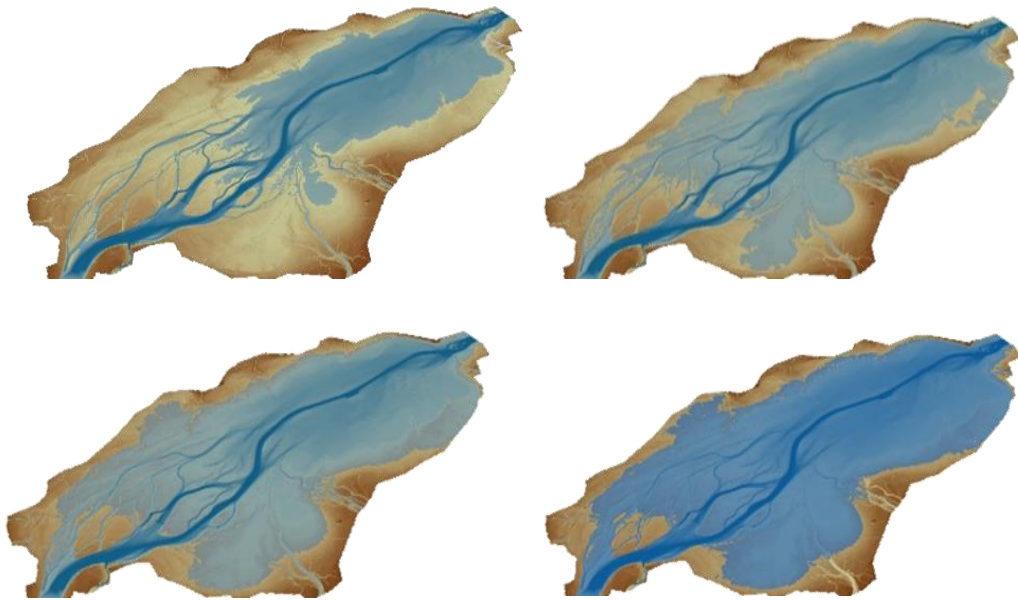


PÔLE D'EXPERTISE MULTIDISCIPLINAIRE
EN GESTION DURABLE DU LITTORAL DU
LAC SAINT-PIERRE



RAPPORT FINAL
2019-2024



Ce projet est financé par le gouvernement du Québec.



Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (2024). Rapport final, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval et Université McGill, 801 p. + annexes.

Rapport remis au comité directeur du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre le 25 juin 2024.

Images de la page de couverture : simulations des crues au lac Saint-Pierre (annuelle, 2 ans, 20 ans, 100 ans). Réalisation : Pierre-André Bordeleau (2019).

