



Détermination de l'impact de la concentration de 9 matières actives dans les eaux usées issues du rinçage des pulvérisateurs sur l'efficacité du biofiltre.

Rapport final - No projet : IA119508

Réalisé par :

Roger Reixach-Vilà, M.Sc., Isabel Lefebvre, M.Sc., et Sara-Jane Martin, biol.

30 mai 2025



Québec 

Ce projet a été réalisé en vertu du Volet 1 du programme Innov'Action agroalimentaire 2018-2023 et il a bénéficié d'une aide financière du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ).

Les résultats, opinions et recommandations exprimés dans ce rapport émanent des auteurs et n'engagent aucunement le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Table des matières

Résumé.....	3
Objectifs	4
Méthodologie.....	4
Préparation et entretien des biofiltres.....	4
Gestion et échantillonnage des effluents.....	6
Analyse des pesticides dans l'eau	7
Mesure de l'activité microbienne	8
Mesure de l'humidité et de la température	8
Résultats significatifs.....	8
Réduction des pesticides	8
Année 2022.....	8
Année 2023.....	9
Année 2024.....	10
Généralités	11
Respiration microbienne	12
Température et humidité	14
Conclusion	18
Bibliographie	21
ANNEXES	23

Résumé

La contamination ponctuelle des eaux de surface et souterraines par les pesticides demeure une préoccupation majeure en agriculture, notamment en raison des rejets accidentels liés au remplissage et au rinçage des pulvérisateurs. Afin de réduire les risques à la source, la biofiltration apparaît comme une méthode prometteuse, simple et économique, permettant la dégradation ou la rétention des pesticides présents dans les eaux de rinçage. Ce projet visait à évaluer l'efficacité d'un système de biofiltration en conditions expérimentales, en simulant différents niveaux de dilution représentatifs d'un, deux ou trois rinçages du pulvérisateur, selon les bonnes pratiques recommandées pour la vidange des équipements de pulvérisation.

Sur une période de trois ans (2022 à 2024), trois biofiltres composés de deux cuves superposées ont été testés à l'extérieur, en circulation continue. Neuf matières actives couramment utilisées en production végétale au Québec ont été sélectionnées pour leur représentativité et leurs profils physico-chimiques variés. L'eau contaminée circulait pendant environ 125 jours dans chaque système, répartie en quatre cycles de près de 30 jours. À chaque cycle, des échantillons ont été prélevés pour évaluer la réduction des concentrations en pesticides. Parallèlement, l'activité microbienne du substrat a été suivie à l'aide de l'indice Solvita (système IRTH®), et des sondes ont permis de mesurer la température et l'humidité du substrat.

Les résultats ont montré une réduction supérieure à 99 % des concentrations pour la majorité des pesticides après quatre cycles, particulièrement dans les simulations de deux ou trois rinçages. Les molécules faiblement mobiles et peu solubles (ex. :: perméthrine, chlorothalonil) ont été efficacement retenues dès les premiers cycles. Toutefois, tel qu'anticipé, le biofiltre a offert une performance moindre pour les matières actives dont la bioremédiation ne constitue pas la voie de dégradation privilégiée. En effet, on observe une cohérence entre le comportement des matières actives et leurs paramètres de solubilité et de mobilité. Les pesticides à forte solubilité et à faible coefficient d'adsorption (K_{oc}) comme le 2,4-D, le MCPA, le dicamba, la clopyralid, le métolachlore et la métribuzine ont montré une réduction plus lente ou incomplète dans la simulation à un rinçage, avec des concentrations résiduelles dépassant parfois 10 µg/L, voire les critères de qualité des eaux de surface, malgré des taux de réduction de 72 à 99 %.

Le suivi biologique a révélé une activité microbienne adéquate en début de saison, suivie d'un déclin graduel. La respiration du substrat, mesurée à l'aide de l'indice Solvita, a diminué au fil des cycles malgré une humidité maintenue près de la capacité au champ, ce qui indique que la baisse d'efficacité pourrait être liée à l'épuisement des substrats biodégradables ou à une dégradation physique du milieu (compaction, colmatage).

Ce projet a permis d'identifier les principaux facteurs influençant la performance du biofiltre : charge en pesticides, caractéristiques physico-chimiques des matières actives, vitalité microbienne et structure physique du média filtrant, et régularité du débit. Les résultats soulignent l'importance d'un entretien régulier du substrat et d'un suivi combiné des paramètres biologiques et chimiques pour garantir une efficacité durable. Le système testé offre ainsi une base solide pour guider la mise en œuvre de solutions de bioremédiation adaptées aux effluents phytosanitaires dans un contexte agricole québécois.

Objectifs

Le but premier de ce projet est de démontrer qu'il est possible de réduire les sources ponctuelles de pollution de l'eau par les pesticides grâce au système de biofiltration. Pour y parvenir, 9 matières actives ont été ciblées et deux objectifs ont été établis :

1. Évaluer l'effet du nombre de rinçages sur l'efficacité de la biofiltration.
 - o Mesurer le pourcentage de réduction de la concentration de neuf matières actives selon trois facteurs de dilution (1, 2 ou 3 rinçages simulés).
 - o Suivre cette réduction en fonction du nombre de cycles de circulation de l'eau dans le biofiltre.
 - o Comparer les concentrations des matières actives à l'entrée et à la sortie du système, sur quatre cycles de filtration par année.
2. Analyser les relations entre les paramètres physico-chimiques et biologiques du substrat afin d'optimiser les conditions de fonctionnement.
 - o Suivre les variations d'humidité, de température et de respiration microbienne du substrat.
 - o Déterminer comment ces paramètres influencent la performance du biofiltre.

Méthodologie

Préparation et entretien des biofiltres

Au printemps 2022, trois systèmes de biofiltration, composés chacun de deux cuves superposées, d'un mètre cube de volume respectif, ont été installés à l'extérieur sur le site du CIEL, dans une zone partiellement à l'ombre (Figure 1). Chaque système fonctionnait de manière indépendante, permettant de simuler un nombre croissant de rinçages de pulvérisateur : un, deux ou trois rinçages respectivement. Cette configuration a permis de tester l'effet de la dilution sur la capacité du système à traiter les eaux contaminées.



Figure 1 : Disposition des 3 biofiltres composés de 2 cuves superposées, simulant 1 (à gauche – cuves 1 et 2), 2 (au centre – cuves 3 et 4) et 3 (à droite – cuves 5 et 6) rinçages. La ligne verte sur les réservoirs verticaux en premier plan correspond à un volume de 600 L.

Le substrat filtrant, conforme aux spécifications du feuillet technique *Aire de rinçage d'équipement de pulvérisation et système de traitement des effluents phytosanitaires* (MAPAQ, 2015), était constitué de paille hachée, de mousse de tourbe et d'un mélange de sol (loam sableux) provenant d'un champ agricole soumis à des applications de pesticides, en proportion 50-25-25 %. Ce mélange visait à assurer une bonne porosité, une rétention d'eau adéquate et une activité microbienne soutenue (Del Pilar Castillo et al., 2008). Il a été remanié et enrichi de paille hachée au début de chaque saison suivante (2023 et 2024) afin de maintenir sa porosité et sa capacité de rétention (De Wilde et al., 2007).

Chaque année, trois solutions de 600 L d'eau contenant neuf matières actives ont été préparées dans les réservoirs verticaux, selon la dose maximale homologuée dans le maïs (Tableau 1). Le choix des pesticides a été déterminé en fonction de :

- leur représentativité (herbicide, fongicide, insecticide) ;
- leur inclusion dans les paramètres analytiques du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) ;
- leurs caractéristiques physico-chimiques contrastées (Koc, solubilité, DT50 – Annexe 1), selon les données de la *Pesticides Properties DataBase* (PPDB - University of Hertfordshire, 2025)
- leur présence dans la liste des ventes les plus préoccupantes au Québec, selon les données gouvernementales (Gouvernement du Québec, 2019).

Tableau 1 : Liste des ingrédients actifs à l'essai dans les biofiltres de 2022 à 2024.

Matière active	Produit commercial	Type de pesticide	Concentration du produit	Volume d'eau théorique - bouillie (L/ha)
2,4-D	2,4-D AMINE 600	H	564 g/L	200
Clopyralid	LONTREL XC	H	600 g/L	200
Dicamba	BANVEL II	H	480 g/L	350
Linuron	LOROX L	H	480 g/L	340
MCPA	MCPA AMINE 600	H	600 g/L	200
Métrribuzine	SENCOR 75 DF	H	75 %	300
S-métolachlore	DUAL MAGNUM II	H	915 g/L	200
Chlorothalonil	BRAVO ZN	F	384 g/L	400
Perméthrine	POUNCE 384	I	500 g/L	500

(H : herbicide, I : insecticide, F : fongicide)

Gestion et échantillonnage des effluents

Chaque système simulait un nombre de rinçages du pulvérisateur, avec un facteur de dilution déterminé en tenant compte d'un volume de 10 L à rincer dans 150 L d'eau :

- 1 rinçage : facteur de dilution 1/16
- 2 rinçages : facteur de dilution à 1/72
- 3 rinçages : facteur de dilution 1/216

Les solutions de pesticides étaient acheminées quotidiennement dans la cuve supérieure de chaque biofiltre à l'aide d'une pompe submersible, d'une minuterie programmée, à un débit moyen de 2,4 L/minute pour un total de 20 L par jour. Chaque système a ainsi traité un volume total d'environ 2400 L par saison, réparti sur quatre cycles successifs d'environ 600 L chacun. Il est toutefois à noter que le volume tendait à diminuer légèrement au fil des cycles, en raison de phénomènes tels que l'évaporation ou la rétention dans les substrats.

La durée des cycles variait selon les années, s'échelonnant entre 124 et 143 jours au total, en fonction des contraintes hydrauliques, saisonnières et de l'ajustement des débits. Chaque cycle durait approximativement de 25 à 30 jours (Tableau 2).

Tableau 2 : Durée des cycles de passage des solutions de 600 L dans les biofiltres.

Cycle	2022		2023		2024	
Mise en marche (1er cycle)	09-juin	T0	10-juin	T0	05-juin	T0
Changement de cycle (2e cycle)	21-juil	T42	21-juil	T41	12-juil	T37
Changement de cycle (3e cycle)	18-août	T70	06-sept	T88	14-août	T70
Changement de cycle (4e cycle)	16-sept	T99	27-sept	T109	12-sept	T99
Fermeture	14-oct	T127	31-oct	T143	07-oct	T124

L'effluent à la sortie de la cuve inférieure s'écoulait par gravité vers un réservoir horizontal fermé. À la fin de chaque cycle, ce volume était transféré dans le réservoir vertical, brassé à l'aide de la pompe submersible, puis échantillonné pour analyse. Un échantillon initial (T0) était également prélevé dans les solutions avant le démarrage de la circulation. L'échantillonnage a donc été réalisé à cinq moments par saison : T0, puis à la fin des cycles 1 à 4 (Tableau 2).

