosphorus and nitrogen removal from wastewater: A gap analysis of reinvented-toilet technologies with respect to ISO 30500. Gates Open Research. <https://doi.org/10.12688/gatesopenres.12931.1>
- Trotochaud, L., Hawkins, B. T., & Stoner, B. R. (2020, 15 mai). Non-biological methods for phosphorus and nitrogen removal from wastewater: A gap analysis of reinvented-toilet technologies with respect to ISO 30500. Gates Open Research. <https://doi.org/10.12688/gatesopenres.12931.2>
- UNESCO. (2017). Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017: Les eaux usées: une ressource inexploitée. Repéré à <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247551>
- United Nations. (2021). Progress on Wastewater Treatment – 2021 Update. *UN-Water*. Repéré à <https://www.unwater.org/publications/progress-wastewater-treatment-2021-update>
- US EPA. (2010). Nutrient Control Design Manual. Repéré à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1008KTD.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EP&Index=2006%20Thru%202010&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1>

&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C06THRU10%5CTXT%5C00000021%5CP1008KTD.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=369&slide#

Vasić, V., Kukić, D., Šćiban, M., Đurišić-Mladenović, N., Velić, N., Pajin, B., ... Šereš, Z. (2023). Lignocellulose-Based Biosorbents for the Removal of Contaminants of Emerging Concern (CECs) from Water: A Review. *Water*, 15(10), 1853. <https://doi.org/10.3390/w15101853>

Verhagen, F. J. M., & Laanbroek, H. J. (1991). Competition for Ammonium between Nitrifying and Heterotrophic Bacteria in Dual Energy-Limited Chemostats. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(11), 3255-3263. <https://doi.org/10.1128/aem.57.11.3255-3263.1991>

von Wandruszka, R. (2006). Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. *Geochemical Transactions*, 7(1), 6. <https://doi.org/10.1186/1467-4866-7-6>

Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>

Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530-549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>

Vymazal, J. (2011). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>

Vymazal, J. (2013). 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>

- Wang, B., Wang, J., Hu, Z., Zhu, A.-L., Shen, X., Cao, X., ... Yuan, T.-Q. (2024). Harnessing Renewable Lignocellulosic Potential for Sustainable Wastewater Purification. *Research*, 7, 0347. <https://doi.org/10.34133/research.0347>
- Wang, Dongqi, Han, I., McCullough, K., Klaus, S., Lee, J., Srinivasan, V., ... Gu, A. Z. (2024). Side-Stream Enhanced Biological Phosphorus Removal (S2EBPR) enables effective phosphorus removal in a pilot-scale A-B stage shortcut nitrogen removal system for mainstream municipal wastewater treatment. *Water Research*, 251, 121050. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121050>
- Wang, Duoliya, Lv, S., Jiang, P., & Li, Y. (2017). Roles, Regulation, and Agricultural Application of Plant Phosphate Transporters. *Frontiers in Plant Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00817>
- Wang, Hanxi, Sheng, L., & Xu, J. (2021). Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 295, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126455>
- Wang, Huiyong, Xu, Y., & Chai, B. (2023). Effect of Temperature on Microorganisms and Nitrogen Removal in a Multi-Stage Surface Flow Constructed Wetland. *Water*, 15(7), 1256. <https://doi.org/10.3390/w15071256>
- Wang, J., Long, Y., Yu, G., Wang, G., Zhou, Z., Li, P., ... Wang, S. (2022). A Review on Microorganisms in Constructed Wetlands for Typical Pollutant Removal: Species, Function, and Diversity. *Frontiers in Microbiology*, 13, 845725. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>
- Wang, L., Violet, C., DuChanois, R. M., & Elimelech, M. (2020). Derivation of the Theoretical Minimum Energy of Separation of Desalination Processes. *Journal of Chemical Education*, 97(12), 4361-4369. <https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.0c01194>
- Wang, P., Zhi, M., Cui, G., Chu, Z., & Wang, S. (2021). A comparative study on phosphate removal from water using *Phragmites australis* biochars loaded with different metal oxides. *Royal Society Open Science*, 8(6), 201789. <https://doi.org/10.1098/rsos.201789>