Table des matières

1. LE PÔLE ET LES TRAVAUX DE RECHERCHE.....	1
LE PÔLE, EN BREF	2
RAPPORT FINAL 2019-2024.....	3
ACTIVITÉS DE RECHERCHE.....	4
Dispositifs de recherche.....	4
Caractéristiques des crues et des saisons de production	9
Difficultés rencontrées.....	12
BILAN DE LA STRATÉGIE DE MOBILISATION	15
GOVERNANCE.....	16
Structure de gouvernance	16
2. RAPPORTS FINAUX DES PROJETS DE RECHERCHE	20
AXE AGRICULTURE.....	21
A - Comparaison de systèmes culturels de grandes cultures dans quatre secteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre	22
B - Adaptation et performance agronomique des cultures de couverture en intercalaire et en pleine saison adaptées pour la zone du littoral du lac Saint-Pierre.....	51
C - Potentiel des plantes fourragères comme cultures dans les zones littorales du lac Saint-Pierre	102
D - Potentiel agronomique et environnemental de cultures alternatives cultivées en zones littorales du lac Saint-Pierre	145
E - Phytoprotection dans le contexte de la zone littorale du lac Saint-Pierre : développement d’une gestion raisonnée des ravageurs des semis	191
F - Développer des méthodes d’aménagement de fossés végétalisés dans la zone littorale du lac Saint-Pierre	222
G - Évaluation de la performance des bandes végétatives filtrantes dans la prévention de l’érosion des sols et des dépôts dans les fosses de drainage agricole de la zone littorale du lac Saint-Pierre	288
H - Interactions entre les inondations et la gestion des sols cultivés en zone littorale du lac Saint-Pierre sur la solubilité et la rétention du phosphore, de l’azote et du carbone dans le sol	312
HH - La réponse de la communauté microbienne aux inondations dépend de l’utilisation des terres et de la structure du sol	336
AXE ENVIRONNEMENT ET FAUNE.....	360
I - Cartographie des patrons d’écoulement dans la zone littorale du lac Saint-Pierre	361
J - Évaluation de l’impact de l’utilisation du sol sur la turbidité de l’eau dans le littoral du lac Saint-Pierre par télédétection	390
K - Effets des pratiques agricoles sur la production primaire à la base du réseau trophique aquatique dans le littoral du lac Saint-Pierre	419
L - Effets des cultures et pratiques agricoles existantes sur la croissance et la condition physiologique des larves de perchaude, ainsi que sur la taille et l’abondance du zooplancton dans la zone littorale du lac Saint-Pierre	461
M - Réponses des populations de poissons aux activités agricoles et aux milieux naturels dans la zone littorale du lac Saint-Pierre.....	490
N - Présence de néonicotinoïdes et d’herbicides dans les sols agricoles de la zone littorale du lac Saint-Pierre	510
O - Évaluation de l’effet des pesticides sur les premiers stades de vie des poissons en liens avec les agricoles dans la plaine d’inondation du lac Saint-Pierre	531
P - Effets des pratiques agricoles sur les banques d’œufs d’invertébrés aquatiques : une approche expérimentale pour quantifier la résilience des communautés dans la zone littorale du lac Saint-Pierre.....	554

Q - Influence de l'usage des terres sur la séquestration et les flux de carbone du sol dans la zone littorale du Lac Saintt-Pierre	592
R - Réponse fonctionnelle de la biodiversité animale sur un gradient d'utilisation des terres	620
S - Utiliser l'ADN environnemental du sol pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité du littoral du lac Saint-Pierre	656
AXE SOCIOÉCONOMIE	693
T - Analyse de l'impact économique, technique et environnemental des pratiques de gestion bénéfiques au lac Saint-Pierre	694
U - Les agriculteurs face aux changements de pratiques agricoles : quel potentiel au lac Saint-Pierre ?	742
V - Le conseil agroenvironnemental et les conseillers agricoles au lac Saint-Pierre : quels sont leurs rôles dans la réhabilitation du littoral ?	745
W - Évaluation coûts-bénéfices de différents scénarios d'occupation du sol dans le littoral du lac Saint-Pierre	747
X - Impact du cadrage de l'information présentée sur l'acceptabilité de nouvelles pratiques agronomiques par les agriculteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre	764
Y - Mise en place d'institutions collaboratives pour la réhabilitation de grands écosystèmes : opportunités et défis	789
Z - Étude de pré faisabilité de l'opportunité d'une appellation réservée ou d'un terme valorisant pour les productions animales s'approvisionnant en fourrages produits dans le littoral du lac Saint-Pierre	792
ANNEXES.....	799
Annexes A. Tableaux synthèse des variables mesurées	800
Annexes B. Définition des traitements et des sites des dispositifs expérimentaux	816
Annexe C. Matériels supplémentaires	819

1. LE PÔLE ET LES TRAVAUX DE RECHERCHE

LE PÔLE, EN BREF

Le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (ci-après nommé « le Pôle ») rassemble plusieurs chercheurs travaillant en collaboration sous la coordination scientifique de trois universités : l'Université Laval, l'Université McGill et l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR). Ces dernières veillent au respect du mandat du Pôle, en partenariat avec le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) et le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP).

Le Pôle a pour mandat de proposer une stratégie d'intervention dans la zone littorale favorisant la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration de milieux prioritaires.

