



Titre: Enlèvement de p-crésol du lixiviat du LET de Sainte-Sophie par
filtres plantés aérés à échelle pilote

Auteur: Seyedmortaza Mortazavi

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Mortazavi, S. (2023). Enlèvement de p-crésol du lixiviat du LET de Sainte-Sophie
par filtres plantés aérés à échelle pilote [Mémoire de maîtrise, Polytechnique
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/53385/>

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/53385/>

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau, & Michel Labrecque

Programme: Génie civil

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Enlèvement de *p*-crésol du lixiviat du LET de Sainte-Sophie
par filtres plantés aérés à échelle pilote**

SEYEDMORTAZA MORTAZAVI

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de

Maîtrise ès sciences appliquées

Génie civil

Avril 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Enlèvement de *p*-crésol du lixiviat du LET de Sainte-Sophie par filtres plantés aérés à échelle pilote

présenté par

Seyedmortaza MORTAZAVI

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Émilie BÉDARD, présidente

Yves COMEAU, membre et directeur de recherche

Michel LABRECQUE, membre et codirecteur de recherche

Hubert CABANA, membre externe

DÉDICACE

Aux trésors de ma vie :

Elnaz, mon amour,

Elsa et Adrien, mes petits chéris.

REMERCIEMENTS

D'abord, je voudrais adresser mes sincères remerciements à Yves Comeau et Michel Labrecque, mes directeurs de recherche, de m'avoir accompagné et encadré dans chacune des étapes du projet PhytoVaLix. Merci pour votre temps, votre patience, vos précieux conseils et votre très grande disponibilité. Je tiens également à remercier Yves Comeau, de m'avoir donné l'opportunité de commencer à la maîtrise à Polytechnique. Merci de m'avoir fait confiance.

Un merci tout particulier à tous mes collègues tout au long du projet PhytoVaLix, Sanaz Alizadeh, Rosalie Boutin, Elizabeth Shively, Marie-Pierre Bastien Thibault et Audrey Ann Lamirande-Bolduc, avec qui j'ai partagé la charge de ce projet.

Jalal Hawari, merci de m'avoir transmis une partie de ton savoir sur le sujet de mon mémoire. Merci pour ton aide, pour tes conseils et pour ta disponibilité à mes questions et pour nos nombreuses discussions.

Merci à Mélanie Bolduc et Gabriel St-Jean du Laboratoire du génie de l'environnement de Polytechnique de Montréal, pour leur précieuse aide au laboratoire. Merci pour votre patience et votre ouverture face à mes nombreuses questions. Merci de m'avoir formé au laboratoire et de m'avoir transmis votre rigueur et vos connaissances. Gabriel, merci pour tes efforts pendant le démantèlement du pilote.

Merci infiniment à l'équipe analytique du département de chimie de l'Université de Montréal, Sung Vo Duy et Sébastien Sauvé, pour leur assistance technique aux analyses du p-crésol et de ses sous-produits.

Merci à Jérôme Leroy, Samuel Chénier et Éric Turgeon pour leur aide avec des analyses des métaux et du gravier.

Merci également à toute l'équipe de l'IRBV, Patrick Benoist, Benoit St-Georges, Daphné Gagnon-Fee et Noémie Legault pour leur soutien et participation tout au long de l'expérimentation au Phytozone.

Merci à Margit Kõiv-Vainik pour son aide à la conception des filtres plantés et à la révision de l'article du projet.

Merci aux partenaires du projet PhytoVaLix, Waste Management et Ramo Phytotechnology.

Merci à Ghislain Lacombe, directeur l'ingénierie de WM et Xavier Lachapelle-Trouillard de l'équipe de Ramo Phytotechnology pour leur contribution dans ce projet. Merci à Marc-Olivier Locas, Gabriel Rondeau et Olivier Cyr Delforge, les techniciens du LET de Waste Management, pour leur assistance avec les échantillonnages du lixiviat.

Merci au Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), au Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ), à Waste Management et à Ramo Phytotechnology pour leurs contributions financières au projet PhytoVaLix.

Je voudrais remercier ma famille de m'avoir toujours appuyé dans la poursuite de mes études. Merci à mon défunt père et à ma mère qui m'ont appris à travailler fort. Et enfin, merci à ma petite famille, mon amour, Elnaz et mes deux petits, Elsa et Adrien. Elnaz, les mots sont impuissants pour exprimer ma gratitude pour tout que tu as fait. Merci pour avoir été à mon côté tout au long de ma maîtrise. Merci d'avoir toléré tous les problèmes qu'on a vécus après notre immigration. Je me rappellerai toujours des jours après l'accouchement de notre fils Adrien où je n'ai pas pu rester à ton côté. Tu es une femme courageuse et gentille et une maman incroyable. « Je t'aimerai pour toujours. »

Elsa et Adrien, vous êtes les merveilles de ma vie. Je vous aime fièrement et infiniment.

Mortaza

RÉSUMÉ

En raison de l'augmentation planétaire de la population humaine et de son niveau de vie, la production des déchets solides municipaux (DSM) a énormément augmenté. Au Québec comme ailleurs dans le monde, l'enfouissement dans un lieu d'enfouissement technique (LET) est largement utilisé afin de disposer des déchets solides municipaux. Le lixiviat est généré par la décomposition des déchets organiques et par la percolation de l'eau de pluie ou de fonte de neige et de l'humidité à travers les couches de déchets dans un LET. Une bonne gestion des lixiviats est essentielle pour minimiser les impacts négatifs sur l'environnement. Le lixiviat peut contenir des matières organiques, y compris les constituants de type humique, et de l'azote ammoniacal, des métaux lourds et des sels chlorés à des concentrations élevées. Outre les cas mentionnés qui peuvent être classifiés comme les contaminants conventionnels, il existe aussi les contaminants d'intérêt émergent (CIÉ) dans le lixiviat dont la nature est moins connue. Les CIÉ comprennent les contaminants naturels et synthétiques, qui peuvent avoir des effets sur l'environnement ou la santé humaine et qui ne font typiquement pas encore l'objet de normes de rejet.

Le facteur le plus important influençant la composition du lixiviat est l'âge du LET. Le lixiviat jeune provient des cellules en exploitation où les DSM sont déchargés. Le lixiviat jeune se caractérise par les concentrations élevées en matières organiques, en azote ammoniacal et en métaux lourds. Puisque le lixiviat généré à chaque LET possède une composition unique, il n'existe pas de technologie spécifique pour le traitement de tous les lixiviats. Les technologies biologiques intensives sont habituellement utilisées pour le traitement du lixiviat jeune. Cependant, les besoins énergétiques et les dépenses en capital élevées de ces technologies exigent l'utilisation d'une méthode conforme à la réglementation environnementale, avec une efficacité énergétique optimale.

Ce projet de maîtrise s'intéresse à l'efficacité des filtres aérés à écoulement vertical (FAV), une méthode basée sur les processus naturels des marais filtrants et à la fois combinée avec l'aération, pour le traitement du lixiviat jeune du LET de Sainte-Sophie. En plus du traitement des contaminants conventionnels, le traitement d'un polluant, soit le *p*-crésol qui est le micropolluant le plus concentré dans le lixiviat du LET de WM, est focalisés dans ce mémoire.

Les objectifs de ce mémoire étaient de : 1. déterminer l'efficacité des FAV pour l'enlèvement du *p*-crésol présent et dopé au lixiviat; 2. déterminer l'efficacité des FAV pour l'enlèvement des

contaminants conventionnels (DCO, DBO₅, azote, phosphore et métaux traces) du lixiviat jeune; 3. déterminer l'efficacité de la zone anoxie de dénitrification sur la performance de traitement du lixiviat jeune; et 4. proposer des solutions technologiques afin de construire des FAV à pleine échelle pour le lixiviat jeune de LET.

Pour cela, un pilote expérimental comprenant un FAV témoin sans plante et sans étape anoxie, deux FAV plantés avec le saule *Salix miyabeana* 'SX67', un avec et l'autre sans étape anoxie et deux FAV plantés avec le spartine *Sporobulus michauxianus*, un avec et l'autre sans étape anoxie, a été construit dans une serre. Une unité de prétraitement du fer a été installée en amont des FAV dans le but de diminuer la charge de celui-ci dans le lixiviat. Le taux de charge hydraulique appliqué pour chaque FAV était en moyenne de 16,4 L m⁻².j⁻¹. Par ailleurs, les taux de charge organique (TCO) appliqués en termes de DCO et DBO₅ pour chaque FAV étaient respectivement de 21,7 g m⁻³.j⁻¹ et 10,5 g m⁻³.j⁻¹. Le lixiviat dans le réservoir de stockage réfrigéré a également été dopé avec 3340 µg/L en *p*-crésol et lors de deux derniers échantillonnages le dopage du lixiviat a été effectué directement dans les FAV. Les résultats obtenus ont démontré des efficacités d'enlèvement (EE) assez comparables entre les FAV qui indiquent une contribution négligeable des plantes pour le traitement du lixiviat jeune. Les EE obtenues des FAV étaient respectivement de 100% pour le *p*-crésol, 71% pour la DCO, 98% pour la DBO₅, 96% pour les MES, 99,8% pour le NH₄, 96% pour le fer et 45% pour le zinc. Les concentrations de la plupart des paramètres réglementés aux effluents des FAV étaient bien en dessous des limites des normes de rejet. Le zinc est le seul paramètre dont la limite de rejet n'a pas été respectée par les FAV. Au fait, bien que le NT et les NO_x ne soient pas des paramètres réglementés, les concentrations élevées de ces deux paramètres ont été constatées aux effluents des FAV ce qui indique une dénitrification incomplète. Toutefois, les FAV munis des filtres préanoxies (FPA) ont présenté un enlèvement de 10 % de plus de NT, mais leur efficacité a été diminuée au fur et à mesure que le projet a avancé. Il est proposé d'améliorer la dénitrification par l'ajout d'une unité de post-dénitrification ou même en diminuant l'infiltration d'oxygène dissous (OD) dans les FPA. Les EE élevées des contaminants différents par les FAV indiquent la possibilité d'augmentation du TCO appliqué aux FAV et de diminution du temps de rétention hydraulique (TRH). Les FAV sont une technologie prometteuse pour le traitement du lixiviat jeune et l'enlèvement des polluants qui possèdent une nature biodégradable, tels que le *p*-crésol.

ABSTRACT

Due to the worldwide increase in human population and its standard of living, the generation of municipal solid waste (MSW) has increased enormously. In Quebec, as elsewhere in the world, landfilling in an engineered landfill (EL) is widely used to dispose of MSW. Leachate is generated by the decomposition of organic waste and by the percolation of rain or snowmelt water and moisture through the layers of waste in an EL. Proper leachate management is essential to minimize environmental impacts. Leachate may contain organic matter, including humic-type constituents, ammonia nitrogen, heavy metals, and chlorine salts in high concentrations. In addition to these conventional contaminants, there are also contaminants of emerging concern (CECs) in leachate whose nature is less known. CECs contain natural and synthetic contaminants that may have effects on the environment or human health and are not yet subject to discharge limits.

The composition of leachate is primarily influenced by the age of the EL. Leachate from the cells currently in operation, where MSWs are unloaded, is considered young leachate. It is characterized by high concentrations of organic matter, ammonia nitrogen and heavy metals. As the composition of leachate generated at each EL is unique, there is no specific treatment technology that can be used for all types of leachates. Typically, intensive biological technologies are employed to treat young leachate. Nevertheless, these technologies require high energy consumption and capital expenditures. Therefore, it is necessary to use an environmentally compliant method with optimal energy efficiency.

This master's project is interested in the effectiveness of vertical flow aerated filters (VAF), a method based on the natural processes of wetlands and at the same time combined with aeration, for the treatment of young leachate from the EL of Sainte-Sophie operated by Waste Management (WM). In addition to the treatment of conventional contaminants, the treatment of a pollutant, namely *p*-cresol, which is the most concentrated micropollutant in the leachate of this EL, is focused on in this thesis.

The objectives of this thesis were: 1. To determine the effectiveness of VAFs for the removal of *p*-cresol present in and spiked into the leachate; 2. To determine the effectiveness of VAFs for the removal of conventional contaminants, such as COD, BOD₅, nitrogen, phosphorus, and trace metals, from young leachate; 3. To determine the effectiveness of the denitrification anoxic zone

on the performance of young leachate treatment; 4. To propose technological solutions to build full-scale VAFs for young leachate treatment.

To achieve these objectives, an experimental pilot plant was constructed in a greenhouse comprising a control VAF without plants and without a pre-anoxic filter, two VAFs planted with *Salix miyabeana* 'SX67' willow (one with and the other without a pre-anoxic filter), and two VAFs planted with spartina *Sporobolus michauxianus* (one with and the other without a pre-anoxic filter). An iron pre-treatment unit was installed upstream of the VAFs to reduce the iron concentration in the leachate. The hydraulic loading rate applied for each VAF was, on average, $16.4 \text{ L m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Additionally, organic load rates (OLR) were applied in terms of COD and BOD₅ for each VAF, with values of $21.7 \text{ g m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ and $10.5 \text{ g m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively.

The leachate in the refrigerated storage tank was also spiked with $3340 \mu\text{g/L}$ of *p*-cresol, and during the last two samplings, the leachate was spiked directly into the VAFs. The obtained results demonstrated fairly comparable removal efficiencies (REs) between the VAFs, indicating a negligible contribution of plants to the treatment of young leachate. The REs for VAFs were 100% for *p*-cresol, 71% for COD, 98% for BOD₅, 96% for TSS, 99.8% for NH₄, 96% for iron, and 45% for zinc. The concentrations of most of the regulated parameters in the effluents of the VAFs were well below the discharge limits. Zinc is the only parameter for which the discharge limit was not respected by the VAFs. Meanwhile, although TN and NO_x are not regulated parameters, high concentrations of these two parameters were observed in the effluents of the VAFs, indicating incomplete denitrification. However, VAFs with pre-anoxic filters (PAFs) showed 10% more TN removal, but their efficiency decreased as the project progressed. It is proposed to improve denitrification by adding a post-denitrification unit or even by reducing the infiltration of dissolved oxygen (DO) in the PAFs. The high REs of the different contaminants by the VAFs indicate the possibility of increasing the OLR applied to the VAFs and decreasing the hydraulic retention time (HRT). VAFs are a promising technology for the treatment of young leachate and the removal of pollutants that possess a biodegradable nature, such as *p*-cresol.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES.....	XXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte général.....	1
1.2 Objectifs de ce mémoire.....	2
1.2.1 Objectif principal.....	2
1.2.2 Sous-objectifs	2
1.3 Hypothèses scientifiques	3
1.4 Originalité et contribution de ce mémoire.....	3
1.5 Contenus de ce mémoire	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	4
2.1 Lieu d'enfouissement technique (LET) et lixiviat	4
2.2 Caractéristiques du lixiviat.....	5
2.3 Contaminants d'intérêt émergent (CIÉ)	8
2.3.1 <i>p</i> -Crésol	10

2.4	Traitement du lixiviat	12
2.4.1	Traitement physico-chimique.....	14
2.4.2	Traitement biologique	15
2.4.3	Marais filtrants et les filtres plantés	19
2.5	Prétraitement du lixiviat	23
2.6	Filtres préanoxies	24
2.7	Traitement des CIÉ par les marais filtrants	24
2.7.1	Traitement des composés phénoliques et du <i>p</i> -crésol par les MF	25
2.7.2	Mécanismes d'enlèvement des composés phénoliques par les MF	27
2.8	Traitement du lixiviat au Québec	29
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		30
3.1	Lieu d'enfouissement technique (LET) de Waste Management	30
3.2	Opération de l'installation pilote.....	31
3.3	Unités du système de traitement.....	34
3.3.1	Unité de prétraitement de l'UASB	35
3.3.2	Filtres préanoxies (FPA)	36
3.3.3	Filtres aérés verticaux (FAV).....	38
3.3.4	Système de contrôle et pompage	40
3.3.5	Système d'alimentation et de collecte	41
3.3.6	Système d'aération	43
3.4	Méthodes d'échantillonnage liquide et des analyses.....	43
3.5	Bilan hydrique	45
3.6	Accumulation de contaminants	48
3.7	Bilan massique	48

3.8	Expérimentation avec le <i>p</i> -crésol	50
3.9	Calcul d'efficacité de traitement et de taux de charge	51
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		53
4.1	<i>p</i> -Crésol dans le lixiviat.....	53
4.2	Caractérisation du lixiviat	53
4.3	Température et humidité relative au Phytozone.....	58
4.4	Bilan hydrique	58
4.5	Unité UASB	59
4.6	Enlèvement des contaminants par les FAV.....	61
4.6.1	Enlèvement du <i>p</i> -crésol	61
4.6.2	Enlèvement des matières organiques et des nutriments	63
4.6.3	Enlèvement des métaux.....	65
4.7	Bilans massiques	66
4.7.1	Bilans massiques de l'UASB	66
4.7.2	Bilan massique des FAV	67
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		70
5.1	Caractéristiques du lixiviat.....	70
5.2	Unité UASB	71
5.3	Comportement hydraulique des FAV	73
5.4	Enlèvement des contaminants	76
5.4.1	Enlèvement du <i>p</i> -crésol	76
5.4.2	Enlèvement des contaminants conventionnels	80
5.5	FAV à pleine échelle	86
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		88

6.1	Conclusions	88
6.2	Recommandations	89
BIBLIOGRAPHIE		91
ANNEXES		100

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Caractéristiques du lixiviat selon les facteurs d'âge.....	8
Tableau 2-2 Avantages et inconvénients des différentes technologies de traitement du lixiviat...	12
Tableau 2-3 efficacité d'enlèvement des technologies physico-chimiques et biologiques utilisées pour le traitement du lixiviat	13
Tableau 2-4 EE (%) des contaminants dans les différents types des MF	21
Tableau 2-5 Résumé des études sur traitement des composés phénoliques par les MF	26
Tableau 2-6 Normes de rejet du lixiviat au Québec.....	29
Tableau 3-1 Régimes d'alimentations de l'UASB, FPA et FAV	34
Tableau 3-2 Comparaison des valeurs de conception et valeurs moyennes	35
Tableau 3-3 Dimensions et charges de l'UASB.....	35
Tableau 3-4 Caractéristiques des boues granulaires	36
Tableau 3-5 Critère de conception des FPA.....	38
Tableau 3-6 Caractéristiques de la liqueur mixte utilisées pour l'inoculation	39
Tableau 3-7 Dimensionnement et caractéristiques des FAV	40
Tableau 3-8 Méthodes utilisées pour les analyses	44
Tableau 3-9 Teneur en eau maximale de l'air en fonction de température (Shively, 2022)	47
Tableau 4-1 Concentrations moyennes des paramètres différentes du lixiviat jeune.	57
Tableau 5-1 Comparaison des caractéristiques du lixiviat jeune dans les études différentes	70
Tableau 5-2 Comparaison de l'efficacité de l'UASB de ce projet avec d'autres études	72
Tableau 5-3 Facteurs déterminants le comportement hydraulique des FAV	75
Tableau 5-4 Comparaison de l'efficacité d'enlèvement des composés phénoliques par les MF selon différentes études.....	79
Tableau 5-5 Qualité des effluents des FAV par rapport aux exigences provinciales	80

Tableau 5-6 Comparaison des efficacités d'enlèvement des contaminants conventionnels par différentes technologies de traitement du lixiviat	81
Tableau 5-7 Taux de charge hydraulique et taux de charge volumiques des matières organiques et de l'ammoniaque	82
Tableau 5-8 Comparaison des efficacités d'enlèvement des métaux par différentes technologies de traitement du lixiviat	85
Tableau A-1 Dimensions des systèmes d'alimentation et de collecte des FAV (Shively, 2022)	102
Tableau A-2 Dimensions de système d'aération du FAV (Shively 2022)	105
Tableau A-3 Caractéristiques du gravier (Shively, 2022)	106
Tableau A- 4 Analyse statistique des caractéristiques du lixiviat	114
Tableau A- 5 Test de Student entre les résultats de la saison printanière et ceux de la saison automnale	115
Tableau A- 6 Comparaison les écarts types entre les périodes printanière, estivale et automnale	116

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Schéma de formation et de contamination potentielle du lixiviat dans un LET (Bisht et al., 2022).....	4
Figure 2-2 Les phases de dégradation des DSM dans un LET (Langergraber et al., 2019)	6
Figure 2-3 Isomères du crésol (Fiege, 2000).....	10
Figure 2-4 Mécanismes d'enlèvement des contaminants des eaux usées dans les MF (Shively, 2022).....	21
Figure 3-1 Vue aérienne du LET de WM à Sainte-Sophie, Québec. (Google Maps, 2022).....	30
Figure 3-2 Disposition des FAV à l'échelle pilote au Phytozone (Boutin, 2021)	32
Figure 3-3 Schéma d'écoulement du système de pilote d'essai (Boutin 2021)	33
Figure 3-4 Coupe de schéma de l'écoulement du prétraitement de l'UASB (Török 2021).....	36
Figure 3-5 A) vue en coupe de FPA, B) photo de la colonne de FPA avant d'être installé au pilote d'essai (Boutin 2021)	37
Figure 3-6 Schéma en coupe du FAV (Boutin 2021, Shively 2022)	39
Figure 4-1 Analyse de la concentration de <i>p</i> -crésol dans le lixiviat	53
Figure 4-2 Caractéristiques des contaminants conventionnels du lixiviat jeune. A) Matière organique (DCO et DBO ₅). B) Nutriments (NH ₄ , NO _x et o-PO ₄ avant et après ajout de KH ₂ PO ₄ au réservoir réfrigéré. La ligne verticale indique le changement de point d'échantillonnage du lixiviat à LET de WM.....	54
Figure 4-3 Fractionnement de la DCO du lixiviat jeune	55
Figure 4-4 Évolution des MES, des MVES et du ratio MVES/MES dans le lixiviat jeune	56
Figure 4-5 Évolution du pH et de l'alcalinité dans le lixiviat jeune	56
Figure 4-6 Température et humidité relative au Phytozone	58
Figure 4-7 Bilans hydriques pour A) UASB, B) FAVT, C) FAVW, D) FAVS, E) FAVW_AX, F) FAVS_AX. (La ligne verticale représente la période où la méthode de santé des plantes a été réalisée comme les FAV-T)	59

Figure 4-8 Concentrations en matières organiques, fer et SO_4 et leurs EE correspondantes par l'UASB.....	60
Figure 4-9 Concentration originale et dopée du <i>p</i> -crésol dans le lixiviat jeune au réservoir de stockage réfrigéré	61
Figure 4-10 Pourcentage d'enlèvement du <i>p</i> -crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré et dans les FAV	62
Figure 4-11 Concentration et EE du <i>p</i> -crésol dans les FAV (<i>p</i> -crésol dopé dans les FAV).....	62
Figure 4-12 Concentrations des contaminants aux effluents des FAV. A) DCO, B) DBO_5 , C) MES, D) NT, E) NH_4 , F) NT, G) alcalinité, H) pH, I) composés phénoliques totaux.....	64
Figure 4-13 Les concentrations et les EE de fer et de zinc aux effluents des FAV	66
Figure 4-14 Bilans massiques de l'unité UASB pour A) la DCO, B) le N, C) le P et D) le Fe.....	67
Figure 4-15 Bilans massiques de l'azote, le DCO et le P, A) FAV-T, B) FAV-W, C) FAV-S, D) FPA-FAV-W, E) FPA-FAV-S.....	68
Figure 5-1 Comparaison de l'écoulement normalisé des FAV avec l'écoulement typique des réacteurs à écoulement piston, CM et de deux réacteurs CM en série (Shively, 2022).....	73
Figure 5-2 La voie potentielle de minéralisation du <i>p</i> -crésol par l'organisme réducteur de fer, GS-15 (Lovely et Lonergan 1990).....	76
Figure A-1 Photo du réacteur UASB à la suite de sa construction (Boutin, 2020).....	100
Figure A-2 Photo d'un système de contrôle Arduino (déposé au-dessous d'une pompe péristaltique) pour les débitmètres (Boutin, 2021).....	101
Figure A-3 Schéma des systèmes d'alimentation (gauche) et de collecte (droite; Alizadeh, 2020)	103
Figure A-4 Détails du système d'aération (gauche) et photo du système d'aération du dessus du système de collecte au fond du réservoir du FAV (Alizadeh, 2020)	104
Figure A-5 Photo de dessus de système d'aération (Alizadeh, 2020).....	104
Figure A-6 Changement de couleur des échantillons de lixiviat brut aux effluents des FAV	107
Figure A-7 États des plantes en janvier 2021 (Boutin, 2021)	108

Figure A-8 États des plantes en novembre 2021(Mortazavi, 2021).....	108
Figure A-9 Concentrations du traceur en fonction du temps et la fraction récupérée du traceur	109
Figure A-10 Fonction $F(t)$ pour le FPT afin utilisé pour déterminer t_h , t_{10} et t_{90} (Shively, 2022)	110

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AAS	Spectroscopie d'absorption atomique
Alc	Alcalinité
APCI	<i>Atmospheric pressure chemical ionization</i>
BA	Boues activées
Br ⁻	Bromure
Ca(CO) ₃	Calcium carbonate
Ca(OH) ₂	Hydroxyde de calcium
CAG	Charbon actif granulaire
CH ₄	Méthane
CIÉ	Contaminants d'intérêt émergent
CM	Complètement mélangés
CO ₂	Gaz carbonique
Cu	Cuivre
DA	Digestion anaérobie
DBO ₅	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
DCO _{CS}	Demande chimique en oxygène, colloïdale soluble ou filtrée
DCO _S	Demande chimique en oxygène, soluble ou floculée filtrée
DCO _t	Demande chimique en oxygène, totale
DCO _x	Demande chimique en oxygène, particulière
DSM	Déchets solides municipaux
DTS	Distribution de temps de séjour
EC	Électroconductivité
ED	Efficacité de déplacement
EE	Efficacité d'enlèvement
FAV	Filtre aéré à écoulement vertical
FAV-S	Filtre aéré à écoulement vertical, planté de spartines
FAV-T	Filtre aéré à écoulement vertical, témoin
FAV-W	Filtre aéré à écoulement vertical, planté de saule (<i>willow</i>)
Fe	Fer

Fe(OH) ₂	Hydroxyde de fer(II)
Fe(OH) ₃	Hydroxyde de fer(III)
FeS	Sulfure de fer(II)
FP	Filtres plantés
FPA	Filtre préanoxie
FPA-FAV-S	Filtre aéré à écoulement vertical, planté de spartines muni de FPA
FPA-FAV-W	Filtre aéré à écoulement vertical, planté de saule (<i>willow</i>) muni de FPA
FPA-S	Filtre préanoxie en amont de filtre planté de spartine
FPA-W	Filtre préanoxie en amont de filtre planté de saule (<i>willow</i>)
GRA	Gènes résistants aux antibiotiques
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HPLC	<i>High performance liquid chromatography</i>
IC	Chromatographie ionique
IM	Indice de Morril
IRBV	Institut de recherche en biologie végétale
K	Potassium
KBr	Bromure de potassium
KBr	Bromure de potassium
KH ₂ PO ₄	Dihydrogénophosphate de potassium
kLa	Efficacité de transfert d'oxygène
LET	Lieu d'enfouissement technique
MBR	Bioréacteur à membrane
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la lutte contre le changement climatique
MES	Matières en suspension
MF	Marais filtrants
MF	Microfiltration
MFH	Marais filtrant à écoulement horizontal
MFHyb	Marais filtrant hybride
MFV	Marais filtrant à écoulement vertical
MIES	Matières inorganiques en suspension

MO	Matières organiques
MP	Microplastique
MVES	Matières volatiles en suspension
N ₂	Azote gazeux
N ₂ O	Protoxyde d'azote
Na	Sodium
NaCl	Chlorure de sodium
NaHCO ₃	Bicarbonate de sodium
NH ₄	Ammoniaque
NO ₂	Nitrite
NO ₃	Nitrate
N-org	Azote organique
NT	Azote total
NTK	Azote total Kjeldahl
OD	Oxygène dissous
o-PO ₄	Orthophosphates
ORP	Potentiel d'oxydoréduction
OTR	Taux de transfert d'oxygène
PACI	Chlorure de polyaluminium
<i>p</i> -Crésol	Para crésol
PFAS	Composés phénoliques et les substances per- et polyfluoroalkylées
PICI	Chlorure de polyfer
POA	Processus d'oxydation avancée
polyDADMAC	Chlorure de polydiallyldiméthylammonium
PPSP	Produits pharmaceutiques et de soins personnels
Pt	Phosphore total
PVX	PhytoVaLix
Q	Débit
RBS	Réacteur biologique séquentiel
RBS An	Réacteur biologique séquentiel anaérobie
SAS	<i>Self aerated sponge</i>

SF	Solides filtrables
SM	Standard methods
SO ₄	Sulfate
SPE	Extraction en phase solide
ST	Solides totaux
t ₁₀	Temps que 10 % du traceur soit sorti à l'effluent
t ₉₀	Temps que 90 % du traceur soit sorti à l'effluent
t _a	Temps de rétention hydraulique, moyen observé
TCC	Taux de charge des contaminants
TCLP	<i>Toxicity characteristic leaching procedure</i>
TCO	Taux de charge organique
t _h	Temps de rétention médian
t _M	Temps de rétention modal
TRB	Temps de rétention des boues
TRH	Temps de rétention hydraulique
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
UF	Ultrafiltration
WHO	<i>World Health Organisation</i>
WM	Waste Management
Zn	Zinc
σ^2	Variance de la distribution des temps de séjour

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Réacteur UASB.....	100
ANNEXE B Système de contrôle Arduino.....	101
ANNEXE C Conception détaillée des systèmes d'alimentation et de collecte des FAV	102
ANNEXE D Conception détaillée du système d'aération pour les FAV	104
ANNEXE E Caractéristique du gravier.....	106
ANNEXE F Changement de couleur des échantillons de lixiviat brut aux effluents des FAV	107
ANNEXE G États des plantes au début et en fin du projet.....	108
ANNEXE H Essai de traçage	109
ANNEXE I Protocole de manipulation du <i>p</i>-crésol.....	111
ANNEXE J Analyses statistiques des résultats.....	114

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte général

L'accroissement de l'ensemble des activités humaine a entraîné une importante augmentation de la production des déchets solides municipaux (DSM) (Bisht et al., 2022, Oliviera et al., 2011). La quantité des matières résiduelles éliminées dans les 39 lieux d'enfouissement technique (LET) au Québec était de 4,73 millions tonnes en 2018 (RECYC-QUÉBEC, 2018). Au Québec comme ailleurs dans le monde, l'enfouissement dans des LET est largement utilisé afin de gérer des déchets solides municipaux.

Le lixiviat est généré par la décomposition des déchets et par la percolation de l'eau de pluie ou de fonte de neige et de l'humidité à travers les couches de déchets des lieux d'enfouissement technique (Koshy et al. 2007, Bisht et al., 2022, Barzegari Khaneghah et al., 2022). Une bonne gestion des lixiviats est essentielle pour éviter un impact négatif sur l'environnement. Le lixiviat peut contenir des matières organiques, y compris les constituants de type humique et de l'azote ammoniacal, des métaux lourds et des sels chlorés à des concentrations élevées (Renou et al., 2008). Outre les cas mentionnés qui peuvent être classifiés comme les contaminants conventionnels, il existe aussi les contaminants d'intérêt émergent (CIÉ) dans le lixiviat dont la nature est moins connue. Les CIÉ comprennent les contaminants naturels et synthétiques, qui peuvent avoir des effets sur l'environnement ou la santé humaine et qui, au Québec, ne font pas encore l'objet de normes de rejet (Bothfeld 2021).

Le facteur le plus important influençant la composition du lixiviat est l'âge du LET (Kulikowska et al., 2008). Le lixiviat vieilli est celui provenant des cellules fermées qui ne reçoivent plus de DSM (Renou et al., 2008). Le lixiviat jeune, par contre, provient des cellules en exploitation où les DSM sont déchargés et se caractérise par des concentrations élevées en matières organiques, en azote ammoniacal et en métaux lourds (Dhamsaniya et al. 2022). Puisque le lixiviat généré à chaque LET possède une composition unique, il n'existe pas de technologie spécifique pour leur traitement (Kylefors, 2003, Gálvez et al., 2008). Les technologies biologiques intensives sont habituellement utilisées pour le traitement du lixiviat jeune (Teng et Chen 2023). Cependant, les besoins énergétiques et les dépenses en capital élevées de ces technologies exigent l'utilisation d'une méthode conforme à la réglementation environnementale, avec une efficacité énergétique optimale (Nath et Debnath 2022, Teng et Chen 2023).

Ce projet de maîtrise s'intéresse à l'efficacité des filtres aérés à écoulement vertical plantés et non plantés pour le traitement du lixiviat du LET de Sainte-Sophie opéré par Waste Management (WM). En plus du traitement des contaminants conventionnels, le traitement d'un autre polluant, soit le *p*-crésol qui est le micropolluant le plus concentré dans le lixiviat du LET de WM, est focalisés dans ce mémoire.

1.2 Objectifs de ce mémoire

1.2.1 Objectif principal

L'objectif principal de ce projet est de déterminer l'efficacité des filtres aérés à écoulement vertical (FAV) plantés et non plantés pour le traitement de lixiviat jeune du LET de Sainte-Sophie. Un pilote expérimental comprenant un FAV témoin sans plante et sans étape anoxie, deux FAV plantés avec le saule *Salix miyabeana* 'SX67', l'un avec et l'autre sans étape anoxie et deux FAV plantés avec le spartine *Sporobulus michauxianus*, l'un avec et l'autre sans étape -anoxie a été construit au Phytozone de l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) en partenariat avec le Groupe Ramo et Waste Management.

1.2.2 Sous-objectifs

L'objectif principal mentionné au-dessus se décline en quatre sous-objectifs :

1. Déterminer l'efficacité des FAV pour l'enlèvement du *p*-crésol présent et dopé au lixiviat. Une dose fixée du *p*-crésol a été ajoutée au lixiviat jeune pour mieux en suivre l'efficacité d'enlèvement.
2. Déterminer l'efficacité des FAV pour l'enlèvement des contaminants conventionnels (DCO, DBO₅, azote, phosphore et métaux traces) du lixiviat jeune.
3. Déterminer l'efficacité de la zone anoxie de dénitrification sur la performance de traitement du lixiviat jeune.
4. Proposer des recommandations afin de construire des FAV à pleine échelle pour le lixiviat jeune du LET.

1.3 Hypothèses scientifiques

1. Les FAV permettent de réduire efficacement le *p*-crésol provenant d'un lixiviat jeune fortement chargé (Stefanakis et Thullner 2016).
2. Les FAV sont capables de traiter le lixiviat jeune du LET de WM au point de respecter les exigences de rejet provinciales pour les paramètres de DBO₅, NH₄, MES, pH, composés phénoliques et coliformes fécaux (Bakhshoodeh, et al. 2020).

1.4 Originalité et contribution de ce mémoire

Bien que l'utilisation des méthodes vertes comme les marais filtrants (MF) pour le traitement des eaux usées existent depuis plusieurs années, peu de recherches ont été effectuées afin d'étudier le traitement du lixiviat jeune par ces procédés. L'application des FAV, un procédé basé sur les processus naturels des MF et à la fois combinée avec l'aération, pour le traitement du lixiviat jeune, a rarement été documenté. Ce projet, porte une attention particulière sur l'enlèvement des polluants, notamment le *p*-crésol par les FAV.

1.5 Contenus de ce mémoire

Ce mémoire comprend les chapitres suivants :

1. Introduction;
2. Revue de littérature;
3. Méthodologie;
4. Résultats;
5. Discussion générale;
6. Conclusions et recommandations;

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Lieu d'enfouissement technique (LET) et lixiviat

Au fur et à mesure que la société humaine et la technologie se sont développées, une quantité croissante de déchets solides municipaux (DSM) ainsi que de déchets industriels et agricoles ont été générés. Au Québec comme ailleurs dans le monde, plusieurs incitatifs ont été introduits afin de réduire la quantité de déchets à enfouir par le recyclage et la récupération des matériaux. Cependant, l'enfouissement reste la pratique la plus généralisée pour le traitement des DSM. Par ailleurs, l'enfouissement dans un lieu d'enfouissement technique (LET) est une technique de gestion des DSM relativement facile, peu coûteuse et couramment utilisée par rapport à d'autres techniques de gestion des DSM telles que le compostage et l'incinération. L'eau de pluie qui traverse le LET se charge en polluants et crée un lixiviat qui doit être traité (Bisht et al., 2022, Oliviera et al., 2011). Un schéma de formation du lixiviat dans un LET est présenté à la Figure 2-1.