Analyse des pesticides dans l'eau

Tous les échantillons d'eau ont été envoyés au CEA EQ pour analyse. Les méthodes d'analyse visées étaient OPS-Plus et Pes-Ary, permettant la détection des neuf matières actives (MELCCFP, 2025). La méthode d'analyse PES-ARY (pesticides aryloxyacides) permet d'analyser, entre autres, 2 herbicides de type aryloxyacide (2,4-D, MCPA), un dérivé d'acides organiques halogénés (clopyralide) et un de type auxine (clopyralid). La méthode OPS-Plus permet, dans le cadre du projet, d'analyser un herbicide de type triazine (métribuzine), un de type urée substituée (linuron), une pyréthrinoïde de synthèse (perméthrine), un fongicide et un herbicide organochloré (chlorothalonil et métolachlore respectivement). Ces neuf pesticides, ayant des propriétés physico-chimiques différentes (Annexe 1), permettent d'évaluer l'efficacité du biofiltre à remédier à des molécules ayant des propriétés distinctes. Par exemple, la constante de dissociation, la demi-vie dans l'eau (hydrolyse), la demi-vie dans le sol, la solubilité et la mobilité des matières actives sont des propriétés qui influencent leur comportement dans le système de bioremédiation. À cet égard, parmi les matières actives sélectionnées, on retrouve 4 pesticides non-ioniques (linuron; métolachlore; chlorothalonil; perméthrine), 1 base faible (métribuzine) et 3 acides (2,4-D; clopyralid; dicamba). La persistance dans l'eau va de faible (ex. : chlorothalonil) à élevée (ex. : linuron), tandis que l'hydrolyse n'a pas ou peu d'effet sur d'autres matières actives (ex. : clopyralid). La persistance dans les sols (demi-vie) va de non-persistant (ex. : 2,4-D) à modérée (ex. : linuron). Les matières actives sélectionnées ont une solubilité (à l'eau) faible (ex. : chlorothalonil) à élevée (ex. : dicamba). Enfin, la mobilité des pesticides varie de très faible (ex. : perméthrine) à élevée (ex. : MCPA).

La limite de détection mesurable (LDM) et les unités analytiques ont été déterminées par le laboratoire à chaque campagne. En 2024, ces méthodes d'analyse ont permis d'élargir les composés pour inclure quelques métabolites secondaires, soit l'hydroxychlorothalonil, le métolachlore ESA et le métolachlore OA. Les résultats ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface définis par le MELCCFP (2025), afin d'évaluer le niveau de risque environnemental lors de la gestion (rejet) de l'effluent épuré à la fermeture saisonnière d'un tel système de bioremédiation.

Mesure de l'activité microbienne

Chaque semaine, des échantillons de substrat ont été prélevés dans les 15 premiers centimètres de chaque cuve filtrante. Une portion de 200 g était divisée en deux sous-échantillons :

- 100 g étaient incubés durant 72 heures dans le système IRTH® (Solvita), et l'indice @24h a servi de mesure de la respiration microbienne active ;
- 100 g étaient séchés à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures afin de déterminer la teneur en eau pondérale et la masse de sol sec, nécessaires au paramétrage du logiciel IRTH®.

Les respiromètres IRTH® étaient mis hors tension après l'incubation pour permettre le téléchargement automatique des données et la production des rapports Solvita @24h.

Mesure de l'humidité et de la température

Des sondes SMEC300 (Spectrum Technologies) ont été installées au centre de chaque cuve pour enregistrer la température du substrat et la teneur en eau volumique. Les données étaient enregistrées toutes les 15 minutes par un collecteur WatchDog®. Ces mesures ont été complétées par les pesées hebdomadaires (teneur en eau pondérale) lors des échantillonnages IRTH®.

Résultats significatifs

Réduction des pesticides

Année 2022

À la fin du premier cycle en 2022, 55,6 % des concentrations mesurées pour les 9 matières actives dans les 3 simulations de rinçage étaient déjà sous la limite de détection mesurable (LDM) du laboratoire (Annexe 2). La réduction de la concentration était supérieure à 90 % pour la majorité des pesticides, à l'exception de la clopyralid et du dicamba, dont les concentrations restaient élevées dans la simulation d'un seul rinçage. La métribuzine, bien que significativement réduite, demeurait au-dessus du critère de qualité de l'eau de surface.

Au terme du deuxième cycle (T70), 85,2 % des concentrations étaient inférieures à 1 µg/L. La LDM pour le 2,4-D avait été augmenté par le laboratoire d'un facteur 10, rendant les comparaisons plus difficiles. Le même problème a été observé au troisième cycle (T99), où certaines LDM ont été augmentées d'un facteur 100, notamment pour le 2,4-D, le dicamba et le MCPA, ce qui limite l'interprétation de la réduction effective des concentrations.

À la fin du quatrième cycle (T127), 85,2 % des concentrations des 9 ingrédients actifs étaient inférieures à 1 µg/L ou sous la LDM. Le clopyralid (avec les simulations d'un et deux rinçages), la métribuzine, le métolachlore ainsi que MCPA (avec la simulation d'un rinçage) demeuraient détectables à des concentrations élevées.

En intégrant les résultats selon les propriétés physico-chimiques des matières actives (Annexe 1), on observe une cohérence entre leur comportement et leurs paramètres de solubilité et de mobilité. Les pesticides à forte solubilité et à faible coefficient d'adsorption (Koc) comme le 2,4-D, le MCPA, le dicamba, la clopyralid, le métolachlore et la métribuzine ont montré une réduction

plus lente ou incomplète, avec des concentrations supérieures à 10 µg/L à la fin du dernier cycle dans la simulation à 1 rinçage.

En revanche, les pesticides peu solubles et faiblement mobiles comme la perméthrine, le chlorothalonil et le linuron ont été efficacement réduits dès le premier cycle. La concentration de ces substances est demeurée inférieure à 0,1 µg/L tout au long de la saison.

Dans l'ensemble des cas étudiés après 4 cycles, les concentrations mesurées étaient inférieures au seuil de qualité pour les eaux de surface, à l'exception du MCPA avec la simulation d'un rinçage. Dans ce cas particulier, la biofiltration s'est révélée insuffisante pour ramener la concentration sous ce seuil : les niveaux mesurés étaient environ cinq fois supérieurs à ce seuil.

Globalement, en excluant les cas où la LDM a été trop élevée pour permettre une analyse précise, le biofiltre a permis une réduction supérieure à 90 % pour 91,7 % des paramètres analysés. Le biofiltre simulant un seul rinçage présentait les concentrations résiduelles les plus élevées, confirmant l'effet bénéfique de la dilution initiale sur la performance du système.

Année 2023

En 2023, les concentrations initiales à T0 étaient élevées dans les biofiltres simulant 1 et 2 rinçages pour la majorité des matières actives (Annexe 3). À la fin du premier cycle (T40), 63,0 % des concentrations étaient inférieures à la LDM. Toutefois, les valeurs mesurées demeuraient difficiles à interpréter, notamment pour le dicamba et le MCPA, en raison de LDM supérieures aux critères de qualité de l'eau de surface.

Au deuxième cycle (T83), bien que les concentrations aient diminué par rapport à T0, elles étaient toutes supérieures à celles de T40. En excluant le linuron (critère non déterminé), 66,7 % des concentrations dépassaient le critère de qualité de l'eau de surface. Cette hausse apparente pourrait entre autres s'expliquer par la remise en solution de résidus retenus dans le système ou une variabilité analytique.

À la fin du troisième cycle (T109), une réduction supérieure à 50 % des concentrations a été observée pour la majorité des paramètres. Toutefois, des hausses ponctuelles ont été notées pour la perméthrine et le chlorothalonil, notamment dans les biofiltres simulant 3 rinçages.

À la fin du quatrième cycle (T143), 77,8 % des concentrations, toutes simulations confondues, étaient inférieures à 1 µg/L. Pour le biofiltre simulant 1 rinçage, 44,4 % des matières actives dépassaient ce seuil. À 2 rinçages, la clopyralid et la métribuzine étaient toujours détectées à des niveaux supérieurs à 1 µg/L. En revanche, à 3 rinçages, toutes les concentrations étaient inférieures à 1 µg/L, avec 66,7 % des matières actives sous la LDM.

Globalement, après quatre cycles, une réduction de plus de 99 % a été observée pour la majorité des matières actives. Pour 44,4 % des matières actives dans la simulation à 3 rinçages, les concentrations initiale et finale étaient inférieures à la LDM, rendant impossible l'estimation de réduction. Par ailleurs, 55,6 % des concentrations étaient sous la LDM à la fin du quatrième cycle.

Les molécules les plus persistantes étaient encore une fois celles à forte solubilité et faible Koc : métribuzine, S-métolachlore, dicamba, MCPA. Ces résultats sont cohérents avec leur profil physico-chimique (Annexe 1). À 1 rinçage, le 2,4-D, ayant des propriétés similaires, dépassait

aussi le seuil critique de 1 µg/L, avec une valeur plus précise qu'en 2022 où la LDM était 100 fois plus élevée.

En ce qui concerne les critères de qualité pour les eaux de surface, la métribuzine a dépassé le seuil dans la simulation avec un seul rinçage. Bien que ce dépassement ait été moins important que celui observé pour le MCPA, la biofiltration s'est révélée insuffisante pour ramener la concentration sous la norme environnementale.

Année 2024

En 2024, les concentrations initiales (T0) étaient généralement comparables à celles des années précédentes, bien que certaines variations aient été observées selon les matières actives, possiblement en lien avec divers phénomènes physico-chimiques pouvant avoir lieu dans les réservoirs des solutions de départ (Annexes 1 et 4).

Dès la fin du premier cycle, toutes les concentrations mesurées restaient élevées et dépassaient les critères de qualité pour plusieurs substances, notamment dans le biofiltre simulant un seul rinçage. Les LDM étaient également particulièrement élevées lors de cette campagne.