À cette fin, il doit développer des travaux de recherche scientifique devant répondre à trois objectifs :

- 1) Développer des cultures et des pratiques agricoles adaptées au contexte particulier des grands littoraux cultivés du lac Saint-Pierre qui auront des incidences positives sur la qualité de son écosystème;
- 2) Évaluer la performance et les impacts sociaux, économiques, environnementaux et fauniques des activités agricoles et des projets de restauration;
- 3) Proposer, à partir des résultats des recherches, au ministre de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs et au ministre de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, un mode de gestion agricole favorisant la mise en place d'une agriculture durable dans le littoral du lac Saint-Pierre.

RAPPORT FINAL 2019-2024

Le *Rapport final 2019-2024* a pour objectif de présenter les six années de travaux accomplis par le Pôle entre 2018 et 2024. Ces travaux comprennent une première phase dédiée à la mise en œuvre (2018-2019) et trois années de recherche et d'expérimentation (2019-2020 à 2021-2022) auxquelles se sont ajoutées deux années additionnelles (2022-2023 et 2023-2024).

En effet, les trois années de recherche et d'expérimentation initialement prévues ont été marquées par des difficultés liées à des crues printanières relativement courtes et à la pandémie de COVID-19, qui ont limité les mesures agronomiques, environnementales et fauniques. Conséquemment, les années 2022-2023 et 2023-2024 ont permis aux chercheurs de compléter leurs travaux de recherche en consolidant les résultats et en documentant certaines incertitudes subsistantes quant aux connaissances acquises.

Le rapport se divise en deux parties. La première partie vise à (1) présenter sommairement les activités de recherche (dispositifs expérimentaux; caractéristiques des crues et des saisons de production; difficultés rencontrées), (2) le bilan de la Stratégie de mobilisation et (3) la gouvernance. La deuxième partie présente les rapports complets de chaque projet de recherche.

ACTIVITÉS DE RECHERCHE

Les travaux scientifiques se sont déroulés dans le littoral du lac Saint-Pierre durant cinq années d'échantillonnage de 2019-2020 à 2023-2024. Ils ont réuni près d'une trentaine de chercheurs provenant des trois universités responsables du Pôle (Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université McGill) et de nombreuses collaborations qui se subdivisaient en trois axes de recherche principaux;

- Agriculture,
- Environnement et faune,
- Socioéconomie.

La programmation de recherche proposait d'implanter des systèmes culturaux et des pratiques agricoles susceptibles de présenter des incidences positives sur la qualité de l'écosystème du littoral du lac Saint-Pierre. L'évaluation de la performance agronomique, de la couverture de sol et de l'adaptation aux conditions spécifiques du littoral de même que l'évaluation environnementale, faunique et socioéconomique ont été effectuées dans ces systèmes et pratiques agricoles. La programmation comptait 26 projets de recherche qui ont été réalisés entre 2019 et 2024. Au moment de rédiger ce rapport, quatre projets mis en place en 2022 pour bonifier la programmation étaient toujours en cours et ce sont terminés en mars 2024. Ces derniers ne sont pas intégrés au présent rapport.

Enfin, c'est plus de 25 producteurs agricoles qui ont participé activement aux travaux scientifiques par la mise à disposition de terres en culture et, pour certains, qui travaillent avec les équipes de recherche pour la réalisation d'opérations en champs. De plus, près d'une quarantaine de producteurs et productrices ont pris part aux différentes enquêtes socioéconomiques.

Dispositifs de recherche

Dispositif à grande échelle

Afin de favoriser les interactions scientifiques, la mise en commun des résultats et le partage des connaissances, quatre secteurs d'échantillonnage prioritaires ont été sélectionnés (Figure 1). Dans les quatre secteurs d'échantillonnage prioritaires, des sites ont été sélectionnés afin d'obtenir un gradient d'utilisation des terres qui soit indépendant du temps d'inondation. Ce gradient s'étend des milieux naturels aux cultures annuelles en régie conventionnelle, en passant par les systèmes améliorés et les prairies établis en grandes parcelles (annexe B, tableau B.1). Cette approche méthodologique avec ce dispositif à « Grande échelle » permet d'évaluer la réponse de différentes variables agronomiques, environnementales et fauniques le long d'un gradient d'utilisation des terres.