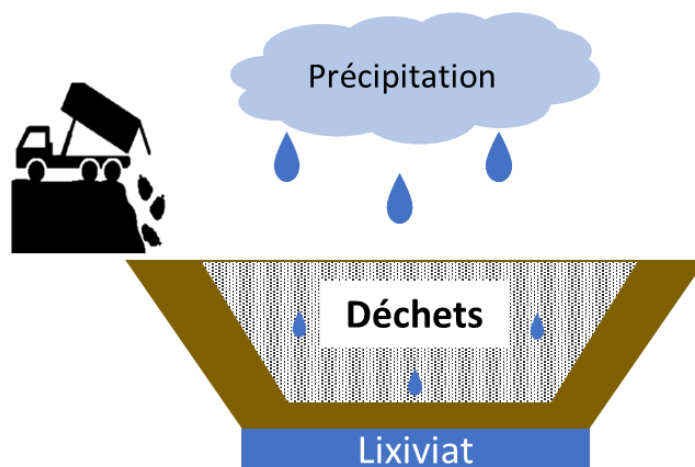


Figure 2-1 Schéma de formation du lixiviat dans un LET (Boutin 2021)

Le lixiviat est généré par la décomposition des déchets organiques et par la percolation de l'eau de pluie ou de fonte de neige et de l'humidité à travers les couches de déchets dans un lieu d'enfouissement technique. Ce liquide migre vers le bas à travers les pores de la masse de déchets, et si le LET n'est pas muni d'un système d'étanchéité, l'eau de surface, les eaux souterraines et le sol seront contaminés par le lixiviat (Koshy et al. 2007, Bisht et al., 2022, Barzegari Khaneghah et al., 2022). Même dans les LET plus récents où le lixiviat s'écoule dans la couche de drainage conçue pour canaliser celui-ci vers un réservoir d'accumulation, il existe encore le potentiel de contaminer

les eaux de surface et les eaux souterraines à cause de la dissipation du lixiviat à travers le sol (Bisht et al., 2022).

Une bonne gestion des lixiviats est essentielle pour éviter un impact négatif sur l'environnement. Puisque le lixiviat généré à chaque LET possède une composition unique, il n'existe pas de technologie spécifique pour le traitement des lixiviats (Kylefors, 2003, Gálvez et al., 2008). La qualité du lixiviat dépend de l'âge du LET, de la composition des déchets et du climat entre autres facteurs (Qasim et al., 1994, Christensen et al., 1994, Gálvez et al., 2008).

Le facteur le plus important influençant la composition du lixiviat est l'âge du LET (Kulikowska et al., 2008). Le lixiviat vieilli est celui provenant des cellules fermées qui ne reçoivent plus de DSM. Pendant les dizaines d'années, les cellules fermées permettent aux déchets de se décomposer dans des conditions contrôlées jusqu'à leur transformation éventuelle en matière relativement inerte et stabilisée (Renou et al., 2008). Le lixiviat jeune, par contre, provient des cellules en exploitation où les DSM sont déchargés.

2.2 Caractéristiques du lixiviat

Le lixiviat peut contenir des matières organiques, y compris les constituants de type humique et de l'azote ammoniacal, des métaux lourds et des sels chlorés à des concentrations élevées. L'enlèvement de la matière organique, basée sur la DCO, la DBO₅, et de NH₄ du lixiviat est la condition préalable habituelle avant le rejet du lixiviat dans les eaux naturelles (Renou et al., 2008). Outre les cas mentionnés qui peuvent être classifiés comme les contaminants conventionnels, il existe aussi les contaminants d'intérêt émergent (CIÉ) dans le lixiviat dont la nature est moins connue. Les CIÉ sont présentés à la section 2.3.

La variation de la composition du lixiviat et de la quantité des contaminanta sont souvent attribuées au volume d'eau qui s'infiltre dans le LET et directement liée aux processus naturels qui ont lieu à l'intérieur du LET. Généralement, si une quantité suffisante d'humidité est présente pour soutenir l'activité microbienne, les LET agissent comme des réacteurs anaérobies à grande échelle. Simultanément et conformément aux changements biochimiques, les processus physico-chimiques, y compris la dissolution, la précipitation, l'adsorption, la dilution, la volatilisation et autres, influencent la qualité du lixiviat. De plus, la caractérisation de celui-ci est compliquée par le fait que sa composition peut varier en fonction de l'âge du LET (Kulikowska et Klimiuk 2008). La décomposition des DSM se caractérise par une série complexe de réactions chimiques et

biologiques qui se produit en phases séquentielles appelées hydrolyse, fermentation, acétogénèse, méthanogénèse et l'oxydation comme illustrée à la Figure 2-2 (Pohland et Harper 1986, Barlaz et al., 2010, Tchobanoglous et al., 1993, Langergraber et al., 2019).

1. Phase d'ajustement initial : Cette phase est associée au dépôt initial des DSM et à l'accumulation d'humidité dans le LET où les matières organiques complexes sont hydrolysées par des micro-organismes hydrolytiques en composés solubles et produisent des sous-produits primaires. Autrement dit, les changements préliminaires dans les composantes environnementales se produisent afin de créer les conditions favorables à la décomposition biochimique des matières facilement biodégradables.
2. Phase de transition : Durant cette phase, une transformation d'un environnement aérobie à anaérobie se produit, comme illustré à la Figure 2-2 alors que l'oxygène est épuisé.
3. Phase de formation d'acide : À la suite des activités microbiennes sur les matières biodégradables, la solubilisation des DSM entraîne la production d'acides carboxyliques intermédiaires à chaîne courte à des concentrations élevées tout au long de cette phase. Les concentrations les plus élevées de DBO₅ et de DCO dans le lixiviat sont mesurées au cours de cette phase puisque les acides carboxyliques sont biodégradables. Par ailleurs, une diminution des valeurs de pH est souvent observée.

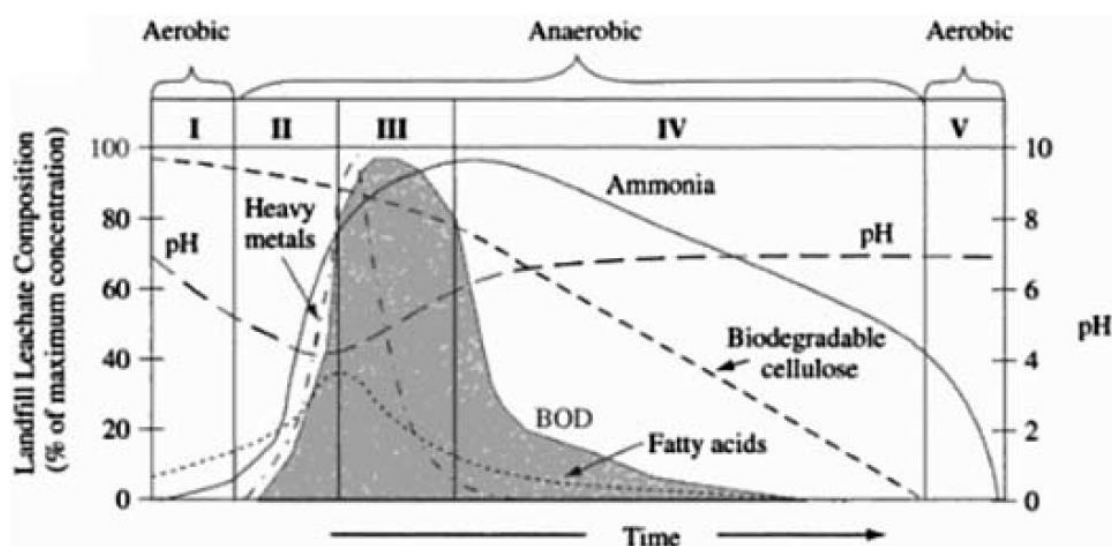


Figure 2-2 Les phases de dégradation des DSM dans un LET (Langergraber et al., 2019)

1. Phase de fermentation du méthane : Au cours de la phase IV, les acides intermédiaires sont consommés par les bactéries méthanogènes et convertis en CH_4 et CO_2 . Les concentrations d'acides carboxyliques diminuent avec les diminutions correspondantes de la DCO et de la DBO_5 du lixiviat. La valeur du pH est élevée (entre 6 et 7). Les métaux sont éliminés par la complexation et la précipitation.
2. Phase de maturation : Au cours de la phase finale, les nutriments et le substrat disponibles deviennent limitants et l'activité biologique passe à une dormance relative. La réapparition de l'oxygène dans les petites quantités et la lente dégradation des fractions organiques résistantes peut être observée. La DCO et la DBO_5 sont faibles durant cette phase.

Les sites d'enfouissement ont été classés en trois types de facteurs d'âge qui sont : âge jeune (moins de 5 ans), âge moyen (5 à 10 ans) et âge avancé (plus de 10 ans). Les caractéristiques du lixiviat selon les facteurs d'âge sont présentées au Tableau 2-1. À mesure que les sites d'enfouissement vieillissent, le pH et la concentration de l'azote ammoniacal du lixiviat augmentent, en revanche, les concentrations de DCO, DBO_5 , et le ratio de DBO_5/DCO et de métaux lourds diminuent (Dhamsaniya et al. 2022).

Tableau 2-1 Caractéristiques du lixiviat selon les facteurs d'âge

Paramètre	Unités	Caractéristiques du lixiviat selon l'âge			
		Jeune (< 5 ans)	Jeune (< 5 ans) au Canada	Moyen (5-10 ans)	Vieilli (> 10 ans)
DCO	mg/L	3000-60000 ^{1,2}	2000-14000 ³	3000-15000 ^{1,2}	100-4000 ^{1,2}
DBO ₅	mg/L	10000-25000 ²	100-10000 ³	1000-4000 ²	<1000 ²
BOD ₅ /DCO		0,5-1,0 ¹	0,05-0,7 ³	0,06-0,5 ¹	<0,1 ¹
Ammoniac	mg/L	<400 ^{1,2}	10-42 ³	n.d	>400 ^{1,2}
P _t	mg/L	5-100 ¹	n.d	n.d	5-10 ¹
Nitrate	mg/L	5-40 ¹	n.d	n.d	5-10 ¹
Métaux lourds	mg/L	>2,0 ¹	n.d	<0,2 ¹	<0,2 ¹
MES	mg/L	10000-25000 ¹	n.d	5000-10000 ¹	<1000 ¹
pH		4,5-7,5 ^{1,2}	5,8-6,6 ³	6,5-7,5 ^{1,2}	6,6-7,5 ^{1,2}
Biodégradabilité		Importante ^{1,2}	n.d	Moyenne ^{1,2}	Basse ^{1,2}

1 (Dhamsaniya et al., 2022)

2 (Ilmasari et al., 2022)

3 (Renou et al., 2008)

2.3 Contaminants d'intérêt émergent (CIÉ)

Les CIÉ comprennent les contaminants naturels et synthétiques, qui peuvent avoir des effets sur l'environnement ou la santé humaine et qui ne fait pas encore l'objet de critères spécifiques de rejet (Bothfeld 2021). Les CIÉ comprennent :

1. Les nouveaux composés ou molécules qui n'étaient pas connus auparavant ou qui sont apparus récemment dans la littérature scientifique (les contaminant émergents).
2. Les CIÉ qui étaient connus pour existent mais pour lesquels les problèmes de contamination de l'environnement n'ont pas été pleinement réalisés.
3. Problèmes émergents concernant les «anciens» contaminants. Les nouvelles informations révèlent leurs risques pour l'environnement et la santé humaine.

Les CIÉ trouvées dans le lixiviat comprennent, mais sans s'y limiter, les produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP), les gènes résistants aux antibiotiques (GRA), les sous-produits de désinfection, les polluants organiques persistants, les perturbateurs endocriniens, les microplastiques (MP), et les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) (Teng et Chen 2023, Coffin et al., 2023, Nika et al. 2020). L'omniprésence et les risques environnementaux potentiels des CIÉ a récemment provoqué une attention croissante. Tenant compte des variétés des DSM tels que les déchets alimentaires, les contenants en plastique, les matériaux d'emballage des produits et les médicaments ménagers non désirés ou exprimés, les LET sont considérés comme les dépositaires des CIÉ. Si le lixiviat n'est pas bien traité, les eaux réceptrices des effluents sont susceptibles d'être contaminées par les CIÉ et d'affecter la santé humaine et l'environnement (Ben Mordechay et al. 2022, Teng et Chen 2023).

D'une part, à cause des mécanismes tels que le cycle biochimique, la transmission de la chaîne alimentaire et l'exposition à l'air, les CIÉ peuvent migrer et se transformer à long terme. D'autre part, résultant de leur structure chimique complexe et de leur propriété hydrophile, certains CIÉ peuvent être transportés sur de longues distances. L'infiltration des CIÉ dérivés des LET peut également réduire la productivité du sol et les organismes du sol (Teng et Chen 2023, Propp et al. 2021, Morin-Crini et al. 2022, Huidobro-Lopez et al. 2022). Dans le cas où un traitement efficace n'est pas retenu pour le traitement des CIÉ dans le lixiviat, il y a la possibilité que les concentrations de ces contaminants soient augmentées dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Bien que certaines méthodes de traitement soit efficace pour réduire les concentrations de certains CIÉ, l'écotoxicité de ces contaminants n'est pas significativement influencée par ce traitement. De telle manière que même après avoir été traités par le processus d'osmose inverse, le 2-OH-benzothiazole, la nicotine et le bisphénol A, continuent de se retrouver dans l'effluent traité (Han et al. 2022, Nika et al. 2020, Teng et Chen 2023).

Une grande famille de CIÉ qui a récemment attiré l'attention des chercheurs est celle des PFAS. Elle regroupe environ 5000 composés contenant au moins un carbone fluoré. Les PFAS sont largement utilisés dans les produits manufacturés, commerciaux et de consommation. Étant donné que les PFAS ont tendance à se bioaccumuler dans les plantes, les animaux et les humains, ils causent des effets néfastes sur leur reproduction et leur développement. Les PFAS peuvent également causer une réponse immunitaire altérée et le cancer même en concentrations très faibles. Les LET ont reçu les déchets contaminés par des PFAS depuis des décennies ce qui a causé leur

accumulation et la contamination des lixiviats. Les méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées ne sont pas capables de dégrader efficacement les PFAS. La mise en place d'une réglementation environnementale limitant la quantité des PFAS dans les effluents dont le lixiviat de LET est devenu une priorité (Coffin et al., 2023, Dhore et Murthy 2021).

Il y également les autres polluants dans le lixiviat qui ne sont pas classifiés comme les CIE comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les composés phénoliques. Cependant, à cause de leurs effets néfastes sur l'environnement, ils devraient être focalisé dans les études de recherche.

Les technologies habituellement utilisées pour le traitement des CIE peuvent être classifiées dans trois groupes : les marais filtrants, les procédés biologiques intensifs et le traitement physico-chimique. Par exemple, les EE de 95 et 75 % des microplastiques (MP) ont été respectivement rapportées par la combinaison un bioréacteur à membranes + filtres biochars et les biofiltres (Teng et Chen 2023).

2.3.1 *p*-Crésol

Les composés phénoliques comprennent une classe de substances chimiques allant du phénol aux molécules polyphénoliques complexes, que l'on trouve couramment comme polluants dans les LET et les eaux usées industrielles. Ces composés sont utilisés depuis plus de 180 ans dans divers processus industriels, tels que pour le contrôle des odeurs lors du traitement des eaux usées (Stefanakis et Thullner 2016).

Les crésols sont un groupe de composés phénoliques. Ce sont des composés organiques aromatiques largement répandus dont les sources peuvent être naturelles et anthropiques. Le crésol (méthylphénol, C_7H_8O) se présente sous trois formes isomères comme illustré à la Figure 2-3:

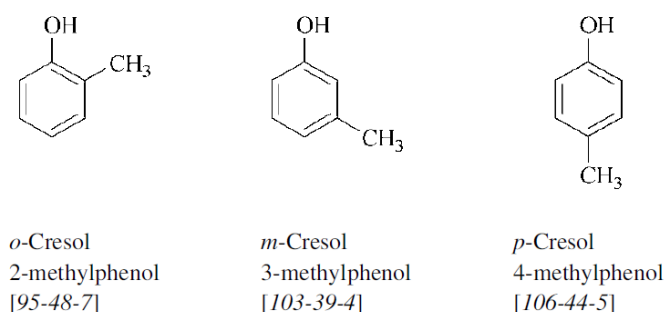


Figure 2-3 Isomères du crésol (Fiege, 2000)

Vu que le point de fusion des crésols est généralement proche de la température ambiante, ils se trouvent sous forme solide ou liquide. Les crésols ont une odeur caractéristique de celle d'autres phénols simples, rappelant certaines odeurs de "goudron de houille". La découverte du crésol dans l'urine de vache en 1851 et dans la créosote de goudron de houille en 1854 a été l'origine du mot crésol, dans lequel « créosote » et « phénol » sont combinés. Les crésols et dérivés de crésols (éthers et esters) sont largement répandus dans la nature. Ils sont formés sous forme de métabolites de divers micro-organismes et se retrouvent dans l'urine des mammifères. Les humains excrètent en moyenne 87 mg de *p*-crésol par jour dans l'urine (Fiege, 2000).

Le *p*-crésol est un des polluants toxiques majeurs couramment observés dans les effluents des eaux usées diverses y compris les lixiviats de LET, les eaux usées domestiques, agricoles, de raffineries de pétrole, de procédés de conversion et de cokéfaction du charbon, de l'industrie textile, des installations de traitement des pâtes et papiers, des résines polymères et des usines pharmaceutiques. De même, il est largement utilisé dans la production d'antioxydants, de produits résistants à la lumière, de colorants, de pigments et d'antiseptiques. Le *p*-crésol est aussi issu de la putréfaction et des eaux de lavage des déjections porcines. Le *p*-crésol est hautement toxique, potentiellement cancérigène et peut provoquer, même à faible concentration, des effets néfastes sur les systèmes nerveux et cardiovasculaire. Il peut causer des irritations et des brûlures de la peau et des yeux et affecter négativement les voies respiratoires, l'humeur et la santé mentale, le foie, les reins l'estomac et le cerveau. De plus, il résiste à la dégradation chimique et biologique dans l'environnement (Mahdavianpour et al., 2018, Shim et al., 2019, Surkatti et El-Naas 2014).

Le *p*-crésol a été classé comme un polluant du groupe C (cancérigènes humains possibles) et comme un polluant prioritaire par l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S.EPA, 1990). L'Organisation mondiale de la santé (WHO) recommande 0,001 mg/L comme la concentration acceptable du *p*-crésol dans l'eau potable (WHO 1963). Selon l'U.S.EPA, le niveau réglementaire du *p*-crésol dans les déchets dangereux provenant de sources non spécifiques et les lixiviats tel que déterminé par la procédure de lixiviation des caractéristiques de toxicité (TCLP) est de 200 ppm (Zhao et al., 2021). Par conséquent, il est important de réduire les concentrations du *p*-crésol à la limite acceptable avant de rejeter des eaux usées contaminées dans l'environnement (Surkatti et al., 2014).

2.4 Traitement du lixiviat

Les technologies utilisées pour le traitement de lixiviat se subdivisent en trois groupes (Dhamsaniya et al., 2022) : physico-chimique, biologique et les marais filtrants (MF) ou les filtres plantés (FP). Une comparaison entre les avantages et les inconvénients de ces technologies est démontrée au Tableau 2-2 (Nath et Debnath 2022, Teng et Chen 2023).

Tableau 2-2 Avantages et inconvénients des différentes technologies de traitement du lixiviat

Type de traitement	Avantages	Inconvénients
Physico-chimique	Haute efficacité pour le lixiviat vieilli	Coûts relativement élevés
	Haute efficacité pour le NH_4 et les composés réfractaires	Pollution secondaire
	Faible entretien	Efficacité inadéquate pour le lixiviat jeune
	Applicable pour les substances non-biodégradables et les métaux lourds	
Biologique	Opération facile	Besoins énergétiques élevés
	Écologique	Dépenses en capital élevées
	Haute efficacité pour le lixiviat jeune	Odeurs désagréables
		Génération des boues
Marais filtrants	Faisabilité économique	Grand besoin de terrain
	Respect de l'environnement	Colmatage des substrats
	Installation et entretien faciles	

Comme les MF sont séparément discutées au sous-chapitre 2.4.3, un résumé des efficacités d'enlèvement (EE) des technologies physico-chimiques et biologiques utilisées pour le traitement du lixiviat est présenté au Tableau 2-3.

Tableau 2-3 Efficacité d'enlèvement des technologies physico-chimiques et biologiques utilisées pour le traitement du lixiviat

Technologie		Âge du lixiviat	EE (%)			
			DCO	DBO ₅	N _t	NH ₄
Physico-chimique (1)	Adsorption	n.d	91 à 95	n.d	n.d	19 à 40
	Coagulation	n.d	54 à 69	n.d	n.d	n.d
	POA	n.d	48 à 91	n.d	n.d	n.d
Biologique aérobie (2)	BA	Vieilli	46 à 87	82	41	22 à 78
	BA	Moyen	91	94	n.d	100
	RBS	Vieilli	41 à 48	48 à 86	71	42 à 97
	RBS	Moyen	55	n.d	60	n.d
	MBR	Vieilli	51	92	35 à 90	37 à 98
	MBR	Jeune	79 à 96	99	n.d	97 à 99
	Lit bactérien	Vieilli	48	76	n.d	59
	Lit bactérien	Jeune	n.d	80 à 96	n.d	68 à 88
	CBR	Jeune	52	n.d	n.d	n.d
Biologique anaérobie (2)	DA	Vieilli	81 à 85	n.d	n.d	n.d
	DA	Moyen	71 à 92	n.d	n.d	n.d
	RBS An	Moyen	42 à 80	n.d	n.d	n.d
	RBS An	Jeune	83 à 90	n.d	n.d	16
	UASB	Vieilli	79	n.d	n.d	n.d
	UASB	Moyen	84	n.d	34	n.d
	UASB	Jeune	85 à 93	n.d	n.d	n.d

1 (Dhamsaniya et al., 2022)

2 (Ilmasari et al., 2022)

2.4.1 Traitement physico-chimique

Le traitement physico-chimique est un autre excellent moyen de traitement du lixiviat. Il comprend, entre autres, la coagulation-floculation, l'adsorption et les processus d'oxydation avancés (POA) (Dhamsaniya et al. 2022, Nath et Debnath 2022, Castrillón et al. 2010).

2.4.1.1 Coagulation- floculation

La coagulation est le processus de déstabilisation des particules colloïdales de façon à ce qu'à la suite de collisions de particules, la croissance des particules puisse se produire. La floculation est le processus pendant lequel la taille des particules augmente à la suite de collisions entre elles. Les coagulants typiques comprennent les polymères organiques naturels et synthétiques, les sels métalliques tels que l'alun ou le chlorure ferrique et les sels métalliques préhydrolysés tels que le chlorure de polyaluminium (PACI), le chlorure de polyfer (PICI) et le chlorure de polydiallyldiméthylammonium (polyDADMAC). Les floculants, particulièrement les polymères organiques, sont également utilisés pour améliorer les performances des filtres à médias granulaires et dans la déshydratation des biosolides digérés (M&EA, 2014).

La coagulation-floculation est la forme de traitement la plus ancienne, bien reconnue pour son enlèvement économique des colloïdes non décantables tels que les tensioactifs, les métaux lourds et les acides humiques (Nath et al., 2022). Ce procédé peut être utilisé pour enlever efficacement les matières organiques en suspension et les matières organiques naturelles. La coagulation peut également être très efficace pour l'enlèvement de la couleur et de la turbidité du lixiviat. L'EE de la DCO ou de la matière organique dans le traitement de coagulation dépendent fortement du pH du lixiviat et du dosage des coagulants. Le pH variable des eaux usées crée des difficultés dans le processus de liaison des particules en suspension et entraîne une moindre génération de boues. En outre, le coagulant utilisé pour le traitement peut également affecter les résultats du traitement. (Dhamsaniya et al., 2022). La coagulation-floculation a été principalement proposée comme méthode de prétraitement pour le lixiviat jeune ou comme technique de post-traitement pour le lixiviat vieilli (Castrillón et al. 2010).

2.4.1.2 Adsorption

Pendant de nombreuses années, le processus d'adsorption a été considéré comme le plus fiable pour le polissage des eaux usées traitées. Par cette méthode, les particules s'accumulent à la surface des

adsorbants via des liaisons physiques ou chimiques. La colonne de charbon actif granulaire (CAG) et l'échange de cations sont deux méthodes d'adsorption utilisées pour le traitement du lixiviat. Dans l'étude de la colonne de CAG, le lixiviat du LET passe par le haut de la colonne jusqu'au bas de la colonne. Le filtre à charbon présent dans la colonne adsorbe les contaminants et l'eau filtrée contient bien moins de substances organiques et non polaires (Dhamsaniya et al. 2022). L'adsorption des contaminants sur le charbon actif entraîne de bonnes réductions des niveaux de DCO et de couleur (Castrillón et al., 2010).

2.4.1.3 Processus d'oxydation avancés (POA)

Un autre groupe de techniques largement utilisées sont les processus d'oxydation avancés (POA). Cette méthode est utilisée afin d'oxyder les composés organiques dans le lixiviat par l'injection d'un agent oxydant tel que l'ozone, le peroxyde d'hydrogène, le procédé de Fenton ou la photocatalyse pour les convertir en produits non nocifs. Les POA sont coûteux, mais leur efficacité du traitement est élevée. Ils sont donc principalement utilisés en pré ou post-traitement (Nath et Debnath 2022, Dhamsaniya et al. 2022). Les POA peuvent être utilisés pour détruire les constituants traces qui ne peuvent pas être oxydés complètement par les oxydants conventionnels (M&EA, 2014).

2.4.2 Traitement biologique

La méthode biologique de traitement du lixiviat est subdivisée en modes de traitement aérobie et anaérobie.

2.4.2.1 Traitement aérobie

L'objectif du traitement aérobie est de transformer la matière organique biodégradable en boues et substances inoffensives par les micro-organismes. Le traitement aérobie est non seulement efficace pour dégrader les contaminants organiques, mais aussi facilite la nitrification pour l'enlèvement de l'ammoniaque. Les systèmes aérobies fréquemment utilisés pour le traitement du lixiviat sont les boues activées, le réacteur biologique séquentiel (RBS), le bioréacteur à membrane (MBR), les biodisques et le lit bactérien, qui seront développés dans les sections suivantes (Ilmasari et al. 2022, Nath et Debnath 2022).

2.4.2.1.1 Boues activées (BA)

Le procédé des boues activées est une technologie connue dans le domaine de traitement du lixiviat qui utilise une concentration élevée d'une population microbienne mixte, principalement des bactéries, des protozoaires et des champignons. La suspension de floccs également connue sous le nom de liqueur mixte est utilisée pour enlever les polluants organiques et azotés des eaux usées. Les boues se déposent dans le décanteur et le surnageant est rejeté comme effluent. Une partie des boues est recirculée dans le bassin d'aération pour maintenir la concentration souhaitée en microorganismes, tandis que les boues en excès sont envoyées vers le traitement des boues. L'étude de l'utilisation de cette méthode pour le traitement du lixiviat démontre qu'elle est efficace pour enlever la DCO, les MES, les nutriments, les métaux lourds et les composés phénoliques. Le procédé des boues activées facilite la nitrification. Au fait, les inconvénients de cette méthode qui restent des problèmes importants dans son application sont comme suit : une production importante de boues, une forte demande d'énergie pour l'aération, une demande coûteuse pour l'enlèvement des boues résiduelles et l'inhibition potentielle de la population microbienne dû à la forte concentration d'azote amoniacal (Ilmasari et al. 2022, Luo et al. 2020, Renou et al. 2008).

2.4.2.1.2 Réacteur biologique séquentiel (RBS)

Le RBS est l'un des nombreux types de procédés de boues activées. Les RBS ont été largement utilisés pour le traitement du lixiviat. Contrairement à un procédé des boues activées conventionnel qui implique l'utilisation de nombreux réservoirs, dans un RBS le processus complet de traitement des eaux usées est unifié dans un seul réservoir. Les concepts de « l'alimentation et le soutirage » sont utilisés dans le fonctionnement de RBS, qui comprennent les processus d'alimentation, de réaction, de décantation, de vidange et de repos. Pour convenir à une variété de scénarios opérationnels, la durée de chacun de ces processus peut être ajustée. L'enlèvement des fortes concentrations en polluants organiques et inorganiques, des nutriments et des solides en suspension est effectué dans un seul réservoir. De plus, il est possible de réaliser une nitrification et dénitrification simultanée. Lors du traitement du lixiviat, qui nécessite une bonne efficacité de traitement, la flexibilité et l'adaptabilité de RBS à diverses conditions sont particulièrement utiles. L'efficacité de RBS pour l'enlèvement des matières organiques, l'ammoniac, les métaux lourds et d'autres polluants tels que les composés phénoliques du lixiviat est rapportée dans de nombreuses études. Ainsi, le taux de charge organique (TCO), le pH, la durée du cycle et la température sont

les facteurs affectant la performance de RBS. Avec un RBS à échelle pilote, les performances optimales du RBS ont été observées dans la plage de 0,75 à 1,5 g DCO L⁻¹ d⁻¹, tout en maintenant l'EE de la DBO et de la DCO à 96 % et 92 %, respectivement. En plus, les EE de 99% de NH₄ et > 90% de N_t ont été constatées (Ilmasari et al., 2022).

2.4.2.1.3 Bioréacteur à membranes

Dans un bioréacteur à membranes (MBR), un bioréacteur rempli de boues activées est fusionné avec un module membranaire qui permet à l'effluent traité d'être séparé des particules en suspension, remplaçant ainsi la fonction d'un décanteur. Les membranes fréquemment utilisées sont les membranes de microfiltration (MF) ou d'ultrafiltration (UF). Certaines études ont révélé que le MBR était capable d'éliminer la DBO, la DCO et l'ammoniac jusqu'à 99 %. Les MBR se sont également révélés efficaces pour l'enlèvement des micropolluants du lixiviat. Deux des facteurs clés affectant les performances du MBR sont le temps de rétention hydraulique (TRH) et le temps de rétention des boues (TRB) (Ilmasari et al. 2022).

2.4.2.1.4 Biodisque

Le biodisque est un système à film fixe qui utilise des disques circulaires en polyéthylène ou en PVC. Les disques sont montés sur un arbre qui tourne lentement dans un réservoir. Le réservoir est continuellement exposé aux eaux usées et à l'air. Le biofilm se développe sur la surface des disques. La rotation permet au biofilm de dégrader les polluants des eaux usées et de consommer l'oxygène de l'air pour maintenir la condition aérobie. Les lixiviats avec les concentrations variables des composés organiques peuvent être traités par cette méthode. Cependant, il n'est pas adapté au traitement des lixiviats fortement concentrés, puisque le dépôt de biomasse bloque les biofilms. Le CBR a été utilisé avec succès pour l'enlèvement de NH₄ avec les EE de 95 à 100% (Ilmasari et al., 2022).

2.4.2.1.5 Lit bactérien

Le lit bactérien est un procédé de biofilm non submergé. La présence d'un bras distributeur rotatif automoteur ou mécanique est la caractéristique la plus distinctive des lits bactériens. Le bras rotatif distribue des eaux usées au-dessus d'un réacteur rempli de média naturel ou synthétique sur lequel le biofilm se développe. Les filtres biologiques ne sont pas idéaux pour traiter le lixiviat jeune avec de fortes concentrations en matière organique, à cause de blocage résultant de la croissance

excessive de biomasse. Cependant, cette méthode est proposée pour le traitement du lixiviat dilué. Une étude à échelle laboratoire a démontré des EE de 76 à 90 %, 81 à 96 % et 15 à 68 %, pour la DCO, la DBO₅ et NH₄, respectivement. Une autre étude a démontré que le traitement du lixiviat vieilli par cette méthode atteint les EE de 48 %, 76 %, 59 % et 73 % pour la DCO, la DBO₅, NH₄ et MES, respectivement (Ilmasari et al., 2022).

2.4.2.2 Traitement anaérobie

En conditions anaérobies, un consortium des micro-organismes transforme les matières organiques en gaz, principalement du CO₂ et du CH₄. En général, les étapes principales de la réaction biochimique anaérobie sont l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. Entre autres, la faible production de boues, la faible stabilisation des matières organiques et le potentiel élevé de production de biogaz sont les avantages de cette méthode. Le traitement anaérobie est couramment utilisé pour traiter les eaux usées hautement concentrées, y compris le lixiviat. La production de biogaz tels que le méthane fait le traitement anaérobie, une alternative durable pour l'industrie du traitement des eaux usées. Les technologies comme le digesteur anaérobie (DA), le RBS anaérobie et l'UASB font partie du traitement anaérobie qui sont couramment utilisés pour le traitement du lixiviat (Ilmasari et al., 2022). Au fait, les milieux anaérobies facilitent le procédé de dénitrification (M&EA, 2014).

2.4.2.2.1 Digestion anaérobie (DA)

Le traitement de digestion anaérobie (DA) est constitué de plusieurs processus de décomposition des matières organiques biodégradables. En absence d'oxygène et en utilisant les microorganismes différents, ces processus sont réalisés sous conditions contrôlées. Les EE de 55 à 94 % la DCO ont été rapportées pour le lixiviat avec l'utilisation de la DA. Néanmoins, puisque la présence de l'ammoniac et la salinité limite le processus d'hydrolyse et provoque une instabilité des performances de la DA, ces composés sont considérés comme des inhibiteurs de la DA. L'application de la DA pour l'enlèvement des métaux lourds démontre qu'une grande variété de ces contaminants peuvent être efficacement enlevée avec les EE allant de 88 à 99 %. Néanmoins, cette méthode n'est pas vraiment efficace pour l'enlèvement de l'ammoniac (Ilmasari et al., 2022).

2.4.2.2.2 RBS anaérobie (RBS An)

Le procédé de RBS anaérobie est très similaire à celui de RBS aérobie, sauf que le réservoir du réacteur est recouvert au sommet et qu'il n'y a pas d'injection d'air. Pour obtenir un bon mélange, au lieu d'appliquer une aération pendant le cycle de réaction, un mélangeur est installé. Entre autres, un meilleur contrôle de la qualité des effluents, la possibilité d'un contrôle idéal du processus et la rétention élevée des solides sont les avantages de RBS anaérobie par rapport au RBS aérobie. Parmi certains paramètres clés, le TRH et la concentration de la DCO à l'affluent sont considérés comme les déterminants les plus importants influençant les performances de RBS anaérobie. En utilisant le TRH optimal de 6 jours avec une concentration de DCO de 16 000 mg/L, l'EE de 90 % de la DCO est atteint (Ilmasari et al., 2022).

2.4.2.2.3 UASB

Le réacteur anaérobie à boues granulaires à écoulement ascendant (*upflow anaerobic sludge blanket*; UASB) est un réacteur vertical avec une séparation triphasique (liquide-gaz-solide) en haut et des boues granulaires concentrées en bas. L'exploitation du réacteur UASB est essentiellement centrée sur son lit de boues, à travers lequel les eaux usées sont entraînées verticalement vers le haut. Le réacteur UASB est capable de réaliser une réaction anaérobie avec une efficacité de traitement plus élevée et un TRH inférieur par rapport à d'autres traitements anaérobies pour les eaux usées fortement concentrées. Le réacteur UASB a démontré une excellente efficacité pour le traitement du lixiviat, atteignant une EE pour la DCO > 90 % et une productivité de biogaz dans les conditions de TRH courtes. L'enlèvement inefficace de l'ammoniaque est considéré comme l'inconvénient principal de cette méthode (Ilmasari et al., 2022).

2.4.3 Marais filtrants et les filtres plantés

En contraste avec les autres méthodes de traitement du lixiviat, les marais filtrants (MF) peuvent être considérés comme les solutions plus durables et respectueuses de l'environnement. Les processus de traitement naturel qui ont lieu dans les marais naturels ont été imités afin de concevoir et construire les marais filtrants. Une grande variété d'eaux usées a été traitée par marais filtrants, y compris celles issues du drainage minier, du ruissellement des eaux pluviales, des eaux usées domestiques, des effluents industriels, du drainage agricole, ainsi que du lixiviat. Les études sur le

traitement du lixiviat par les MF démontrent les EE élevées : soit de 60 – 80 % de la DBO₅, 45 – 60 % de la DCO, 5 – 65 % du P_t, 5 – 65 % du o-PO₄, 65 – 70 % de NH₄, 10 – 65 % de NTK, 70 – 80 % de N_t et 50 – 70 % des MES (Bakhshoodeh et al. 2020).

Avec l'émission de normes de rejet de plus en plus strictes, les systèmes passifs de marais filtrant ont besoin d'améliorer leurs fonctions pour atteindre les exigences de rejet. Les marais filtrants aérés (ou filtres plantés aérés) sont des MF saturés qui ont un système d'aération intégré. Par conséquent, les MF aérées peuvent atteindre des EE des contaminants bien au-delà des EE qui peuvent être atteints dans les MF conventionnels. Dans un milieu aérobie et avec une faible empreinte au sol du système, les filtres plantés aérobies offrent une efficacité de traitement élevée (Nivala et al., 2020).

Les MF peuvent être classés en fonction de la présence ou de l'absence d'eau à la surface (écoulement libre, surfacique ou écoulement sous surfacique) ou de la direction de l'écoulement (vertical ou horizontal). Les bassins peu profonds (généralement de 5 à 40 cm) plantés de macrophytes constituent les MF à écoulement libre surfacique. La colonne d'eau et la couche de litière en décomposition au fond jouent les rôles principaux pour réaliser le traitement dans ce type des MF. Les MF à l'écoulement horizontal et vertical sont les deux types des MF à l'écoulement sous-surfacique. L'alimentation en continu en eaux usées dans les MF à écoulement horizontal provoque la formation de zones anoxies et des zones aérobies à proximité des racines. Vu que l'alimentation des MF à l'écoulement vertical est effectuée par intermittence, une fois que le lit est vide après la percolation de l'eau au fond, l'oxygène peut être diffusé dans le lit de filtration. Donc, le taux de transfert d'oxygène (OTR) est plus élevé et en comparant avec les MF à écoulement horizontal, la nitrification est effectuée plus efficacement. En contraste, la nature anoxie des MF à écoulement horizontal offre les conditions appropriées pour la dénitrification. La possibilité de colmatage et les coûts d'investissement, d'exploitation et d'entretien plus élevés sont considérés comme les inconvénients des MF à écoulement vertical. En raison d'absence d'eau de surface, les MF à l'écoulement sous-surfacique sont mieux adaptés au climat nordique. Ils nécessitent généralement moins de terrain que les MF à l'écoulement surfacique. Afin d'optimiser la performance des MF, différents systèmes hybrides de MF à écoulement horizontal et vertical sont conçus qui démontrent les EE plus élevées pour l'azote total, grâce à la combinaison des zones anoxie et aérobie. Cependant, elles nécessitent généralement plus d'espace et sont plus coûteuses

à construire (Bakhshoodeh et al., 2020, Nivala et al., 2007). Un résumé des EE des différents types des MF appliqués pour le traitement du lixiviat et des eaux usées est présenté au Tableau 2-4.