Au deuxième cycle (T70), les concentrations en 2,4-D, MCPA, dicamba et linuron étaient sous la LDM, principalement dans les biofiltres simulant deux et trois rinçages. Toutefois, pour le MCPA, la LDM était supérieure au critère de qualité de l'eau de surface, ce qui limite l'interprétation. À la même date, les concentrations en clopyralid, métribuzine et S-métolachlore restaient relativement élevées.

Au troisième cycle (T96), 33,3 % des concentrations des ingrédients actifs mesurées demeuraient supérieures aux critères de qualité de l'eau, en excluant le linuron (critère non défini). Les matières actives les plus problématiques étaient la métribuzine, le S-métolachlore, le chlorothalonil et la clopyralid. Dans le cas du chlorothalonil, qui est peu soluble et peu mobile, la concentration était 50 fois plus élevée qu'à la fin du cycle précédent.

À la fin du quatrième cycle (T124), les concentrations de 2,4-D, dicamba et MCPA étaient sous la LDM dans l'ensemble des biofiltres. En revanche, dans la simulation d'un rinçage, les concentrations de métribuzine, S-métolachlore, MCPA et chlorothalonil dépassaient toujours les critères de qualité. La clopyralid, bien qu'en baisse, présentait encore des niveaux détectables élevés.

Comme observé les années précédentes, les substances très solubles et mobiles ont présenté les performances de rétention les plus faibles, particulièrement lorsque la charge initiale était élevée. La détection de métabolites du S-métolachlore et du chlorothalonil (ESA, OA, hydroxychlorothalonil) dès les premiers cycles suggère une transformation partielle, mais la persistance de certains de ces produits de dégradation mérite une analyse approfondie. En fin de saison, les concentrations en métabolites secondaires demeuraient généralement élevées.

Les critères de qualité pour les eaux de surface ont été respectés dans 77 % des situations évaluées. Des dépassements ont toutefois été observés dans les cas suivants : le MCPA et le S-métolachlore avec un rinçage simulé, tandis que la métribuzine et le chlorothalonil ont dépassé les seuils avec un et deux rinçages simulés.

En somme, la saison 2024 confirme les tendances des années précédentes. En effet, le système a démontré une efficacité constante pour la majorité des matières actives après trois rinçages simulés, et ce, durant les trois années d'expérimentation (Annexe 5). Le système a également démontré une bonne efficacité après deux rinçages simulés durant les deux premières années. Malgré ces résultats positifs, le système montre des limites importantes pour les molécules très mobiles dans les conditions de plus forte concentration (1 rinçage). Quant au chlorothalonil, bien que la concentration ait diminué de plus de 99 % entre la première et la dernière analyse de la saison, sa concentration dans la simulation à un rinçage est demeurée supérieure au critère de qualité de l'eau de surface tandis que la LDM à 2 rinçages n'a pas permis d'établir si la concentration dépassait ce seuil.

Généralités

L'analyse des trois années d'expérimentation met en évidence plusieurs tendances constantes quant à l'efficacité du biofiltre. Tout d'abord, le système a permis une réduction supérieure à 90 % des concentrations de pesticides pour la majorité des matières actives, particulièrement dans les scénarios simulant deux ou trois rinçages (Annexe 5). Les biofiltres soumis à une concentration plus élevée (1 rinçage simulé) ont montré des performances réduites, en particulier pour les molécules très solubles et mobiles.

De plus, les résultats montrent que les caractéristiques physico-chimiques des matières actives influencent leur comportement dans le biofiltre. Les substances peu solubles et à coefficient d'adsorption (*K_{oc}*) élevé (Annexe 1), comme la perméthrine, le chlorothalonil et le linuron, ont montré une réduction rapide des concentrations en pesticides dans la majorité des cas. Cette diminution peut également s'expliquer par leur capacité d'hydrolyse. À l'inverse, les substances solubles et mobiles (métribuzine, clopyralid, S-métolachlore, MCPA, dicamba, 2,4-D) ont présenté des réductions plus lentes et parfois insuffisantes, d'autant plus que l'hydrolyse ne constitue pas une voie de dégradation efficace pour ces matières actives.

Également, la performance du système est influencée par le nombre de cycles. La majorité des matières actives atteignent des concentrations inférieures à 1 µg/L après trois ou quatre cycles, bien que cette réduction soit partiellement masquée dans les cas où les LDM du laboratoire sont trop élevées. Ces limites analytiques ont restreint la capacité à quantifier adéquatement certaines réductions.

Enfin, la détection de certains métabolites, particulièrement en 2024, indique que les pesticides subissent des transformations chimiques au cours de leur passage dans le substrat. Cette observation soulève des préoccupations quant à la persistance et au devenir de ces produits de dégradation, qui peuvent présenter des risques comparables à ceux de la matière active initiale. Toutefois, le Québec ne dispose actuellement pas des outils analytiques nécessaires pour quantifier systématiquement les métabolites secondaires, notamment pour les matières actives incluses dans l'essai. Cette limitation nuit à l'évaluation complète de la performance des biofiltres, car on ne peut présumer que la diminution des concentrations de pesticides reflète nécessairement une réduction du risque environnemental. En l'absence de données sur les concentrations et la toxicité des produits de transformation, il demeure incertain si les effluents traités sont véritablement exempts de contaminants préoccupants au moment de leur rejet dans

l'environnement. Cette observation souligne la pertinence d'un suivi complémentaire des métabolites dans les futures études.

Respiration microbienne

L'activité microbienne du substrat a été suivie tout au long du projet à l'aide du système IRTH® (Solvita) qui repose sur la mesure de l'émission de CO₂ à partir d'échantillons incubés durant 72 h, selon les recommandations du fabricant. L'indice Solvita @24h (Ohio State Université, sans date), dérivé de ces mesures, fournit une indication de l'intensité de la respiration microbienne dans les biofiltres.

Les échantillons ont été prélevés chaque semaine dans les 15 premiers centimètres du substrat de chaque cuve (figure 1), pour ne pas perturber le média filtrant. La teneur en eau pondérale du substrat, déterminée par séchage, était en moyenne de 60 % (Annexe 6), ce qui correspond à la capacité au champ (rétenzione optimale de l'eau) pour ce type de mélange et constitue une condition favorable à l'activité aérobie (Schroll et al., 2006). Ainsi, les variations de l'indice Solvita observées au fil des cycles ne semblent pas liées à une saturation en eau, mais plutôt à d'autres facteurs biologiques ou physiques.

En 2022, les indices Solvita étaient généralement supérieurs à 4 durant les deux premiers cycles (Figure 2), témoignant d'une respiration microbienne soutenue. Au cours des cycles 3 et 4, les valeurs ont chuté pour se stabiliser entre 3 et 4, signalant une activité modérée. Cette baisse progressive pourrait être attribuable à l'épuisement du substrat biodégradable ou à une accumulation de résidus moins facilement métabolisables.

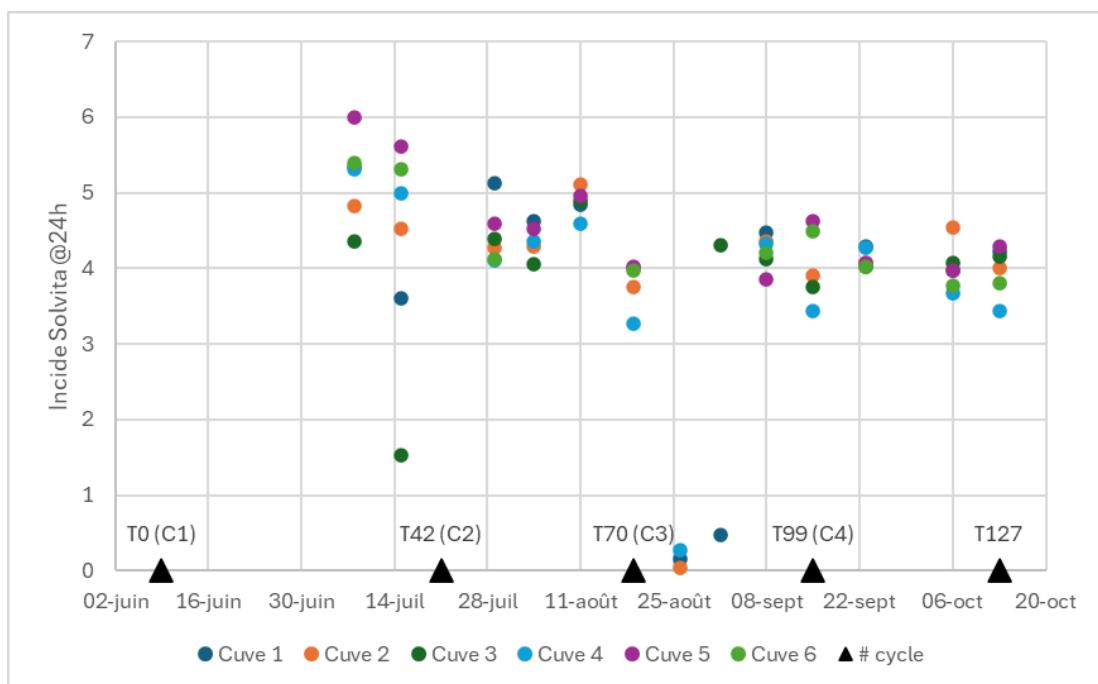


Figure 2 : Indice Solvita @24h mesuré dans les simulations de 1 (cuves 1 et 2), 2 (cuves 3 et 4) et 3 (cuves 5 et 6) rinçages en 2022.

En 2023, la dynamique observée était similaire, mais décalée dans le temps : les valeurs initiales étaient également supérieures à 4, puis ont baissé plus rapidement pour se maintenir entre 3 et 4 à partir du deuxième cycle (Figure 3). Dès le troisième cycle, des valeurs inférieures à 3 ont été observées, indiquant une activité faible. Cette diminution pourrait résulter d'un colmatage localisé du substrat ou d'une diminution plus rapide de la matière organique biodégradable.