- Wang, Q., Hu, Y., Xie, H., & Yang, Z. (2018). Constructed Wetlands: A Review on the Role of Radial Oxygen Loss in the Rhizosphere by Macrophytes. *Water*, 10(6), 678. <https://doi.org/10.3390/w10060678>
- Wang, X., Phillips, B. L., Boily, J.-F., Hu, Y., Hu, Z., Yang, P., ... Zhu, M. (2019). Phosphate Sorption Speciation and Precipitation Mechanisms on Amorphous Aluminum Hydroxide. *Soil Systems*, 3(1), 20. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010020>
- Webb, C. J., van Biervliet, O., Wood, K. A., Roberts, D., & Wake, H. (2025). Phosphorus Removal in Constructed Treatment Wetlands: A Systematic Review. *Water*, 17(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w17223301>
- Wei, L., Xu, S., Sun, S., & Zhang, Y. (2026). Research progress in ozone generation technology and applications: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 208, 108460. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2026.108460>
- Wenlin, W., Ruiming, H., Yinjing, W., Bo, L., Xiaoyan, T., Bin, L., & Guoxiang, W. (2014). Spatio-Temporal Patterns in Rhizosphere Oxygen Profiles in the Emergent Plant Species *Acorus calamus*. *PLOS ONE*, 9(5), e98457. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098457>
- Wigginton, S. K., Brannon, E. Q., Kearns, P. J., Lancellotti, B. V., Cox, A., Moseman-Valtierra, S., ... Amador, J. A. (2020). Nitrifying and Denitrifying Microbial Communities in Centralized and Decentralized Biological Nitrogen Removing Wastewater Treatment Systems. *Water*, 12(6), 1688. <https://doi.org/10.3390/w12061688>
- Wu, G., Liu, G., Li, X., Peng, Z., Zhou, Q., & Qi, T. (2022). Enhanced phosphate removal with fine activated alumina synthesized from a sodium aluminate solution: performance and mechanism. *RSC Advances*, 12(8), 4562-4571. <https://doi.org/10.1039/D1RA08474G>
- Wu, J., Li, Y., Xu, B., Li, M., Wang, J., Shao, Y., ... Liu, B. (2022). Effects of Physicochemical Parameters on Struvite Crystallization Based on Kinetics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(12), 7204. <https://doi.org/10.3390/ijerph19127204>
- Wu, K., Chen, L., Wang, Q., Li, Y., Zheng, Y., Ma, Q., ... Li, F. (2025). Seasonal Dynamics of Nitrogen and Phosphorus in Wetland Plants: Implications for Efficient Eutrophication Control. *Sustainability*, 17(8), 3443. <https://doi.org/10.3390/su17083443>

- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., & Dong, R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, 57, 40-55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>
- Wu, S., Kuschik, P., Wiessner, A., Kästner, M., Pang, C., & Dong, R. (2013). Response of Removal Rates to Various Organic Carbon and Ammonium Loads in Laboratory-Scale Constructed Wetlands Treating Artificial Wastewater. *Water Environment Research*, 85(1), 44-53. <https://doi.org/10.2175/106143012X13415215907293>
- Wu, Y., Tian, W., Zhang, Y., Fan, W., Liu, F., Zhao, J., ... Lyu, T. (2022). Nanobubble Technology Enhanced Ozonation Process for Ammonia Removal. *Water*, 14(12), 1865. <https://doi.org/10.3390/w14121865>
- Xiao, A., Yu, J., Lin, Z., Cao, M., Jian, S., Lin, S., & Zhou, J. (2025). Inhibition of ferric salts on phosphorus-accumulating organisms in simultaneous chemical precipitation for phosphorus removal. *Frontiers in Microbiology*, 16. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1681450>
- Xu, H., Wei, S., Li, G., & Guo, B. (2024). Advanced removal of phosphorus from urban sewage using chemical precipitation by Fe-Al composite coagulants. *Scientific Reports*, 14(1), 4918. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55713-2>
- Yahya, M. N., Gökçekuş, H., Orhon, D., Keskinler, B., Karagunduz, A., & Omwene, P. I. (2021). A Study on the Hydrolysis of Urea Contained in Wastewater and Continuous Recovery of Ammonia by an Enzymatic Membrane Reactor. *Processes*, 9(10), 1703. <https://doi.org/10.3390/pr9101703>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yang, S.-Y., Huang, T.-K., Kuo, H.-F., & Chiou, T.-J. (2017). Role of vacuoles in phosphorus storage and remobilization. *Journal of Experimental Botany*, 68(12), 3045-3055. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw481>