Tableau 2-4 EE (%) des contaminants dans les différents types des MF

Type de MF	DCO	DBO ₅	P _t	o-PO ₄	NH ₄	NTK	N _t	MES
Horizontal (1)	59 ± 22	80 ± 13	63 ± 23	68 ± 28	67	45	72	69 ± 17
Vertical (1)	72 ± 28	72 ± 28	46 ± 35	62 ± 26	67	64	88	55 ± 20
Hybride (1)	56 ± 23	72 ± 28	-6 ± 4	5 ± 2	69	65	67	52 ± 29
Surfacique (1)	45 ± 36	81 ± 17	-5 ± 3	-1,6 ± 0,7	70	11	81	59 ± 36
Horizontale aérée (2)	n.d	99	n.d	n.d	99	n.d	70	99
Verticale aérée (2)	n.d	99	n.d	n.d	99	n.d	40	99

1 (Bakhshoodeh et al., 2020)

2 (Nivala et al., 2019)

Le traitement des eaux usées dans les MF est effectué par les mécanismes physiques comme la sédimentation et la filtration, chimiques comme la précipitation et l'adsorption, ainsi que biologiques comme la dégradation microbienne (Bakhshoodeh et al., 2020). Un sommaire des mécanismes d'enlèvement des contaminants des eaux usées dans les MF est démontré à la Figure 2-4.

 Matières en suspension : • Sédimentation • Filtration Matière organique : • Sédimentation • Filtration • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes	 Nutriments : <u>Azote</u> • Volatilisation • Ammonification • Adsorption • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes • Nitrification/dénitrification • Annamox <u>Phosphore</u> • Précipitation • Adsorption • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes	 Métaux : • Sédimentation • Filtration • (Co-)Précipitation • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes	 Pathogènes : • Sédimentation • Filtration Polluants réfractaires : • Adsorption • Biodégradation aérobie
---	---	---	--

Figure 2-4 Mécanismes d'enlèvement des contaminants des eaux usées dans les MF (Shively, 2022)

Les principales voies d'enlèvement des matières organiques par les MF sont la sédimentation et la filtration des matières organiques colloïdales, et la décomposition biologique par les micro-organismes dans les conditions aérobies, facultatives et anaérobies. En d'autres termes, les contaminants organiques peuvent être absorbés par les particules en mouvement, puis les micro-organismes décomposent les particules déposées. La fermentation et respiration aérobie/anaérobie, la minéralisation comme source d'énergie ou l'assimilation à la biomasse participent pour la décomposition des molécules organiques. Un autre mécanisme dans l'enlèvement microbien de certains contaminants organiques est la volatilisation (Bakhshoodeh et al., 2020).

Les principales voies d'enlèvement de l'azote par les MF sont la volatilisation par les MF surfaciques, la nitrification en conditions aérobies, l'adsorption, l'absorption par les plantes et autres organismes vivants, et le processus anammox en conditions anaérobies. Au fait, une augmentation de la concentration d'ammoniac peut être constatée par l'ammonification des matières organiques contenant de l'azote. Par ailleurs, la dénitrification effectuée en conditions anoxies et l'absorption par les plantes participent à l'enlèvement du nitrate. Cependant, il est important de garder à l'esprit que si les plantes ne sont pas récoltées et retirées du système, l'azote revient dans le système pendant la décomposition des plantes et l'absorption par les plantes en tant que mécanisme d'enlèvement d'azote n'est pas efficace. Comme déjà mentionné, les MF à écoulement vertical ont démontré une efficacité plus élevée pour la nitrification bien qu'une dénitrification plus élevée soit constatée dans les MF à écoulement horizontal. (Bakhshoodeh et al., 2020).

Les principales voies d'enlèvement du phosphore par les MF sont les processus chimiques ou physico-chimiques de sorption et précipitation par Al, Fe, Ca et Mg. L'absorption du phosphore par le microbiote n'est que temporaire et l'absorption par les macrophytes ne peut être considérée comme un mécanisme d'enlèvement qu'en cas de récolte de macrophytes; alors l'enlèvement biologique est très faible. Dans le cas où les macrophytes ne sont pas récoltés, lors de la décomposition de la biomasse, le phosphore est relâché dans l'eau et seule une petite quantité de phosphore n'est pas relâchée et devient récalcitrante. Le phosphore particulaire peut également être enlevé par filtration par les médias dans les MF horizontaux et verticaux ou par sédimentation dans les MF surfaciques. Tenant compte de la capacité limitée des médias qui peuvent être saturés de phosphore adsorbé ou filtré, les mécanismes de sorption et d'enlèvement du phosphore par filtration ne sont pas considérés efficaces (Bakhshoodeh et al., 2020).

Concernant les matières en suspension, l'enlèvement par tous les types des MF est généralement très efficace. Le mécanisme d'enlèvement dans les MF à écoulement sous-surfacique, est la filtration lorsque l'eau passe à travers le média poreux et pour les MF à écoulement surfacique, la filtration par la végétation dense ainsi que la décantation sont les voies principales d'enlèvement des MES (Bakhshoodeh et al., 2020).

2.4.3.1 Choix des plantes pour les marais filtrants

La plantation du saule utilisée pour le traitement du lixiviat vieilli a achevé les EE de > 90 % pour la DBO₅, des MES, du NH₄, et des composés phénoliques et 40 % du zinc (Barbeau, 2018). Les *Sporobolus michauxianus* (spartines) et les *Salix miyabeana* 'SX67' (saules) sont connus comme les espèces tolérantes pour le traitement du lixiviat jeune. Ces espèces ont de grands taux d'évapotranspiration qui participe à diminuer la quantité d'effluent traitée par les marais filtrants. La présence de ces plantes assiste à préparer un milieu favorable pour la croissance de la biomasse bactérienne (Frédette 2019; Shively 2022).

2.5 Prétraitement du lixiviat

Le fer peut être trouvé en concentration pouvant atteindre 5500 mg/L dans le lixiviat (Kjeldse et al., 2002). Des concentrations importantes de fer ferreux réduit (Fe^{2+}) peuvent être présentes dans le lixiviat. Lorsqu'il est exposé aux conditions aérobies prévues pour la nitrification, le Fe^{2+} est oxydé en Fe^{3+} et précipite sous forme d'hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ causant un risque de colmatage des médias dans les MF à écoulement sous-surfacique utilisés pour la nitrification (Langergraber et al. 2019). Une diminution de la performance du traitement a été rapportée à cause de l'accumulation de précipités de fer à la surface du gravier et dans des tubes d'aération dans des lits de MF. Il peut donc être nécessaire d'intégrer une unité de prétraitement pour enlever du fer (Nivala et al., 2007).

Un des procédés utilisés pour le prétraitement du fer du lixiviat est le réacteur UASB (2.4.2.2.3). Le mécanisme d'enlèvement est basé sur la transformation du SO_4 en H_2S par les bactéries sulfato-réductrices. Ensuite par la réaction du fer dissous avec le H_2S , du FeS est produit. En raison de la nature particulière de FeS , il est sédimenté et enlevé du lixiviat. L'UASB étudié par (Török, 2021) démontre une EE de 49 ± 8 % pour l'enlèvement du fer dans le lixiviat jeune. Les résultats de cette

étude indiquent une production de 160 mL CH₄/g de DCO enlevée, une concentration en CH₄ de 77 % dans le produit biogaz et un enlèvement de 32 ± 5 % de la DCO.

2.6 Filtres préanoxies

Les processus de nitrification-dénitrification sont ceux qui sont les plus fréquemment utilisés pour l'enlèvement de l'azote des eaux usées. La nitrification fait référence au processus biologique aérobie en deux étapes dans lequel l'ammoniaque (NH₄) est d'abord oxydé en nitrite (NO₂) puis en nitrate (NO₃) par des bactéries autotrophes. En revanche, la dénitrification fait référence au processus biologique anoxie dans lequel le nitrite et le nitrate servent comme accepteurs d'électrons à la place de l'oxygène pour des bactéries hétérotrophes et sont réduits en azote gazeux (N₂). Si le procédé de dénitrification n'a pas lieu complètement, il y a la possibilité de l'émission du protoxyde d'azote (N₂O) qui est un puissant gaz à effet de serre. Puisque la nitrification a lieu en milieu aérobie, elle peut être accomplie dans le même processus conçu pour l'enlèvement de la DBO₅. Cependant, la dénitrification doit être effectuée en milieu anoxie en absence d'oxygène et en présence du carbone organique biodégradable et de nitrates. Basés sur la localisation des bassins anoxies en aval ou en amont du bassin d'aération, ils sont classifiés en dénitrification préanoxie ou postanoxie. Le procédé le plus couramment utilisé pour l'enlèvement biologique de l'azote dans le traitement des eaux usées municipales est la dénitrification préanoxie. Le nitrate produit dans le bassin d'aération est recyclé vers le bassin anoxie qui est localisé en amont. Dans les bassins postanoxies qui se trouvent en aval des bassins d'aération, l'enlèvement de la DBO₅ se produit avant la dénitrification. Généralement, la quantité nécessaire du carbone organique n'est pas disponible pour entraîner la réaction de réduction des nitrates dans le procédé de dénitrification postanoxie. Dans ce cas-là, une source de carbone telle que le méthanol ou l'acétate devrait être ajoutée au procédé postanoxie pour fournir une DBO suffisante pour le nitrate. Une concentration en oxygène dissous de 0,2 mg/L et plus a été rapportée comme inhibant la dénitrification en réprimant l'enzyme de réduction des nitrates (M&EA, 2014).

2.7 Traitement des CIE par les marais filtrants

Le traitement des CIE par les MF constitue un sujet central de ce mémoire. Les MF d'une part sont capables de traiter et de dégrader les contaminants par l'action combinée des plantes et des microorganismes dans l'environnement aquatique. Par ailleurs, leur complexité mécanique, coûts de maintenance et besoins énergétiques sont moindres par rapport aux autres méthodes de

traitement biologique. Ces avantages en font une technologie de choix pour le traitement des eaux usées (Chen et al. 2020, Teng et Chen 2023). Selon Taylor et al. (2020), les MF ont un potentiel important pour l'enlèvement des CIE provenant du lixiviat, car les plantes dans les marais sont capables de rapidement capturer et stabiliser les CIE et ensuite les dégrader par le métabolisme du biofilm des racines des plantes.

Les études récentes démontrent les EE très élevées des CIE par les MF. D'après 39 études faites sur l'enlèvement des antibiotiques et les GRA où 106 systèmes de traitement des eaux usées ont été examinés, les MF et surtout ceux à l'écoulement vertical, ont atteint des EE de plus de 90 % avec une valeur moyenne de 80 %. Par ailleurs, les EE de 88 à 98 % et 97 % par les MF ont été rapportées respectivement pour les microplastiques et nanoplastiques. Une EE totale de 70 % des PPSP par les MF a été observée dans une étude où une combinaison des processus réalisés par des substrats, des plantes et des microorganismes avait été appliquée (Teng et Chen 2023).

2.7.1 Traitement des composés phénoliques et du *p*-crésol par les MF

Les études réalisées sur le traitement des composés phénoliques par les MF ont confirmé une bonne EE d'une série de différents composés phénoliques des eaux usées, par les MF mêmes en concentrations élevées. Les technologies d'enlèvement des composés phénoliques comme les procédés d'oxydation avancés, l'oxydation électrochimique à l'aide de Ti/PbO₂, le procédé Fenton, l'oxydation au peroxyde d'hydrogène, l'adsorption sur divers matériaux, les séparations membranaires, et les réacteurs UASB optimisés ont été rapportées dans la littérature (Stefanakis et al., 2016, Saratale et al. 2015). Bien que la plupart de ces technologies soient généralement efficaces pour l'enlèvement des composés phénoliques, il pourrait y avoir certains inconvénients tels que des coûts d'investissement et d'exploitation élevés, une consommation énergétique élevée, une demande accrue d'exploitation et de maintenance, une complexité mécanique et l'utilisation de produits chimiques. Ces problèmes sont souvent des obstacles à la mise en œuvre de ces solutions technologiques, en particulier dans les petites installations. En conséquence, la technologie alternative de traitement des eaux contenant des composés phénoliques par les MF attire de plus en plus l'attention dans la littérature et l'industrie (Teng et Chen 2023, Stefanakis 2016).

Un résumé des études menées pour traiter des eaux usées contenant divers composés phénoliques par les MF est tiré de (Stefanakis et al., 2016) et est présenté au Tableau 2-5.

Tableau 2-5 Études sur traitement des composés phénoliques par les MF (Stefanakis et al., 2016)

Type d'écoulement	Débit (m ³ /d)	TRH (d)	Composé phénolique	Concentration initiale (mg/L)	EE (%)
Horizontal/Libre	5 à 100 000	1 à 2	Phénols totaux	≤ 80	≤ 94
Horizontal	145 à 164	<1	Phénols totaux	0,1	100
Horizontal	0,024	3	Phénols totaux	1500	83
Horizontal	n.d	3 à 5	Phénols totaux	0,5	73 à 77
Vertical	0,1	n.d	Phénols totaux	6	
Horizontal	0,002	20 à 40	Phénols totaux	3	> 95
Vertical	0,051	3	Phénols totaux	n.d	
Vertical	0,013	n.d	Phénols totaux	2800	70
Libre	3,15	5	Phénols totaux	1000	74
Horizontal	0,02	12	Phénols totaux	30	58 à 72
Horizontal	0,023 à 0,056	2 à 7	Phénols totaux	≤ 65	≤ 80
Vertical	3,6	1	Phénols totaux	5	70 à 82
Libre	n.d	60	Phénols totaux.	4800	86
Libre	n.d	5 à 7	Phénol	≤ 380	98 à 100
Horizontal	0,04 à 0,06	7	Phénol	300 et 500	100 et ≤ 90
Mésocosme	n.d	n.d	Phénol	100	100
Vertical	0,005	3	Phénol	20	73 à 90
Horizontal	0,25 à 0,5	5 à 10	Phénol, <i>m</i> -crésol	15 et 2	> 99
Horizontal	0,096	1,2	<i>p</i> -Crésol	0,375	83
Vertical	240	5	Dinitrophénol, trinitrophénol	2 et 30	> 99
Libre	n.d	7	Tannins et lignine	1000	31 et 44
Horizontal	n.d	5 à 10	Tannins	47	46 à 78
Horizontal	0,028	3,5	Bisphénol A	0,0015	99
Horizontal	3,5	1,8	Bisphénol A, nonylphénol	0,009 et 2	52 et 73
PFBR	0,002	5	Diméthylphénols	40	98
Horizontal	0,067	5,9	Chlorophénoliques	0,04	90

Un intérêt croissant pour les MF à écoulement vertical est sensible depuis l'année 2012. Ces MF sont dominés par les zones aérobies qui fonctionnent bien pour l'enlèvement des composés phénoliques. Le Tableau 2-5 illustre que l'enlèvement d'une grande variété des composés phénoliques y compris le *p*-crésol avec les concentrations différentes a été testé par les MF. Les études rapportées dans littérature démontrent que les MF sont capables de dégrader efficacement les composés phénoliques. Des EE élevées des composés phénoliques totaux ainsi que des composés phénoliques spécifiques testés dans les eaux usées d'origine différente sont signalées, même s'ils sont appliqués en concentrations de 1000 mg/L et plus.

2.7.2 Mécanismes d'enlèvement des composés phénoliques par les MF

Les mécanismes biotiques et abiotiques, tels que la biodégradation, l'absorption par les plantes, l'adsorption et la volatilisation sont les paramètres affectant les processus de transformation - enlèvement du phénol dans les MF selon les conditions environnementales. La biodégradation microbienne des composés phénoliques semble être la principale voie de dégradation (Stefanakis et Thullner 2016, Imfeld et al. 2009).

1. Biodégradation : La biodégradation des composés phénoliques se produit en conditions aérobies ou anaérobies. En conditions aérobies, les micro-organismes utilisent l'oxygène disponible comme accepteur d'électrons. La dégradation des composés phénoliques est effectuée par l'activité de divers micro-organismes tels que les bactéries, les champignons et les actinomycètes, qui utilisent les composés phénoliques comme source de carbone et d'énergie. La dégradation anaérobie du phénol a lieu en conditions méthanogènes, réductrices de nitrate, réductrices de sulfate et réductrices de fer. En conditions anaérobie, au lieu de l'oxygène, d'autres constituants (par exemple, le nitrate) servent d'accepteurs d'électrons. Vu que dans les MF à écoulement sous-surfacique, la biomasse bactérienne est plus dense comparé aux lits à écoulement surfacique, l'EE de ces systèmes est plus élevée. La biodégradation aérobie est le mécanisme principal d'enlèvement des composés phénoliques, en particulier dans les MF à écoulement vertical qui sont dominés par les conditions aérobies (Stefanakis et Thullner 2016).
2. Absorption par les plantes : Par les mécanismes de phytodégradation, phytostabilisation et phytoaccumulation, les composés phénoliques, ainsi que d'autres polluants organiques, peuvent être absorbés par les racines des plantes des MF (Stefanakis et Thullner 2016).

Généralement, l'absorption par les plantes se produit pour les composés dont le $\log K_{ow}$ est dans la gamme de 1 à 4. Étant donné que $\log K_{ow} = 1,46$ pour le phénol et que c'est considéré comme un composé modérément lipophile, il est fort probable que l'absorption par les plantes se produise (Rossmann et al. 2012, Stefanakis et Thullner 2016). La voie exacte et l'étendue de l'absorption par les plantes ne sont pas encore complètement claires. La quantité de composés phénoliques que les plantes peuvent absorber dans les MF semble relativement faible (Stefanakis et Thullner 2016). La croissance et le taux de transpiration de certaines espèces végétales tels que *Juncus effusus* peuvent être affectés par les concentrations élevées du phénol, en revanche d'autres espèces telles que les saules (par exemple, *Salix viminalis*) sont plus tolérantes (Schultze-Nobre et al., 2017). En général, la toxicité du phénol n'affecte pas trop les espèces végétales couramment utilisées dans les MF (Kurzbaum et al. 2010). Le rôle majeur des plantes et de leur système racinaire est de faciliter la dégradation microbienne (Stefanakis et Thullner 2016).

3. Adsorption : L'adsorption est principalement contrôlée par les caractéristiques du média filtrant. L'autre rôle essentiel dans l'enlèvement des composés phénoliques est la sorption sur les particules des matières organiques et les particules d'argile, ainsi que sur les racines des plantes. La compétition entre les composés phénoliques et tous les métaux lourds pour les sites d'adsorption sur les particules d'acide humique ou d'argile pourrait également être antagoniste. L'adsorption est un processus fini qui dépend de la capacité de sorption du média utilisé, comme pour les autres contaminants conventionnels (principalement le phosphore). Évidemment, en raison de la plus grande disponibilité de sites de sorption sur les particules du média filtrant, l'adsorption est plus intense et plus rapide pendant la première phase d'exploitation d'un système des MF; ce qui rend ce processus progressivement limité dans le temps (Stefanakis et Thullner 2016, Rossmann et al. 2012, Welz et al. 2012).
4. Volatilisation : Les composés tels que le phénol sont modérément volatils. La phytovolatilisation semble négligeable pour les composés phénoliques. En raison du taux de diffusion limité du composé dans la zone non saturée et du transfert de masse limité, la volatilisation directe est limitée dans les systèmes à écoulement souterrain à moins qu'ils soient aérés. En revanche, étant donné qu'il y a un contact direct de la surface de l'eau avec

l'atmosphère dans les lits de surface, la volatilisation peut être plus intense dans ces systèmes (Stefanakis et Thullner 2016, Imfeld et al. 2009, Baeder-Bederski-Anteda 2003).

2.8 Traitement du lixiviat au Québec

Selon (RECYC-QUÉBEC, 2018), la quantité des matières résiduelles éliminées dans les 39 LET au Québec a été 4,73 millions tonnes en 2018. Actuellement, les réglementations provinciales exigent que les paramètres de DBO₅, MES, NH₄, composés phénoliques, Zn, coliformes fécaux et pH respectent les critères de rejet. La norme de rejet appliquée pour les paramètres mentionnés par (Gouvernement du Québec, 2022) est résumée au Tableau 2-6 .

Tableau 2-6 Normes de rejet du lixiviat au Québec

Paramètre	Unité	Valeurs limites	Valeurs limites moy. mens.
NH ₄	mg/L	25	10
Coliformes fécaux	U.F.C./100 mL	1000	
Composés phénoliques	mg/L	0,085	0,030
DBO ₅	mg/L	150	65
MES	mg/L	90	35
Zn	mg/L	0,17	0,07
pH		6,0 < pH < 9,5	

Considérant l'importance de la qualité de l'eau rejetée sur l'environnement, il y a de fortes chances que des exigences plus strictes soient imposées ou que d'autres paramètres qui ne sont pas encore réglementés, soient ajoutés aux normes. L'un des paramètres préoccupants qui n'est pas encore réglementé est l'azote total. Actuellement, à la suite des discussions entre le LET de Waste management et le ministère de l'Environnement et de la lutte contre le changement climatique (MELCC), une valeur de limite de 10 mg NO_x-N/L a été initialement proposée, et une valeur entre 40 et 50 mg NO_x-N/L a été considérée comme une cible à viser (Shively 2022).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Lieu d'enfouissement technique (LET) de Waste Management

Le LET de Waste Management (WM) est localisé à Sainte-Sophie au nord de Montréal à la proximité des villes de Mirabel et de Saint-Jérôme (Figure 3-1). Le lixiviat utilisé pour le projet PVX a été échantillonné à ce LET 18 fois durant l'année 2021.

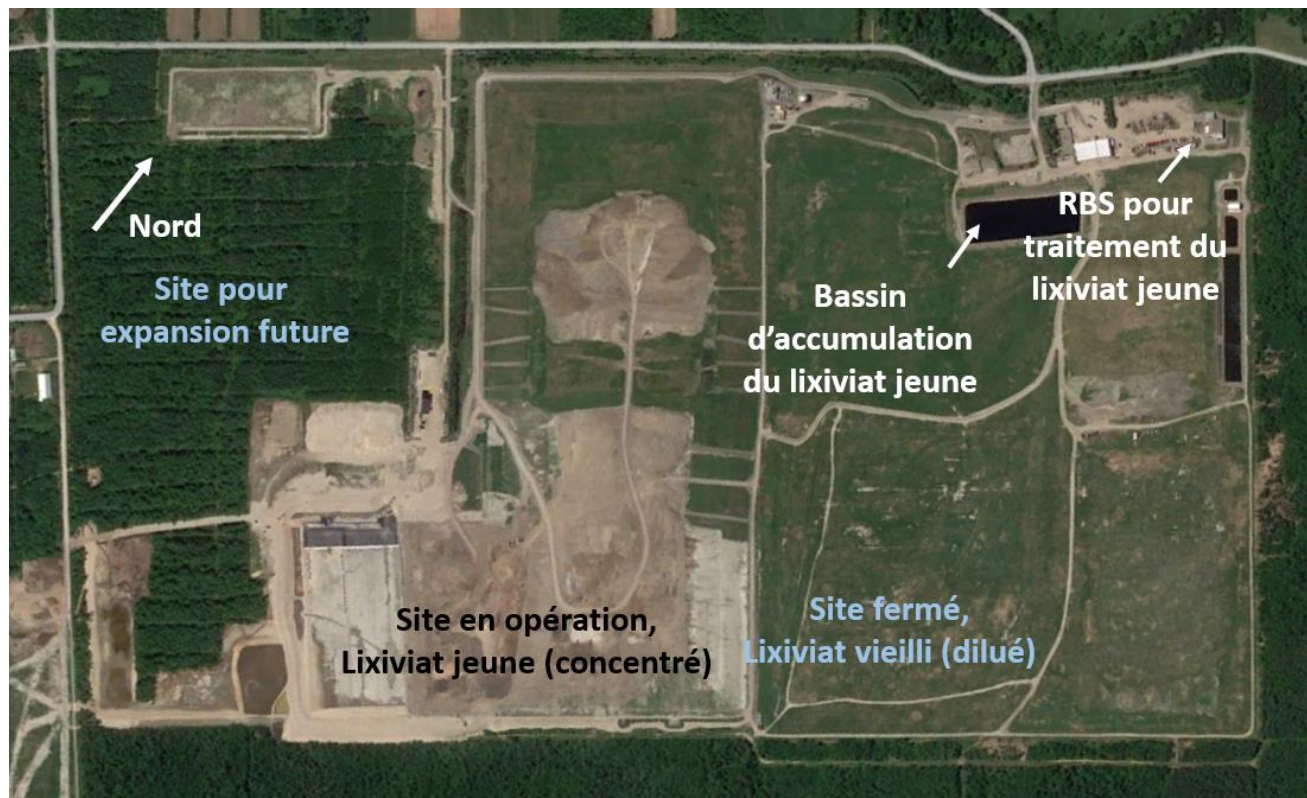


Figure 3-1 Vue aérienne du LET de WM à Sainte-Sophie, Québec. (Google Maps, 2022)

Ayant un site en opération et un site fermé, le LET de WM produit deux types de lixiviat. Le lixiviat provenant du site en opération ou le lixiviat jeune possède des concentrations élevées en matières organiques, nutriments et métaux, tandis que le lixiviat provenant du site fermé produit un lixiviat vieilli qui est beaucoup moins concentré. Le bassin d'accumulation du lixiviat jeune ayant un TRH de 30 à 40 jours (Shively, 2022) sert à stabiliser les caractéristiques du lixiviat. En aval du bassin d'accumulation se trouve un procédé de traitement par RBS pour traiter le lixiviat jeune. En été, l'étang aéré ou, depuis récemment, une plantation expérimentale de saule sont utilisés pour traiter le lixiviat vieilli. Cependant, en hiver, les deux types de lixiviat produit soit un mélange de 30 % de lixiviat vieilli et 70 % de lixiviat jeune sont traités par un RBS (Török, 2021). Le lixiviat utilisé

dans ce projet était le mélange de lixiviat vieilli et jeune comme décrit au-dessus, mais est appelé lixiviat jeune (Shively, 2022).

L'échantillonnage du lixiviat a été effectué aux 14 jours en utilisant un camion dont la capacité était de 600 kg. Pour le volume à échantillonner, il a fallu faire deux allers-retours faits pendant les journées d'échantillonnage. Jusqu'au mois de mai 2021, le lixiviat a été échantillonné en amont du bassin d'accumulation alors qu'après, le point d'échantillonnage a été en amont du RBS principalement pour éviter la complexité d'échantillonnage en amont du bassin qui nécessitait les équipements et une assistance des techniciens de WM. Toutefois, le lixiviat échantillonné en amont de RBS représentait mieux le lixiviat qui est censé être traité par un procédé de traitement.

3.2 Opération de l'installation pilote

Le pilote d'essai du projet PhytoVaLix (PVX) a été localisé dans une serre à l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) au Jardin botanique de Montréal, Québec à 50 km sud-est du LET de WM. Cinq FAV à l'échelle pilote ont été installés à la serre mentionnée dénommée "Phytozone". La disposition des FAV est montrée à la Figure 3-2.

Le lixiviat échantillonné du LET de WM était stocké dans un réservoir de stockage réfrigéré dont le volume était 1200 L. Afin de garder la température du lixiviat entre 2 et 9 °C, un agitateur à hélice fonctionnait pendant quelques minutes lorsque la température du lixiviat dépassait 4 °C. Le couvercle du réservoir n'était toutefois pas étanche à l'air.

L'expérimentation de traitement du lixiviat par les FAV a été réalisée pendant 42 semaines, depuis le mois d'octobre 2020 jusqu'au mois de novembre 2021, avec une interruption entre décembre 2020 et mars 2021. Cependant ce mémoire inclut seulement les résultats de la période du 9 mars au 23 novembre 2021. Pendant cette période, 18 échantillonnages du lixiviat ont été effectués à chaque deux semaines.



Figure 3-2 Disposition des FAV à l'échelle pilote au Phytozone (Boutin, 2021)

La température et l'humidité au Phytozone ont été contrôlées et les données ont été enregistrées à chaque minute par un détecteur Damatex.

Une unité de prétraitement anaérobie UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), développée par (Török, 2021), servait à réduire la concentration en fer. Parmi les cinq FAV, quatre ont été plantés et le cinquième a servi de témoin non planté. Parmi les FAV plantés, deux ont été munis des FPA. Deux types des plantes, saule *Salix miyabeana* 'SX67' et spartine *Sporobulus michauxianus* ont été utilisés. Un minimum de 8 heures d'ensoleillement naturel ou par des lampes, a été appliqué au Phytozone afin d'offrir des conditions convenables pour les plantes. Les abréviations utilisées pour désigner les cinq FAV ont été : VAF-T pour le témoin, VAF-W pour le FAV planté avec le saule (*willow*), PAF-VAF-W pour le FAV planté avec le saule et muni d'un FPA, VAF-S pour un FAV planté avec les spartines et PAF-VAF-S pour un FAV plantés avec les spartines muni d'un FPA.

Un schéma d'écoulement du système de pilote d'essai est illustré à la Figure 3-3.

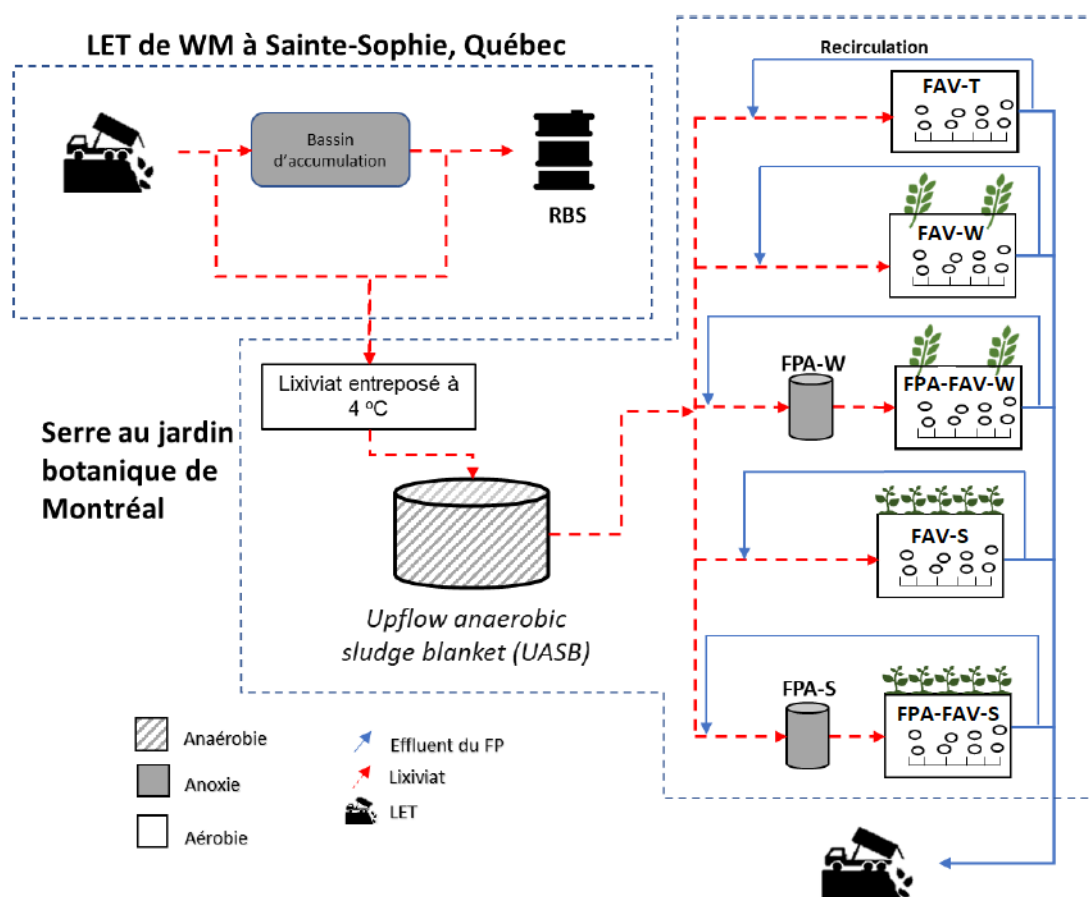


Figure 3-3 Schéma d'écoulement du système de pilote d'essai (Boutin 2021)

Le lixiviat stocké dans le réservoir réfrigéré a été alimenté dans les FAV en trois cuvées chaque jour. La première étape du traitement consistait en une unité de prétraitement de l'UASB. Puis, l'effluent de l'UASB était mélangé avec la recirculation de l'effluent de chaque FAV pour être alimenté dans la même FAV. Les FAV munis des FPA avaient la possibilité de prédénitrifier le lixiviat avant d'entrer dans les FAV. Les régimes d'alimentation pour chaque FAV sont présentés au Tableau 3-1.

Tableau 3-1 Régimes d'alimentations de l'UASB, FPA et FAV

Réacteur	Débit d'affluent*	Alimentations*	Temps entre les cuvées	Temps de pompage approx.	Taux de recirculation (Q_R/Q)*
	L/j	cuvées/j	h:min	min	L/L
UASB	52,7 ± 6,5 (27)	2,62 ± 0,30 (27)	7:45	15	-
FAV-T	7,3 ± 0,8 (19)	2,87 ± 0,04 (19)	8:00	0,75	0,79 ± 0,10 (19)
FAV-W	8,1 ± 0,7 (20)	2,71 ± 0,02 (20)	8:00	0,75	0,67 ± 0,06 (20)
FPA-W	8,2 ± 0,9 (21)	2,79 ± 0,10 (21)	7:57	3,5	0,68 ± 0,07 (21)
FPA-FAV-W	8,2 ± 0,9 (21)	2,79 ± 0,10 (21)	8:00	0,75	0,68 ± 0,07 (21)
FAV-S	7,4 ± 0,8 (19)	2,80 ± 0,06 (19)	8:00	0,75	0,73 ± 0,12 (19)
FPA-S	8,2 ± 0,3 (19)	2,83 ± 0,08 (19)	7:57	3,5	0,66 ± 0,03 (19)
FPA-FAV-S	8,2 ± 0,3 (19)	2,83 ± 0,08 (19)	8:00	0,75	0,66 ± 0,03 (19)

* Moyen ± écart type (nombre)

3.3 Unités du système de traitement

Les différentes unités du système de traitement y compris le prétraitement de l'UASB, les FPA et les FAV plantés et non plantés, sont décrites dans les sous-chapitres suivants. Les caractéristiques de lixiviat obtenues des études précédentes ont été appliquées pour effectuer la conception des réacteurs de cette expérimentation. Les valeurs de conception de DCO, DBO₅ et NH₄ ont été déterminées selon les valeurs moyennes de la période de juillet à octobre 2018 du LET de WM soient respectivement 3500 mg/L, 2000 mg/L et 900 mg/L (Shively 2022). Pour le fer total et dissous, les résultats des analyses préliminaires de (Frédette 2019) ont été utilisés, soient 49 et 16 mg/L, respectivement. Les valeurs de conception et une comparaison avec les valeurs moyennes obtenues en 2021 sont présentées au Tableau 3-2.

Tableau 3-2 Comparaison des valeurs de conception et valeurs moyennes

Paramètre	Unités	Valeur de conception	Valeur, expérience moy $\pm$ é.t.	Ratio val. expér./ val. conc.
DCO	mg/L	3 500	1 540 $\pm$ 384	0,44
DBO ₅	mg/L	2 000	155 $\pm$ 139	0,08
NH ₄	mg N/L	900	650 $\pm$ 228	0,72
Fer total	mg/L	49	6,3 $\pm$ 3,0	0,13
Fer dissous	mg/L	16	2,1 $\pm$ 1,0	0,13

3.3.1 Unité de prétraitement de l'UASB

L'unité de prétraitement de l'UASB a été initialement développée par (Török 2021) pour réduire la charge en fer et en MO en amont du traitement du lixiviat.

Le réacteur UASB de 60 L a été conçu selon la charge massique et le TCO présentés au Tableau 3-3. Les dimensions de l'UASB sont tirées de (Shively 2022).

Tableau 3-3 Dimensions et charges de l'UASB

Paramètre	Unités	Valeur
Surface	m ²	0,10
Hauteur du réacteur	m	0,60
Diamètre	m	0,35
Hauteur de boues	m	0,35
TRH en fût vide, théorique	h	28
Charge massique par jour	g DCO/j	92 $\pm$ 39 (17)
TCO	kg DCO m ⁻³ .j ⁻¹	1,5 $\pm$ 0,6 (17)

Une coupe de schéma de l'UASB est présentée à la Figure 3-4.