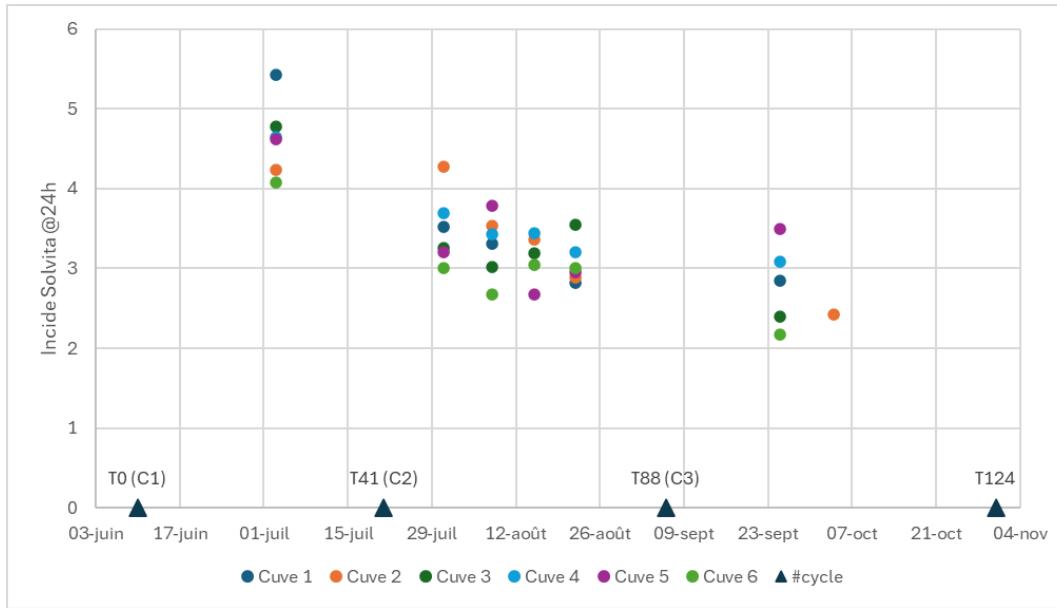


Figure 3 : Indice Solvita @24h mesuré dans les simulations de 1 (cuves 1 et 2), 2 (cuves 3 et 4) et 3 (cuves 5 et 6) rinçages en 2023.

En 2024, l'indice Solvita était déjà inférieur à 5 dès le démarrage (Figure 4), malgré le remaniement du substrat. Une activité moyenne (indices de 3 à 4) a été maintenue durant les deux premiers cycles, mais la majorité des mesures indiquaient une activité faible (<3) dès le début du quatrième cycle.

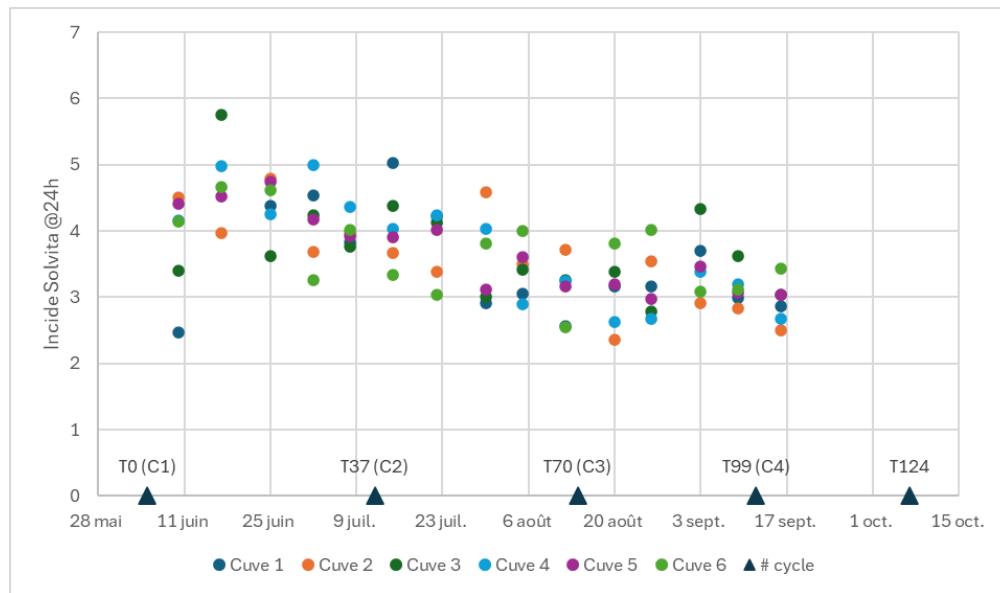


Figure 4 : Indice Solvita @24h mesuré dans les simulations de 1 (cuves 1 et 2), 2 (cuves 3 et 4) et 3 (cuves 5 et 6) rinçages en 2024.

Globalement, on observe que l'activité microbienne est plus élevée au début de chaque saison, selon les valeurs mesurées, puis elle diminue progressivement au fil des cycles. Cette diminution ne semble pas liée à un excès d'humidité, puisque la teneur en eau pondérale du substrat est demeurée relativement stable et se situait dans une plage favorable à l'activité aérobie. Le déclin observé semble plutôt refléter une perte de vitalité du substrat, possiblement liée à une dégradation physique, comme la compaction ou la réduction de la porosité, ainsi qu'à l'épuisement progressif des composés organiques facilement biodégradables. Cette dynamique pourrait s'expliquer par le fait que l'ensemble des charges de pesticides n'a été intégré dans la solution initiale qu'au temps zéro, plutôt que réparti progressivement au cours de la saison.

Température et humidité

Le suivi de la température et de l'humidité du substrat a été réalisé à l'aide de sondes SMEC300 (Spectrum Technologies) installées au centre de chaque cuve filtrante. Ces sondes ont été raccordées à des collecteurs de données WatchDog®, paramétrés pour enregistrer une mesure toutes les 15 minutes.

En 2022, les températures mesurées dans les cuves sont restées sous le seuil critique de 35 °C (Figure 5) pour maintenir une activité microbienne aérobie optimale (Singh et al., 2006). Les températures de l'air variaient entre 18 et 30 °C, et celles du substrat ont suivi une courbe similaire avec un décalage thermique modéré. Une chute brutale des valeurs de teneur en eau volumique a toutefois été enregistrée à partir du 27 juin, les lectures sont ensuite demeurées sous 20 %. Ce phénomène ne correspondait pas aux mesures indépendantes de teneur en eau pondérale issues des échantillons hebdomadaires (Annexe 6), qui confirmaient un substrat encore humide. L'hypothèse retenue est la formation de vides autour des sondes, entraînant une perte de contact et une sous-estimation locale de l'humidité. À partir du 21 juillet, les collecteurs de données ont cessé d'enregistrer, malgré l'affichage normal des valeurs lors des suivis hebdomadaires. Ces défaillances sont possiblement liées à l'utilisation d'une nouvelle génération de collecteurs permettant la connexion simultanée de deux sondes par appareil.

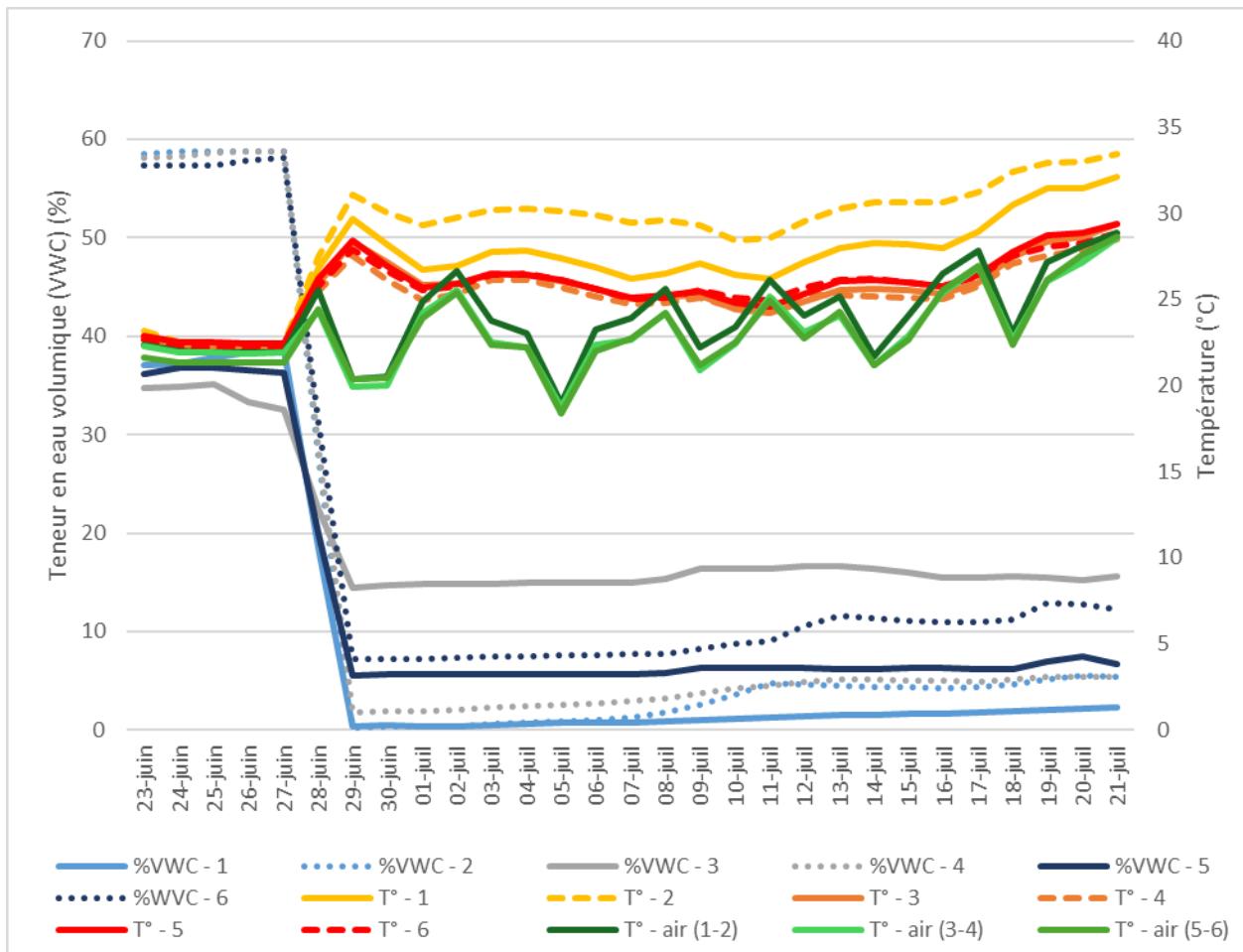


Figure 5 : Valeurs moyennes quotidiennes de température (air et sol) (°C) et de teneur en eau volumique (Volumetric water content (VWC) %) dans les 6 cuves filtrantes des biofiltres simulant 1 rinçage (cuves 1-2), 2 rinçages (cuves 3-4) et 3 rinçages (cuves 5-6) de 2022.