- Yang, Y., & Liu, H. (2022). The mechanisms of ozonation for ammonia nitrogen removal: An indirect process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108525. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108525>
- Ye, Y., Zhang, K., Peng, X., Zhou, Q., Pan, Z., Xing, B., & Liu, X. (2025). Research Progress on Biological Denitrification Process in Wastewater Treatment. *Water*, 17(4), 520. <https://doi.org/10.3390/w17040520>
- Yu, R., & Chandran, K. (2010). Strategies of *Nitrosomonas europaea* 19718 to counter low dissolved oxygen and high nitrite concentrations. *BMC Microbiology*, 10(1), 70. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-10-70>
- Yuan, M.-H., Chen, Y.-H., Tsai, J.-Y., & Chang, C.-Y. (2016). Ammonia removal from ammonia-rich wastewater by air stripping using a rotating packed bed. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 777-785. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.021>
- Yuan, Q., Du, Y., Chen, S., Zhao, Y., Han, Y., Jiao, Y., & Sun, Y. (2025). Impact of N loading on microbial community structure and nitrogen removal of an activated sludge process with long SRT for municipal wastewater treatment. *Water Cycle*, 6, 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2024.09.002>
- Zaidi, N. S., Muda, K., Abdul Rahman, M. A., Sgawi, M. S., & Amran, A. H. (2019). Effectiveness of Local Waste Materials as Organic-Based Coagulant in Treating Water. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 636(1), 012007. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/636/1/012007>
- Zhang, Chengxiang, Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G. (2020). Can Constructed Wetlands be Wildlife Refuges? A Review of Their Potential Biodiversity Conservation Value. *Sustainability*, 12(4), 1442. <https://doi.org/10.3390/su12041442>
- Zhang, Congcong, Guisasola, A., & Baeza, J. A. (2022). A review on the integration of mainstream P-recovery strategies with enhanced biological phosphorus removal. *Water Research*, 212, 118102. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118102>

- Zhang, Congcong, Guisasola, A., & Baeza, J. A. (2025). A critical review on the effect of different carbon sources on EBPR: Revaluation of performance and applications. *Chemical Engineering Journal*, 509, 161083. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.161083>
- Zhang, D.-Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Tan, S. K., & Ng, W. J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). *Journal of Environmental Sciences*, 30, 30-46. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.013>
- Zhang, F., Yang, H., Wang, J., Liu, Z., & Guan, Q. (2018). Effect of free ammonia inhibition on NOB activity in high nitrifying performance of sludge. *RSC Advances*, 8(56), 31987-31995. <https://doi.org/10.1039/c8ra06198j>
- Zhang, Hao, Li, R., Shi, Y., & Pan, F. (2024). Effect of Aeration and External Carbon Source on Nitrogen Removal and Distribution Patterns of Related-Microorganisms in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Water*, 16(5), 632. <https://doi.org/10.3390/w16050632>
- Zhang, Huanlun, Li, Q., Han, D., & Liu, R. (2024). Clarifying the Role of Phosphorus Management Strategies in Enhancing the Sustainability of Wastewater Treatment Plants. *Water*, 16(11), 1539. <https://doi.org/10.3390/w16111539>
- Zhang, Y., Dong, W., Yan, G., Wang, H., Wang, H., Chang, Y., ... Li, C. (2022). Plant Carbon Sources for Denitrification Enhancement and Its Mechanism in Constructed Wetlands: A Review. *Sustainability*, 14(19), 12545. <https://doi.org/10.3390/su141912545>
- Zhang, Z., Rengel, Z., & Meney, K. (2008). Interactive effects of N and P on growth but not on resource allocation of *Canna indica* in wetland microcosms. *Aquatic Botany*, 89(3), 317-323. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.03.007>
- Zheng, Y., Wan, Y., Zhang, Y., Huang, J., Yang, Y., Tsang, D. C. W., ... Gao, B. (2022). Recovery of phosphorus from wastewater: A review based on current phosphorous removal technologies. *Critical reviews in environmental science and technology*, 53(11), 1148-1172. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2128194>

- Zhong, C., Hu, W. B., & Cheng, Y. F. (2013). Recent advances in electrocatalysts for electro-oxidation of ammonia. *Journal of Materials Chemistry A*, 1(10), 3216-3238. <https://doi.org/10.1039/c2ta00607c>
- Zhong, H., Hu, N., Wang, Q., Chen, Y., & Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of The Total Environment*, 828, 154529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154529>
- Zhou, Y., Zhu, Y., Zhu, J., Li, C., & Chen, G. (2023). A Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 3429. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043429>