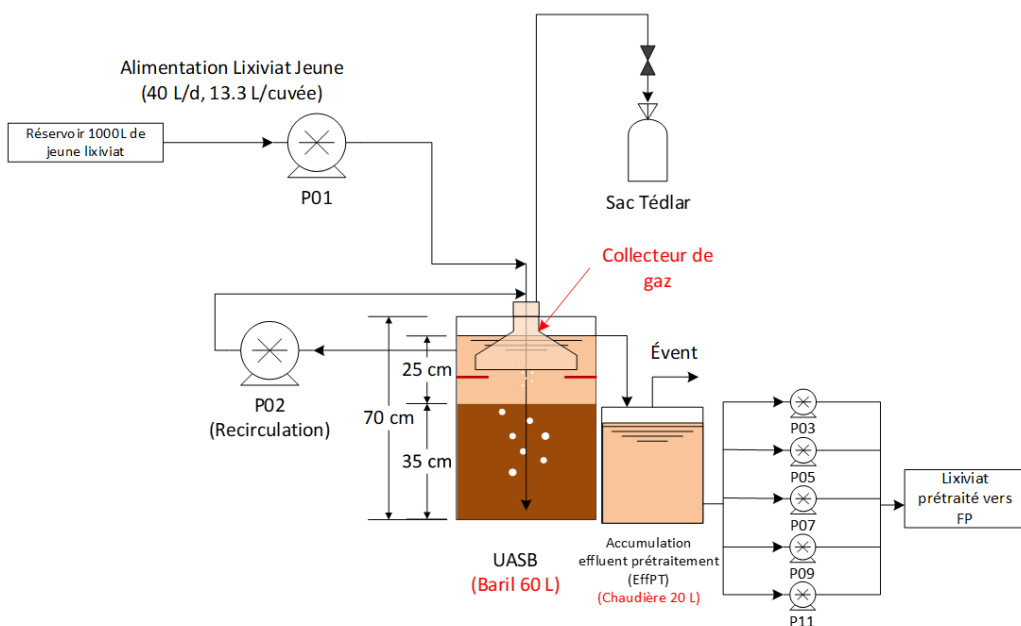


Figure 3-4 Coupe de schéma de l'écoulement du prétraitement de l'UASB (Török 2021)

L'UASB a été inoculé en mars 2021 avec un mélange du lixiviat et de boues granulaires anaérobies provenant du réacteur UASB de la fromagerie Agropur à Notre-Dame-du-Bon-Conseil, Québec. Ces boues ont été entreposées à 4 °C dans un réfrigérateur pendant la pause du projet PVX entre les mois de novembre 2020 et de mars 2021 (Boutin 2021, Shively 2022). Les caractéristiques des boues granulaires utilisées pour inoculer l'UASB sont présentées au Tableau 3-4.

Tableau 3-4 Caractéristiques des boues granulaires

Paramètre	Unités	Valeur*
DCO _t	g/L	28,5 ± 0,4 (3)
NH ₄	mg N/L	149 ± 8 (6)
o-PO ₄	mg P/L	38 ± 3 (6)
ST	g/L	50 ± 2 (3)
Siccité	%	5,0 ± 0,2 (3)

* Moy. ± é.t. (n)

3.3.2 Filtres préanoxies (FPA)

Comme illustré à la Figure 3-3, les deux systèmes de traitement de FPA-FAV-W et FPA-FAV-S ont été munis des FPA. Les FPA permettent d'évaluer l'un des objectifs de projet PVX, soit l'effet d'une unité de dénitrification sur le traitement du lixiviat par le FAV. Afin d'alimenter les FPA,

deux pompes synchronisées ont fonctionné simultanément pour mélanger les effluents recirculés des FAV et l'effluent du prétraitement.

Le réacteur FPA ayant un volume saturé de 12 L est illustré à la Figure 3-5. Du gravier granitique de taille 10 à 15 mm et rincé pour enlever les particules fines, a été utilisé pour remplir les FPA.

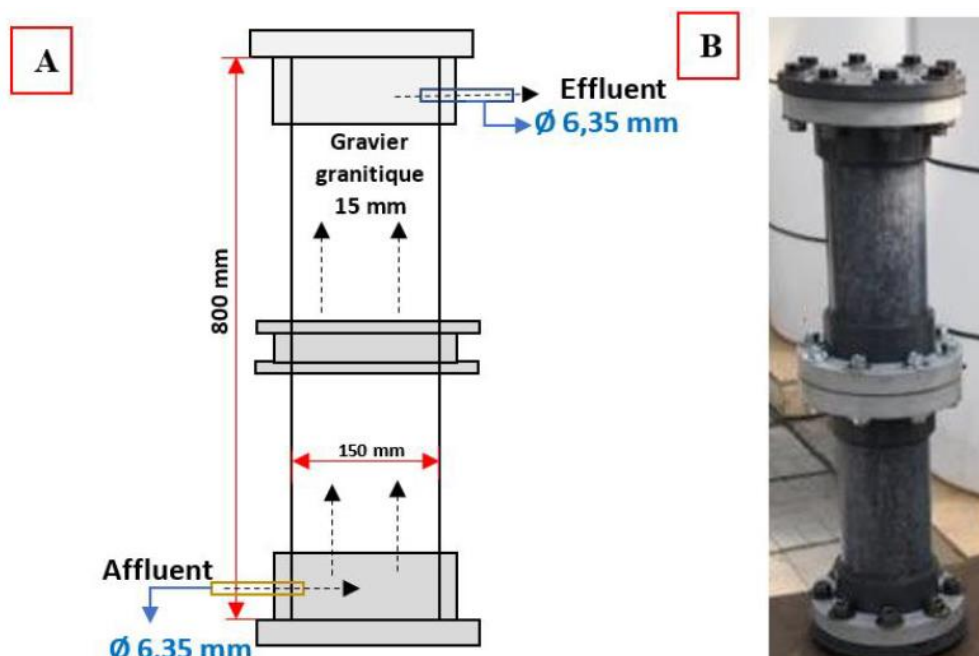


Figure 3-5 A) vue en coupe de FPA, B) photo de la colonne de FPA avant installation au pilote d'essai (Boutin 2021)

Les détails de la conception des FPA sont présentés au Tableau 3-5. Les dimensions sont tirées de (Boutin 2021).

Tableau 3-5 Critère de conception des FPA

Paramètre	Unités	Valeur
Dimensions		
Surface	m ²	0,015
Diamètre	m	0,8
Hauteur	m	0,14
Paramètres hydrauliques		
Volume liquide effectif	L	5,0
TRH en fût vide	h	37
TRH des vides	h	16
Débits et charges		
Débit de recirculation, FPA-W	L/j	0,68 ± 0,07 (21)*
Taux de charge volumique en NO _x , FPA-W	g N m ⁻³ .j ⁻¹	304 ± 88 (16)
Débit de recirculation, FPA-S	L/j	0,66 ± 0,03 (19)
Taux de charge volumique en NO _x , FPA-S	g N m ⁻³ .j ⁻¹	292 ± 76 (14)

* Moy. ± é.t. (n)

3.3.3 Filtres aérés verticaux (FAV)

Des cuves de polyéthylène à haute densité de 430 L ont été utilisées afin de construire les FAV. Selon les critères de conception des FAV fournies par (DWA 2017), les graviers granitiques de 10 à 15 mm avec une couche de fond de gravier de 20 à 40 mm ont été utilisés pour remplir les cuves, comme illustré à la Figure 3-6. Les graviers plus fins servaient de média filtrant et ceux plus grossiers du fond recouvraient le système de collecte d'effluent pour éviter le colmatage (DWA 2017). Les médias filtrants fournissaient la possibilité de la formation du biofilm qui est essentiel pour l'enlèvement des MO et des nutriments. Pendant le montage du système, les graviers rincés ont été ajoutés couche par couche d'environ 10 cm puis compactés. Le système d'aération a été installé sur le gravier du fond (Figure 3-6).

Comme illustré à Figure 3-3, les FPA-FAV-W et FPA-FAV-S ont été munis de FPA en amont. Le saule *Salix miyabeana* 'SX67' (2 plants/filtre) a été planté dans FPA-FAV-W et FAV-W et le spartine *Sporobolus michauxianus* (5 plants/filtre) a été planté dans FPA-FAV-S et FAV-S. La cinquième cuve (FAV_T) a servi de filtre témoin non planté afin de déterminer l'efficacité des plantes dans les FAV. La sélection de ces plantes a été effectuée sur la base de leur tolérance au climat nordique du Québec et à la salinité du lixiviat (Frédette 2019).

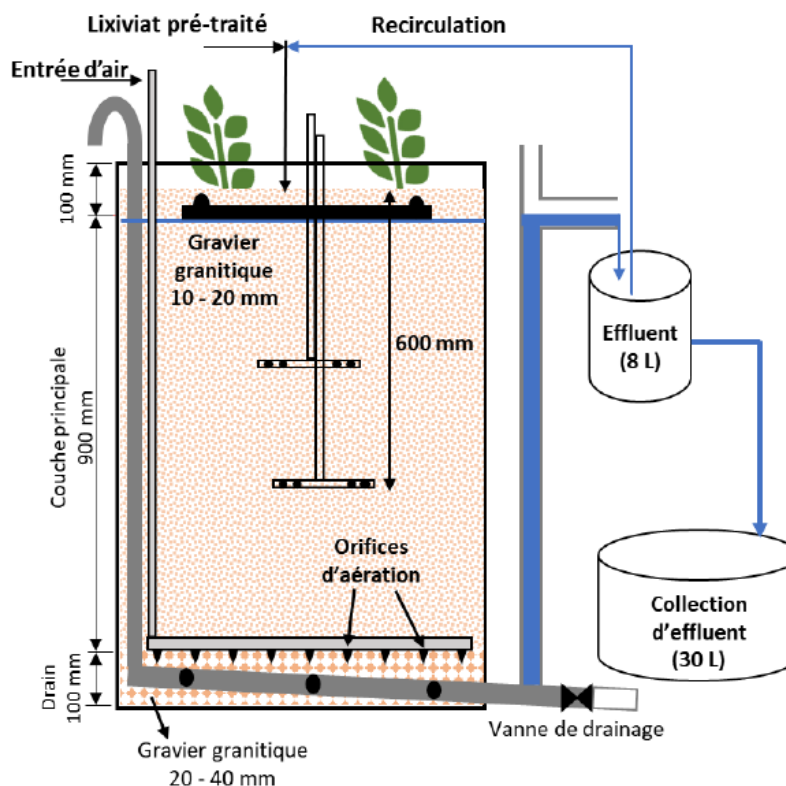


Figure 3-6 Schéma en coupe du FAV (Boutin 2021, Shively 2022)

Les FAV ont été inoculés deux fois pendant l'expérimentation; une fois au début de la saison d'opération, en octobre 2020 qui n'est pas discutée dans ce mémoire et une deuxième fois en mars 2021. L'inoculation a été effectuée en utilisant la liqueur mixte du RBS de WM à Sainte-Sophie. Le TRB de la liqueur mixte utilisé était entre 30 et 80 jours. Les autres caractéristiques de la liqueur mixte utilisée lors de l'inoculation du 18 mars 2021 sont présentées au Tableau 3-6. Lors de cette inoculation, les FAV ont été inoculés avec 20 % de la liqueur mixte et 80 % de liquide déjà présent dans chaque FAV, résultant en l'ajout de 174 g MES à chaque FAV.

Tableau 3-6 Caractéristiques de la liqueur mixte utilisées pour l'inoculation

Paramètre	Unités	Valeur*
DCO _t	g/L	7,0 ± 0,0 (6)
MES	g/L	5,7 ± 0,0 (3)
MVES	g/L	4,5 ± 0,0 (3)
MVES/MES	g/g	0,78 ± 0,00 (3)
Siccité	%	1,2 ± 0,0 (3)

* Moy. ± é.t. (n)

Les FAV ont été alimentés avec un mélange de l'effluent recirculé de chaque FAV et l'effluent de prétraitement (FAV-T, FAV-W et FAV-S) ou l'effluent des FPA (FPA-FAV-W et FPA-FAV-S).

Les dimensions et caractéristiques des FAV sont présentées au Tableau 3-7.

Tableau 3-7 Dimensionnement et caractéristiques des FAV

Paramètre	Unités	Valeur
Volume de FAV	m ³	0,43
Surface	m ²	0,45
Hauteur	m	0,95
Diamètre intérieur	m	0,76
TRH théorique en fût vide	j	60
TRH théorique des vides	j	30
TCH	L m ⁻² .j ⁻¹	16,4 ± 3,5 (108)*
TCO	g DCO m ⁻³ .j ⁻¹	21,7 ± 9,8 (108)
TCO	g DBO m ⁻³ .j ⁻¹	3,5 ± 4,8 (69)
TC de NH ₄	g NH ₄ m ⁻³ .j ⁻¹	10,5 ± 4,7 (98)

* Moy. ± é.t. (n)

3.3.4 Système de contrôle et pompage

Deux types de pompes ont été utilisés pour alimenter les différentes unités au pilote d'essai. Une pompe péristaltique Masterflex a été programmée pour alimenter l'UASB. Ensuite, les pompes similaires à celle utilisée pour l'UASB ont été utilisées pour alimenter le mélange de l'effluent d'UASB et de la recirculation des FAV dans les zones mélanges pour FAV-T, FAV-W et FAV-S et dans les FPA pour FPA-FAV-W et FPA-FAV-S. Et enfin, des pompes centrifuges ont fonctionné pour alimenter les FAV. Les pompes centrifuges n'étaient pas programmables, alors un système de contrôle Arduino a été installé en utilisant un relais de contrôle pour appliquer le programme désirable d'alimentation des FAV pendant chaque cuvée.

Par ailleurs, dans le but d'obtenir les informations concernant les cuvées d'alimentation accomplies pour déterminer les bilans hydriques, les débitmètres contrôlés par les unités Arduino ont été installés en aval de chaque pompe. Les débits obtenus de ces débitmètres n'étaient pas précis, cependant, ils ont fourni les informations nécessaires pour s'assurer que l'alimentation avait été bien appliquée selon la programmation effectuée. Les débitmètres enregistraient les données de liquide qui passait à travers des tuyaux à intervalles d'une seconde. Les données très faibles ont

permis de distinguer les cuvées qui n'avaient pas bien lieu aux heures prévues. Enfin, les données enregistrées ont été utilisées pour réaliser les bilans hydriques nécessaires pour calculer les charges et les EE. Une photo des pompes utilisées et de l'ensemble de contrôle Arduino est présentée à l'Annexe B.

3.3.5 Système d'alimentation et de collecte

La conception des FAV qui est basée sur l'alimentation verticale sous conditions saturées nécessitait l'alimentation du lixiviat au-dessus des cuves et ensuite sa percolation à travers le média filtrant. Pour cela, une alimentation à débit élevé pendant une courte période a été utilisée. Pendant l'alimentation, le lixiviat a été pompé dans les FAV à travers le système d'alimentation qui a été installé juste en dessous de la surface des graviers dans les FAV pour distribuer le lixiviat uniformément dans la couche supérieure. Pour récupérer l'effluent des FAV, le système de collecte a été installé au fond des cuves. Les vues en coupe des systèmes d'alimentations et de collecte et leur dimensionnement sont présentés à l'Annexe C.

Le comportement hydraulique des FAV a été identifié en réalisant un essai de traçage de juillet à octobre 2021. Pour cet essai de traçage, le bromure (Br^-) a été utilisé. Ainsi, 6,62 g de bromure de potassium (KBr) soit 4,44 g de Br dilué dans 225 mL d'eau déminéralisée a été injecté dans chaque FAV entre deux cuvées d'alimentation (Sanche 2013; Lin et al., 2003). Afin de suivre les concentrations de bromure, les effluents des FAV ont été échantillonnés depuis le commencement de l'essai en juillet jusqu'au mois d'octobre alors que les concentrations étaient devenues négligeables. Les échantillons ont été analysés par chromatographie ionique (IC). Un suivi parallèle des poids des effluents des FAV a été réalisé dans le but de mesurer le volume d'effluent et la masse du traceur pendant la période d'essai.

Les équations suivantes ont été utilisées afin d'étudier le comportement hydraulique résulté de l'essai de traçage.

L'équation 3.1 permet de calculer la fonction de distribution des temps de séjour (Fogler, 2006).

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \quad (3.1)$$

$C(t)$ est la fonction de concentration de traceur à l'effluent avec temps. L'intégrale (l'aire sous la courbe) de cette fonction a été approximée en utilisant la méthode de l'aire d'un trapèze.

L'équation 3.2 permet de calculer la courbe cumulative de la fonction de distribution des temps de séjour, qui a été utilisée pour calculer la fraction d'effluent dans les FAV qui sort avant le temps t (Fogler, 2006).

$$F(t) = \int_0^t E(t) dt \quad (3.2)$$

L'équation 3.3 permet de calculer la variance de la distribution (Fogler, 2006).

$$\sigma^2 = \int_0^\infty (t - t_M)^2 E(t) dt \quad (3.3)$$

L'intégrale (l'aire sous la courbe) de cette fonction a été approximée en utilisant la méthode de l'aire d'un trapèze et t_M est le temps de rétention modal, qui est le temps où la concentration maximale normalisée (c/c_0) sort à l'effluent (Argaman, 1964).

L'équation 3.4 permet de calculer le temps de rétention moyen (Fogler, 2006).

$$t_a = \int_0^\infty t E(t) dt \quad (3.4)$$

L'intégrale (l'aire sous la courbe) de cette fonction a été approximée en utilisant la méthode de l'aire d'un trapèze.

L'équation 3.5 permet de calculer l'indice de dispersion (indice de Morril) (M&EA, 2014).

$$IM = \frac{t_{90}}{t_{10}} \quad (3.5)$$

L'équation 3.6 permet de calculer l'efficacité volumétrique (M&EA, 2014).

$$EV = \frac{1}{IM} \times 100\% \quad (3.6)$$

L'équation 3.7 permet de calculer l'efficacité de déplacement (Argaman 1964).

$$ED = \frac{t_a}{T} \quad (3.7)$$

L'équation 3.8 permet de calculer le facteur d'efficacité (Comeau, 2021).

$$n = \frac{t_a}{t_a - t_m} \quad (3.8)$$

3.3.6 Système d'aération

Les FAV ont été fortement aérés constamment par des pompes HIBLOW HP 80 qui avaient un débit d'air de $8,7 \pm 0,8 \text{ m}^3/\text{h}$ ($n = 15$). Cependant, la mesure réalisée sur l'aération qui passait par le système d'aération et les FAV a démontré une différence significative entre le débit nominal et réel. Le débit d'air réel a été mesuré $2,5 \pm 0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ ($n = 3$) en utilisant un grand sac de vidange en plastique déposé au-dessus de FAV afin de quantifier le volume d'air capturé. Cette différence est probablement due à la pression hydrostatique d'environ 9,8 kPa sur le système d'aération situé au fond des cuves (Shively 2022). Un résumé des détails et dimensions du système d'aération est présenté à l'Annexe D.

La concentration en oxygène dissous (OD) dans les FAV a été mesurée toutes les deux semaines, la veille du jour d'échantillonnage liquide. Les mesures ont été effectuées à trois hauteurs : surface, un tiers de profondeur et deux tiers de profondeur. La concentration moyenne d'OD était $7,1 \pm 1,7 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ($n=284$) en 2021 et a changé très peu pendant l'année et pour les trois hauteurs.

L'efficacité de transfert d'oxygène (k_{La}) a été mesurée en 2020. Les résultats de (Boutin, 2021, Shively, 2022) indiquent une variation des valeurs de k_{La} entre 20,0 et $31,1 \text{ h}^{-1}$ pour tous les cinq FAV.

3.4 Méthodes d'échantillonnage liquide et des analyses

Comme déjà mentionné au chapitre 3.2, en 2021, les échantillonnages liquides ont été effectués toutes les deux semaines, six jours après l'échantillonnage de lixiviat du LET de WM. Toutes les analyses ont été réalisées en deux ou trois réplicats. Afin de compenser pour la carence d'alcalinité et de phosphore, les solutions de NaHCO_3 (à partir de mois d'avril) et de KH_2PO_4 (à partir de mois de mai) ont été ajoutées au lixiviat. Toutefois, après le commencement de l'ajout de KH_2PO_4 où l'augmentation de pH a été constaté, l'ajout de NaHCO_3 a été arrêté.

Avant chaque échantillonnage de lixiviat du LET de WM, un échantillon de lixiviat restant dans le réservoir de l'ancien échantillonnage a été prélevé et analysé afin de déterminer l'effet de la biodégradation de lixiviat dans le réservoir. Par ailleurs, un échantillon de nouveau lixiviat a été prélevé avant l'ajout de NaHCO_3 et de KH_2PO_4 et analysé pour la DCO_t , le NH_4 , les o-PO_4 et le K. La DCO_t a été analysée pour déterminer la dégradation des MO dans le réservoir en comparant avec les résultats de lixiviat après une semaine et deux semaines. La mesure de NH_4 a été faite afin de déterminer les besoins d'alcalinité pour la dénitrification. Les mesures d' o-PO_4 et de K ont été utilisées pour identifier les concentrations de phosphore et de potassium avant l'ajout de KH_2PO_4 et de NaHCO_3 .

Les méthodes d'analyse utilisées pour mesurer la matière organique, les solides, l'alcalinité, le pH, l'OD, l'ORP et l'IC ont été effectuées selon (APHA et al., 2017). Un résumé des méthodes standards (SM) utilisées est présenté au Tableau 3-8.

Tableau 3-8 Méthodes utilisées pour les analyses

Analyse	Nomenclature	SM et références
DCO total	DCO_t	SM 5220
DCO colloïdale soluble ou filtrée	DCO_{cs}	SM 5220
DCO soluble ou floculée filtrée	DCO_s	SM 5220, (Mamais et Jenkins 1992)
DBO_5	DBO_5	SM 5210B
Solides totaux	ST	SM 2540
Solides filtrables	SF	SM 2540
Matières en suspension	MES	SM 2540
Matières volatiles en suspension	MVES	SM 2540
Siccité	Siccité	SM 2540
Alcalinité	Alc	SM 2320
pH	pH	SM 4500 - H^+
Oxygène dissous	OD	SM 4000 -O
Potentiel d'oxydoréduction	ORP	SM 2580
Electroconductivité	EC	SM 2510

La DCO particulaire (DCO_x) a été calculée par la différence entre DCO_t et DCO_{sc} . Similairement, la DCO colloïdale (DCO_c) a été calculée par la différence entre la DCO_{cs} et la DCO_s .

La méthode d'analyse de MA300-Ions (CEAEQ 2020) par IC (ICS 5000 AS-DP DIONEX Thermo Scientific) a été appliquée pour mesurer les anions et les cations. Les anions et les cations analysés comprenaient respectivement (F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , o-PO_4) et (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} ,

Ca³⁺). Toutes les analyses mentionnées au Tableau 3-8 et les analyses des anions et cations ont été effectuées au laboratoire du LGE à Polytechnique Montréal.

Les analyses de NTK, P_t, composés phénoliques et coliformes fécaux ont été effectuées au laboratoire de Bureau Veritas. La méthode d'analyse de TOTNUT-E3516 (MOE n.d.) a été utilisée pour les analyse de NTK et P_t. La méthode de colorimétrie 4-AAP conformément à MA404 (CEAEQ, 2012) a été utilisée pour mesurer les composés phénoliques. La méthode par filtration sur membrane conformément à MA700 (CEAEQ, 2014) a été réalisée pour mesurer les coliformes fécaux.

Les analyses des métaux totaux et métaux solubles ont été effectuées au laboratoire de Géochimie de Polytechnique Montréal, par spectroscopie d'absorption atomique (AAS; Perkin Elmer PinAAcle 900F) conformément à EPA 200.7 (U.S. EPA, 1994).

3.5 Bilan hydrique

Tenant compte l'importance de bilan hydrique pour calculer les charges volumiques et les EE, un suivi de bilan hydrique a été réalisé tout au long du projet en 2021. Pour cela, chaque deux semaines, la veille du jour de l'échantillonnage liquide, les poids des effluents et des affluents de l'UASB et des FAV ont été mesurés pendant une cuvée d'alimentation. Comme déjà mentionné, les données des débitmètres ont été appliquées afin de considérer le nombre moyen des alimentations accomplies de chaque unité de traitement. Les poids des affluents de l'UASB, des affluents des FAV (les zones mélanges) et des effluents de l'UASB ont été mesurés pendant la cuvée d'alimentation, tandis que les effluents des FAV ont été pesés 30 minutes après l'alimentation afin d'assurer que tout l'effluent produit avait été récupéré. Puisque, le poids produit pendant la cuvée de midi était normalement plus petit que les autres cuvées, surtout pendant l'été alors qu'il faisait très chaud dans la serre, une autre pesée des effluents des FAV a été réalisée le lendemain pour déterminer la quantité d'effluent produite de chaque FAV pendant une journée (3 cuvées). Vu que, dès le mois de juillet, un essai traçage a été réalisé sur le système et les poids des effluents produits ont été suivis pendant cette période-là, ces résultats ont été utilisés pour vérifier les bilans hydriques. La mesure en litre des poids est calculée en appliquant l'équation (3.9) :

$$Mesure (L/cuvée) = \left(poids\ 1 \left(\frac{kg}{cuvée} \right) - poids\ 2 \left(\frac{kg}{cuvée} \right) \right) \times 1\ L/kg \quad (3.9)$$

où poids 1 était les poids des chaudières en plastique contenant des affluents et des effluents avant l'alimentation et poids 2 ont été les poids des mêmes chaudières après l'alimentation.

Le réacteur UASB était une unité étanche à l'air qui n'a donc pas influencé le bilan hydrique.

Pour les FAV, deux méthodes ont été appliquées pour calculer le bilan hydrique. Premièrement, un bilan massique sur les solides filtrables (SF) a été réalisé. La logique de cette méthode est que le débit massique de SF entré de l'affluent est égal à celui sorti de l'effluent et que la différence entre ces concentrations est due à la perte d'eau par évaporation due à l'aération et aussi à l'évapotranspiration quand il y avait les plantes (Shively 2022). Le bilan hydrique par les SF est calculé selon l'équation (3.10).

$$Bilan\ hydrique\ (\%) = \frac{(Q_{eff} + Q_{perte\ d'eau})}{(Q_{lix})} \times 100\% \quad (3.10)$$

où $Q_{perte\ d'eau}$ est dérivé de l'équation (3.11)

$$Q_{perte\ d'eau} = Q_{lix} - \frac{(Q_{lix} \times SF_{lix})}{(SF_{eff})} \quad (3.11)$$

où SF_{lix} et SF_{eff} sont les concentrations en SF à l'affluent et à l'effluent (mg/L).

La deuxième méthode qui est présentée dans le mémoire de (Shively 2022), est basée sur l'estimation de l'évapotranspiration à l'aide d'un facteur de santé des plantes. Puisque ce mémoire-ci ne comprend pas les résultats des analyses physiologiques sur les plantes, pour la période de mars à août 2021, les résultats de bilan hydrique de cette méthode ont été tirés de la référence mentionnée afin de comparer avec les résultats de la première méthode. À partir du mois d'août, toutes les plantes des FAV étaient mortes et il n'y avait aucune possibilité d'effectuer les analyses physiologiques. Alors, afin de suivre les bilans hydriques de cette méthode, la méthode utilisée pour le FAV-T non planté a été appliquée selon l'équation (3.12).

$$\text{Bilan hydrique (\%)} = \frac{(Q_{eff} + Q_{eau,éva} + Q_{eau,aér})}{(Q_{lix})} \times 100\% \quad (3.12)$$

où Q_{eff} était le débit d'effluent du réacteur (L/d), $Q_{eau, éva}$ était l'évaporation (L/d) qui a été mesurée en utilisant une chaudière blanche remplie d'eau de robinet (Allen, et al. 1998), $Q_{eau, aé}$ était le débit d'eau perdue par aération (L/d) et Q_{lix} était le débit d'affluent au réacteur (L/d). $Q_{eau, aé}$ a été calculé selon l'équation (3.13) basé sur l'hypothèse que l'air est sorti des FAV à 100% de saturation, tandis que l'air entré dans les FAV avait une humidité relative correspondant à l'air du Phytozone.

$$Q_{eau,aér}(L/d) = (\text{teneur en eau max de l'air} - \text{teneur en eau actuelle de l'air}) \times Q_{aér}(L/d) \quad (3.13)$$

où $Q_{aér}$ était le débit d'air réel qui passait à travers les FAV et mesuré comme étant $2,5 \pm 0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ (section 3.3.6) et la teneur en eau maximale de l'air était déterminée selon la température de l'air dans la serre selon le Tableau 3-9.

Tableau 3-9 Teneur en eau maximale de l'air en fonction de température (Shively, 2022)

Température (°C)	Teneur en eau max de l'air (g/m ³)
0	4,89
5	6,82
10	9,39
15	12,8
20	17,3
30	30,4
40	51,1

En utilisant les données d'humidité relative au pilote d'essai, la teneur en eau actuelle de l'air a été calculée par l'équation 3.14 :

$$\text{teneur en eau actuelle de l'air} = \frac{\text{humidité relative}(\%)}{100} \times \text{teneur en eau maximale de l'air} \quad (3.14)$$

Les résultats des deux méthodes de bilan hydrique ont été comparés. .

3.6 Accumulation de contaminants

À la suite du dernier échantillonnage liquide en fin novembre 2021, le système de traitement au pilote d'essai a été démonté. Des échantillons ont été prélevés des différentes unités de traitement afin d'estimer la quantité des contaminants accumulée dans chaque unité. Pour cela, un échantillon homogène des boues de l'UASB a été prélevé. Cependant, les FPA et les FAV ont été lavés après le drainage pour détacher la biomasse faiblement attachée aux parois et aux graviers. Les échantillons de l'UASB, FPA et FAV ont été analysés pour quantifier les concentrations de DCO_t, DCO filtrable, MES, MVES, NTK, NH₄, NO_x, P_t, o-PO₄ et fer total.

Dans le but de déterminer les concentrations réelles des contaminants dans les FPA et les FAV qui ont été rincés avec de l'eau propre, l'équation (3.15) a été utilisée :

$$C_{réacteur} (mg/L) = \frac{(C_{dém} \times V_{dém})}{(V_{réacteur})} \quad (3.15)$$

où $C_{réacteur}$ et $C_{dém}$ étaient, respectivement, les concentrations des contaminants accumulés dans le réacteur et dans les échantillons du démontage, et $V_{réacteur}$ et $V_{dém}$ étaient respectivement, les volumes des réacteurs et récupérés pendant le démontage.

3.7 Bilan massique

Afin de déterminer les bilans massiques sur DCO_t, N_t, P_t pour l'UASB et les FAV, l'équation (3.16) a été utilisée. Outre les paramètres mentionnés, le bilan massique de fer total a été également réalisé pour l'UASB. Par ailleurs, concernant le bilan massique de N_t pour les FAV, en posant l'hypothèse de bilan 100%, la dénitrification ayant lieu dans les FAV a été calculée.

$$\text{Bilan (\%)} = \frac{M_{sortie}}{M_{entrée}} \times 100\% \quad (3.16)$$

où M_{sortie} et $M_{entrée}$ étaient respectivement les masses des contaminants sortant et entrant dans le système. Au total, M_{sortie} et $M_{entrée}$ ont été calculées selon les équations (3.17) et (3.18). Toutefois, pour la DCO et l'azote, l'effet de la dénitrification sur M_{sortie} a été également considéré qui est présenté par les équations (3.23) et (3.24).

$$M_{sortie} = M_{eff} + M_{accum} \quad (3.17)$$

$$M_{entrée} = M_{aff} + M_{inoc} \quad (3.18)$$

où M_{accum} et M_{inoc} étaient respectivement les concentrations des contaminants accumulés et inoculés dans chaque réacteur. La masse des contaminants à l'effluent et à l'affluent a respectivement été calculée selon les équations (3.19) et (3.20).

$$M_{eff} = \sum (C_{eff} \times Q_{eff} \times d) \quad (3.19)$$

$$M_{aff} = \sum (C_{aff} \times Q_{aff} \times d) \quad (3.20)$$

où C_{eff} et C_{aff} étaient respectivement les concentrations des contaminants à l'effluent et à l'affluent (mg/L), Q_{eff} et Q_{aff} représentaient respectivement les débits à l'effluent et à l'affluent et d était le nombre des jours où le système a subi le débit et la concentration mentionnés. Dans le cas de notre expérimentation, les paramètres mentionnés comprenaient les intervalles de 14 jours. La masse des contaminants accumulée dans chaque unité a été calculée selon l'équation (3.21).

$$M_{accum} = V \times C_{accum} \quad (3.21)$$

où V était le volume de liquide dans l'unité et C_{accum} était la concentration de contaminant accumulé mesurée sur les échantillons prélevés pendant le démontage du système en décembre 2021. La masse des contaminants inoculés dans chaque réacteur a été calculée selon l'équation (3.22).

$$M_{inoc} = V_{lix} \times C_{lix} + V_{boues \text{ ou } LM} \times C_{boues \text{ ou } LM} \quad (3.22)$$

où V_{lix} et $V_{boues \text{ ou } LM}$ représentaient respectivement le volume de lixiviat et le volume de boues (pour l'UASB) ou LM (pour les FAV) introduit dans le système lors de l'inoculation. Et C_{lix} et $C_{boues \text{ ou } LM}$ représentaient respectivement la concentration de lixiviat et la concentration de boues (pour l'UASB) ou LM (pour les FAV) introduit dans le système lors de l'inoculation.

M_{sortie} pour DCO_t et N_t , ont été respectivement calculées selon les équations (3.23), (3.24). Concernant P_t et fer total l'équation (3.16) a été appliquée. (Lee et al. 2008, Barker et Dold 1995).

$$M_{sortie,DCO} = M_{DCO,eff} + M_{DCO,accum} + M_{DCO,dén} \quad (3.23)$$

$$M_{sortie,N} = M_{N,eff} + M_{N,accum} + M_{N,dén} \quad (3.24)$$

En posant l'hypothèse que la dénitrification complète a eu lieu pour les nitrates, $M_{DCO, dénit}$ a été calculée par l'équation (3.25) (Barker and Dold 1995, Ding, et al. 2018).

$$M_{DCO,dén} = 2,86 \times M_{N,dénit} \quad (3.25)$$

où $M_{N,dénit}$ a été calculée selon l'hypothèse de bilan 100 % de l'azote par l'équation (3.26).

$$M_{N,dénit} = M_{N,sortie} - M_{N,eff} - M_{N,accum} \quad (3.26)$$

3.8 Expérimentation avec le *p*-crésol

La concentration de *p*-crésol dans le lixiviat jeune du LET de Sainte-Sophie a été initialement rapportée dans le rapport de WM concernant les concentrations des micropolluants (c.f. Section 4). Ensuite, trois autres analyses ont été effectuées pour vérifier si la concentration du *p*-crésol était toujours élevée dans le lixiviat jeune. Les résultats indiquaient la diminution de la concentration du *p*-crésol après le mois du mai 2021, où le point d'échantillonnage chez le WM a été changé entre l'amont et l'aval du bassin d'accumulation en amont de la station de RBS. Étant donné que notre recherche étudiait l'efficacité des FAV pour l'enlèvement du *p*-crésol, le lixiviat dans le réservoir de stockage réfrigéré a été dopé avec 3340 µg/L du *p*-crésol, afin de déterminer son devenir dans le système pilote. Pour cela, juste avant l'échantillonnage du réservoir réfrigéré, un agitateur à hélice a fonctionné pendant quelques minutes pour assurer un bon mélange, et un échantillon a ensuite été prélevé puis congelé pour une analyse ultérieure du *p*-crésol. Le dopage du lixiviat au réservoir de stockage réfrigéré a été effectué du mois de juillet jusqu'au mois d'octobre. Pour les deux derniers échantillonnages en novembre 2021, le *p*-crésol a été dopé directement dans les FAV. Pour cela, une solution avec la même concentration de 3340 µg/L a été utilisée et dopée uniformément à la surface des FAV. Pendant chaque échantillonnage les échantillons de lixiviat après le dopage et six jours après le dopage et également les échantillons des effluents des FAV ont été prélevés.

Tout au long de l'expérimentation sur le *p*-crésol, soit pour la préparation de la solution du *p*-crésol au laboratoire sous la hotte chimique, soit au pilote expérimental pour doper dans le réservoir réfrigérer du lixiviat ou dans les FAV, un protocole de manipulation détaillé a été respecté. Vu que le pilote expérimental était situé dans une serre où la volatilisation des concentrations plus élevées de la solution du *p*-crésol aurait pu engendrer les risques pour la santé, la concentration du dopage du lixiviat a été limitée à la concentration maximale du *p*-crésol déjà constatée au lixiviat du LET de Sainte-Sophie. Le protocole de manipulation du *p*-crésol est présenté à l'Annexe I.

Le *p*-crésol et ses métabolites ont été analysés au laboratoire du Département de chimie de l'Université de Montréal. En bref, des aliquots de lixiviat ont été soumis à une extraction en phase solide (SPE) en ligne suivie d'une désorption et une analyse par chromatographie liquide à ultra-haute performance couplée à un spectromètre de masse, UHPLC-MS/MS, (Quantiva, Thermo Scientific). Une colonne Hypersil GOLD aQ C18 (20 x 2,1 mm; 12 µm; Thermo Fisher) a été utilisée sur une colonne SPE. La colonne analytique était Hypersil Gold C18 (50x2,1 mm; 1,9 µm; Thermo Fisher). La source d'ionisation était APCI (Atmospheric Pressure Chemical Ionization) qui fonctionne en mode négatif menant à la production d'ions de masse moléculaire déprotonés $[M-H]^-$. Les phases mobiles étaient H₂O/MeOH (qualité HPLC) et le *p*-crésol -D4 a été utilisé comme étalon interne pour la quantification. La limite de détection était 1 µg/L.