En 2023, les températures du substrat sont restées dans une plage favorable entre 15 à 30 °C (Figure 6). Des irrégularités dans les mesures de teneur en eau volumique ont toutefois été observées à partir de la fin juin, avec des valeurs anormalement élevées dans les cuves 3 et 5, et des fluctuations irrégulières dans la cuve 2 à partir de juillet. Ces anomalies, similaires à celles de 2022, suggèrent encore un mauvais contact sonde-substrat. Les données de teneur en eau pondérale ont confirmé un substrat bien humidifié, sans excès, tout au long de la saison (Annexe 6).

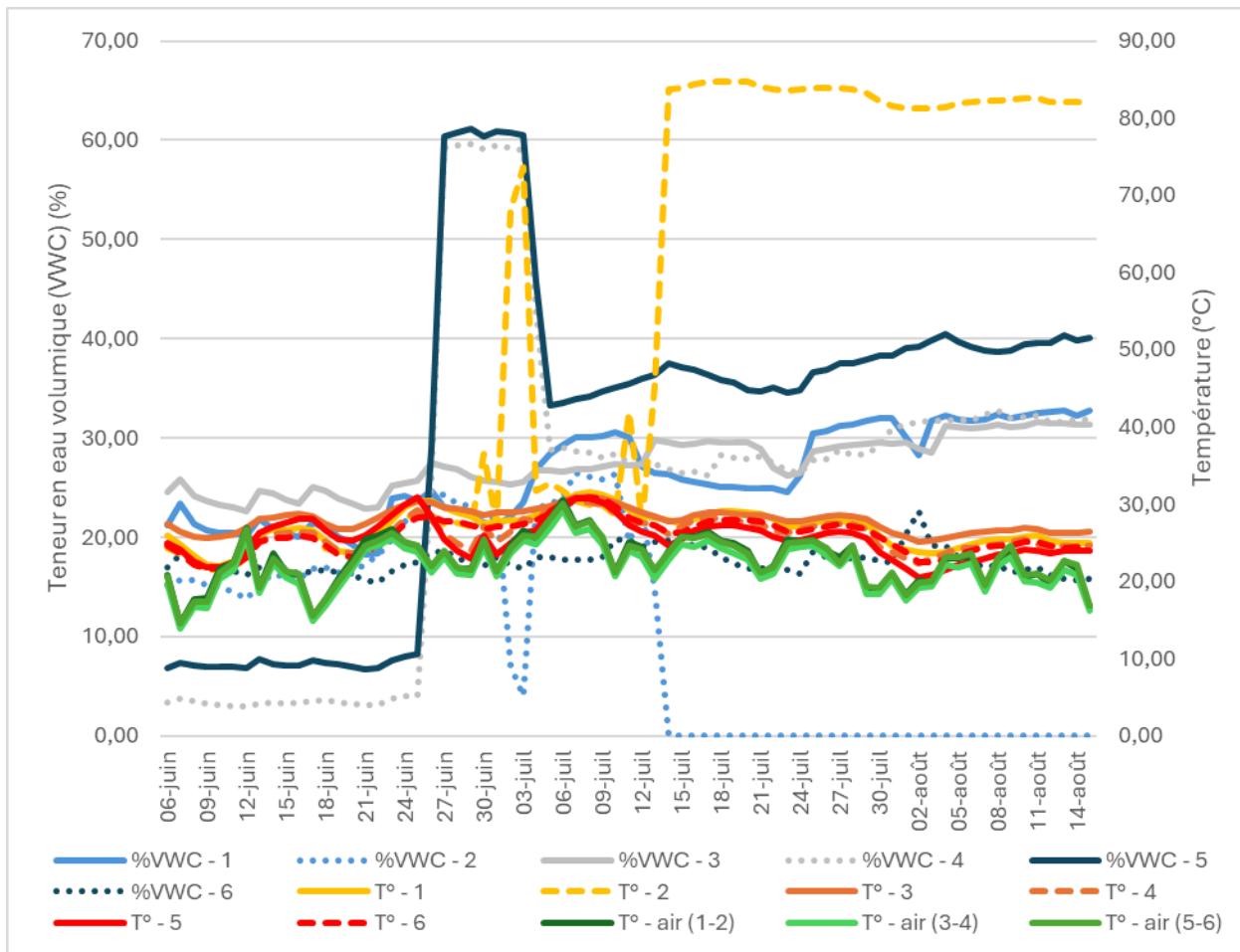


Figure 6 : Valeurs moyennes quotidiennes de température (air et sol) ($^{\circ}\text{C}$) et de teneur en eau volumique (Volumetric water content (VWC) %) dans les 6 cuves filtrantes des biofiltres simulant 1 rinçage (cuves 1-2), 2 rinçages (cuves 3-4) et 3 rinçages (cuves 5-6) de 2023.

En 2024, les mesures ont été enregistrées jusqu'en octobre. Les températures sont demeurées stables entre 15 et 30 $^{\circ}\text{C}$, sans variation significative entre les cuves (Figure 7). La teneur en eau volumique, en revanche, montrait des écarts importants d'une cuve à l'autre, malgré des apports en eau identiques. Cette variabilité témoigne à la fois de la sensibilité des sondes et de l'hétérogénéité du substrat à l'échelle locale. Une fois de plus, les mesures pondérales hebdomadaires ont fourni une lecture plus représentative (Annexe 6), avec une humidité moyenne proche de 60 %, soit la capacité au champ pour ce type de substrat.

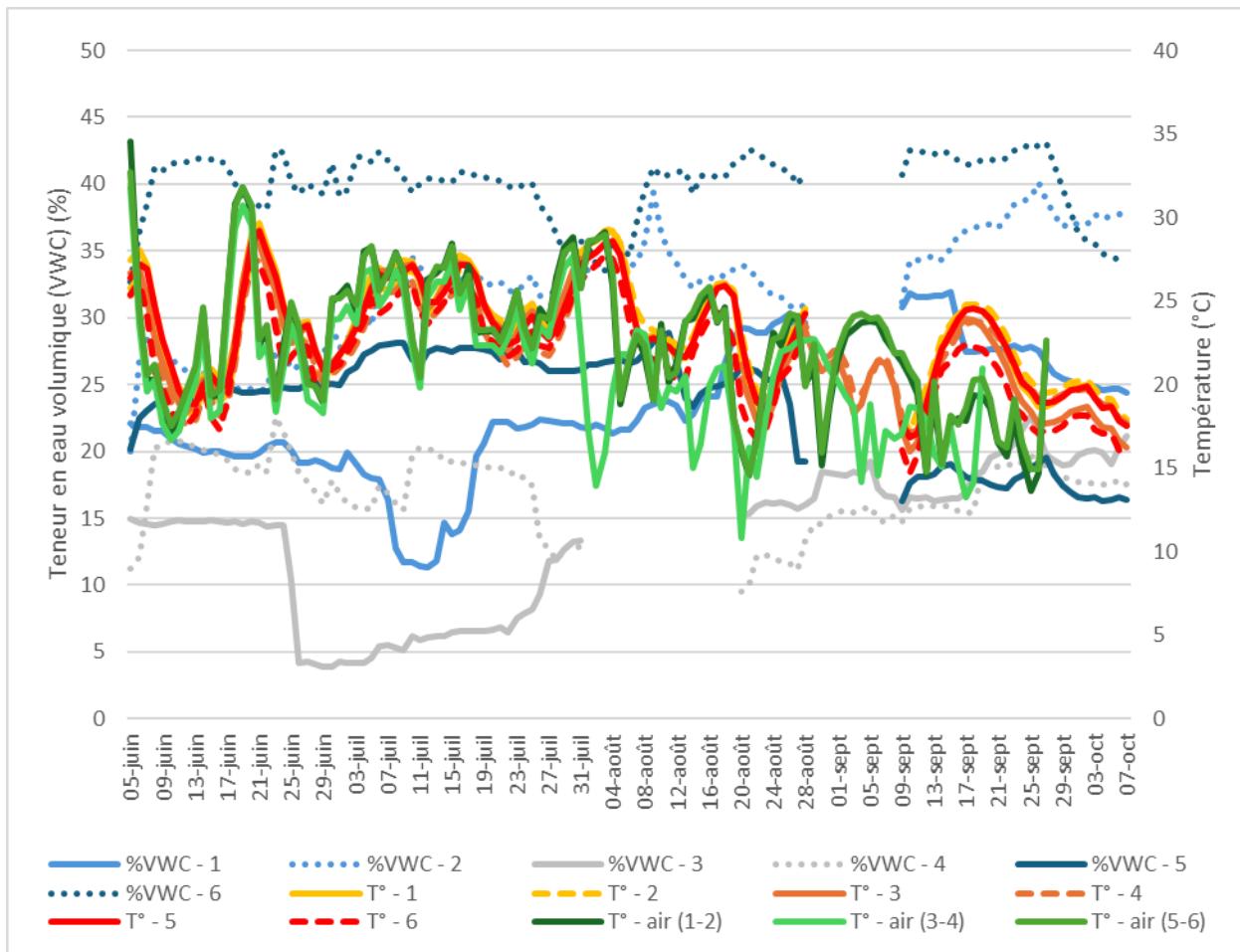


Figure 7 : Valeurs moyennes quotidiennes de température (air et sol) ($^{\circ}\text{C}$) et de teneur en eau volumique (Volumetric water content (VWC) %) dans les 6 cuves filtrantes des biofiltres simulant 1 rinçage (cuves 1-2), 2 rinçages (cuves 3-4) et 3 rinçages (cuves 5-6) de 2024.

Globalement, les conditions thermiques observées au cours des trois saisons étaient compatibles avec une activité microbienne aérobiose efficace. Toutefois, les mesures d'humidité volumique ont été limitées par des défauts techniques liés au positionnement des sondes dans le substrat. Les données pondérales hebdomadaires se sont révélées plus fiables pour évaluer l'humidité réelle du système et confirment que le substrat a été maintenu dans une plage hydrique favorable au bon fonctionnement biologique des biofiltres.

Conclusion

Au terme des trois années d'expérimentation, le système de biofiltration évalué s'est révélé capable de réduire de manière notable les concentrations de pesticides présents dans les eaux de rinçage de pulvérisateur. Dans les conditions simulées, correspondant à un, deux ou trois rinçages du pulvérisateur avant sa vidange dans le réservoir d'effluent à traiter par biofiltration, les réductions dépassaient généralement 99 % après quatre cycles de traitement, particulièrement lorsque les charges initiales étaient faibles ou modérées. Ces résultats confirment que la biofiltration constitue une solution pertinente pour atténuer les sources ponctuelles de contamination des eaux agricoles, à condition que le système soit bien dimensionné et suivi de façon rigoureuse. Ils montrent aussi que son efficacité repose autant sur la qualité du substrat et sa structure que sur le maintien d'une activité biologique suffisante.