L'EE du *p*-crésol par les FAV et l'EE_{total} du *p*-crésol ont été respectivement calculées par les équations (3.27) et (3.28).

$$EE_{FAV} = 1 - ((LD_0 - LD_6)/LD_0) \times 100\% \quad (3.27)$$

$$EE_{total} = (LD_0 - LD_{eff})/LD_0 \times 100\% \quad (3.28)$$

où LD₀ et LD₆ étaient respectivement les concentrations du lixiviat dopé dans le réservoir de stockage réfrigéré échantillonné aux jours 0 et 6 et LD_{eff} était la concentration du *p*-crésol aux effluents des FAV.

3.9 Calcul d'efficacité de traitement et de taux de charge

L'EE des contaminants a été calculée par l'équation (3.29).

$$EE = \frac{(L_{aff} - L_{eff})}{L_{aff}} \times 100\% \quad (3.29)$$

où L_{aff} et L_{eff} étaient respectivement les débits massiques des contaminants à l'affluent et à l'effluent. Le taux de charge hydraulique (TCH) et le taux de charge des contaminants (TCC) ont été respectivement déterminés par les équations (3.30) et (3.31).

$$TCH (L m^{-2} d^{-1}) = \frac{Q_{lix}}{AS} \times 1000 \quad (3.30)$$

$$TCC (L m^{-3} d^{-1}) = \frac{Q_{lix} \times C_{aff}}{V_{réacteur}} \times 100\% \quad (3.31)$$

où AS représentait la superficie des FAV et C_{aff} représentait la concentration du contaminant à l'affluent.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 *p*-Crésol dans le lixiviat

La concentration du *p*-crésol dans le lixiviat jeune du LET de Sainte-Sophie a été initialement rapportée dans un rapport de WM concernant la concentration des micropolluants. Ensuite, trois autres analyses ont été effectuées pour vérifier si la concentration du *p*-crésol était toujours élevée dans le lixiviat jeune. Les résultats des analyses mentionnées sont présentés à la Figure 4-1.

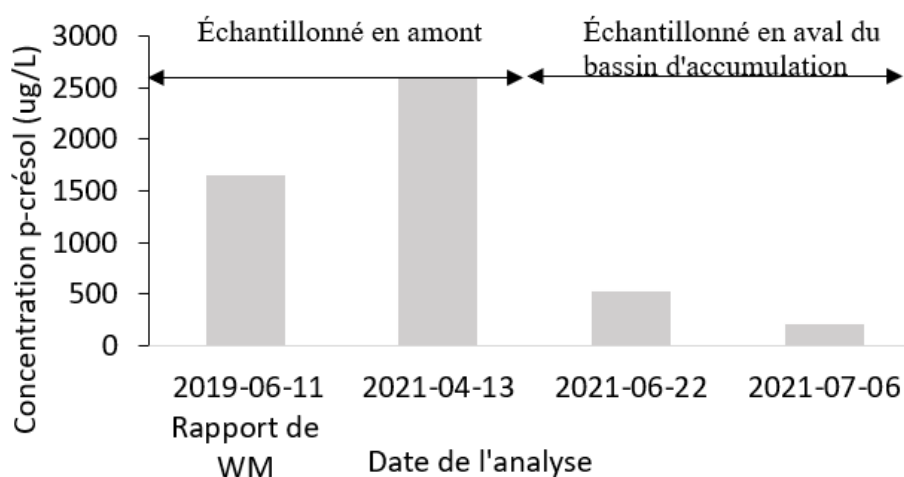


Figure 4-1 Analyse de la concentration de *p*-crésol dans le lixiviat

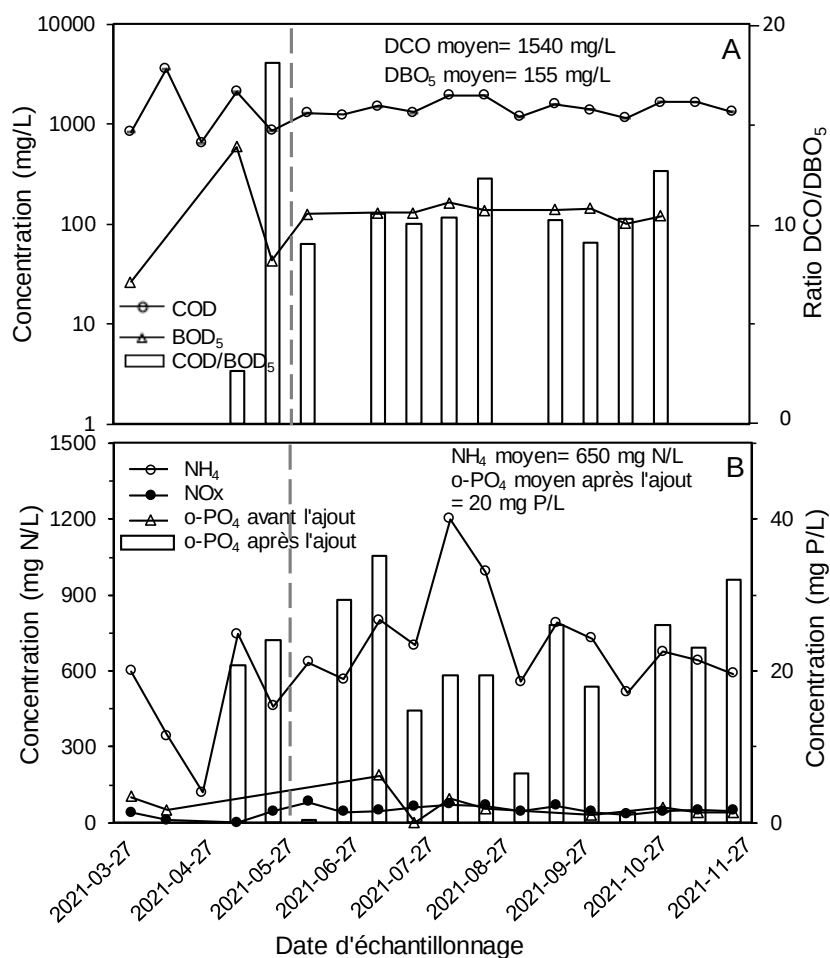
- La gamme de l'écart type : 50 à 100; nombre des répliquats : 2.

Comme la plupart des caractéristiques du lixiviat, la concentration du *p*-crésol a diminué après le mois du mai 2021, alors que le point d'échantillonnage chez le WM a été changé de l'amont à l'aval du bassin d'accumulation qui entre dans la station de RBS. Étant donné que notre recherche étudiait l'efficacité des FAV pour l'enlèvement du *p*-crésol, le lixiviat dans le réservoir de stockage réfrigéré a été dopé avec 3340 µg/L en *p*-crésol, afin de déterminer son devenir dans le système pilote. Pour cela, juste avant l'échantillonnage du réservoir réfrigéré, un agitateur à hélice a fonctionné pendant quelques minutes pour assurer un bon mélange, et un échantillon a ensuite été congelé pour une analyse ultérieure du *p*-crésol.

4.2 Caractérisation du lixiviat

Entre le mois de mars 2021 et le mois de novembre 2021, 18 échantillonnages liquides ont été effectués. Les contaminants conventionnels comme les matières organiques y compris la DCO et la DBO₅ et les nutriments y compris NH₄, Nox et o-PO₄ dans le lixiviat jeune ont été analysés et

les résultats sont présentés à la Figure 4-2. Puisque les écarts types ne sont pas assez visibles sur la figure, la gamme de celui-ci pour chaque paramètre est démontrée en bas de la figure.



Figure

4-2

Caractéristiques des contaminants conventionnels du lixiviat jeune. A) Matière organique (DCO et DBO₅). B) Nutriments (NH₄, NO_x et o-PO₄ avant et après ajout de KH₂PO₄ au réservoir réfrigéré).

- La ligne verticale indique le moment du changement de point d'échantillonnage du lixiviat au LET de WM.
- La gamme de l'écart type pour DCO : 0 à 30, DBO₅ : 1 à 40, NH₄ : 1 à 27 et o-PO₄ : 0 à 6 mg/L.
- Nombre des répliquats : COD : 2, DBO₅ : 6, NH₄ : 2 et o-PO₄ : 2.

Le ratio moyen de DCO/DBO₅ (10,9) indique une biodégradabilité faible de la DCO des échantillons de lixiviat jeune. La concentration de o-PO₄ était originalement très faible, mais dès mai 2021 après l'ajout du sel de phosphate a augmenté à 20 mg P/L.

Le fractionnement de la DCO obtenu des résultats des analyses de DCO_T, DCO_f (filtré sur 1,2 µm), DCO_{ff} (0,04 à 1,2 µm) est présenté à la Figure 4-3. Les fractions moyennes particulaire, colloïdale et soluble de la DCO ont été respectivement 2%, 19% et 79%. Puisque les écarts types ne sont pas

assez visibles sur la figure, la gamme de celui-ci pour chaque paramètre est démontrée en bas de la figure.

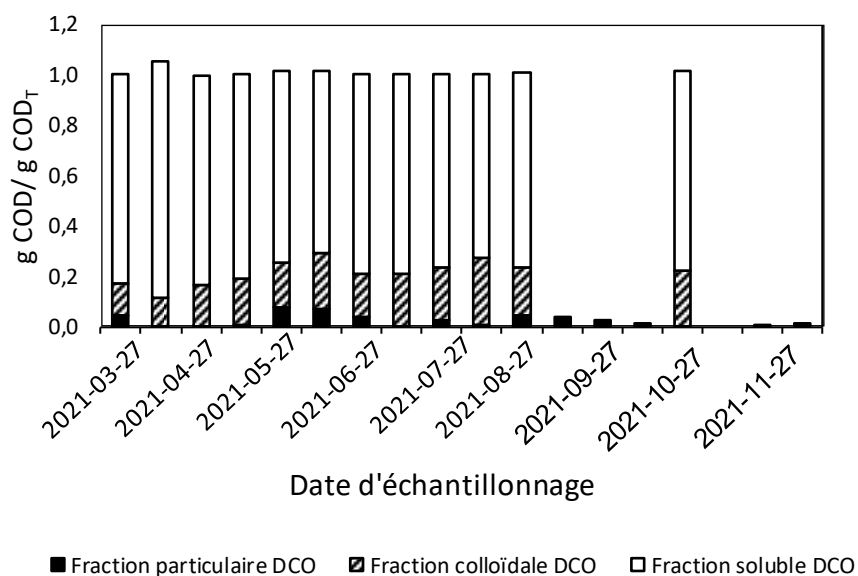


Figure 4-3 Fractionnement de la DCO du lixiviat jeune

- La gamme des écarts types pour DCO_f : 0 à 16 et soluble (DCO_{ff}) :: 6 à 31 mg/L
- Le nombre des répliquats : 2

Les analyses de DCO_T sur les échantillons du lixiviat fraîchement prélevés et ceux d'après 1 semaine et 2 semaines, ont révélé qu'il y avait une biodégradation dans le réservoir de stockage réfrigéré. Le réservoir, lui-même a fonctionné comme un bioréacteur menant à une dégradation de 7% après une semaine et 14% après deux semaines. Malgré la température du lixiviat dans le réservoir de stockage (2 à 9 °C), il y avait fort probablement la formation de biomasse attachée ou en suspension.

L'évolution de MES et de MVES et également le ratio de MVES/MES sont présentés à la Figure 4-4. Puisque les écarts types ne sont pas assez visibles sur la figure, la gamme de celui-ci pour chaque paramètre est démontrée en bas de la figure. Les MES et les MVES ont été en moyenne 84 et 27 mg/L. Le ratio de MVES/MES moyen a été 0,43 qui est relativement faible, montrant une forte proportion des matières particulaires inorganiques dans le lixiviat.

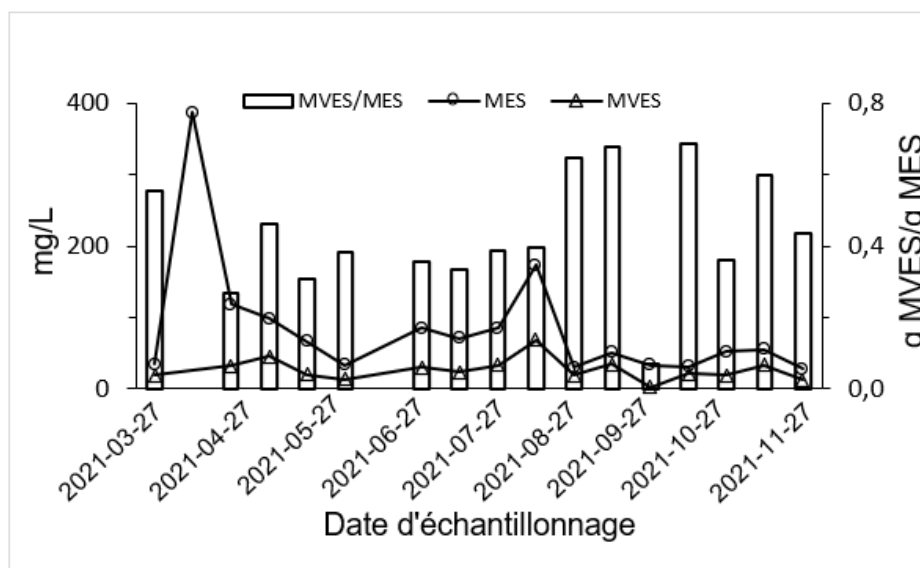


Figure 4-4 Évolution des MES, des MVES et du ratio MVES/MES dans le lixiviat jeune

- La gamme de l'écart type pour MES : 1 à 10 et MVES : 0 à 5 mg/L.
- Le nombre des répliquats : 3.

L'évolution du pH et de l'alcalinité du lixiviat jeune est présentée à la Figure 4-5. Le pH a varié entre 7,7 et 9,3 avec une moyenne de 8,1 et l'alcalinité a varié entre 2280 et 6130 mg CaCO₃/L avec une moyenne de 4330 CaCO₃/L. L'ajout de KH₂PO₄ a provoqué une augmentation légère de l'alcalinité (augmentation d'environ 300 mg CaCO₃/L).

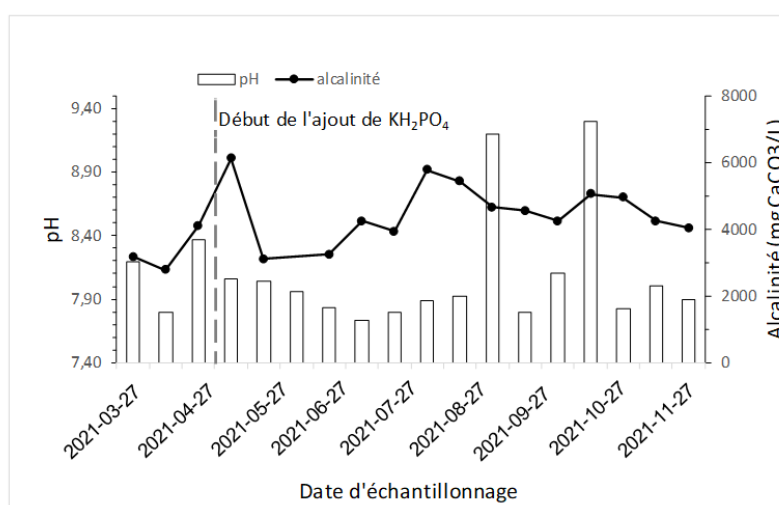


Figure 4-5 Évolution du pH et de l'alcalinité dans le lixiviat jeune

- La gamme de l'écart type pour pH : 0,00 à 0,03 et alcalinité : 0 à 50 mg CaCO₃/L.
- Le nombre des répliquats : 2.

Les concentrations moyennes des autres caractéristiques du lixiviat jeune sont présentées au Tableau 4-1. L'effet de l'ajout de KH_2PO_4 sur certains paramètres est considéré en mentionnant les concentrations avant et après l'ajout.

Tableau 4-1 Concentrations moyennes des paramètres différentes du lixiviat jeune.

Paramètre	Unités	Moy $\pm$ std	n
MES	mg/L	84 $\pm$ 84	17
MVES	mg/L	27 $\pm$ 15	16
MVES/MES	g/g	0,43 $\pm$ 0,16	16
DCO	mg/L	1540 $\pm$ 384	15
DBO ₅	mg/L	155 $\pm$ 139	12
NH ₄	mg N/L	648 $\pm$ 228	18
Nox	mg N/L	47 $\pm$ 20	17
TP (avant l'ajout de KH_2PO_4)*	mg P/L	8,4 $\pm$ 4,6	2
TP (après l'ajout de KH_2PO_4)	mg P/L	28 $\pm$ 10	15
o-PO ₄ (avant l'ajout de KH_2PO_4)	mg P/L	2,2 $\pm$ 1,6	10
o-PO ₄ (après l'ajout de KH_2PO_4)	mg P/L	20 $\pm$ 10	15
SO ₄	mg S/L	17 $\pm$ 12	17
Composés phénoliques	mg/L	0,32 $\pm$ 0,34	16
Na	mg/L	1166 $\pm$ 419	18
K (avant l'ajout de KH_2PO_4)	mg/L	542 $\pm$ 309	11
K (après l'ajout de KH_2PO_4)	mg/L	652 $\pm$ 130	15
Fe	mg/L	6,3 $\pm$ 3,0	18
Zn	mg/L	0,39 $\pm$ 0,33	18
Cl	mg/L	1036 $\pm$ 331	16
B	mg/L	8,2 $\pm$ 1,1	6
Coliformes fécaux	UFC/100 mL	91 $\pm$ 0	2
Alc (avant l'ajout de KH_2PO_4)	mg CaCO ₃ /L	4000 $\pm$ 1366	5
Alc (après l'ajout de KH_2PO_4)	mg CaCO ₃ /L	4300 $\pm$ 918	17
pH	-	8,10 $\pm$ 0,44	18
ORP	mV	-74 $\pm$ 107	17
EC	mS/cm	13 $\pm$ 7	18

* L'effet de l'ajout de KH_2PO_4 au lixiviat dans le réservoir de stockage sur certains paramètres est présenté

4.3 Température et humidité relative au Phytozone

L'humidité moyenne journalière a varié entre 20,7 et 65,1 % et la température moyenne journalière variait entre 12,8 et 34,5 °C selon la saison. L'évolution de la température et de l'humidité relative au Phytozone est présentée à la Figure 4-6.

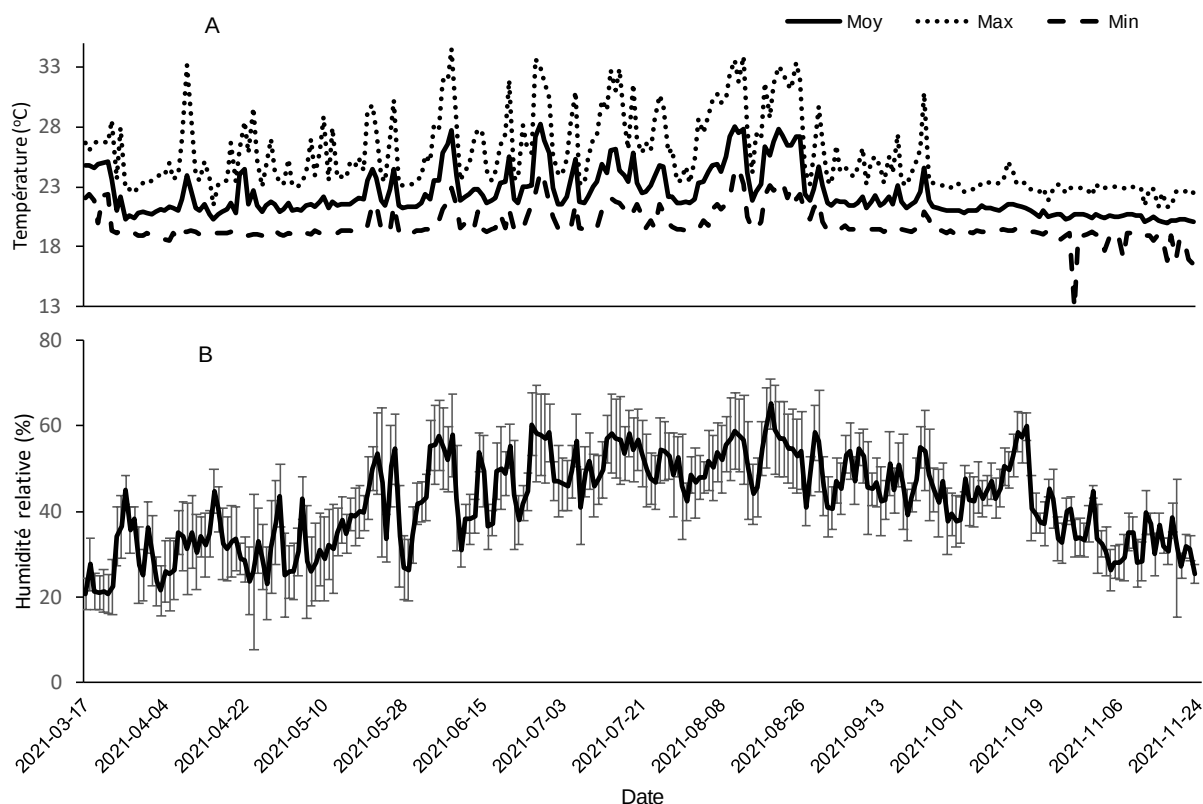


Figure 4-6 Température et humidité relative au Phytozone

4.4 Bilan hydrique

Les bilans hydriques de l'UASB et des cinq FAV sont présentés à la Figure 4-7. Les bilans hydriques entre 86% et 104% de l'UASB avec une moyenne de 98% ont été obtenus. Concernant les FAV, les bilans hydriques ont été fournis par deux méthodes de bilan massique sur les solides filtrables et de facteur de santé des plantes. Toutefois, en automne 2021 alors que les plantes étaient toutes mortes, il n'y avait aucune possibilité d'effectuer les mesures de fluorescence et de chlorophylle. Ainsi, le bilan hydrique a été réalisée en utilisant l'évaporation au lieu de l'évapotranspiration, comme pour le filtre aéré vertical témoin (FAV-T). Cette approche a été utilisée pour les sept derniers échantillonnages. Les résultats du printemps et de l'été de cette méthode sont

tirés de (Shively, 2022). Les bilans hydriques obtenus de la méthode de bilan massique sur les solides filtrables varient entre 73% et 127% et ceux de la méthode de facteur de santé des plantes varient entre 70% et 124%. Tenant compte de la complexité de fonctionnement du pilote d'essai et des problèmes imprévus survenus, la gamme des bilans hydriques calculés semble acceptable, ce qui a permis de déterminer les efficacités d'enlèvement (EE).

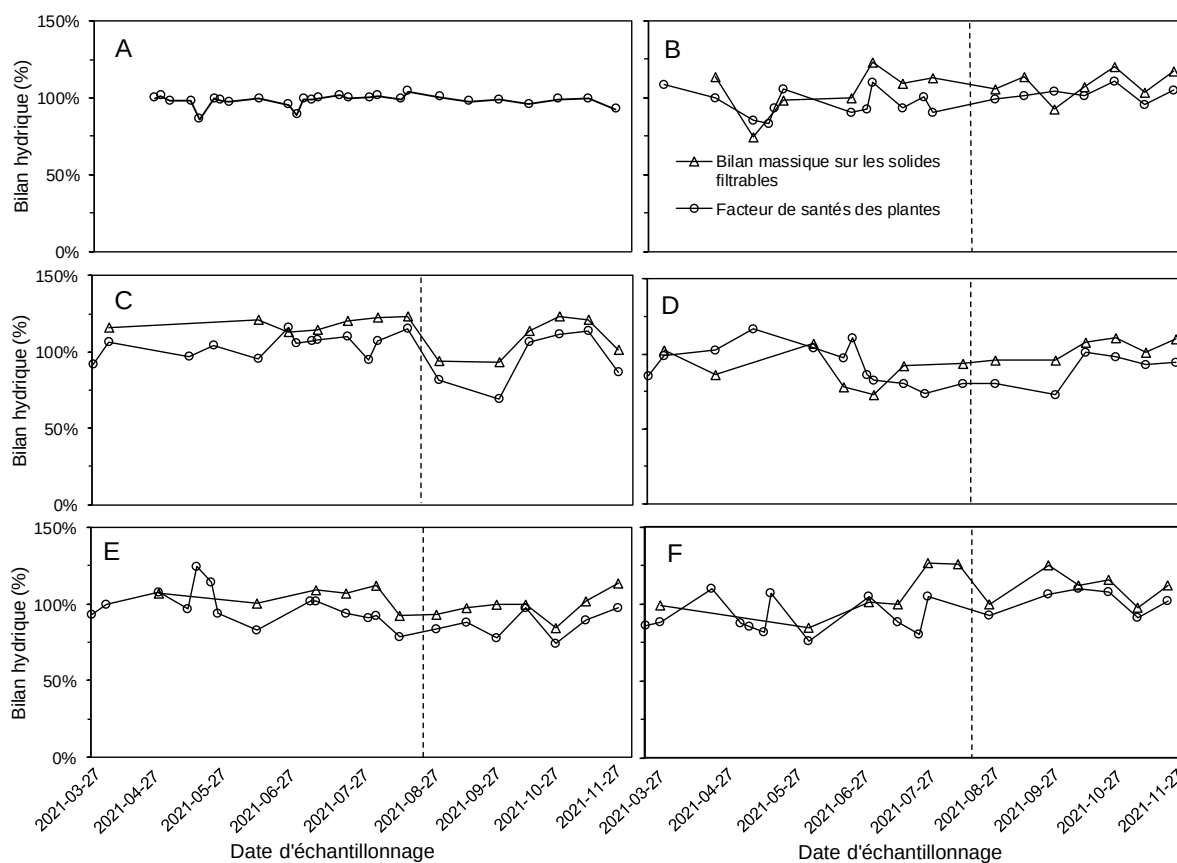


Figure 4-7 Bilans hydriques pour A) UASB, B) FAVT, C) FAVW, D) FAVS, E) FAVW_AX, F) FAVS_AX. (La ligne verticale représente la période où la méthode de santé des plantes a été réalisée comme les FAV-T)

4.5 Unité UASB

La conception de l'unité de prétraitement de l'UASB a été réalisée afin d'enlever le fer dissous du lixiviat en utilisant les bactéries sulfato-réductrices pour favoriser la formation d'un précipité de FeS particulaire (Török, 2021). Les concentrations en fer dissous et total du lixiviat jeune soit l'affluent de l'unité de l'UASB ont été respectivement $2,1 \pm 1,0$ mg/L ($n = 18$) et $6,3 \pm 3,0$ mg/L ($n = 18$) qui montre une concentration relativement faible du fer dissous.

Les concentrations des matières organiques, fer et SO_4 à l'effluent et leurs EE correspondante dans l'UASB sont présentés à la Figure 4-8.

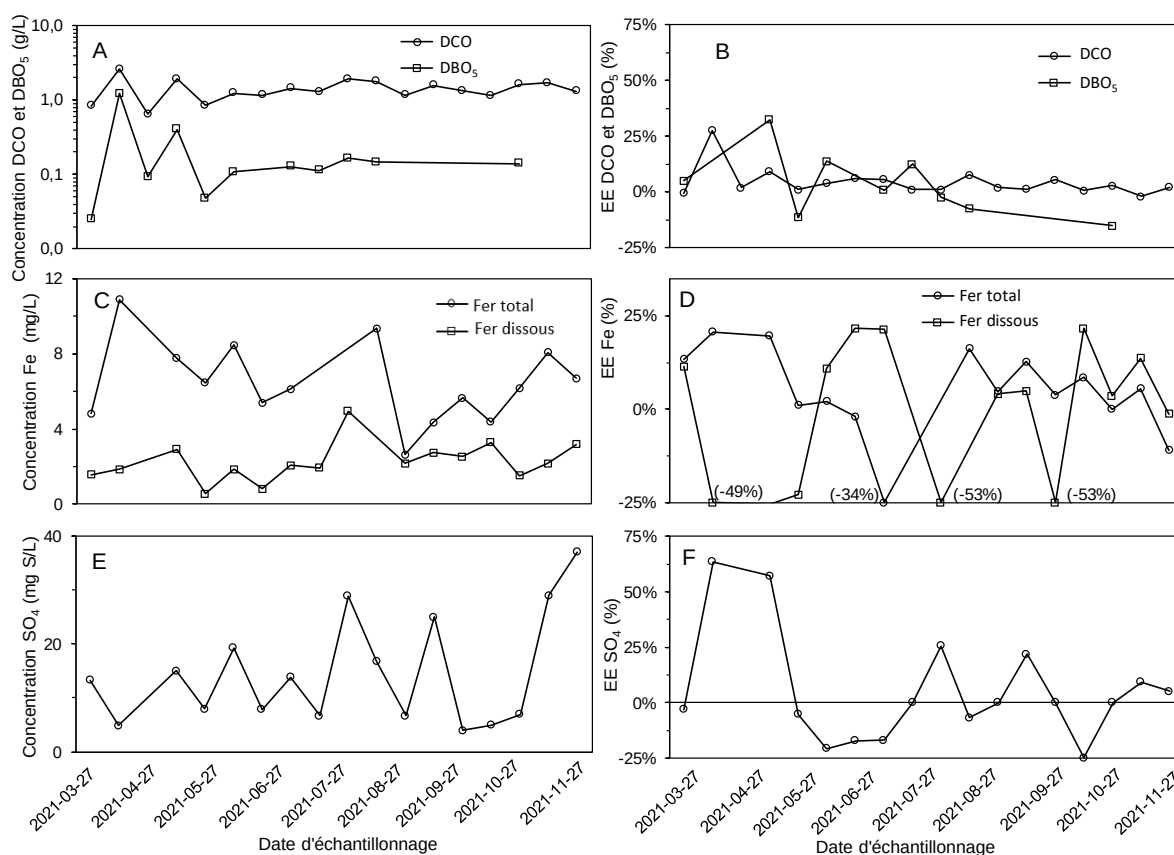


Figure 4-8 Concentrations en matières organiques, fer et SO_4 à l'effluent de l'UASB et leurs EE correspondantes

L'évolution des EE du fer total et du fer dissous démontre une variation entre -34 et 21 % pour le fer total et -53 et 22 % pour le fer dissous. Selon la Figure 4-8, diagramme D, les EE pour le fer total et le fer dissous ont été inversement liées, avec la diminution dans l'EE du fer total en même temps que l'augmentation de l'EE du fer dissous et vice versa (Shively, 2022). La complexité de fonctionnement du pilote d'essai et le plan des échantillonnage liquide bihebdomadaire intense ont empêché de faire la purge des boues du réacteur UASB, donc les EE négatives de l'UASB et la diminution d'efficacité de cette unité au cours de l'étude pourrait être justifiées. Au fur et mesure que l'expérimentation a avancée, les EE de l'UASB ont relativement été diminué comme illustré à la Figure 4-8 dans les diagrammes B, D et F.

4.6 Enlèvement des contaminants par les FAV

4.6.1 Enlèvement du *p*-crésol

La variation de la concentration du *p*-crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré à différentes dates d'échantillonnage de juillet 2021 à octobre 2021 est présentée à la Figure 4-9 qui comprend la concentration initiale du *p*-crésol dans le lixiviat original et celle du lixiviat dopé.

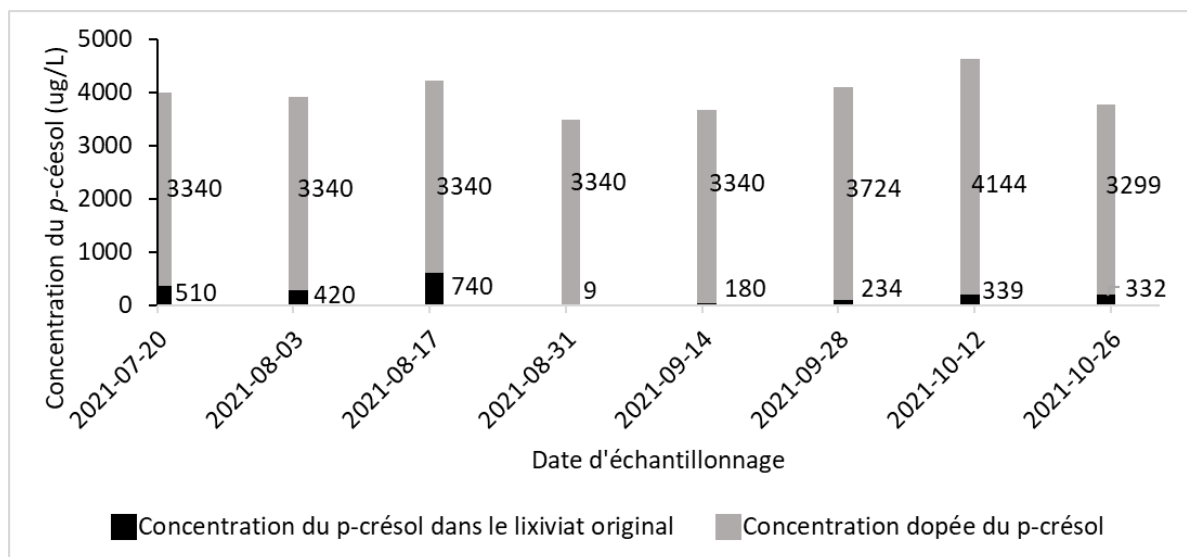


Figure 4-9 Concentration originale et dopée du *p*-crésol dans le lixiviat jeune au réservoir de stockage réfrigéré

- Les écarts types ne sont pas montrés sur cette figure puisqu'ils sont inférieurs à la taille du symbole.

La concentration totale du *p*-crésol dans le lixiviat est autour de 4000 µg/L. En utilisant l'échantillon congelé après l'ajout du *p*-crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré et celui prélevé après 6 jours pendant la journée d'échantillonnage liquide, une biodégradation significative du *p*-crésol est constatée. Entre 72 % (100 % – 28 %) et 100 % (100 % - 0 %) du *p*-crésol a été biodégradé dans le réservoir de stockage réfrigéré, avant d'être alimenté dans les FAV. Considérant que les concentrations du *p*-crésol dans les effluents de tous les FAV étaient inférieures à la limite de détection, le *p*-crésol restant a été considéré comme éliminé par les FAV. Le pourcentage d'enlèvement du *p*-crésol dans le réservoir de stockage et l'efficacité d'enlèvement du *p*-crésol des FAV pendant la période où le *p*-crésol a été dopé dans le réservoir de stockage est présenté à la Figure 4-10.

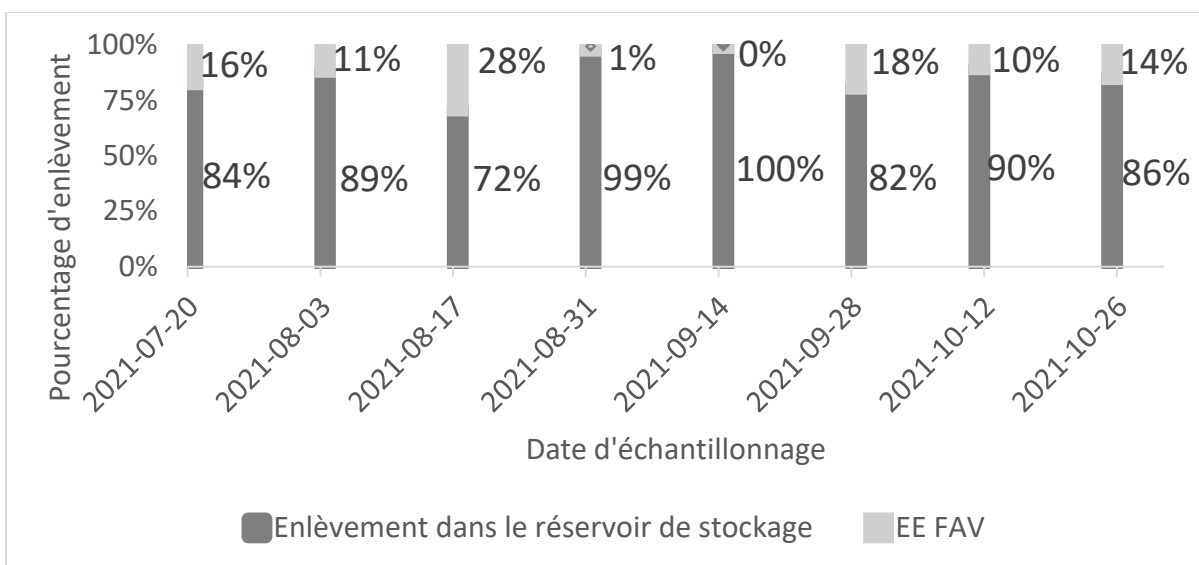


Figure 4-10 Pourcentage d'enlèvement du *p*-crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré et dans les FAV

Compte tenu de l'efficacité d'enlèvement élevée du *p*-crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré, pour les deux derniers échantillonnages en novembre 2021, le *p*-crésol a été dopé directement dans les FAV. La concentration du *p*-crésol aux effluents des FAV était inférieure à la limite de détection, donnant un EE d'essentiellement 100 %, comme présenté à la Figure 4-11.



Figure 4-11 Concentration et EE du *p*-crésol dans les FAV (*p*-crésol dopé dans les FAV)

- Les écarts types ne sont pas montrés sur cette figure puisqu'ils sont inférieurs à la taille du symbole.

Une analyse LC/MS ultérieure du lixiviat dans le réservoir de stockage réfrigéré a démontré la présence d'alcool *p*-hydroxybenzylique, de *p*-hydroxybenzaldéhyde et de *p*-hydroxybenzoate

identifiés respectivement par leurs ions de masse moléculaire déprotonés $[M - H]^-$ à 123, 121, 137 Da. Ces sous-produits s'accordent avec ceux de minéralisation du *p*-crésol en présence des bactéries réductrice de fer qui seront discuté plus en détails au chapitre de discussion générale (Lovely & Lonergan, 1990).

4.6.2 Enlèvement des matières organiques et des nutriments

Les EE moyennes obtenues pour les paramètres de DCO, DBO₅, MES et NT étaient respectivement de 71, 98, 96, 100 et 58%. La concentration des effluents des cinq FAV concernant les paramètres de DCO, DBO₅, MES, NT, NH₄, NO_x, alcalinité, pH et composés phénoliques totaux sont présentées à la Figure 4-12. Au total, la qualité de l'effluent des différents FAV a été assez comparable. Les résultats obtenus dans la majorité des cas ont respecté les critères de rejets réglementés par la province du Québec (Gouvernement du Québec, 2022). Les valeurs minimum et maximum de la DCO des effluents des FAV ont respectivement été 308 et 791 mg/L. La DBO₅ a varié entre 0,9 et 6,9 mg/L ce qui est bien en dessous de la limite de rejet de 150 mg/L. Toutefois, tenant compte de la faible biodégradabilité des matières organiques du lixiviat brut et les concentrations relativement faibles de DBO₅, l'efficacité des FAV pour respecter les critères de rejet de DBO₅ était attendue. Mis à part le premier échantillonnage (le 30 mars 2021) où probablement le système de traitement n'a pas été assez stable et la concentration de MES à l'effluent de FAV-T a atteint 40 mg/l, les MES variait entre 1,5 et 13,8 mg/L ce qui respectait le critère de rejet de 90 mg/L. Concernant l'azote, le NH₄ est le seul paramètre réglementé avec un critère de rejet de 25 mg/L. Outre le premier échantillonnage où la concentration de NH₄ à l'effluent de FAV-T a été 30 mg/L, la concentration en NH₄ était toujours au-dessous de la limite de détection, donnant une EE de 100% de l'azote ammoniacal dans les FAV. Cependant, l'évaluation précise des résultats des concentrations de NO_x et NT aux effluents des FAV révèle un manque de dénitrification. La conformité des rejets en NT et NO_x indique que le NT était essentiellement constitué de NO_x. Les deux FAV munis des filtres pré anoxies (FPA) ont montré 10 % de plus des EE. Puisque les écarts types de 0 à 11 mg/L pour la DCO, de 0 à 1 mg/L pour la DBO₅, de 0,1 à 1,4 mg/L pour les MES, de 0 à 33 mg/L de N_t, de 0 à 46 de NO_x, de 0 à 0,05 de pH et de 0 à 37 mg CaCO₃/L de l'alcalinité ne sont pas assez visibles sur le graph, ils sont expliqués dans le texte.

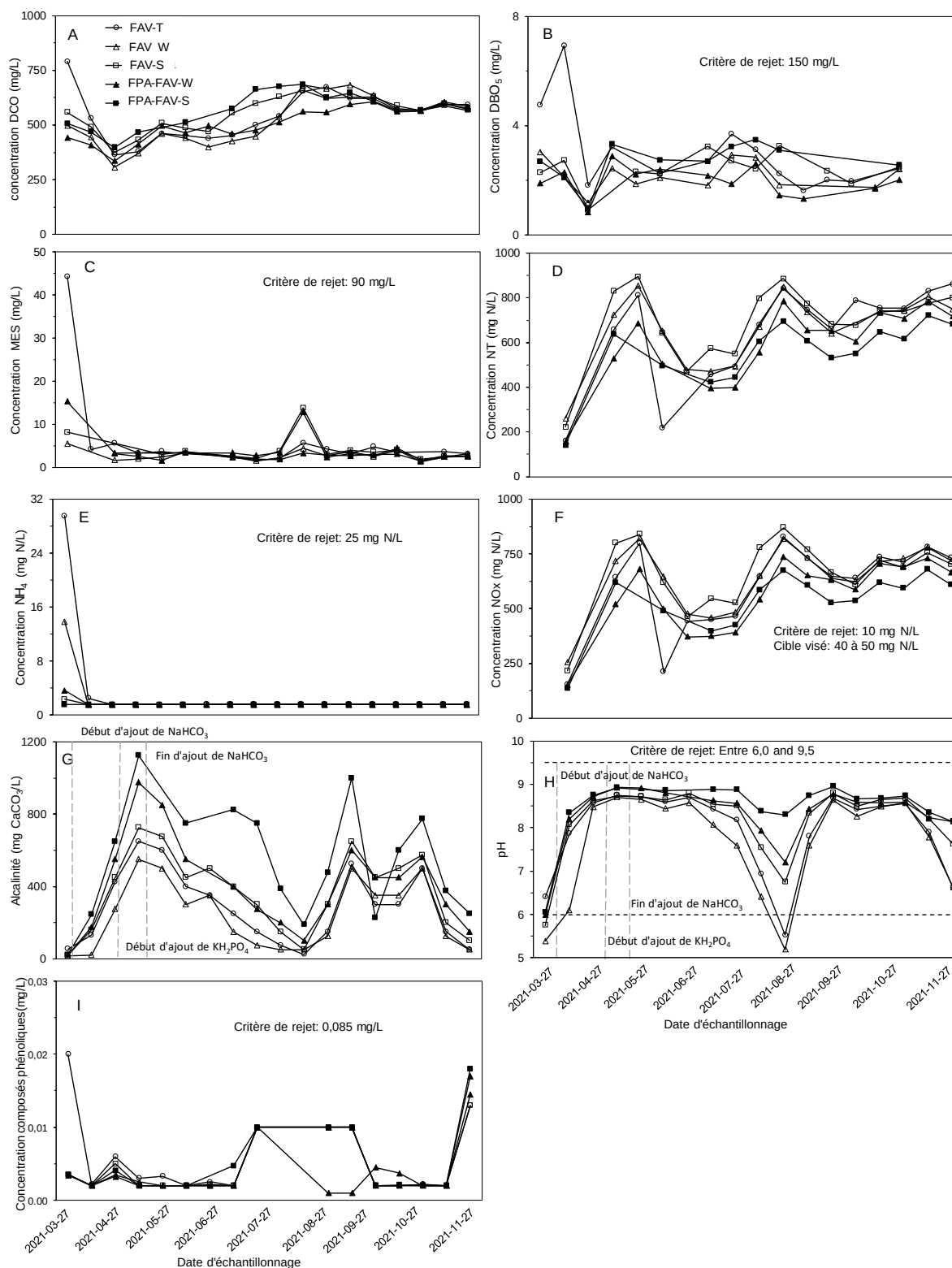


Figure 4-12 Concentrations des contaminants aux effluents des FAV. A) DCO, B) DBO₅, C) MES, D) NT, E) NH₄, F) NT, G) alcalinité, H) pH, I) composés phénoliques totaux.

Bien qu'il n'y ait pas de réglementation provinciale pour le NT et NO_x, au LET de WM, il y a une cible visée de 40 à 50 mg/L concernant les NO_x. Les concentrations de NO_x aux effluents de FAV semblent bien au-dessus de 50 mg/L qui prouve la nécessité d'avoir une unité de post-dénitrification ou d'augmenter l'efficacité des filtres pré anoxies en diminuant la concentration d'OD.

Le pH des effluents des FAV était toujours dans la gamme acceptable du critère de rejet de 6,0 à 9,5, outre le premier échantillonnage liquide et celui du 18 août 2021, alors qu'il a baissé à 5,4 et 5,2. La concentration en composés phénoliques variait entre 0,002 mg/L et 0,020 mg/L, et toutes ces valeurs étaient inférieures au critère de rejet de 0,085 mg/L. La valeur relativement élevée de 0,018 mg/L mesurée lors du dernier échantillonnage a été probablement due à l'ajout direct du *p*-crésol dans les FAV pour les deux derniers échantillonnages.

4.6.3 Enlèvement des métaux

Les concentrations de fer et de zinc et leur EE dans les FAV sont présentées à la Figure 4-13. En négligeant les deux premiers échantillonnages, la moyenne de l'EE du fer a été 96%. Même si le fer n'est pas un paramètre réglementé au Québec, il peut être problématique surtout pour les stations d'épuration du lixiviat avec des concentrations élevées en fer.

Le zinc est le seul paramètre réglementé pour lequel les FAV n'ont pas permis de respecter le critère de rejet. Les EE de zinc variaient entre -8% et 100%, et souvent le critère de rejet n'était pas respecté. Actuellement au LET de WM, un procédé de coagulation- floculation est appliqué en aval du RBS afin de traiter le zinc (Shively, 2022).

00

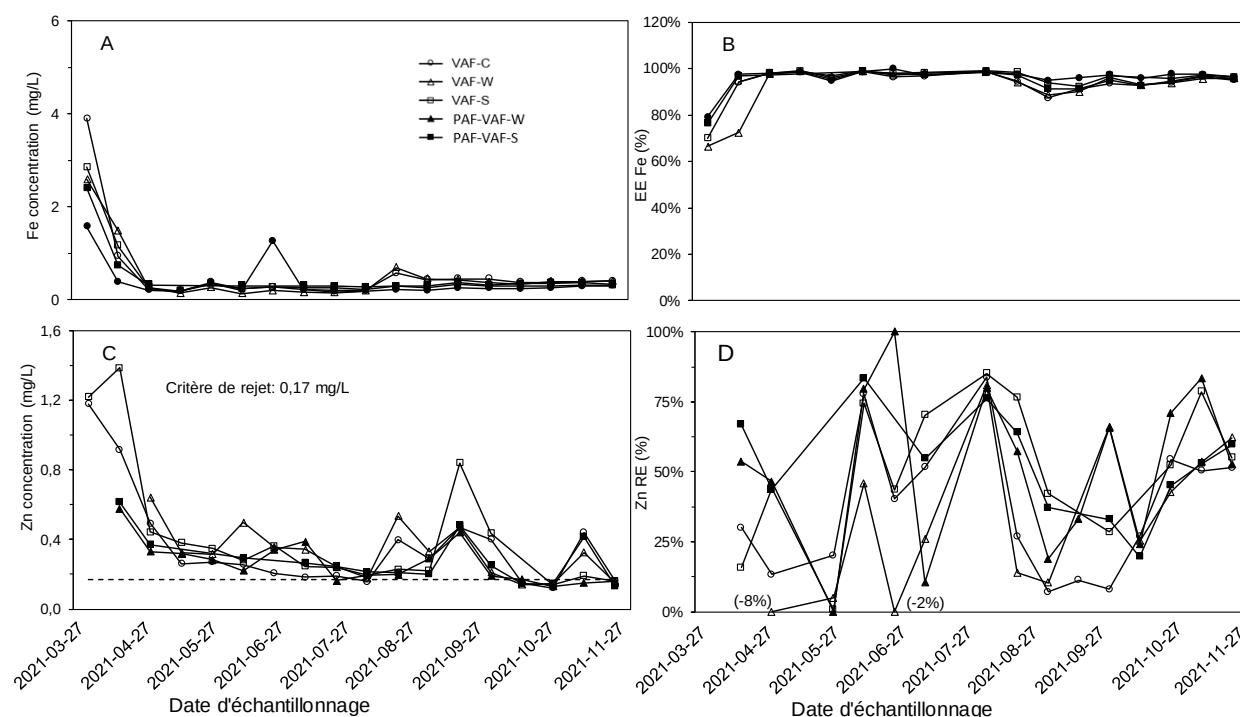


Figure 4-13 Les concentrations et les EE de fer et de zinc aux effluents des FAV

- La gamme de l'écart type pour Fe : 0 à 0,02 et Zn : 0,005 à 0,06 mg/L.
- Le nombre des répliquats : 2.

4.7 Bilans massiques

4.7.1 Bilans massiques de l'UASB

Les bilans massiques de l'unité UASB concernant les paramètres de DCO, N, P et fer est présenté à la Figure 4-14.

En comparaison avec les résultats de l'année 2020 et de l'été 2021 (Shively, 2022), les bilans obtenus pour la totalité de l'année 2021 (91 à 108 %) semblent plus près de 100%. Les concentrations accumulées en DCO et N étaient respectivement de 1500 et 500 g. Le bilan du phosphore était de 91 % avec une accumulation de 25 % dans le réacteur. Le bilan en fer a atteint à 102 % et la portion accumulée du fer dans les boues du réacteur était seulement de 20 %. Par ailleurs, il y eu une incohérence dans les concentrations de fer accumulées dans les boues du réacteur mesurées en août et en décembre 2021 qui ont respectivement été de 103 et 340 mg/L. Comme les EE du fer du l'UASB en automne 2021 étaient très basses (-53 à 22 %) cette

augmentation d'accumulation du fer semble étrange. Les calculs de bilan massique ont été effectués en utilisant la concentration mesurée lors du démontage en décembre 2021.

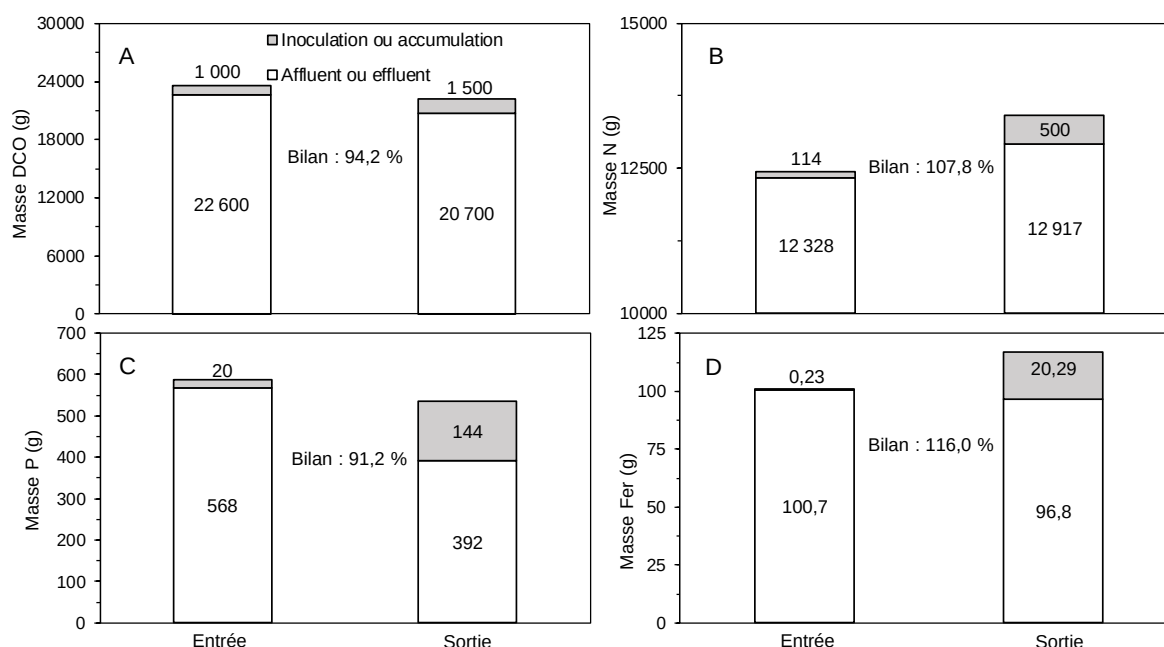


Figure 4-14 Bilans massiques de l'unité UASB pour A) la DCO, B) le N, C) le P et D) le Fe

4.7.2 Bilan massique des FAV

Les bilans massiques des paramètres de l'azote, la DCO et le Pt dans les différentes FAV sont présentés à la Figure 4-15.

Le bilan massique de l'azote calculé montre un pourcentage d'azote dénitrifié dans les FAV entre 41 et 56 %, puisque comme mentionné au chapitre de méthodologie, l'hypothèse a été avancée que chaque FAV a atteint le bilan de NT de 100%. Autrement dit, 100% de l'azote entré dans le système est sorti à l'effluent. Les pourcentages dénitrifiés de l'azote dans les FAV munis de FPA sont relativement plus élevés (2 à 9 %). La comparaison entre les bilans d'azote calculés entre ceux de l'année 2020 et de l'été 2021 (Shively, 2022) révèle que la capacité de dénitrification des FAV a graduellement baissé d'environ 10%. Comme les EE de NT des FAV avaient diminué en été et automne 2021 et qu'en 2020, les EE étaient très élevées, cette réduction était déjà attendue. L'effet de l'azote utilisé pour la croissance des plantes et également, la volatilisation de l'azote sous forme de NH_3 gazeux ont été estimés être très faibles et n'ont pas été considérés dans les calculs (Shively, 2022).

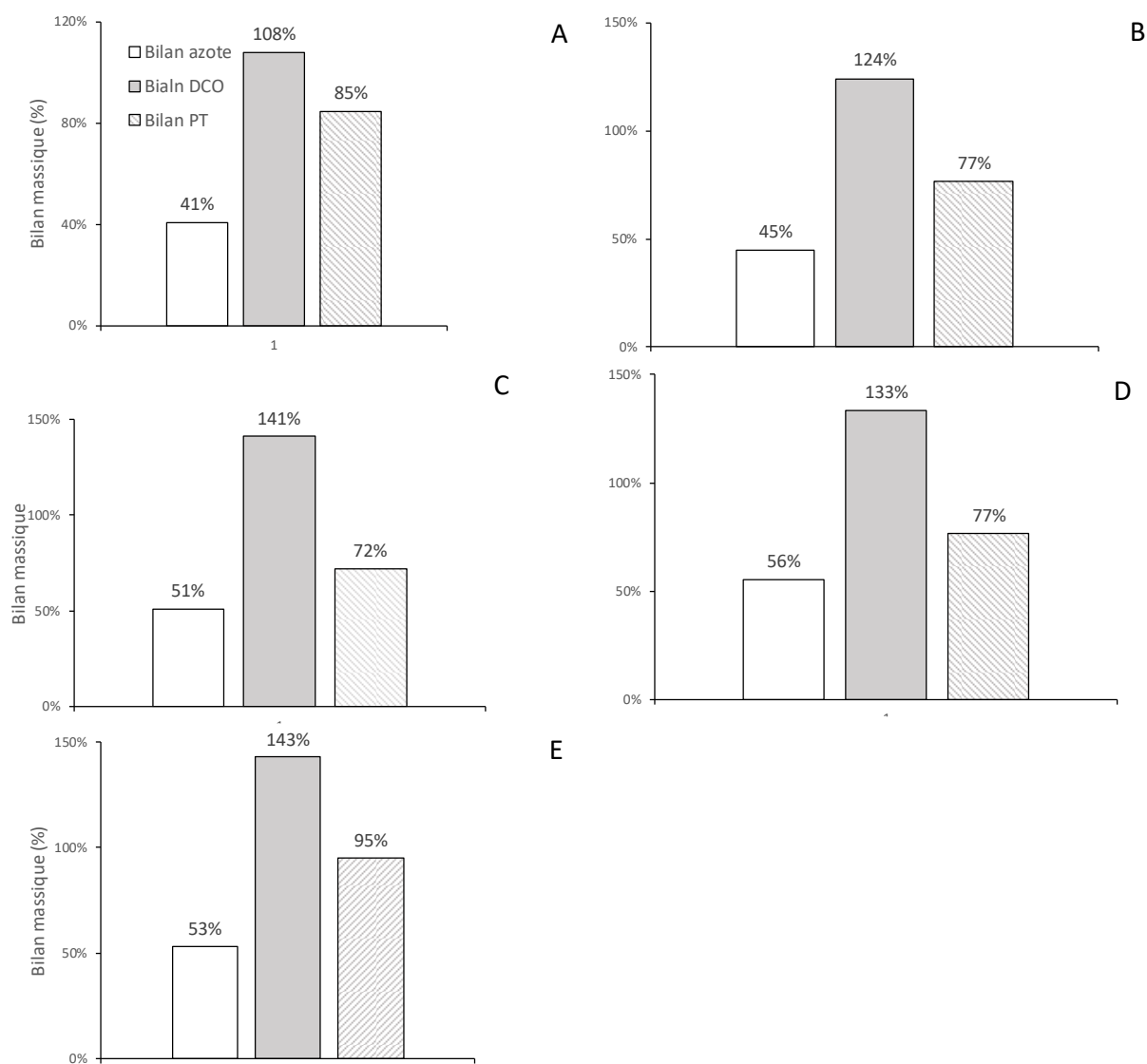


Figure 4-15 Bilans massiques de l'azote, le DCO et le P_t, A) FAV-T, B) FAV-W, C) FAV-S, D) FPA-FAV-W, E) FPA-FAV-S

Les bilans de DCO dans les FAV variaient entre 108 % et 143 %. Les résultats présentés dans ce mémoire (l'année 2021) sont plus proches de 100 % que ceux obtenus en 2020 et en été 2021 (Shively, 2022). Comme présentée au chapitre de méthodologie, l'hypothèse a été avancée que 2,86 g DCO/g NO₃-N dénitrifié ont été consommés (M&EA, 2013). Cependant il est possible qu'une nitrification-dénitrification partielle se soit produite, ce qui pourrait avoir requis moins de DCO pour la dénitrification.

Les bilans de P_t dans les FAV variaient entre 72 et 95%. Comme pour l'azote, l'effet du phosphore utilisé pour la croissance des plantes a été supposé très faible et n'a pas été considéré dans les calculs des bilans P_t . Cela peut expliquer pourquoi le bilan de FAV-T (85%) est meilleur que celui de FAV-W, FAV-S et FPA-FAV-W. De plus, le bilan de 95% de FPA-FAV-S est probablement dû à une surestimation du PT accumulé dans ce filtre à cause d'une erreur dans la mesure du P_t pendant le démontage du système.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 Caractéristiques du lixiviat

Une comparaison entre les résultats des études précédentes, les valeurs de conception et les concentrations moyennes obtenues pour ce projet sont présentées au Tableau 5-1. Les résultats obtenus démontrent que les concentrations moyennes de DCO, DBO₅, NH₄ et Fe dans ce projet sont beaucoup plus faibles que celles rapportées par d'autres études, surtout au niveau de la DBO₅ (Tableau 5-1)

Tableau 5-1 Comparaison des caractéristiques du lixiviat jeune dans les études différentes

Paramètre	Unité	Caractéristiques du lixiviat jeune					
Étude		1,2	3	4	5	Conception	Moy. projet
DCO	mg/L	3000-60000	2000-14000	5000	3760	3500	1540
DBO ₅	mg/L	10000-25000	100-10000	3200	1310	2000	155
NH ₄	mg/L	<400	10-42	1200	640	900	648
NOx	mg/L	5-40	n.d	0,13	n.d	n.d	47
P _t	mg/L	5-100	n.d	2,1	n.d	n.d	8,4
Fe	mg/L	n.d	n.d	49	24	49	6,3
MES	mg/L	10000-25000	n.d	120	73	n.d	84
pH		4,5-7,5	5,8-6,6	7,6	7,6	n.d	8,10
Alc	mg CaCO ₃ /L	n.d	n.d	4300	6090	n.d	4300

1 (Dhamsaniya et al., 2022)

2 (Ilmasari et al., 2022)

3 (Renou et al., 2008)

4 (Frédette 2019)

5 (Török 2021)

La comparaison de la DBO₅ moyenne obtenue avec celle utilisée pour la conception du système présente une diminution de 13 fois qui prouve la biodégradabilité faible du lixiviat utilisé dans cette étude. Cependant, d'un côté, comme déjà discuté à la section 4.2, le réservoir de stockage réfrigéré a fonctionné comme un bioréacteur menant à une dégradation de 7% de DCO après une semaine; ce qui prouve la formation probable de biomasse attachée ou en suspension dans le réservoir. D'un

autre côté, les analyses de DBO_5 étaient effectuées une semaine après l'échantillonnage du lixiviat ce qui pourrait expliquer la dégradation de la fraction facilement biodégradable des matières organiques dans le réservoir. Toutefois, même en considérant le pourcentage biodégradé de DCO dans le réservoir pendant la première semaine d'entreposage, la DCO et la DBO_5 du lixiviat de cette étude ont été plus faibles que celles rapportées par les autres études citées. Il se peut que le mélange du lixiviat jeune et vieilli au LET de WM ou le changement des cellules d'enfouissement expliquent ces différences entre les natures des lixiviats. La DBO_5 très faible du lixiviat de cette étude aurait pu être un obstacle pour la croissance de biomasse et même pour la dénitrification.

Bien que la concentration obtenue en MES soit plus faible que les résultats de (Dhamsaniya et al., 2022), elle est en conformité avec (Frédette 2019, Török 2021) et cela est fort probablement grâce au tamisage du lixiviat en aval du bassin d'accumulation et à la décantation dans le bassin d'accumulation. Les concentrations élevées 49 et 24 mg/L de Fe, respectivement aux études de (Frédette 2019, Török 2021) sur le lixiviat du LET de WM, a conduit à la conception du système de traitement de ce projet à inclure une unité de prétraitement afin d'éviter le colmatage dans les FAV. Toutefois, la concentration obtenue de 6,3 mg/L de cette étude a été beaucoup plus faible que celle des études de (Frédette 2019, Török 2021). En contraste avec les concentrations des matières organiques, la concentration de l'ammoniaque était relativement élevée et en conformité avec celle mentionnée par Török (2021) (Török 2021). La concentration relativement faible de 8,4 mg/L de P_t n'a pas suffi pour effectuer la nitrification dans les FAV qui a été favorisée par l'ajout de phosphore pendant l'expérimentation.

Les natures différentes des lixiviats, devraient être prises en considération pour la conception des systèmes de traitement de lixiviat.

5.2 Unité UASB

Le mécanisme de l'unité de prétraitement de l'UASB est basé sur la transformation du fer dissous en fer particulaire, à la suite de la réaction avec le H_2S généré par les bactéries sulfato-réductrices. Cette unité a été conçue et évaluée par Török (2021).

Les EE du fer moins élevées qu'attendu et parfois négatives sont probablement dues au court-circuitage dans l'UASB et du relargage des boues dans l'effluent (Shively 2022). Au fur et à mesure que cette expérimentation a avancé, l'EE de cette unité a diminué, probablement faute de la purge des boues de cette unité. Le TRB de 294 jours de ce projet a été trois fois plus long de celui du

projet de (Török 2021); ce qui pourrait justifier l'efficacité inacceptable de cette unité comparativement à l'étude précédente. Il se peut que les granules des boues de cet âge soient beaucoup moins actives. De plus, la faible DBO₅ du lixiviat et la dégradation des matières facilement biodégradables dans le réservoir de stockage réfrigéré avant d'être alimenté dans l'UASB, ont provoqué une efficacité nulle ou même parfois négative pour l'enlèvement de DCO et DBO₅. Une comparaison entre les résultats de l'UASB étudié dans ce projet et ceux de littérature est démontrée au Tableau 5-2.

Tableau 5-2 Comparaison de l'efficacité de l'UASB de ce projet avec d'autres études

Paramètre		Unité	Ce projet	1	2	Typique (3)
TRB		j	294	91	n.d	n.d
DCO	Conc.	mg/L	1540	3600	2120	n.d
	EE	%	7	32	77	n.d
	TCO	kg DCO m ⁻³ .j ⁻¹	1,6	1,5	1,3	2 à 14
DBO ₅	Conc.	mg/L	155	1160	1380	n.d
	EE	%	3	62	90	n.d
Fe total	Conc.	mg/L	6,3	16,7	n.d	n.d
	EE	%	11	43	n.d	n.d
Fe dissous	Conc.	mg/L	2,1	4	n.d	n.d
	EE	%	9	12	n.d	n.d

1 (Török 2021)

2 (M.A.Arthur et al., 2022)

3 (Kaviyaran 2014, Bokhary et al., 2021)

Le TCO utilisé pour alimenter l'UASB dans ce projet soit 1,6 kg DCO m⁻³.j⁻¹ s'est avéré relativement inférieur aux valeurs rapportées dans la littérature pour les eaux usées industrielles et municipales (Kaviyaran, 2014, Bokhary et al., 2021). Bien que le TCO soit en accord avec l'étude de (Török, 2021, M.A.Arthur et al., 2022) les EE aux niveaux de DCO, DBO₅ et le fer sont beaucoup moindres que celles de ces études, ce qui confirme l'inefficacité de cette unité dans ce projet. En considérant tous les aspects, cette unité n'a pas réussi à jouer son rôle assigné afin de

réduire les concentrations en fer et matières organiques. Toutefois, grâce aux concentrations moins qu'attendues du fer et DBO_5 d'une part et à l'efficacité remarquable des FAV pour l'enlèvement des matières organiques d'autre part, l'inefficacité relative de ce système n'a pas nui au fonctionnement du système de traitement de ce projet. Dans le cas des concentrations élevées de fer, si cette unité ne joue pas efficacement son rôle, le risque de colmatage des FAV est probable.

Bien que tout au long de ce projet, un sac en plastique ait été installé au réacteur de l'UASB afin de récupérer le biogaz produit, aucun gaz ne s'est accumulé dans le sac. La raison, la plus probable de ce problème est l'étanchéité imparfaite du réacteur, cependant il y a la possibilité de court-circuitage qui a empêché les matières organiques d'être transformées par la biomasse (Shively 2022). À l'étude de (Török, 2021) une production de $160 \text{ mL CH}_4/\text{g}$ de DCO enlevée et une concentration en CH_4 de 77 % dans le produit biogaz ont été constatées. La diminution graduelle de l'efficacité de l'UASB à travers le temps dans ce projet indique la nécessité de vidange de boues pour réduire le TRB et éviter le court-circuitage et la suraccumulation des boues au réacteur. À cet effet, lors de conception des systèmes munis de l'UASB, les coûts de vidange de boues devraient être pris en considération.

5.3 Comportement hydraulique des FAV

Selon l'Annexe H, à la suite de l'essai de traçage, les cinq FAV ont démontré des écoulements très similaires. La ressemblance de cet écoulement à celui d'un réacteur complètement mélangé (CM) et de deux réacteurs CM est illustrée à la Figure 5-1 (Shively 2022).

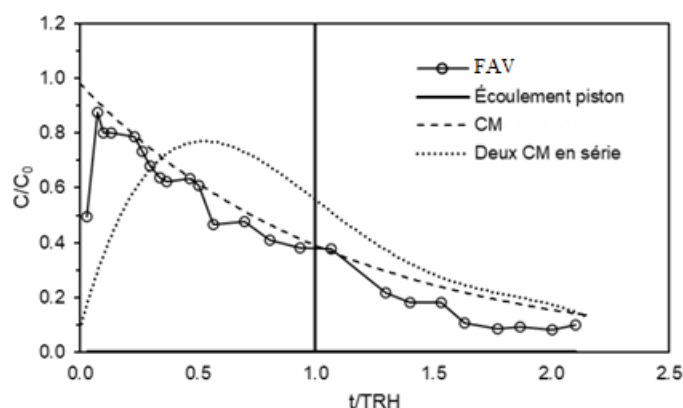


Figure 5-1 Comparaison de l'écoulement normalisé des FAV avec l'écoulement typique des réacteurs à écoulement piston, CM et de deux réacteurs CM en série (Shively 2022)

L'écoulement CM des FAV a déjà été rapporté par (Boog et al., 2014). De plus, les mesures d'OD qui ont été effectués régulièrement pendant l'expérimentation, ont montré les concentrations assez comparables dans les profondeurs différentes des FAV; ce qui est typique d'un écoulement CM (Shively, 2022).

Outre la courbe d'écoulement, les paramètres présentés au Tableau 5-3 ont confirmé l'écoulement CM des FAV. Les ratios de t_i/TRH et t_M/TRH avec les valeurs proches de zéro, la valeur élevée de σ_2 , et le facteur d'efficacité de $n=1,1$ indiquent l'écoulement CM. Un écoulement entre le piston idéal et CM est également démontré par l' I_M . La valeur inférieure à 1 de t_h/TRH précise le déplacement de courbe de distribution de temps de séjour (DTS) vers la gauche ce qui suggère une présence des courants préférentiels et un faible court-circuitage. La présence des courants préférentiels est aussi confirmée par la valeur moins élevée l' E_V . Une faible présence de zones mortes est confirmée par l' E_D proche de 1. Les paramètres de t_h , t_{10} et t_{90} ont été calculés en utilisant le graphique de la fonction F, présenté à l'Annexe H.

Comme déjà mentionné à la section 3.3.3 le TRH en fût vide et le TRH des vides des FAV étaient respectivement 30 et 60 jours. Les TRH de 1 à 10 jours ont été rapportés pour le traitement du lixiviat et les eaux usées municipales par (Bakhshoodeh et al., 2020, Nivala et al., 2019). Cependant, la qualité des effluents traitée par les FAV indique que les TRH pourraient être réduits afin de diminuer la superficie et les coûts de capitalisation des FAV à pleine échelle (Shively 2022).

Tableau 5-3 Facteurs déterminants le comportement hydraulique des FAV

Paramètre	Équation /Symbole	Unité	Interprétation	Valeur	Référence
Temps de rétention hydraulique théorique des vides	TRH	j		30	
Temps du début de l'apparition du traceur à l'effluent	t_i	j		0,93	(M&EA 2014, Kadlec et & Wallace 2009)
Temps du début de l'apparition du traceur à l'effluent normalisé	t_i/TRH		Les valeurs plus vers zéro indique un écoulement CM.	0,03	(M&EA 2014, Kadlec et & Wallace 2009)
Temps de rétention modal	t_M	j		2,2	(Argaman et Rebhun 1964)
Temps de rétention modal normalisé	t_M/TRH		Les valeurs plus vers zéro indique un écoulement CM.	0,07	(Argaman et Rebhun 1964)
Temps de rétention moyen	t_a	j		21	(Fogler 2006, Argaman et Rebhun 1964)
Temps de rétention médian	t_h	j		17	(Argaman et Rebhun 1964, M&EA 2014)
Temps de rétention médian normalisé	t_h/TRH		Les valeurs inférieures à un, indique le déplacement de la courbe DTS à gauche	0,6	(M&EA 2014, Kadlec et & Wallace 2009)
Indice de dispersion (Morril)	$I_M = t_{90}/t_{10}$		$2 < I_M < 22$ indique un réacteur entre piston efficace et CM	10,5	(M&EA 2014)
Efficacité volumétrique	$E_V = 100/I_M$	%	Aussi petit qu'il soit, plus qu'il y a des courants préférentiels.	9,5	(M&EA 2014, Kadlec et & Wallace 2009)
Variance de la distribution	σ^2	j	Aussi grand qu'il soit, il y a une plus grande distribution qui indique l'écoulement CM	560	(Fogler, 2006)
Efficacité de déplacement	$E_D = t_a/T$		$ED=1$ indique qu'il n'y a pas de zone morte. Aussi petit qu'il soit, il y a plus de zones mortes.	0,7	(Argaman et Rebhun 1964)
Facteur d'efficacité	$n = t_a/(t_a - t_m)$		$n=1$ indique l'écoulement CM	1,1	(Comeau, 2021)

5.4 Enlèvement des contaminants

5.4.1 Enlèvement du *p*-crésol

Une analyse LC/MS ultérieure du lixiviat dans le réservoir de stockage réfrigéré a démontré la présence d'alcool *p*-hydroxybenzylique, de *p*-hydroxybenzaldéhyde et de *p*-hydroxybenzoate identifiés respectivement par leurs ions de masse moléculaire déprotonés $[M - H]^-$ à 123, 121, 137 Da . Ces sous-produits s'accordent avec ceux de minéralisation du *p*-crésol en présence des organismes réducteurs de fer comme illustré à la Figure 5-2 (Lovely et Lonergan 1990).