Certaines matières actives ont toutefois présenté des comportements plus persistants. Les herbicides à forte solubilité et à faible coefficient d'adsorption, comme la métribuzine, le S-métolachlore et la clopyralid, ont affiché des concentrations résiduelles parfois supérieures aux critères de qualité de l'eau, en particulier dans les scénarios où un seul rinçage était simulé. Cette persistance est cohérente avec leurs propriétés physico-chimiques, qui limitent leur rétention dans le substrat et leur dégradation rapide. À l'inverse, les substances peu solubles et à coefficient d'adsorption (*Koc*) élevé, comme la perméthrine, le chlorothalonil et le linuron, ont montré une réduction rapide des concentrations en pesticides dans la majorité des cas, notamment dans les simulations à 2 et 3 rinçages.

En ce qui concerne le nombre de rinçages requis, les résultats concordent avec des études antérieures. En effet, la concentration des pesticides peut influencer le taux de dégradation de certaines molécules actives en réduisant l'activité microbiologique du système. Il est ainsi recommandé d'effectuer un premier rinçage du pulvérisateur directement au champ, puis d'acheminer les rinçages subséquents vers le système de traitement, pour minimum de deux rinçages (De Wilde et al., 2007; Pigeon et al., 2005).

Le suivi hebdomadaire de l'activité microbienne du substrat, mesurée par l'indice IRT_H® (Solvita 24h), a révélé une plus forte respiration en début de saison, suivie d'un déclin progressif au fil des cycles. Cette baisse d'activité ne semble pas liée à l'humidité, mais plutôt à l'épuisement des composés facilement biodégradables et à une dégradation physique du substrat (compaction, colmatage). En effet, de faibles concentrations en contaminants organiques peuvent s'avérer insuffisantes pour maintenir une activité enzymatique adéquate chez les microorganismes (Arthur et al., 2000). Dans un contexte agricole réel, où les charges en pesticides seraient ajoutées progressivement au fil des traitements, cette dynamique pourrait différer. Il serait pertinent, dans de futurs travaux, de simuler des apports progressifs afin d'évaluer leur effet sur la respiration microbienne et la performance globale du système.

Le substrat a été maintenu sous les seuils de saturation en eau, comme en témoigne les mesures de teneur en eau pondérale. Ce paramètre est particulièrement important, puisque la teneur en eau du sol, en plus de favoriser l'activité microbienne, influence les conditions d'oxydo-réduction du sol qui peuvent conduire à différentes réactions biochimiques (Del Pilar Del Pilar Castillo et al., 2008). Schroll et al. (2006) ont mesuré l'effet de l'humidité du sol sur la minéralisation de certains

pesticides par les microorganismes aérobies dans différents sols, considérant que la disponibilité en eau est l'un des facteurs les plus importants dans la régulation de l'activité biologique dans le sol. Ils ont observé une corrélation linéaire positive entre l'augmentation de l'humidité du sol et la vitesse de minéralisation des pesticides dans le système de bioépuration et ce, jusqu'à l'atteinte d'un plateau. Ainsi, une teneur en eau du sol trop élevée, au seuil de saturation, peut mener à une réduction de la minéralisation des métabolites puisque le surplus d'eau restreint la disponibilité et la diffusion de l'oxygène, rendant le milieu anoxique (Hussain et al., 2009; Schroll et al. 2006).

Quant à la température dans les cuves, elle est demeurée dans une plage jugée optimale, Quant à la température, elle est demeurée dans une plage jugée optimale (15 à 35 °C) pour la biodégradation par les microorganismes du sol (Singh et al., 2006).

La diminution de l'activité microbienne semble ainsi davantage liée à l'épuisement des composés organiques facilement biodégradables, de même qu'à une dégradation physique du substrat (compaction, colmatage). D'une part, l'efficacité du système d'épuration peut être compromise par le faible ratio surface/volume de la colonne de filtration, rendant les cuves susceptibles à la compaction et à l'écoulement préférentiel en général (De Wilde et al., 2007). De plus, bien que les scénarios avec des facteurs de dilution plus élevés aient permis d'obtenir de meilleurs résultats quant à la réduction des concentrations résiduelles, des concentrations trop faibles en contaminants organiques peuvent ne pas suffire à soutenir la croissance microbienne ou à induire un système enzymatique apte à la dégradation des matières actives (Arthur et al., 2000). L'efficacité de la biodégradation repose également sur la présence de microorganismes spécifiques en quantité suffisante, combinée à des conditions environnementales propices (Saxena et al., 2012). Cet aspect n'a toutefois pas été exploré dans le cadre du présent projet. Ainsi, ces résultats concordent avec les connaissances actuelles, selon lesquelles le maintien de l'efficacité à long terme d'un biofiltre repose sur un entretien adéquat en début de saison, notamment pour restaurer la porosité du substrat et préserver un niveau d'activité microbienne suffisant (De Wilde et al., 2007). Ils soulignent également l'importance de la qualité du substrat dans la performance globale du biofiltre. Des travaux futurs seraient pertinents afin d'optimiser la composition du média filtrant en fonction notamment de sa durabilité, de ses capacités de rétention et de sa capacité à soutenir la bioremédiation.

Certaines limites méthodologiques ont également été identifiées au cours du projet. Malgré une préparation standardisée, les concentrations initiales mesurées dans les réservoirs variaient d'une année à l'autre, en raison de divers phénomènes physico-chimiques. De plus, les limites de détection du laboratoire ont fluctué d'une campagne d'analyse à l'autre, parfois jusqu'à un facteur 100, compliquant l'interprétation de l'efficacité de réduction, notamment lorsqu'une matière active était déjà sous la LDM à T0. Le maintien d'un débit stable a aussi représenté un défi en raison de la pression exercée par la hauteur des cuves supérieures (>6 m), ce qui a nécessité des ajustements réguliers.

Par ailleurs, bien que la surveillance ait porté sur les eaux en entrée et en sortie de système, aucune mesure des concentrations de pesticides n'a été effectuée dans le substrat lui-même. Cela limite la compréhension des mécanismes de rétention ou d'accumulation et entraîne des interrogations quant à la gestion de ce substrat en fin de vie utile, estimée entre cinq et huit ans (Tortensson, 2000). Il serait pertinent, dans des études futures, de caractériser la contamination

du substrat au fil des saisons pour mieux évaluer son devenir et encadrer son éventuelle élimination de façon sécuritaire.

Enfin, la détection de certains métabolites, particulièrement en 2024, témoigne de la transformation chimique des pesticides dans le substrat. Cette observation soulève des préoccupations quant à la persistance et au devenir de ces produits de dégradation, qui peuvent présenter des risques comparables à ceux de la matière active initiale (Pelkonen, 2023). Le Québec ne dispose toutefois pas encore d'outils analytiques permettant de quantifier systématiquement ces métabolites secondaires. Cette lacune nuit à l'évaluation complète de la performance du système, puisqu'on ne peut présumer que les concentrations ont diminué ni qu'elles ne représentent plus de risque si les effluents sont rejetés dans l'environnement. Un suivi analytique élargi, incluant les métabolites, s'avère donc nécessaire pour mieux cerner les risques réels liés aux produits de transformation dans un système de bioremédiation.

En somme, le système de biofiltration évalué offre un bon potentiel pour réduire les risques environnementaux associés aux eaux de rinçage de pulvérisateurs. Toutefois, sa performance varie selon les propriétés des pesticides ciblés. Pour certains ingrédients actifs, dont les processus biologiques ne constituent pas la principale voie de dégradation, le système pourrait devoir être complété par d'autres technologies de traitement, comme les processus de photolyse et d'oxydo-réduction, afin de garantir une qualité de l'eau compatible avec un rejet sécuritaire (Reddy & Kim, 2015).

Bibliographie

- Arthur, E.L., Perkovich, B.S., Anderson, T.A., Coasts, J.R. 2000. Degradation on an atrazine and metolachlor herbicide mixture in pesticide-contaminated soils from two agrochemical dealerships in Iowa. *Water, Air and Soil Pollution* 119: 75-90.
- De Wilde, T., Spanoghe, P., Debaer, C., Ryckeboer, J., Springael, D., Jaeken, P. 2007. Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point source contamination. *The Society of Chemical Industry, Pest Manag Sci* 63: 111-128.
- Del Pilar Del Pilar Castillo, M., Torstensson, L., Stenstrom, J. 2008. Biobeds for environmental protection from pesticide use – a review. *Suisse. J. Agric. Food Chem.* 56: 6206-6219.
- Gouvernement du Québec. 2019. *Bilan des ventes de pesticides au Québec – Année 2017*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. [En ligne] URL : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/bilan/index.htm>
- Hussain, S., Siddique, T., Arshad, M., Saleem, M. 2009. Bioremediation and phytoremediation of pesticides: Recent advances. *Environmental Science and Technology* 37(10): 843-907.
- MAPAQ. 2015. Aire de rinçage d'équipement de pulvérisation et système de traitement des effluents phytosanitaires. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. [En ligne] URL : https://www.agrireseau.net/documents/document_89778.pdf
- MELCCFP. 2025. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. [En ligne] URL : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- MELCCFP. 2025. Liste des composés et critères de qualité de l'eau de surface. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). [En ligne] URL : https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/liste_composes.htm
- OHIO STATE UNIVERSITY.(S.d.) Solvita® CO₂ Respiration Soil Health Test [en ligne]. [S.I.] : Soil Health and Quality. [En ligne] URL : <https://soilhealth.osu.edu/sites/soilhealth/files/imce/WhitePapers/Solvita.pdf>
- Pelkonen, O., et al. (2023), Metabolites in the regulatory risk assessment of pesticides in the EU. *Frontiers in Toxicology*, vol. 5, 2023, article 1304885.
- Pigeon, O., De Vleeschouwer, C., Cors, F., Weickmans, B., De Ryckel, B., Pussemier, L., Debongnie, P., Culot, M. 2005. Development of biofilters to treat the pesticide wastes from spraying applications. *Communications in agricultural and applied biological sciences* 70 (4): 1003-1012.
- Reddy PV, Kim KH. A review of photochemical approaches for the treatment of a wide range of pesticides. *J Hazard Mater.* 2015 Mar 285, 325–335.