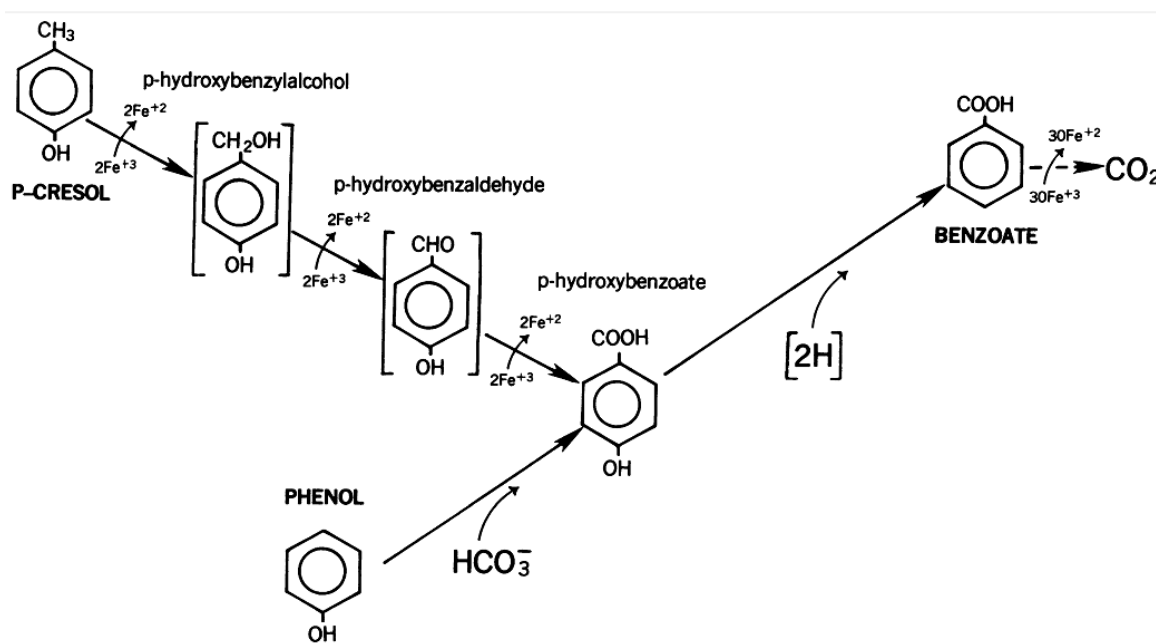


Figure 5-2 La voie potentielle de minéralisation du *p*-crésol par l'organisme réducteur de fer, GS-15 (Lovely et Lonergan 1990)

La bactérie *Geobacter metalireducens* (GS-15) est un organisme réducteur de fer qui peut croître dans un milieu anaérobie par l'oxydation complète de la matière organique couplée à une réduction dissimilatrice du Fe(III). Les *Geobacter* ont été détectés dans divers environnements anoxiques allant des environnements d'eau douce, marins et estuariens aux aquifères souterrains et aux environnements pollués par les matières organiques et les métaux (Eickhoff et al., 2013). En présence de cet organisme, le phénol et le *p*-crésol sont oxydés en CO₂ avec Fe (III) comme seul accepteur d'électrons. Les études démontrent que la croissance du GS-15 a coïncidé avec la réduction de Fe(III). Par ailleurs, le GS-15 peut obtenir de l'énergie pour soutenir la croissance en oxydant le *p*-hydroxybenzoate qui est un intermédiaire extracellulaire transitoire du métabolisme

du phénol et du *p*-crésol comme le seul donneur d'électrons. Le *GS-15* a également oxydé les intermédiaires aromatiques potentiels dans l'oxydation du *p*-crésol (alcool *p*-hydroxybenzylique et *p*-hydroxybenzaldéhyde). Le métabolisme décrit plus haut fournit un modèle de la façon de l'oxydation des hydrocarbures aromatiques et des phénols avec la réduction de Fe(III) dans les aquifères contaminés et les sédiments contenant du pétrole (Lovely et Lonergan 1990).

Bien que le réservoir de stockage réfrigéré ne soit pas étanche, probablement que la concentration d'OD n'était pas aussi élevée dans le lixiviat stocké. Ce qui a favorisé la croissance des organismes réducteur du fer dans un milieu anaérobie.

De nombreuses stratégies ont été développées pour l'enlèvement du *p*-crésol des eaux usées contaminées avant leur rejet, notamment l'adsorption sur charbon actif, l'échange d'ions, l'extraction liquide-liquide et l'oxydation chimique. Malheureusement, un bon nombre de ces techniques sont coûteuses et peuvent entraîner la génération de sous-produits dangereux. La biodégradation, en revanche, est un moyen plus rentable et durable de minéraliser ce composé, le retirant ainsi complètement de l'environnement. De nombreux microorganismes peuvent utiliser le *p*-crésol comme source de carbone et d'énergie. (Chaurasia et al., 2015).

Comme les résultats des deux derniers échantillonnages ont indiqué, les FAV ont favorisé la dégradation du *p*-crésol dopé directement dans les FAV avec une EE de 100%. La biodégradation aérobie est le mécanisme principal d'enlèvement des composés phénoliques, en particulier dans les MF à écoulement vertical qui sont dominés par les conditions aérobies. En conditions aérobies, les microorganismes utilisent l'oxygène disponible comme accepteur d'électrons. La dégradation des composés phénoliques est effectuée par l'activité de divers microorganismes tels que les bactéries, les champignons et les actinomycètes, qui utilisent les composés phénoliques comme la source de carbone et d'énergie. Les espèces de bactéries connues qui dégradent les composés phénoliques sont *Pseudomonas*, *Bacillus* et *Acinetobacter*, entre autres. Les genres *Pseudomonas* et *Streptomyces* ont été trouvés dans les MF à écoulement sous-surfacique et ont été identifiés comme les dégradeurs du phénol (Stefanakis et Thullner 2016). Bien que ce mémoire soit focalisé sur un projet d'ingénierie qui étudie l'efficacité des FAV pour l'enlèvement des contaminants conventionnels et les autres polluants du lixiviat, il serait intéressant d'étudier plus en détail les communautés microbiennes qui dégradent les composés phénoliques présents dans les FAV dans un projet interdisciplinaire.

Mis à part la biotransformation, le *p*-crésol peut subir d'autres pertes par exemple par volatilisation. Cette hypothèse est étayée par le fait qu'après avoir dopé le *p*-crésol dans le réservoir de stockage réfrigéré ou directement dans les FAV, une odeur typique s'est dégagée dans le pilote expérimental. Les composés phénoliques tels que le *p*-crésol sont modérément volatils (A et al., 2017). Contrairement aux MF à écoulement sous-surfacique non aérées, où la volatilisation directe est limitée en raison du taux de diffusion limité des composés phénoliques dans la zone non saturée et du transfert de masse limité, la quantité des composés phénoliques enlevée par la volatilisation pourrait être plus importante dans les MF à écoulement sous surfacique aérés (Imfeld et al., 2009). La constante de la loi de Henry du *p*-crésol est 1×10^{-6} atm.m³/mol à 25 °C (National Center for Biotechnology Information, s.d.) qui indique la possibilité de la volatilisation du *p*-crésol à partir de la surface de l'eau (Lyman et al., 1990). Par ailleurs, la phytovolatilisation ne semble pas significative pour les composés phénoliques (Stefanakis et al., 2016).

L'autre mécanisme d'enlèvement des composés phénoliques est l'adsorption par les médias filtrants et la sorption sur les particules des matières organiques et les particules d'argile, ainsi que sur les racines des plantes (Stefanakis et Thullner 2016).

Bien que dans le cours de l'expérimentation de ce projet, les plantes des FAV soient mortes ou étaient en mauvaise santé et que leur participation à l'enlèvement du *p*-crésol était négligeable, l'absorption par les plantes par les mécanismes de phytodégradation, phytostabilisation et phytoaccumulation est rapportée par (Imfeld et al., 2009). Généralement, l'absorption par les plantes se produit pour les composés dont le log K_{ow} est dans la gamme de 1 à 4. Étant donné que $\log K_{ow} = 1,94$ pour le *p*-crésol, il est fort probable que l'absorption par les plantes se produise (Stefanakis et Thullner 2016, National Center for Biotechnology Information, s.d.).

Une comparaison entre les EE des composés phénoliques différents y compris le *p*-crésol par les MF avec celle obtenue de cette étude est présentée au Tableau 5-4.

Tableau 5-4 Comparaison de l'efficacité d'enlèvement des composés phénoliques par les MF selon différentes études

Type d'écoulement	TRH (d)	Composé phénolique	Conc. (mg/L)	EE (%)
Horizontal/Libre (1)	1 à 2	Phénols totaux	≤ 80	≤ 94
Horizontal (1)	<1	Phénols totaux	0,1	100
Horizontal (1)	3	Phénols totaux	1500	83
Horizontal (1)	3 à 5	Phénols totaux	0,5	73 à 77
Horizontal (1)	20 à 40	Phénols totaux	3	> 95
Vertical (1)	n.d	Phénols totaux	2800	70
Libre (1)	5	Phénols totaux	1000	74
Horizontal (1)	12	Phénols totaux	30	58 à 72
Horizontal (1)	2 à 7	Phénols totaux	≤ 65	≤ 80
Vertical (1)	1	Phénols totaux	5	70 à 82
Libre (1)	60	Phénols totaux	4800	86
Libre (1)	5 à 7	Phénol	≤ 380	98 à 100
Horizontal (1)	7	Phénol	300 et 500	100 et ≤ 90
Mésocosme (1)	n.d	Phénol	100	100
Vertical (1)	3	Phénol	20	73 à 90
Horizontal (1)	5 à 10	Phénol, <i>m</i> -crésol	15 et 2	> 99
Horizontal (1)	1,2	<i>p</i> -crésol	0,375	83
FAV (2)	30	<i>p</i> -crésol	3,0	100

1 (Stefanakis et Thullner 2016)

2 Ce projet

L'EE de 100% du *p*-crésol démontre la capacité du traitement de ce polluant par les FAV. Cependant, comme présenté au Tableau 5-4, le TRH de notre étude a été plus élevé que celui des autres études ce qui a favorisé les conditions idéales pour la biodégradation du *p*-crésol. La nature toxique du *p*-crésol a empêché de tester les concentrations plus élevées de ce contaminant par les FAV qui pourrait révéler la capacité maximum des FAV pour l'enlever.

En plus des MF, les autres technologies ont été utilisées pour enlever du *p*-crésol des eaux usées. Une EE de 100% a été rapportée pour le *p*-crésol provenant des eaux usées de laboratoire dopées à une concentration de 100 mg/L dans un bioréacteur à boues granulaires aérobies (Basheer et Farooqi 2012).

Afin de mieux connaître le devenir du *p*-crésol dans les FAV, le bilan de masse de *p*-crésol peut être focalisé. Par cela, des microcosmes spéciaux soit des bouteilles de serum peuvent être utilisés où le *p*-crésol uniformément marqué par le [U-14C] est ajouté. Ces microcosmes sont ensuite équipés d'un petit tube à essai contenant une solution de KOH pour piéger le dioxyde de carbone libéré ($^{14}\text{CO}_2$) généré par la minéralisation du composé phénolique soit le *p*-crésol dans notre étude. Le $^{14}\text{CO}_2$ capturé dans le piège KOH peut ensuite être mesuré à l'aide d'un compteur à scintillation liquide. À la suite des mesures du *p*-crésol minéralisé, le bilan de masse peut être réalisé pour identifier le pourcentage minéralisé du *p*-crésol. Les résultats seraient également une bonne indication pour estimer le pourcentage du *p*-crésol enlevé par la volatilisation ou les autres mécanismes d'enlèvement des composés phénoliques par les marais filtrants (Hawari, et al. 1998).

5.4.2 Enlèvement des contaminants conventionnels

Comme mentionné aux sections 4.6.2 et 4.6.3, les FAV ont démontré des EE élevées pour la plupart des paramètres; le zinc étant le seul paramètre réglementé dont l'exigence provinciale n'a pas été respectée. Mis à part le zinc, tous les autres paramètres réglementés y compris DBO_5 , MES, NH_4 , pH, composés phénoliques et coliformes fécaux étaient bien en dessous des normes de rejet provinciales (Gouvernement du Québec, 2022) comme présenté au Tableau 5-5.

Tableau 5-5 Qualité des effluents des FAV par rapport aux exigences provinciales

Paramètre	NH_4	Composés phénoliques	DBO_5	MES	Zn	pH	Coliformes fécaux
Unité	mg N/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		U.F.C./ 100 mL
Concentration à l'effluent (EE)	< 1,55 (99,8%)	0,004 (97%)	< 6,93 (98%)	< 5,70 (96%)	0,33	8,12	< 70
Valeurs limites	25	0,085	150	90	0,17	6,0 à 9,5	1000
Valeurs limites moy. mens.	10	0,030	65	35	0,07	6,0 à 9,5	1000

Une comparaison entre les EE des FAV avec les autres technologies déjà étudiées pour le traitement du lixiviat est présentée au Tableau 5-6.

Tableau 5-6 Comparaison des efficacités d'enlèvement des contaminants conventionnels par différentes technologies de traitement du lixiviat

Technologie	Âge du lixiviat	EE (%)				TRH (d)
		DCO	DBO ₅	NT	NH ₄	
BA (1)	Moyen	91	94	n.d	100	1
RBS (1)	Moyen	55	n.d	60	n.d	n.d
MBR (1)	Jeune	79 à 96	99	n.d	97 à 99	2,5
Lit bactérien (1)	Jeune	n.d	80 à 96	n.d	68 à 88	n.d
Biodisque (1)	Jeune	52	n.d	n.d	n.d	1
DA (1)	Moyen	71 à 92	n.d	n.d	n.d	n.d
RBS An (1)	Jeune	83 à 90	n.d	n.d	16	2 à 6
UASB (1)	Jeune	85 à 93	n.d	n.d	n.d	1,3 à 3
MFH (2)	n.d	59	80	72	67	1 à 10
MFV (2)	n.d	72	72	88	67	1 à 10
MFHyb (2)	n.d	56	72	67	69	1 à 10
MFS (2)	n.d	45	81	81	70	1 à 10
MFHA (3)	n.d	n.d	99	70	99	5
MFVA (3)	n.d	n.d	99	40	99	5
FAV (4)	Jeune	71	98	58	99,8	30

1 (Ilmasari et al., 2022)

2 (Bakhshoodeh et al., 2020)

3 (Nivala et al., 2019)

4 Ce projet

Les FAV ont démontré des EE, des DCO, DBO₅, NH₄ et N_t assez comparables et dans certains cas meilleurs que les autres technologies de traitement du lixiviat comme les BA, le RBS, le MBR, le

lit bactérien, le biodisque, la DA, le RBS An, l’UASB et les MF. Toutefois, par rapport aux autres études, l’âge du lixiviat utilisé n’était pas toujours jeune ou parfois il n’était pas spécifié avec clarté. Donc, le fait que les FAV ont traité le lixiviat jeune avec les EE notables pour la plupart des contaminants tout au long du projet démontre leur capacité comparativement aux autres technologies.

Les processus biochimiques, la composition de la communauté biotique, et donc le devenir des polluants dans les MF peut être significativement influencé par le TRH. Un enlèvement plus élevé des contaminants peut être obtenu par un TRH long, tandis qu'avec un TRH faible, les eaux usées se déplacent rapidement vers l’effluent, réduisant le temps de contact avec la rhizosphère de la plante et les microorganismes. Cependant, les TRH longs nécessitent un plus grand espace et les coûts de capitalisation plus élevés (Bakhshoodeh et al., 2020). Le TRH appliqué dans ce projet était plus élevé que ceux rapportés par les autres études qui aurait pu être l’un des facteurs influents sur les EE élevées obtenues.

Le TCH et les taux de charge volumique des matières organiques et de l’ammoniaque sont présentés au Tableau 5-7. Le TCH minimum proposé par (DWA 2017) est $18 \text{ L m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ qui est supérieur au TCH appliqué dans ce projet. Donc, le TCH pourrait être augmenté pour l’utilisation à pleine échelle. Par ailleurs, tenant compte des EE très élevées obtenues, les FAV peuvent être alimentés avec les taux de charges plus élevés pour atteindre à leur capacité maximum du traitement efficace.

Tableau 5-7 Taux de charge hydraulique et taux de charge volumiques des matières organiques et de l’ammoniaque

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur
Taux de charge hydraulique	TCH	$\text{L m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	16,4
Taux de charge organique en DCO	TCO- DCO	$\text{g DCO m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	21,7
Taux de charge organique en DBO_5	TCO- DBO_5	$\text{g DBO}_5 \text{ m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	3,5
Taux de charge d'azote en NH_4	TCN- NH_4	$\text{g NH}_4\text{-N m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	10,5

Par rapport à l’enlèvement de NT par ce système de traitement du lixiviat, les FAV munis des FPA ont démontré des EE de NT de 10 % supérieures. Cependant, au fur et à mesure que cette expérimentation a progressé, leur performance a diminué. Ceci est probablement dû à l’augmentation de la concentration d’OD dans les FPA comme mesuré dans les effluents des FPA

(de 3 mg O₂/L le 6 juillet à 7,3 mg O₂/L le 8 novembre). Malheureusement, la complexité de fonctionnement du pilote d'essai et le plan des échantillonnages liquides bihebdomadaires intenses ont empêché de faire les modifications nécessaires sur les FPA afin de diminuer l'infiltration d'OD en été et en automne 2021. Il est fort probable que cette augmentation d'OD a changé les FPA aux milieux aérobies et conséquemment ils n'ont plus été anoxies. Il est proposé de surveiller toujours la concentration d'OD dans les FPA pour la maintenir toujours en dessous de 0,2 mg O₂/L afin d'éviter de l'inhibition de dénitrification (M&EA 2014).

Une autre cause probable pour la dénitrification moindre qu'attendue des FPA aurait pu être la carence en matière organique facilement biodégradable (Shively 2022). Selon (M&EA 2014) 2,86 g DCO/g NO₃-N dénitrifié ou 4 g DBO₅/g NO₃-N dénitrifié ont été consommés. Toutefois, il est possible qu'une nitrification-dénitrification partielle se soit produite, ce qui pourrait avoir requis moins de DCO pour la dénitrification. Si la nitrification complète a eu lieu, c'est-à-dire que tout le NH₄ a été nitrifié en NO₃, il aurait eu 648 mg NO₃-N/L ou $4,8 \pm 2,3$ g NO₃-N/j (n=83) pour dénitrifier. Une dénitrification complète des NO₃ produits par nitrification aurait théoriquement requis 13,7 g DCO/j ou 19,2 g DBO₅/j. Tandis que l'alimentation des FAV a été effectuée avec les charges de 10,6 g DCO/j et 1,6 g DBO₅/j, ce qui montre la carence des matières organiques et surtout les matières organiques facilement biodégradables pour nourrir le processus de dénitrification. Il semble que l'ajout des matières facilement biodégradables aux FPA à pleine échelle aurait augmenté l'efficacité de dénitrification.

Les calculs du bilan massique de l'azote ont été effectués selon l'hypothèse avancée que chaque FAV a atteint le bilan de NT de 100% ou, autrement dit, que 100% de l'azote entré dans le système est sorti à l'effluent. Selon ces calculs, entre 41 et 56% de l'azote est enlevé par le procédé de dénitrification ou anammox dans les FAV. Comme déjà précisé à la section 4.6.2, bien que les FAV aient achevé la nitrification à 99,8%, les concentrations de NO₃ et NT aux effluents des FAV étaient beaucoup plus élevées (134 à 870 mg/L) que la cible visée de 40 à 50 mg/L de WM. Cela indique une dénitrification faible dans les FAV. La concentration d'OD dans les FAV était $7,1 \pm 1,7$ mg O₂/L (n = 284) en 2021 qui démontre que c'est une unité intensivement aérée. Donc, c'est peu probable que le procédé anammox ait eu lieu dans les FAV faute des zones anoxies. Une autre possibilité sont des processus de nitrification/dénitrification en simultané (Shively 2022). Pour les systèmes qui ont de la nitrification/dénitrification simultanée sous conditions de faible concentration en OD et de longs TRH, les bilans sur l'azote sans considération de la dénitrification

sont en dessous de 100% (Barker et Dold 1995). Cependant, tenant compte de l'intensité de l'aération des FAV, il est encore peu probable que des zones anoxies se forment dans les FAV, même dans les zones mortes.

Les bilans massiques effectués sur la DCO dans lesquels l'effet de la DCO consommée pour la dénitrification est considéré semblaient surestimés (de 108 à 143%). Comme cité précédemment, les calculs ont été réalisés en posant l'hypothèse de la dénitrification complète en considérant 2,86 g DCO/g $\text{NO}_3\text{-N}$ dénitrifié. Cependant, les résultats indiquent que la consommation considérée de DCO était surestimée. Cela précise que l'hypothèse de la dénitrification complète n'a pas été validée et une fraction de l'azote est partie du système sous forme d'un autre gaz azoté (N_2O) qui est l'un des gaz à effet de serre le plus puissant (M&EA 2014). L'autre possibilité est la participation du procédé anammox à l'enlèvement de NO_3 où il n'y a pas le besoin en matières organiques. Si cela pouvait être considéré dans les calculs de bilan massique sur la DCO, ils ne seraient pas aussi surestimés.

Il est proposé de diminuer le taux d'aération dans les FAV de 7,1 mg $\text{O}_2\text{/L}$ à 3,0 mg $\text{O}_2\text{/L}$ afin de fournir les conditions favorables au procédé de nitrification/dénitrification simultanée et augmenter l'efficacité de la dénitrification. Un oxymètre avec un contrôle automatique pourrait être utilisé pour maintenir les concentrations requises (Shively 2022). L'autre approche est de surveiller la concentration d'OD dans les FPA et de la maintenir en dessous de 0,2 mg/L. En outre, l'ajout d'une unité de post-dénitrification en aval des FAV pourrait efficacement augmenter la dénitrification, mais elle devrait requérir l'ajout de matière organique.

Une comparaison entre les EE de Fe et de Zn par les différentes technologies de traitement du lixiviat est présentée au Tableau 5-8. Les FAV ont bien enlevé le fer avec une EE de 96% ce qui est supérieure à celle rapportée dans d'autres études. Cependant, il faut d'une part noter que la concentration moyenne du fer à l'affluent des FAV (6,3 mg/L) a été moindre qu'attendu et d'autre part, l'unité UASB a prétraité le lixiviat en amont des FAV pour diminuer la concentration du fer. Donc, pendant cette expérimentation, la capacité maximale des FAV pour traiter le fer n'a pas été déterminée. Ce qui pourrait être étudié dans un autre projet en utilisant un lixiviat plus concentré en fer ou l'ajout du fer dans le lixiviat. Toutefois, les concentrations élevées du fer peuvent augmenter le risque de colmatage des médias filtrants par l'accumulation des particules de fer. La

masse du fer accumulée dans les FAV mesurée après le démontage du système était de 14 ± 3 g ce qui semblait insignifiant par rapport à 1800 ± 400 g des MES et 820 ± 200 g de DCO_x.

Tableau 5-8 Comparaison des efficacités d'enlèvement des métaux par différentes technologies de traitement du lixiviat

Technologie	Âge du lixiviat	EE (%)	
		Fe	Zn
Biodisque (1)	Jeune	96	-
RBS + UF* (1)	Jeune	71	74
RBS + Coagulation (1)	Moyen	62	41
UASB + SAS** (1)	n.d	85	73
MFH (2)	n.d	56	42
MFV (2)	n.d	93	89
MFHyb (2)	n.d	61	56
FAV (3)	Jeune	96	45

* Ultrafiltration

** (self-aerated sponge)

1 (Ilmasari et al., 2022)

2 (Bakhshoodeh et al., 2020)

3 Ce projet

Comme précédemment cité, le zinc est le seul paramètre réglementé dont l'exigence de rejet n'a pas été respectée par les FAV. L'EE moyenne de Zn a été 45 % avec les valeurs variées pendant l'étude. Bien qu'elle ne soit pas très basse comparativement aux autres études comme MFH (Bakhshoodeh et al., 2020) et RBS + coagulation (Ilmasari et al., 2022) elle n'est pas comparable à l'EE de 89% de MFV (Bakhshoodeh et al., 2020). Il faut souligner qu'au LET de Sainte-Sophie, une unité de post-traitement par un procédé de coagulation- floculation s'occupe de l'enlèvement du zinc.

5.5 FAV à pleine échelle

Puisque le lixiviat est contaminé avec plusieurs CIÉ qui ne sont pas réglementés par les autorités administratives, il est fortement suggéré que les concentrations de ces contaminants à l'effluent des FAV à pleine échelle soient mesurées au moins quelques fois par année. Ceci semble essentiel afin d'éviter des effets néfastes des CIÉ sur l'environnement, surtout ceux récalcitrants qui pourraient demeurer dans l'environnement pendant plusieurs années.

Comme constaté dans notre étude, les FAV plantés et non plantés ont présenté des EE assez semblables tout au long du projet. Donc, il est proposé d'utiliser les FAV non plantés à pleine échelle. Les EE très élevées pour la plupart des contaminants confirment que le taux de charge appliqué dans ce projet n'a pas permis de déterminer la capacité maximale des FAV. Un essai sur un FAV non planté comme le FAV-T avec le TCH élevé serait mieux nous faire savoir la capacité des FAV jusqu'à une limite acceptable où les FAV respecteraient les normes de rejet provinciaux. De plus, une diminution de débit d'aération pourrait être essayée ce qui résulterait en une diminution des coûts d'opération des FAV à pleine échelle. Par ailleurs, la diminution de TRH pourrait être considérée dans cet essai pour la détermination de la superficie du filtre à pleine échelle.

Si un TRH de 30 jours comme celui de cette étude est utilisé pour la conception des FAV à pleine échelle, pour un débit de $1\,500\text{ m}^3/\text{j}$ de lixiviat, une superficie de $90\,000\text{ m}^2$ avec une profondeur de 1 m serait nécessaire. Cependant en diminuant le TRH à 10 jours, comme la valeur typique des FAV, la superficie pourrait être diminuée à $30\,000\text{ m}^2$, ce qui correspond à environ trois terrains de football ou deux fois la superficie du bassin d'accumulation présentement utilisé au LET de WM à Sainte-Sophie (Shively 2022).

Comme précédemment cité, la nitrification complète achevée par les FAV devrait être suivie par une dénitrification suffisante pour atteindre la cible visée de WM (40 à 50 mg/L de NT). Pour cela, la diminution de concentration d'OD dans les FPA et même l'installation d'une unité post-anoxie sont proposées. Les valeurs de NT et NO_x aux effluents des FAV obtenues dans cette étude étaient beaucoup plus élevées que la cible visée de WM.

Des carences en phosphore, élément essentiel pour la croissance de la biomasse, et en alcalinité qui est nécessaire pour la nitrification, ont été constatées dans cette étude. Donc une surveillance sur les concentrations de ces paramètres serait requise pour les FAV à pleine échelle.

Les FAV testés dans cette étude n'ont pas subi de colmatage soit grâce à l'enlèvement relatif du fer par l'unité l'UASB, soit grâce à la concentration faible de fer du lixiviat. Cependant, la complexité de rétrolavage des matières granulaires des FAV à pleine échelle qui peut aussi nuire à la biomasse, démontre la nécessité d'inclure une unité de prétraitement de l'UASB. Toutefois, la purge des boues de cette unité devrait être effectuée régulièrement (comme aux 3 mois dans l'étude de Török 2021) afin de maintenir son efficacité. Tenant compte des concentrations élevées du zinc aux effluents des FAV, l'unité de post-traitement du zinc qui est actuellement en fonction au LET de Sainte-Sophie est proposée d'être considérée pour intégration à la filière de traitement des FAV.

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le projet de ce mémoire a porté sur l'étude de l'efficacité des filtres aérés à l'écoulement vertical plantés et non plantés pour l'enlèvement des contaminants conventionnels et des contaminants d'intérêt émergent, spécifiquement le *p*-crésol, dans le lixiviat du LET de Sainte-Sophie. Pour cela, cinq FAV à l'échelle pilote ont été installés dans un pilote expérimental. Le lixiviat échantillonné du LET de WM était stocké dans un réservoir de stockage réfrigéré. Une unité de prétraitement anaérobie UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) servait à réduire la concentration en fer. Parmi les cinq FAV, quatre ont été plantés et le cinquième a servi de témoin non planté. Parmi les FAV plantés, deux ont été munis d'un FPA. Deux types des plantes, le saule *Salix miyabeana* 'SX67' et la spartine *Sporobolus michauxianus* ont été utilisés. Cette expérimentation a été réalisée pendant 42 semaines, depuis le mois d'octobre 2020 jusqu'au mois de novembre 2021, avec une interruption entre décembre 2020 et mars 2021. Cependant ce mémoire inclut seulement les résultats de la période du 9 mars au 23 novembre 2021. Pendant cette période, 18 échantillonnages du lixiviat ont été effectués à chaque deux semaines.

L'efficacité de ce système afin de traiter le *p*-crésol et les contaminants conventionnels et une comparaison entre les concentrations des paramètres différents et les exigences de rejets provinciales ont été démontrées. Des recommandations afin d'installer les FAV à pleine échelle sont présentés.

6.1 Conclusions

1. Les FAV ont été efficaces pour l'enlèvement des polluants qui possèdent une nature biodégradable, tels que le *p*-crésol.
2. L'effet des plantes sur l'efficacité des FAV pour le traitement du lixiviat jeune a semblé négligeable. Cette hypothèse a été étayée par le fait que les qualités des effluents des cinq FAV ont été semblables.
3. Les FAV ont démontré les EE élevées avec les concentrations aux effluents beaucoup plus faibles que les exigences de rejet pour tous les paramètres sauf le zinc. Les concentrations moyennes des paramètres réglementés y compris DBO₅, MES, NH₄, composés phénoliques et coliformes fécaux aux effluents des FAV étaient respectivement 6,93 mg/L, 5,70 mg/L, <1,55 mg/L, 0,004 mg/L et <70 U.F.C./100 mL; tandis que les valeurs limites moyennes

mensuelles sont respectivement 65 mg/L, 35 mg/L, 10 mg/L, 0,030 mg/L et 1000 U.F.C./100 mL. Les EE obtenues des FAV ont respectivement été 71% pour la DCO, 98% pour la DBO₅, 96% pour les MES, 99,8% pour le NT, 96% pour le fer et 45% pour le zinc.

4. La dénitrification relativement faible des FAV a résulté en des concentrations élevées de NO_x et NT aux effluents des FAV. Bien que ces paramètres ne soient pas officiellement réglementés par les organismes gouvernementaux, ils sont bien au-delà de la cible visée de WM. Il est suggéré d'augmenter l'efficacité de la dénitrification du système de traitement par l'ajout d'une unité de post-dénitrification aux FAV ou par le contrôle de la concentration d'OD dans les FPA. Les FAV munis des FPA ont présenté des EE 10% en plus des FAV sans FPA, ce qui prouve l'efficacité des FPA, cependant à cause de l'infiltration d'OD dans les FAV, leur participation à la dénitrification a été moindre qu'attendue.
5. Dans le but d'installer les FAV à pleine échelle, des études supplémentaires sont proposées afin de connaître le TRH optimal qui joue un rôle essentiel pour la détermination de la superficie des FAV à pleine échelle. Il est également suggéré de garder l'unité de post-traitement de zinc actuel dans la filière de traitement par les FAV. Par ailleurs, les EE élevées des FAV indiquent la possibilité d'augmentation du TCO appliqué aux FAV. Pour cela, des études supplémentaires seront nécessaires.

6.2 Recommandations

1. Réaliser des études sur le lixiviat du LET de WM dans le but de quantifier les CIÉ potentiellement présents dans les déchets.
2. Réaliser des études sur les CIÉ identifiés et suivre les quantités de ces contaminants aux effluents des usines de traitement des LET pour vérifier si les méthodes appliquées sont efficaces pour les enlever.
3. Appliquer les unités de post-traitement pour l'enlèvement des CIÉ récalcitrants pour lesquels les méthodes de traitement conventionnelles ne sont pas assez efficaces.
4. Étudier plus en détail les microorganismes dégradeurs des composés phénoliques présents dans les FAV dans un projet interdisciplinaire.

5. Réaliser des études supplémentaires afin d'identifier le TRH optimal des FAV avec lequel l'efficacité visée pourrait être obtenue.
6. Réaliser des études supplémentaires afin d'identifier le TCO maximal applicable dans un FAV non planté comme celui de FAV-T par lequel, la capacité maximale des FAV pourrait être définie.
7. Réaliser une étude pour l'augmentation de l'efficacité des FPA en diminuant la concentration d'OD en dessous de 0,2 mg/L.
8. Effectuer une expérimentation à l'échelle pilote afin d'étudier l'effet d'ajout d'une unité de post-dénitrification à un FAV non planté.
9. Déterminer la présence ou l'absence des microorganismes dénitrifiants dans les FAV et réaliser une étude supplémentaire pour vérifier leur performance en ajoutant les matières organiques facilement biodégradables.
10. Réaliser une estimation des coûts de capitalisation et d'exploitation des FAV à pleine échelle et présenter une comparaison entre cette estimation avec les coûts de la méthode actuellement utilisée.

BIBLIOGRAPHIE

- A, D., Fujii, D., Soda, S., Machimura, T., & Ike, M. (2017). Removal of phenol, bisphenol A, and 4-tert-butylphenol from synthetic landfill leachate by vertical flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 578, 566-576.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and drainage paper 56)*.
- APHA, WEF, & AWWA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23^é éd.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). Washington, D.C.
- Argaman, Y., & Rebhun, M. (1964). Comparison of Methods for Evaluation of Detention Time Distribution in Continuous Flow Sedimentation Basins. *Israel Journal of Technology*, 228-232.
- Baeder-Bederski-Anteda, O. (2003). Phytovolatilisation of Organic Chemicals. *Journal of Soils & Sediments*.
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., M.Santos, R., Babaeie, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725.
- Barbeau, L.-C. (2018). *Potentiel de traitement de lixiviat de lieu d'enfouissement technique par une plantation filtrant de saule* [Rapport de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Barker, P., & Dold, P. (1995). COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems. *Water Research*, 29(2), 633-643.
- Barlaz, M., Staley, B., & De los Reyes, F. (2010). *Anaerobic Biodegradation of Solid Waste*. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- Barzegari Khaneghah, E., Mokhtari, M., Eslami, H., Jambarsang, S., & Ebrahimi, A. A. (2022). Comparison of polyferric chloride and polytitanium chloride in removal of organic and inorganic pollutants from young and old municipal solid waste leachate. *Chemical Engineering Research and Design*, 187, 397-412.

- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 24(11), 2012-2018. Récupéré sur [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Ben Mordechay, E., Mordehay, V., Tarchitzky, J., & Chefetz, B. (2022). Fate of contaminants of emerging concern in the reclaimed wastewater-soil-plant continuum. *Science of The Total Environment*, 822, 153574.
- Bisht, T. S., Kumar, D., & Alappat, B. J. (2022). Revised leachate pollution index (r-LPI): A tool to quantify the contamination potential of landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, 168, 1142-1154.
- Bokhary, A., Leitch, M., & Liao, B. (2021). Effect of organic loading rate on the biological performance of the thermophilic anaerobic membrane bioreactor treating pulp and paper primary sludge. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 10(3), 107523.
- Boog, J., Nivala, J., Aubron, T., Wallace, S., Afferden, M. v., & Müller, R. A. (2014). Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresource Technology*, 162, 166-174.
- Bothfeld, F. (2021). *Contaminants of emerging concern and wastewater treatment: For the water quality program*. Olympia, Washington: Washington State Department of Ecology.
- Boutin, R. (2021). *Conception et mise en opération de filtres plantés aérés pour le traitement secondaire de lixiviat de lieu d'enfouissement technique*. Montréal: Polytechnique Montréal.
- Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Ulmanu, M., Anger, I., & Marañón, E. (2010). Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, 30(2), 228-235.
- CEAEQ. (2012). *Détermination des Composés Phénoliques (Indice Phénol): Méthode Colorimétrique Automatisée avec l'Amino-4-Antipyrine (MA. 404 – I.Phé. 2.2, révision 2)*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. Récupéré sur <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA404IPhe22.pdf>
- CEAEQ. (2014). *Recherche et Dénombrement des Coliformes Thermotolérants (Fécaux) et Confirmation à l'Espèce Escherichia coli: Méthode par Filtration sur Membrane (MA.*

- 700-Fec.Ec 1.0, révision 5). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. Récupéré sur <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700FecEc10.pdf>
- CEAEQ. (2020). *Détermination des Anions: Méthode par Chromatographie Ionique (MA. 300 – Ions 1.3, révision 6)*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. Récupéré sur <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300Ions13.pdf>
- Chaurasia, A., Tremblay, P.-L., Holmes, D. E., & Zhang, T. (2015). Genetic evidence that the degradation of para-cresol by *Geobacter metallireducens* is catalyzed by the periplasmic para-cresol methylhydroxylase. *FEMS Microbiology Letters*, 362(20).
- Chen, J., Tong, T., Jiang, X., & Xie, S. (2020). Biodegradation of sulfonamides in both oxic and anoxic zones of vertical flow constructed wetland and the potential degraders. *Environmental Pollution*, 265, Part B, 115040.
- Christensen, T., Cossu, R., & Stegmann, R. (1994). *Landfilling of Waste: Leachate*. Elsevier Applied Science: London and New York.
- Coffin, E. S., M.Reeves, D., & P.Cassidy, D. (2023). PFAS in municipal solid waste landfills: Sources, leachate composition, chemical transformations, and future challenges. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 31, 100418.
- Comeau, Y. (2021). CIV6207 - Lab. de procédés de traitement des eaux. *TP1 Étude hydraulique d'un décanteur (Énoncé du projet)*. École polytechnique de Montréal.
- Daubert, T. E., & Danner, R. P. (1989). *Physical and thermodynamic properties of pure chemicals : data compilation*. New york.
- Dhamsaniya, M., Sojitra, D., M.A., H. M., & Kandya, A. (2022). A review of the techniques for treating the landfill leachate. *Materials Today: Proceedings*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.496>.
- Ding, S., Bao, P., Wang, B., Zhang, Q., & Peng, Y. (2018). Long-term stable simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process treating real domestic sewage using suspended activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 339, 180-188.

- DWA. (2017). *A 262E-Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater*. German Association for Water, Wastewater and Waste.
- Fiege, H., & AG, B. (2000). *Cresols and Xylenols*. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Leverkusen, Germany: Weinheim: Wiley-VCH. doi:10.1002/14356007.a08_025
- Fogler, H. S. (2006). *Elements of Chemical Reaction Engineering* (éd. 4). Westford, Massachusetts: Pearson Education, Inc.
- Frédette, C. (2019). *Rapport de Synthèse: Test de Sélection des Espèces Végétales à Implanter dans un Marais Filtrant Alimenté en Lixiviats Fortement Concentrés (PhytoVaLix - Filière 3)*. Montréal: Polytechnique Montréal.
- Gálvez, A., Ramos, A., Rodríguez, M. L., & Zamorano, M. (2008). Characterization Of The Leachate Produced In The Closed Cells Of A Landfill Site At Alhendín. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 109, 163 - 172.
- Google Maps. (2022). Récupéré sur <https://www.google.com/maps/@45.7776177,-73.907768,2376m/data=!3m1!1e3>
- Gouvernement du Québec. (2022). *Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2, r. 19, Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*. Récupéré sur <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/rc/Q-2,%20R.%2019.pdf>
- Han, Y., Hu, L.-X., Liu, T., Liu, J., Wang, Y.-Q., Zhao, J.-H., . . . Ying, G.-G. (2022). Non-target, suspect and target screening of chemicals of emerging concern in landfill leachates and groundwater in Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment*, 837, 155705.
- Hawari, J., Halasz, A., Paquet, L., E. Z., Spencer, B., Ampleman, G., & Thiboutot, S. (1998). Characterization of Metabolites in the Biotransformation of 2,4,6-Trinitrotoluene with Anaerobic Sludge: Role of Triaminotoluene. *Applied And Environmental Microbiology*., 2200–2206.

- Huidobro-Lopez, B., Lopez-Heras, I., Alonso-Alonso, C., Martinez-Hernandez, V., Nozal, L., & Bustamante, I. d. (2022). Analytical method to monitor contaminants of emerging concern in water and soil samples from a non-conventional wastewater treatment system. *Journal of Chromatography A*, 1671, 463006.
- Ilmasari, D., Kamyab, H., Yuzir, A., Riyadi, F. A., Khademi, T., FadhilAl-Qaim, F., . . . Krishnan, S. (2022). A review of the biological treatment of leachate: Available technologies and future requirements for the circular economy implementation. *Biochemical Engineering Journal*, 187, 108605.
- Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kusch, P., & Richnow, H. (2009). Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere*, 74(3), 349-362.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (éd. 2). CRC Press.
- Kaviyarasan, K. (2014). Application of UASB reactor in industrial wastewater treatment—A review. *International Journal of Scientific & Engineering Research*.
- Kjeldse, P., Barlaz, M. A., Alix P. Rooker, A. B., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Koshy, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T., & Bérubé, K. (2007). Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills — assessment of toxicity. *Science of the Total Environment*, 384(1-3), 171-181.
- Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kylefors, K. (2003). Evaluation of leachate composition by multivariate data analysis (MVDA). *Journal of Environmental Management*, 68(4), 367-376.
- Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., & Stein, O. R. (2019). *Wetland Technology Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands*. London, UK: IWA Publishing.

- Lee, J.-K., Choi, C.-K., Lee, K.-H., & Yim, S.-B. (2008). Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system. *Bioresource Technology*, 99(16), 7788-7796.
- Lin, A.-C., Debroux, J.-F., Cunningham, J., & Reinhard, M. (2003). Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 20(1), 75-88.
- Lovely, D., & Lonergan, D. (1990). Anaerobic oxidation of toluene, phenol, and p-Cresol by the dissimilatory iron-reducing organism, GS-15. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6), 1858–1864.
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 703, 135468.
- Lyman, W. J., Reehl, W. F., & Rosenblatt, D. H. (1990). *Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behavior of organic compounds*. Washington,DC: Amer Chem Soc.
- M&EA. (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery* (éd. 5). Metcalf & Eddy-AECOM. New York, NY: McGraw-Hill Education.
- M.A.Arthur, P., Konaté, Y., Sawadogo, B., Sagoe, G., Dwumfour-Asare, B., Ahmed, I., & Williams, M. N. (2022). Performance evaluation of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor coupled with trickling filters for municipal wastewater treatment in a developing country. *Heliyon*. doi:10.1016/j.heliyon.2022.e10129
- Mahdavianpour, M., Moussavi, G., & Farrokhi, M. (2018). Biodegradation and COD removal of p-Cresol in a denitrification baffled reactor: Performance evaluation and microbial community. *Process Biochemistry*, 69, 153-160.
- Mamais, D., & Jenkins, D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 26(5-6), 955–965.

- MOE. (n.d.). *Colorimetric Determination of Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP), Nitrate+Nitrite (NOT) and calculated Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) (TOTNUT-E3516, version 1.3)*. Ontario Ministry of the Environment (MOE), Laboratory Services Branch.
- Morin-Crini, N., Lichtfouse, E., Liu, G., B. V., Ribeiro, A., Lu, Z., . . . Torri, G. C. (2022). Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: a review. *Environmental Chemistry Letters*. doi:<https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4>
- Nath, A., & Debnath, A. (2022). A short review on landfill leachate treatment technologies. *Materials Today: Proceedings*, 67, Part 8, 1290-1297.
- National center for biotechnology information. (s.d.). *COMPOUND SUMMARY : p-Cresol*. Récupéré sur <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/p-Cresol>
- Nika, M., Ntaiou, K., Elytis, K., Thomaidi, V., Gatidou, G., Kalantzi, O., . . . Stasinakis, A. (2020). Wide-scope target analysis of emerging contaminants in landfill leachates and risk assessment using Risk Quotient methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 394, 122493.
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., . . . A.Müller, R. (2019). Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 658, 1500-1513.
- Nivala, J., Hoos, M., Cross, C., Wallace, S., & Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 19-27.
- Nivala, J., Murphy, C., & Freeman, A. (2020). Recent Advances in the Application, Design, and Operations & Maintenance of Aerated Treatment Wetlands. *Water (Special Issue Wetlands in Action: Sustainable Water Management and Resource Recovery)*.
- Oliviera, R., Teixeira, P., Mota, M., & Cortez, S. (2011). Landfill leachate treatment – Where lies the solution? *WASTES: Solutions, Treatments and Opportunities*.
- Pohland, F. G., & Harper, S. R. (1986). Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production From Landfills. *U.S. Environmental Protection Agency*.

- Propp, V., Silva, A. D., C. Spencer, S. B., Catinga, S., J. S., & Roy, J. (2021). Organic contaminants of emerging concern in leachate of historic municipal landfills. *Environmental Pollution*, 276, 116474.
- Qasim, S. R., & Chiang, W. (1994). *Sanitary landfill leachate. Generation, control and treatment*. Technomic Publishing Company: Florida, USA, Inc.,.
- RECYC-QUÉBEC. (2018). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Récupéré sur <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf>
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468–493.
- Rossmann, M., Matos, A. T., Abreu, E. C., Silva, F. F., & Borges, A. C. (2012). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Ecological Engineering*, 49, 264-269.
- S.Coffin, E., M.Reeves, D., & P.Cassidy, D. (2023). PFAS in municipal solid waste landfills: Sources, leachate composition, chemical transformations, and future challenges. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 31, 100418.
- Sanche, S. (2013). *Déchloration réductive de lixiviats contaminés aux produits de préservation du bois par filtre réactif*. Montréal: Polytechnique Montréal.
- Shim, J., Kumar, M., Goswami, R., Mazumder, P., & Oha, B. (2019). Removal of p-cresol and tylosin from water using a novel composite of alginate, recycled MnO₂ and activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 419-428. Récupéré sur <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.065>
- Shively, E. (2022). *Traitement du lixiviat « jeune » et concentré de lieux d'enfouissement technique par des filtres plantés aérés*. Montréal: Polytechnique Montréal.
- Stefanakis, A. I., & Thullner, M. (2016). *Fate of phenolic compounds in constructed wetlands treating contaminated water In: Phytoremediation – Management of Environmental Contaminants Volume 4 (pp.311-325) A.A. Ansari, S.S. Gill, R. Gill, G. La. Springer, Cham.* doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-41811-7_16

- Surkatti, R., & El-Naas, M. (2014). Biological treatment of wastewater contaminated with p-cresol using *Pseudomonas putida* immobilized in polyvinyl alcohol (PVA) gel. *Journal of Water Process Engineering*, 1, 84-90. Récupéré sur <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.03.008>
- Taylor, S., Pearce, C., Sanguinet, K., Hu, D., Chrisler, W., Kim, Y.-M., . . . Flury, M. (2020). Polystyrene nano-And microplastic accumulation at Arabidopsis and wheat root cap cells, but no evidence for uptake into roots. *Environmental Science: Nano*, 7, 1942-1953.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill.
- Teng, C., & Chen, W. (2023). Technologies for the treatment of emerging contaminants in landfill leachate. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 31, 100409.
- Török, T. (2021). *Sélection d'un procédé de prétraitement en amont de marais filtrants aérés pour le traitement de lixiviats provenant d'un lieu d'enfouissement technique*. Montréal: Polytechnique Montréal.
- U.S. EPA. (1994). *Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry (Revision 4.4)*. Cincinnati, OH. Récupéré sur <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-200.7.pdf>
- U.S.EPA. (1990). *4-Methylphenol; CASRN 106-44-5*. Récupéré sur https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0302_summary.pdf
- Welz, P., Ramond, J.-B., Cowan, D., & Burton, S. (2012). Phenolic removal processes in biological sand filters, sand columns and microcosms. *Bioresource Technology*, 119, 262-269.
- WHO. (1963). *International standards for drinking-water*. Geneva.
- Zhao, K., Veksha, A., Ge, L., & Lisak, G. (2021). Near real-time analysis of para-cresol in wastewater with a laccase-carbon nanotube-based biosensor. *Chemosphere*, 269, 128699.

ANNEXE A Réacteur UASB

Figure A-1 Photo du réacteur UASB à la suite de sa construction (Boutin, 2020)

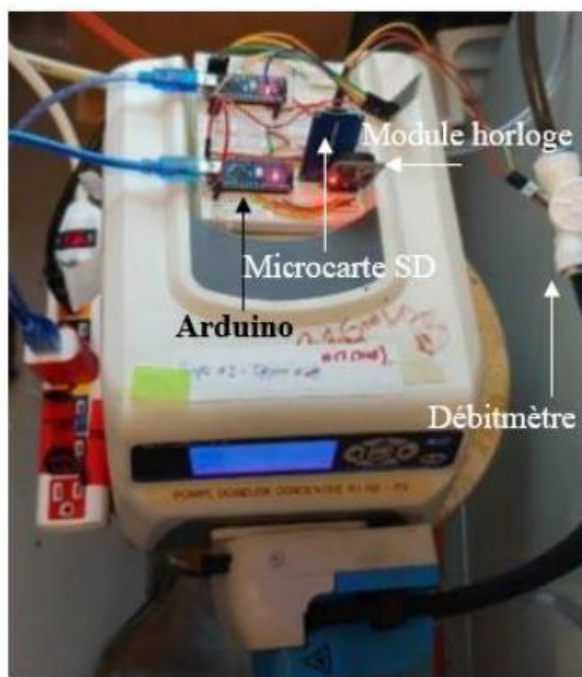
ANNEXE B Système de contrôle Arduino

Figure A-2 Photo d'un système de contrôle Arduino (déposé au-dessous d'une pompe péristaltique) pour les débitmètres (Boutin, 2021)

ANNEXE C Conception détaillée des systèmes d'alimentation et de collecte des FAV

Tableau A-1 Dimensions des systèmes d'alimentation et de collecte des FAV (Shively, 2022)

Paramètre	Unités	Valeur
Dimensions du système d'alimentation		
Diamètre des trous	mm	6
Nombre de trous	-	4
Diamètre de conduite du milieu	mm	13
Diamètre de conduite de l'extrémité	mm	6,4
Longueur de conduite du milieu	m	0,5
Longueur de conduite de l'extrémité	m	0,5
Dimensions du système de collecte		
Nombre de parallèles conduites	-	3
Diamètre des conduites	mm	21
Longueur des conduites	cm	79
Distance entre les conduites	cm	40
Distance entre la conduite et la paroi du FP	cm	9,1
Nombre des trous par conduite	-	26
Diamètre des trous	mm	13
Distance entre les trous	mm	56

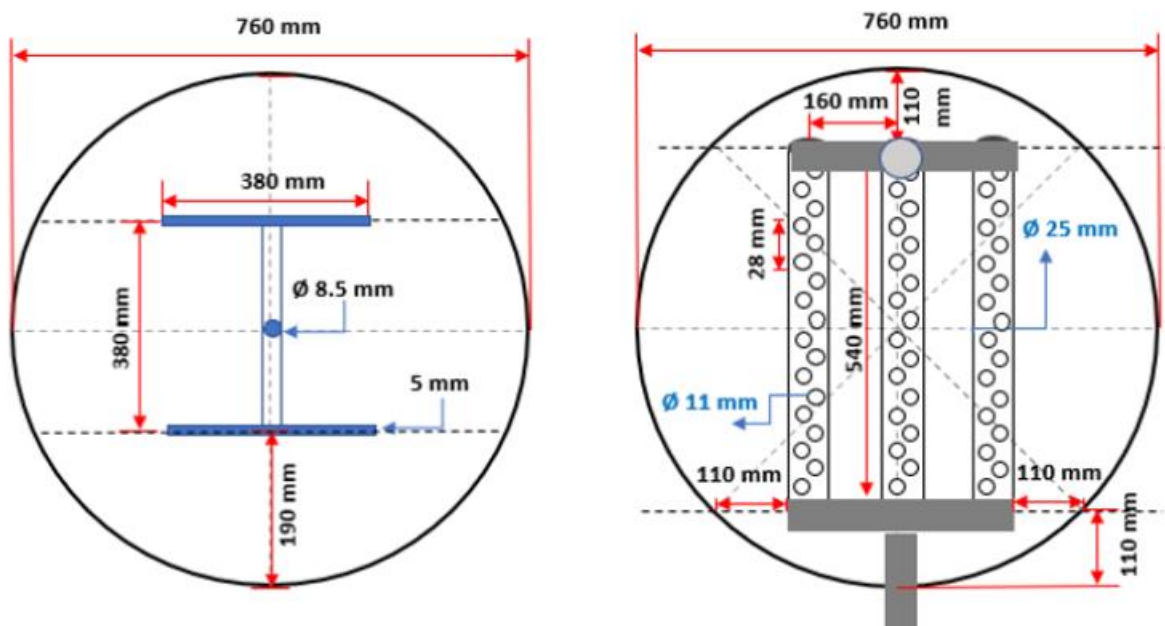


Figure A-3 Schéma des systèmes d'alimentation (gauche) et de collecte (droite; Alizadeh, 2020)

ANNEXE D Conception détaillée du système d'aération pour les FAV

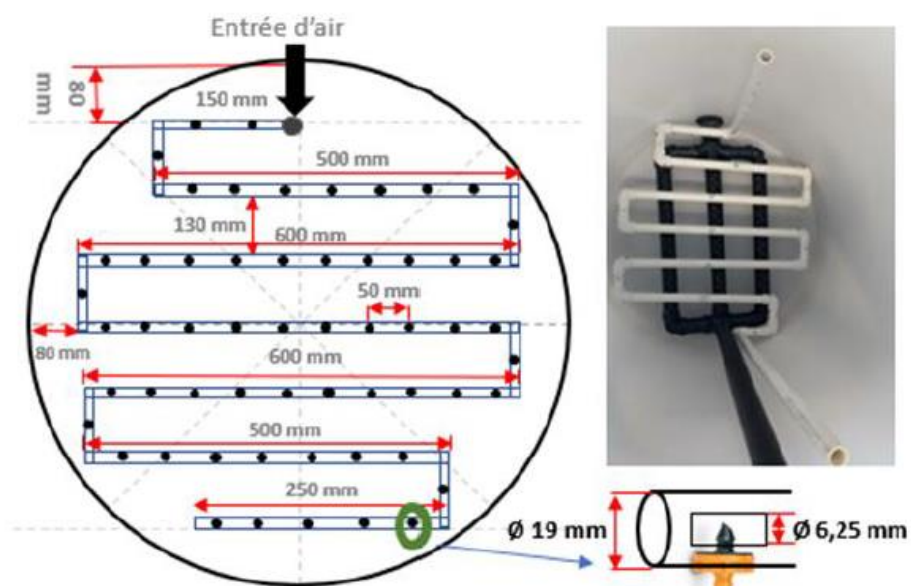


Figure A-4 Détails du système d'aération (gauche) et photo du système d'aération du dessus du système de collecte au fond du réservoir du FAV (Alizadeh, 2020)

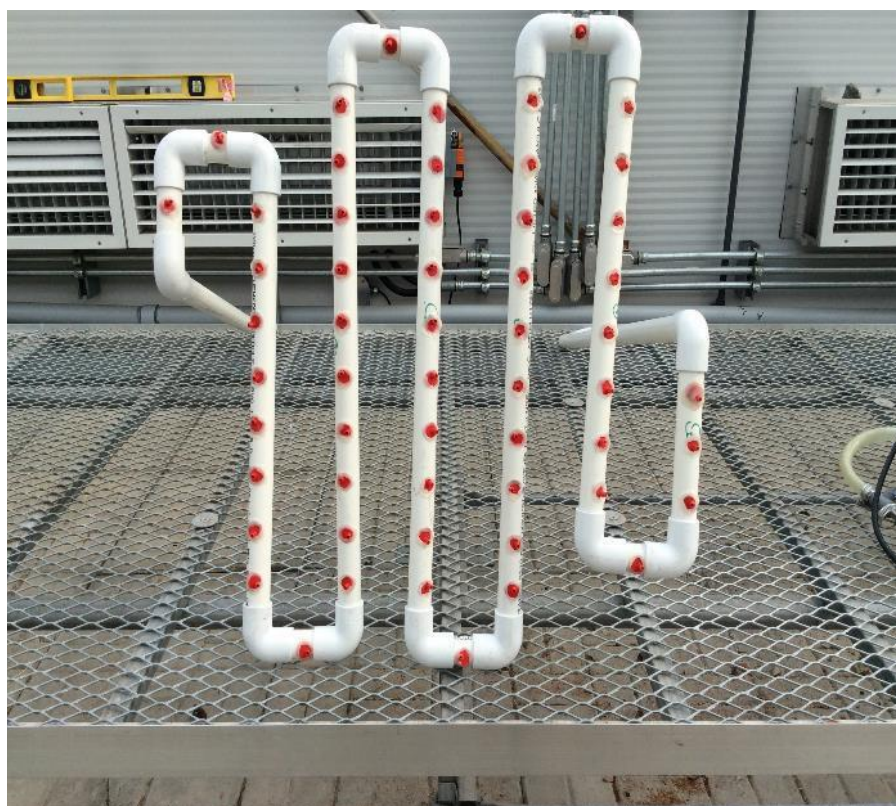


Figure A-5 Photo de dessus de système d'aération (Alizadeh, 2020)

Tableau A-2 Dimensions de système d'aération du FAV (Shively 2022)

Paramètre	Unités	Valeur
Longueur de ligne d'aération	m	4,0
Diamètre de tuyau	mm	6,4
Distance entre les lignes d'aération	mm	130
Distance entre les trous de goutteurs	mm	50
Nombre de goutteurs	-	56
Diamètre des trous de goutteurs	mm	3,2
Débit d'air de la pompe à air, FPT	m ³ /h	8,89 ± 0,14 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPW	m ³ /h	9,02 ± 1,36 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPW_AX	m ³ /h	8,48 ± 0,31 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPS	m ³ /h	7,85 ± 0,60 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPS_AX	m ³ /h	9,01 ± 0,47 (3)
Taux d'aération à travers le FPT	m ³ /h	2,5 ± 0,2 (3)

ANNEXE E Caractéristique du gravier

Tableau A-3 Caractéristiques du gravier (Shively, 2022)

Paramètre	Unités	Gravier fin	Gravier grossier
Gamme de diamètres approximative	mm	10 - 20	20 - 40
Composition en SiO ₂	%	67	63
Composition en Al ₂ O ₃	%	15	16
Composition en FeO	%	4,8	5,3
Composition en CaO	%	4,0	4,3
Composition en K ₂ O	%	3,9	4,0
Composition en Na ₂ O	%	3,4	3,3
Composition en MgO	%	0,79	0,92
Composition en MnO	%	0,09	0,09
Composition en S	%	0,05	0,05
Composition en Carbone total	%	0,10	0,07
Composition en CO ₂	%	0,3	0,2
Masse volumique, sèche, compactée	kg/m ³	1 580	1 530
Espace des vides, secs, compactés	%	42	44
Diamètre effectif	mm	9,4	21,8
Coefficient d'uniformité	mm/mm	1,9	1,8

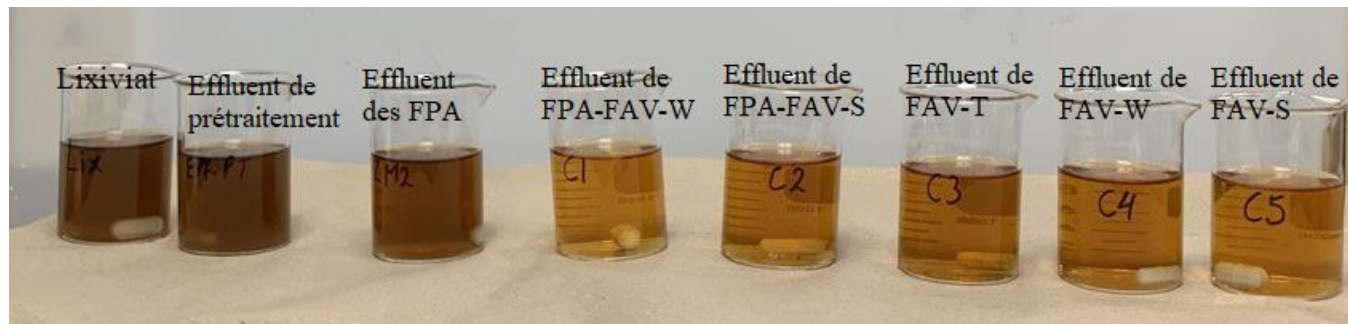
ANNEXE F Changement de couleur des échantillons de lixiviat brut aux effluents des FAV

Figure A-6 Changement de couleur des échantillons de lixiviat brut aux effluents des FAV

ANNEXE G États des plantes au début et en fin du projet



Figure A-7 États des plantes en janvier 2021 (Boutin, 2021)



Figure A-8 États des plantes en novembre 2021(Mortazavi, 2021)

ANNEXE H Essai de traçage

Un essai de traçage a été effectué sur les 5 FAV en utilisant le bromure comme traceur. Pour cela la solution de KBr a été injectée dans les FAV et la production des effluents et la concentration de Br dans les effluents ont été monitoré régulièrement. Cet essai a commencé au 19 juillet 2021 et a suivi plus que deux mois où la fraction récupérée du traceur est devenue nulle. Les fractions récupérées dans les FAV ont varié entre 72 et 81 %. Le fait que la récupération du traceur n'a pas atteint à 100% a été probablement dû à la température relativement élevée du Phytozone en été qui a provoqué l'évaporation relative des effluents. Par ailleurs, les débordements des chaudières des effluents ont eu lieu pendant les fins de semaines qui pouvaient être une source d'erreur. Les concentrations du traceur en fonction du temps et la fraction récupérée du traceur sont présentées à la Figure A-9. La conformité des figures prouve l'écoulement similaire des FAV (Shively 2022).

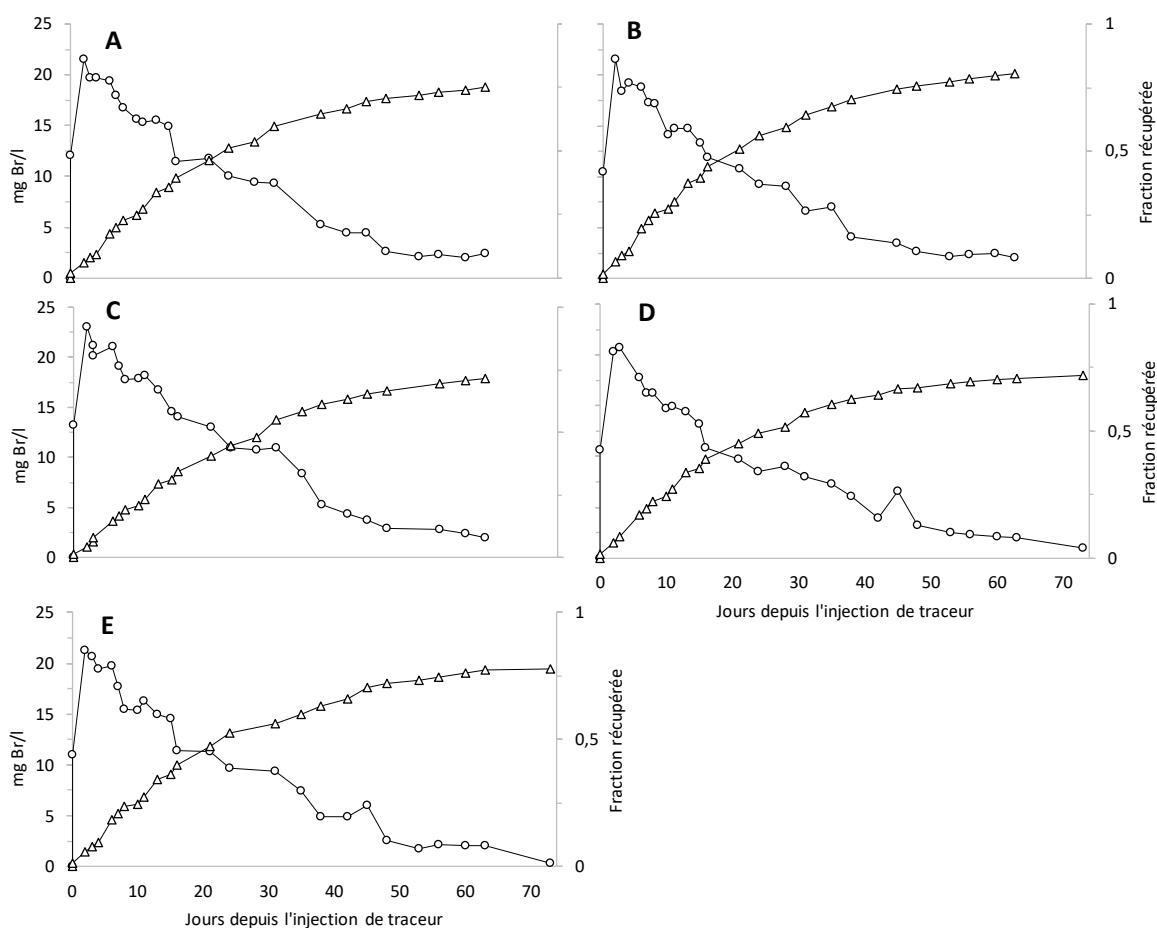


Figure A-9 Concentrations du traceur en fonction du temps et la fraction récupérée du traceur

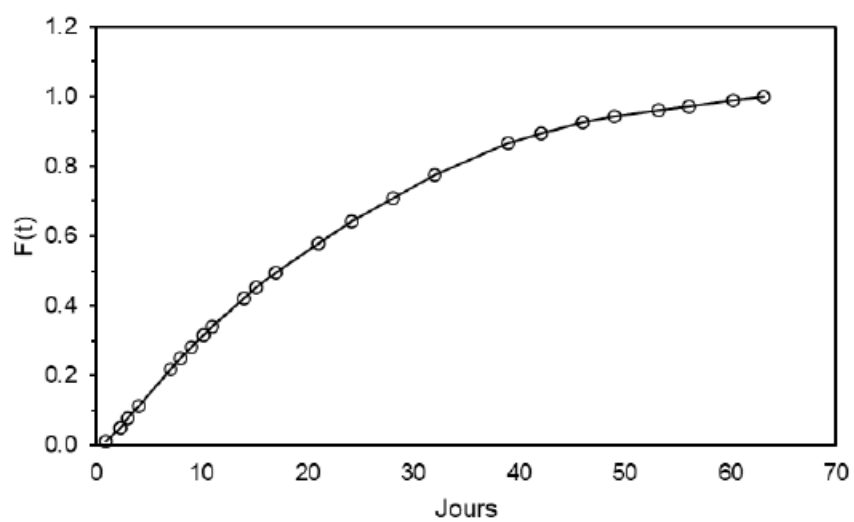


Figure A-10 Fonction $F(t)$ pour le FPT afin utilisé pour déterminer t_h , t_{10} et t_{90} (Shively 2022)

ANNEXE I Protocole de manipulation du *p*-crésol

Projet PhytoVaLix

Protocole de manipulation du *p*-crésol

Seyedmortaza Mortazavi

2021-07-15

Protocole validé par Yves Comeau

Mesures de précaution :

- Porter des gants, des manchons de protection, le sarreau, des lunettes de sécurité et l'écran facial pour prévenir l'exposition de la peau pendant les manipulations au labo et pendant l'ajout de solution au bulk tank au phytozone
- Garder tous les équipements, les verreries, le pèse-matière, des gants, des manchons, le brosse, la pipette en plastique utilisés sous la hotte entre 24 et 48 heures après la manipulation
- Laver les mains et le visage après les manipulations
- Éviter la formation des poussières et dans le cas, ne pas respirer des poussières
- Tenir loin des sources de chaleur, des étincelles et des flammes nues
- Tenir le récipient du *p*-crésol bien fermé dans un endroit sec et bien aéré (dans le tiroir de PVX au labo)

Références :

ThermoFisher Scientific, Safety data sheet pour le *p*-crésol CAS-No : 106-44-5, révision numéro 2 du 14 février 2020

Merck&Co.1989. The Merck Index. 11^e edition. Rahway, NJ.

Calculs :

Quantité de *p*-crésol achetée : 100 g

Concentration visée de *p*-crésol dans le bulk tank : 3.34 mg/L

Volume de lixiviat dans le bulk tank : 1200 L

Masse de *p*-crésol à ajouter dans le bulk tank : 4.0 g

Solubilité du *p*-crésol dans l'eau : 50 g/L à 100 °C, 25 g/L à 50 °C, plus soluble dans une solution alcaline

Solution à préparer au laboratoire B430 : 12 g/2 L

Volume de solution à ajouter dans le bulk tank : 667 mL (Pour ajouter 4.0 g de *p*-crésol) à transporter dans un contenant de 1 L en plastique déposé dans sac ziploc protégée avec le papier à bulle dans une petite glacière pour apporter au Phytozone

Le démarche de manipulation :

Au labo :

- Couvrir autour du bouchon de la bouteille de *p*-crésol avec le parafilm et la mettre dans un bécher rempli de l'eau chaude de robinet sous la hotte et attendre quelques minutes jusqu'au moment où tous le contenant de la bouteille soit liquide
- Utiliser, sous la hotte, la balance Ohaus Navigator de capacité 8100 g limite de détection 0.5 g dont la précision a été déterminée avec un pesée étalon de 2000.00 g à 1999.0 g
- Peser un bécher de 2 L (poids attendu : 1161 g) avec un assez gros barreau magnétique (environ 14 g)
- Ajouter 1500 g de l'eau DM dans le bécher et mettre le bécher de côté
- Peser 12.0 g de *p*-crésol dans un pèse-matière en plastique en utilisant une pipette en plastique
- Remettre le bécher sur la balance et mélanger
- Ajouter précautionneusement 12 g de *p*-crésol dans le bécher et rincer le pèse-matière et ajouter dans le bécher
- Compléter le volume d'eau à 2000 g
- Verser 667 mL de la solution dans 3 bouteilles de 1 L (poids vide attendu : 87 g); à peser sur la balance
- Stocker les bouteilles au noir dans une armoire de paillasse au labo
- Apporter une bouteille au Phytozone la journée d'échantillonnage chez le WM

Au Phytozone :

- Brasser bien la bouteille et ajouter la solution au bulk tank
- Rincer quelques fois la bouteille avec l'eau DM et ajouter au bulk tank
- Bien laver la bouteille et la marquer pour utiliser toujours la même bouteille pour la solution de *p*-crésol

ANNEXE J Analyses statistiques des résultats

Une analyse statistique des caractéristiques du lixiviat est présentée au Tableau A- 4.

Tableau A- 4 Analyse statistique des caractéristiques du lixiviat

Paramètre	Min	1 ^{er} quartile	Median	Moyen	3 ^e quartile	Max	Écart type	Nombre
MES	28	34	55	84	86	387	84	17
MVES	2	19	22	27	33	68	15	16
ST	3470	4933	5605	5584	6387	7802	1060	18
DCO	658	1204	1375	1519	1672	3570	627	18
DBO ₅	26	116	130	155	141	596	139	12
pH	7,74	7,83	7,94	8,10	8,09	9,30	0,44	18
EC	7,07	8,89	10,30	12,83	12,78	29,95	6,64	18
Rédox	-292	-161	-56	-74	2	78	107	17
Alc	2775	3925	4250	4332	4950	6125	918	17
Cl	271	785	1112	1036	1261	1594	331	16
NO ₃	0	42	45	47	62	83	20	17
SO ₄	4	7	13	17	32	39	12	17
O-PO ₄ après l'ajout	0,3	16,4	20,7	19,7	26,0	35,1	10,0	15
Na	337	896	1240	1166	1413	1968	419	18
NH ₄	119	559	638	648	741	1200	228	18
K avant l'ajout	141	415	504	542	559	1432	309	11
K après l'ajout	388	572	649	652	711	896	130	15
Mg	30	54	67	65	72	112	19	17
Ca	16	82	116	115	135	339	68	18
TP après l'ajout	5,3	23,8	30,5	27,8	35,0	41,0	10,1	15
NTK	113	590	680	828	970	2100	434	17
Phénols	0,01	0,10	0,18	0,32	0,35	1,20	0,34	16
Fe (total)	0,52	4,83	5,72	6,31	8,05	13,72	3,01	18
Zn (total)	0,14	0,23	0,29	0,39	0,39	1,66	0,33	18
Fe (dissous)	0,12	1,59	2,27	2,15	2,81	4,20	1,01	18
Zn (dissous)	0,03	0,11	0,14	0,17	0,19	0,38	0,10	17

Un test de Student (T.test) a été effectué entre les résultats de la saison printanière et ceux de la saison automnale pour comparer les écarts types comme démontré au Tableau A- 5.

Tableau A- 5 Test de Student entre les résultats de la saison printanière et ceux de la saison automnale

Paramètre	Test de Student
MES	0,047
MVES	0,119
DCO	0,255
DBO ₅	0,207
pH	0,060
EC	0,027
Rédox	0,269
Alc	0,493
Cl	0,076
NO ₃	0,029
Na	0,025
NH ₄	0,073
K	0,081
Phénols	0,306
Fe (total)	0,277
Zn (total)	0,303
Fe (dissous)	0,360
Zn (dissous)	0,258

Pour MES, pH, EC, Cl, NO₃, Na, NH₄ et K, les résultats sont inférieurs à 10% qui indiquent une bonne cohérence entre les écarts types. En considérant la nature complexe du lixiviat produit au LET, les résultats semblent logiques. Par ailleurs, le lixiviat échantillonné du LET a été un mélange du lixiviat jeune et vieilli qui influençait énormément les résultats des analyses de chaque échantillonnage. Alors, les tests de Student entre les écarts types des deux périodes sélectionnées sauf pour l'alcalinité, les phénols, le fer et le zinc ne sont pas très élevés.

Afin de mieux comparer les différences entre les écarts types, la durée de l'expérimentation a été découpée en trois période printanière, estival et automnale. Durant la première période, le lixiviat a été échantillonné en amont du bassin d'accumulation, donc, les différences entre les écarts type de celle-ci avec les deux autres sont plus significative. À partir de l'été 2021, où le lixiviat a été échantillonné en aval du bassin, les écarts types sont plus cohérents, surtout au niveau des contaminants organiques qui sont déjà stabilisés au bassin.

Tableau A- 6 Comparaison les écarts types entre les périodes printanière, estivale et automnale

Paramètre	Printemps 2021			Été 2021			Automne 2021		
	Moyen	Nombre	Écart type	Moyen	Nombre	Écart type	Moyen	Nombre	Écart type
MES	141	5	126	90	5	46	40	7	11
MVES	29	4	11	34	5	19	20	7	10
ST	5261	5	1696	5526	6	768	5864	7	416
DCO	1609	5	1111	1542	6	298	1435	7	200
DBO₅	222	3	265	137	5	13	127	4	17
pH	8,09	5	0,19	7,86	6	0,08	8,30	7	0,61
EC	8,7	5	2,8	19,2	6	7,9	10,3	7	1,1
Rédox	39	4	38	-90	6	66	-125	7	114
Alc	3855	5	1218	4525	5	942	4534	7	351
Cl	846	4	478	993	6	278	1207	6	85
NO₃	23	4	18	63	6	14	47	7	10
SO₄	17	4	11	16	6	11	18	7	15
Na	892	5	478	1071	6	237	1441	7	321
NH₄	453	5	214	816	6	219	643	7	90
Mg	72	4	5	62	6	23	62	7	19
Ca	139	5	106	110	6	25	101	7	54
NTK	470	5	334	883	6	282	931	7	533
Phénols	0,37	5	0,43	0,37	4	0,28	0,26	7	0,29
Fe (total)	7,20	5	4,39	6,42	6	2,60	5,60	7	1,62
Zn (total)	0,54	5	0,57	0,31	6	0,05	0,35	7	0,16
Fe (dissous)	1,18	5	0,82	2,42	6	0,77	2,60	7	0,85
Zn (dissous)	0,08	4	0,06	0,21	6	0,09	0,17	7	0,09

Une comparaison entre les écarts types de DCO et DBO₅ démontrent une grande différence entre la première période avec les deux autres. Une diminution de concentration de MES est aussi sensible qui est grâce à la décantation au bassin. De plus, en automne où la concentration des MES ont été relativement basse, les écarts type ont été diminués. Comme précédemment cité, la nature complexe du lixiviat peut influencer les écarts types.