- Saxena, K., Aseri, G. K., Gupta, A. D., Babu, V. 2012. Bioremediation of Xenobiotics, dans Bioremediation and Sustainability: Research and Applications (R. Mohee and A. Mudhoo), John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA. 10: 367-398.
- Schroll, R., Becher, H.H., Dorfler, U. Gayler, S., Grundmann, S., Hartmann, H.P., Ruoss, J. 2006. Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. *Environ. Sci. Technol.* 40: 3305-3312.
- Singh, B.K., Walker, A., Wright, D.J. 2006. Bioremedial potential of fenamiphos and chlorpyrifos degrading isolates: Influence of different environmental conditions. *Soil Bio. Biochem.* 38: 2682-2693.
- Torstensson, L. 2000. Experiences of biobeds in practical use in Sweden. The Royal Society of Chemistry, *Pesticide Outlook* : octobre.
- University of Hertfordshire. 2025. *Pesticide Properties DataBase (PPDB)*. Agriculture and Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire. [En ligne] URL : <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>

ANNEXES

Annexe 1. Propriétés physico-chimiques des 9 matières actives à l'essai dans les biofiltres (PPDB – University of Hertfordshire, 2025).

Matière active	Produit commercial	Type de pesticide	Constante de dissociation (pKa) à 25 °C	Hydrolyse (DT50 à 20° pH 7) - persistance	Photolyse (DT50 pH7)	Demi-vie sol (DT50 typique) - persistance	Solubilité (mg/L à 20 °C)	Mobilité - Koc (ml/g)
2,4-D	2,4-D AMINE 600	H	3,4 acide fort	- stable	38 stable	4,4 non persistant	24 300 élevée	39 mobile
Clopyralid	LONTREL XC	H	2,01 acide fort	- stable	271 stable	23,2 non persistant	7850 élevée	5 élevée
Dicamba	BANVEL II	H	1,87 acide fort	- stable	50,3 stable	4 non persistant	250 000 élevée	- élevée
Linuron	LOROX L	H	- non-ionique	1460 élevée	- stable	57,6 modérée	63,8 modérée	843 faible
MCPA	MCPA AMINE 600	H	3,73 acide fort	- stable	0,02 rapide	24 non persistant	29 390 élevée	- mobile
Métrribuzine	SENCOR 75 DF	H	1,3 base	- stable	0,2 rapide	7,1 non persistant	10 700 élevée	- élevée
S-métolachlore	DUAL MAGNUM II	H	- non-ionique	- stable	- stable	90 modérée	530 élevée	120 modérée
Chlorothalonil	BRAVO ZN	F	- non-ionique	29,6 faible	0,72 rapide	3,53 faible	0,81 faible	2632 faible
Perméthrine	POUNCE 384	I	- non-ionique	31 modérée	- modérée	13 non persistant	0,2 faible	100 000 immobile

Annexe 2. Résultats d'analyse des pesticides, pour chaque cycle de biofiltration, dans les systèmes simulant 1, 2 et 3 rinçages d'un pulvérisateur, à partir des doses homologuées dans le maïs, en 2022.

Matière active	Nb rinçages simulé	Facteur de dilution	[T0] (ug/L)	[T42] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T70] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T99] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T127] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	Réduction de la concentration FINAL (T0 à T127) (%)	Critère de la qualité de l'eau de surface ¹ (ug/L)
H	2,4-D	1	16	2200	0,02	100,00	0,2	(900,00)	20	(9 900,00)	20	0,00	99,09
		2	72	1200	0,02	100,00	0,2	(900,00)	2	(900,00)	0,2	90,00	99,98
		3	216	1800	0,2	99,99	0,02	90,00	0,2	(900,00)	0,2	0,00	99,99
	Clopyralid	1	16	7000	1700	75,71	190	88,82	1300	(584,21)	890	31,54	87,29
		2	72	5100	250	95,10	4,2	98,32	74	(1 661,90)	20	72,97	99,61
		3	216	650	36	94,46	0,03	99,92	3	(9 900,00)	0,4	86,67	99,94
	Dicamba	1	16	11000	4000	63,64	24	99,40	30	(25,00)	30	0,00	99,73
		2	72	2800	0,3	99,99	0,3	0,00	3	(900,00)	0,3	90,00	99,99
		3	216	850	24	97,18	0,03	99,88	0,3	(900,00)	0,3	0,00	99,96
	Linuron	1	16	5700	0,07	100,00	0,07	0,00	0,07	0,00	0,07	0,00	100,00
		2	72	2300	0,07	100,00	0,07	0,00	0,07	0,00	0,07	0,00	100,00
		3	216	880	0,07	99,99	0,07	0,00	0,07	0,00	0,07	0,00	99,99
	Diuron	1	16	4800	0,1	100,00	0,1	0,00	0,1	0,00	0,1	0,00	100,00
		2	72	1300	0,1	99,99	0,1	0,00	0,1	0,00	0,1	0,00	99,99
		3	216	410	0,1	99,98	0,1	0,00	0,1	0,00	0,1	0,00	99,98
	MCPA	1	16	20000	0,1	100,00	0,1	0,00	10	(9 900,00)	10	0,00	99,95
		2	72	6500	0,1	100,00	0,1	0,00	1	(900,00)	0,1	90,00	100,00
		3	216	1400	0,1	99,99	0,01	90,00	0,1	(900,00)	0,1	0,00	99,99
	Métrribuzine	1	16	10000	120	98,80	72	40,00	33	54,17	28	15,15	99,72
		2	72	1400	0,17	99,99	0,13	23,53	0,05	61,54	0,03	40,00	100,00
		3	216	1000	1,4	99,86	0,14	90,00	0,04	71,43	0,02	50,00	100,00
	S-métolachlore	1	16	71000	0,17	100,00	0,62	(264,71)	0,89	(43,55)	31	(3 383,15)	99,96
		2	72	17000	0,07	100,00	0,38	(442,86)	0,04	89,47	0,04	0,00	100,00
		3	216	4900	0,22	100,00	0,38	(72,73)	0,09	76,32	0,05	44,44	100,00
	I Perméthrine	1	16	490	0,06	99,99	0,04	33,33	0,04	0,00	0,04	0,00	99,99
		2	72	510	0,04	99,99	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	99,99
		3	216	170	0,04	99,98	0,13	(225,00)	0,04	69,23	0,05	(25,00)	99,97
	F Chlorothalonil	1	16	24000	0,01	100,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	100,00
		2	72	3900	0,01	99,9997	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	100,00
		3	216	1100	0,01	99,9991	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	100,00

(H) Herbicide; (I) Insecticide; (F) Fongicide

En bleu, les m.a. dont la réduction de la concentration est inférieure à 90 %; en vert, les m.a. dont la concentration est inférieure à la limite de détection mesurable (LDM); en orange, les produits dont la concentration a augmenté par rapport à l'analyse précédente; en rouge, la concentration est > au critère pour la prévention de la contamination.

¹Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) (MELCCFP, 2023)

Annexe 3. Résultats d'analyse des pesticides, pour chaque cycle de biofiltration, dans les systèmes simulant 1, 2 et 3 rinçages d'un pulvérisateur, à partir des doses homologuées dans le maïs, en 2023.

Matière active	Nb rinçages simulé	[T0] (ug/L)	[T40] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T83] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T109] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T143] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	Réduction de la concentration FINAL (T0 à T143) (%)	Critère de la qualité de l'eau de surface ¹ (ug/L)	
H	2,4-D	1	15000	80	99,4667	2300	(2775,0000)	4	99,8261	2,2	45,0000	99,9853	
		2	3100	4	99,8710	92	(2200,0000)	0,2	99,7826	0,01	95,0000	99,9997	
		3	0,01	0,02	(100,0000)	3,9	(19400,0000)	0,2	94,8718	0,01	95,0000	0,0000	
	Clopyralid	1	3200	2200	31,2500	2200	0,0000	900	59,0909	880	2,2222	72,5000	
		2	3200	200	93,7500	340	(70,0000)	40	88,2353	9,4	76,5000	99,7063	
		3	0,02	19	(94900,0000)	27	(42,1053)	1,4	94,8148	0,02	98,5714	0,0000	
	Dicamba	1	11000	160	98,5455	3600	(2150,0000)	200	94,4444	0,02	99,9900	99,9998	
		2	3200	8	99,7500	790	(9775,0000)	22	97,2152	0,02	99,9091	99,9994	
		3	0,02	0,4	(1900,0000)	74	(18400,0000)	0,4	99,4595	0,02	95,0000	0,0000	
	Linuron	1	11000	0,07	99,9994	1500	(2142757,1429)	320	78,6667	0,07	99,9781	99,9994	
		2	3100	0,07	99,9977	400	(571328,5714)	13	96,7500	0,07	99,4615	99,9977	
		3	1100	0,07	99,9936	73	(104185,7143)	3,1	95,7534	0,07	97,7419	99,9936	
	MCPA	1	19000	80	99,5789	3200	(3900,0000)	4	99,8750	0,01	99,7500	99,9999	
		2	4700	4	99,9149	990	(24650,0000)	0,4	99,9596	0,01	97,5000	99,9998	
		3	0,01	0,2	(1900,0000)	70	(34900,0000)	0,2	99,7143	0,01	95,0000	0,0000	
	Métrribuzine	1	13000	8,6	99,9338	4800	(55713,9535)	550	88,5417	120	78,1818	99,0769	
		2	4200	0,05	99,9988	1400	(2799900,0000)	180	87,1429	3	98,3333	99,9286	
		3	1100	0,02	99,9982	270	(1349900,0000)	5,2	98,0741	0,02	99,6154	99,9982	
	S-métolachlore	1	37000	13	99,9649	7600	(58361,5385)	1100	85,5263	7	99,3636	99,9811	
		2	7700	0,03	99,9996	1500	(4999900,0000)	170	88,6667	0,02	99,9882	99,9997	
		3	2800	0,04	99,9986	320	(799900,0000)	33	89,6875	0,01	99,9697	99,9996	
	I	Perméthrine	1	1400	0,04	99,9971	100	(249900,0000)	44	56,0000	0,04	99,9091	99,9971
			2	1500	0,04	99,9973	30	(74900,0000)	43	(43,3333)	0,04	99,9070	99,9973
			3	970	0,04	99,9959	5	(12400,0000)	23	(360,0000)	0,04	99,8261	99,9959
	F	Chlorothalonil	1	8400	0,01	99,9999	110	(1099900,0000)	6,4	94,1818	0,01	99,8438	99,9999
			2	10000	0,01	99,9999	260	(2599900,0000)	6,4	97,5385	0,01	99,8438	99,9999
			3	2700	0,01	99,9996	1,4	(13900,0000)	1,7	(21,4286)	0,01	99,4118	99,9996
	M	Diuron	1	3400	0,1	99,9971	1100	(1099900,0000)	200	81,8182	0,1	99,9500	99,9971
			2	660	0,1	99,9848	250	(249900,0000)	7,1	97,1600	0,1	98,5915	99,9848
			3	200	0,1	99,9500	60	(59900,0000)	2,7	95,5000	0,1	96,2963	99,9500

(H) Herbicide; (I) Insecticide; (F) Fongicide; (M) Métabolite secondaire

En bleu, les m.a. dont la réduction de la concentration est inférieure à 90 %; en vert, les m.a. dont la concentration est inférieure à la limite de détection mesurable (LDM); en orange, les produits dont la concentration a augmenté par rapport à l'analyse précédente; en rouge, la concentration est > au critère pour la prévention de la contamination.

¹Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) (MELCCFP, 2023)

Annexe 4. Résultats d'analyse des pesticides, pour chaque cycle de biofiltration, dans les systèmes simulant 1, 2 et 3 rinçages d'un pulvérisateur, à partir des doses homologuées dans le maïs, en 2024.

Matière active	Nb rinçages simulé	[T0] (ug/L)	[T37] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T70] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T96] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	[T124] (ug/L)	Réduction de la concentration (%)	Réduction de la concentration FINAL (T0 à T124) (%)	Critère de la qualité de l'eau de surface ¹ (ug/L)
H	2,4-D	1	17000	6300	62,9412	4	99,9365	4	0,0000	4	0,0000	99,9765
		2	3700	80	97,8378	4	95,0000	4	0,0000	4	0,0000	99,8919
		3	1000	80	92,0000	4	95,0000	0,2	95,0000	0,2	0,0000	99,9800
	clopyralid	1	6000	1900	68,3333	1600	15,7895	1400	12,5000	1100	21,4286	81,6667
		2	1200	430	64,1667	170	60,4651	98	42,3529	42	57,1429	96,5000
		3	410	220	46,3415	99	55,0000	13	86,8687	3,5	73,0769	99,1463
	dicamba	1	10000	5300	47,0000	220	95,8491	29	86,8182	8	72,4138	99,9200
		2	2400	1400	41,6667	8	99,4286	8	0,0000	8	0,0000	99,6667
		3	700	160	77,1429	8	95,0000	0,5	93,7500	0,4	20,0000	99,9429
	Linuron	1	4500	910	79,7778	570	37,3626	170	70,1754	16	90,5882	99,6444
		2	2700	35	98,7037	0,07	99,8000	7	(9900,0000)	35	(400,0000)	98,7037
		3	930	35	96,2366	0,07	99,8000	0,82	(1071,4286)	0,07	91,4634	99,9925
	MCPA	1	21000	8900	57,6190	4	99,9551	4	0,0000	4	0,0000	99,9810
		2	4600	80	98,2609	4	95,0000	4	0,0000	4	0,0000	99,9130
		3	1000	80	92,0000	4	95,0000	0,2	95,0000	0,2	0,0000	99,9800
	Métrribuzine	1	11000	3500	68,1818	3400	2,8571	2700	20,5882	1000	62,9630	90,9091
		2	2800	2000	28,5714	370	81,5000	240	35,1351	2,6	98,9167	99,9071
		3	590	730	(23,7288)	77	89,4521	29	62,3377	1,7	94,1379	99,7119
	S-métolachlore	1	25000	8200	67,2000	5500	32,9268	1	99,9818	820	(81900,0000)	96,7200
		2	5300	3100	41,5094	480	84,5161	280	41,6667	2,6	99,0714	99,9509
		3	1100	1100	0,0000	200	81,8182	230	(15,0000)	14	93,9130	98,7273
I	Perméthrine	1	1500	290	80,6667	31	89,3103	180	(480,6452)	2,6	98,5556	99,8267
2		750	3300	(340,0000)	13	99,6061	4	69,2308	0,23	94,2500	99,9693	
3		150	14000	(9233,3333)	0,4	99,9971	0,27	32,5000	0,17	37,0370	99,8867	
F	Chlorothalonil	1	56000	2600	95,3571	10	99,6154	500	(4900,0000)	3,2	99,3600	99,9943
2		3400	45	98,6765	0,26	99,4222	1	(284,6154)	5	(400,0000)	99,8529	
3		360	5700	(1483,3333)	0,1	99,9982	0,01	90,0000	0,1	(900,0000)	99,9722	
M	Diuron	1	3600	950	73,6111	300	68,4211	280	6,6667	9,5	96,6071	99,7361
		2	0,1	3800	(3799900,0000)	3,6	99,9053	10	(177,7778)	0,6	94,0000	(500,0000)
		3	0,1	3600	(3599900,0000)	0,7	99,9806	0,9	(28,5714)	1	(11,1111)	(900,0000)
	Métolachlore ESA	1	160	160	ND	730	(356,2500)	750	(2,7397)	910	(21,3333)	(468,7500)
		2	160	160	ND	300	(87,5000)	390	(30,0000)	450	(15,3846)	(181,2500)
		3	160	160	ND	120	25,0000	160	(33,3333)	200	(25,0000)	(25,0000)
	Métolachlore OA	1	400	400	ND	1500	(275,0000)	1700	(13,3333)	2100	(23,5294)	(425,0000)
		2	400	400	ND	370	7,5000	500	(35,1351)	560	(12,0000)	(40,0000)
		3	400	400	ND	85	78,7500	150	(76,4706)	93	38,0000	76,7500
	Hydroxychlorothalonil	1	170	1200	(605,8824)	990	17,5000	650	34,3434	550	15,3846	(223,5294)
		2	160	320	(100,0000)	30	90,6250	14	53,3333	8	42,8571	95,0000
		3	160	160	ND	39	75,6250	1,8	95,3846	0,6	66,6667	99,6250

(H) Herbicide; (I) Insecticide; (F) Fongicide; (M) Métabolite secondaire

ND : Non déterminé, valeur de concentration sous la limite de détection mesurable (LDM)

En bleu, les m.a. dont la réduction de la concentration est inférieure à 90 %; en vert, les m.a. dont la concentration est inférieure à la limite de détection mesurable (LDM); en orange, les produits dont la concentration a augmenté par rapport à l'analyse précédente; en rouge, la concentration est > au critère pour la prévention de la contamination.

¹Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) (MELCCFP, 2024)

Annexe 5. Résultats d'analyse des concentrations de pesticides au temps 0 et à la fin des 4 cycles, dans les systèmes simulant 1, 2 et 3 rinçages d'un pulvérisateur, à partir des doses homologuées dans le maïs, pour toutes les années du projet, avec les critères de prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) et de protection de la vie aquatique (effet chronique).

Matière active	Nb rinçages simulé	2022			2023			2024			Critère de prévention de la contamination - eau et organismes aquatiques (ug/l)	Critère de protection de la vie aquatique - effet chronique (ug/L)	
		[T0] (ug/L)	[T127] (ug/L)	% réduction	[T0]	[T143] (ug/L)	% réduction	[T0]	[T127] (ug/L)	% réduction			
H	2,4-D	1	2200	20	99,09091	15000	2,2	99,9853	17000	4	99,98	100	220
		2	1200	0,2	99,98333	3100	0,01	99,9997	3700	4	99,89		
		3	1800	0,2	99,98889	0,01	0,01	0,0000	1000	0,2	99,98		
	Clopyralid	1	7000	890	87,28571	3200	880	72,5000	6000	1100	81,67	4100	ND
		2	5100	20	99,60784	3200	9,4	99,7063	1200	42	96,50		
		3	650	0,4	99,93846	0,02	0,02	0,0000	410	3,5	99,15		
	Dicamba	1	11000	30	99,72727	11000	0,02	99,9998	10000	8	99,92	120	10
		2	2800	0,3	99,98929	3200	0,02	99,9994	2400	8	99,67		
		3	850	0,3	99,96471	0,02	0,02	0,0000	700	0,4	99,94		
I	Linuron	1	5700	0,07	99,99877	11000	0,07	99,9994	4500	16	99,64	ND	7
		2	2300	0,07	99,99696	3100	0,07	99,9977	2700	35	98,70		
		3	880	0,07	99,99205	1100	0,07	99,9936	930	0,07	99,99		
	MCPA	1	20000	10	99,95000	19000	0,01	99,9999	21000	4	99,98	2	2,6
		2	6500	0,1	99,99846	4700	0,01	99,9998	4600	4	99,91		
		3	1400	0,1	99,99286	0,01	0,01	0,0000	1000	0,2	99,98		
	Métribuzine	1	10000	28	99,72000	13000	120	99,0769	11000	1000	90,91	80	1
		2	1400	0,03	99,99786	4200	3	99,9286	2800	2,6	99,91		
		3	1000	0,02	99,99800	1100	0,02	99,9982	590	1,7	99,71		
M	S-métolachlore	1	71000	31	99,95634	37000	7	99,9811	25000	820	96,72	50	7,8
		2	17000	0,04	99,99976	7700	0,02	99,9997	5300	2,6	99,95		
		3	4900	0,05	99,99898	2800	0,01	99,9996	1100	14	98,73		
	Perméthrine	1	490	0,04	99,99184	1400	0,04	99,9971	1500	2,6	99,83	20	ND
		2	510	0,04	99,99216	1500	0,04	99,9973	750	0,23	99,97		
		3	170	0,05	99,97059	970	0,04	99,9959	150	0,17	99,89		
	Chlorothalonil	1	24000	0,01	99,99996	8400	0,01	99,9999	56000	3,2	99,99	1,5	ND
		2	3900	0,01	99,99974	10000	0,01	99,9999	3400	5	99,85		
		3	1100	0,01	99,99909	2700	0,01	99,9996	360	0,1	99,97		
F	Diuron	1	4800	0,1		3400	0,1		3600	9,5		150	ND
		2	1300	0,1		660	0,1		0,1	0,6			
		3	410	0,1		200	0,1		0,1	1			
	Hydroxychlorothalonil	1							170	550		ND	ND
		2							160	8			
		3							160	0,6			
	Métolachlore ESA	1							160	910		ND	ND
		2							160	450			
		3							160	200			
M	Métolachlore OA	1							400	2100		ND	ND
		2							400	560			
		3							400	93			

Annexe 6. Valeurs de teneur en eau pondérale du substrat, déterminée par séchage de chaque cuve, pour toutes les années du projet (2022 à 2024).