L'analyse de chaque variable, le long du gradient, permettra ensuite de faire ressortir des tendances et de déterminer quels types d'utilisation du sol offrent les plus grands gains agricoles, environnementaux et fauniques. Cette analyse permettra d'identifier les cultures

et pratiques les plus susceptibles d'avoir une incidence positive sur la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre.

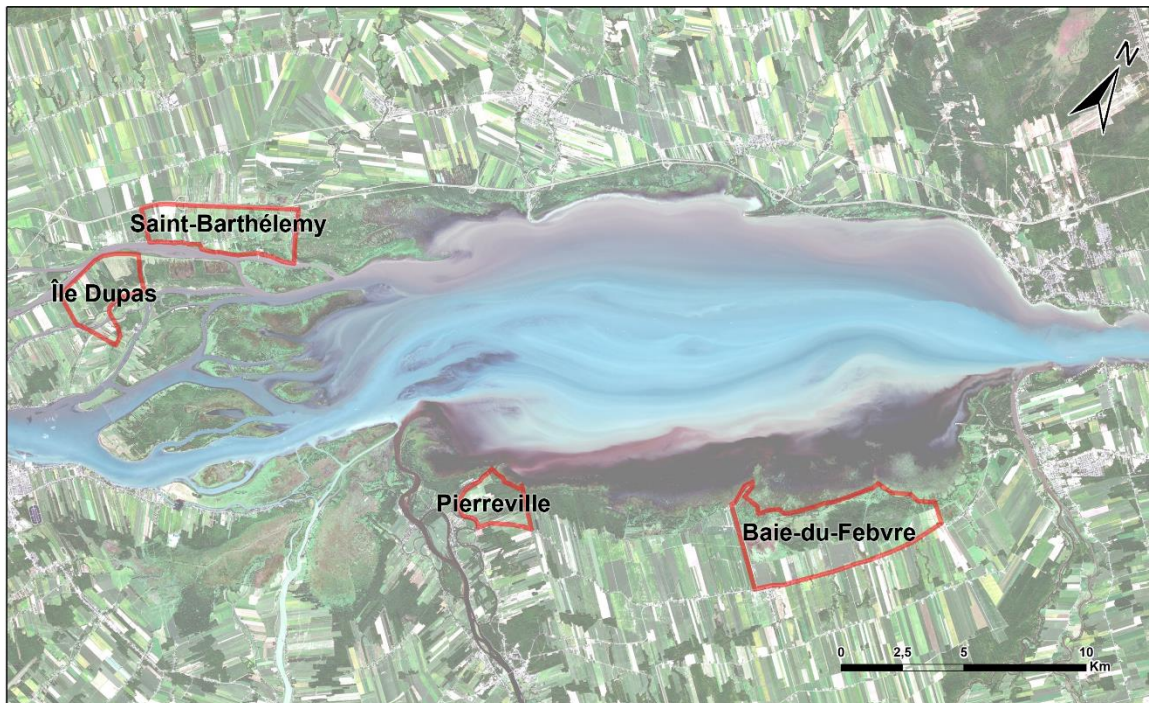


Figure 1. Localisation des secteurs d'échantillonnage prioritaires du Pôle pour les activités de recherche des axes agriculture et environnement et faune.

Dans chacun des quatre secteurs prioritaires, les chercheurs du Pôle ont identifié des sites témoins, correspondant à des milieux naturels de référence : milieux forestiers et prairies humides naturelles. Ces milieux ont été sélectionnés parce qu'ils sont comparables, hydrologiquement, aux aménagements en grandes parcelles du même secteur. Un modèle numérique d'élévation réalisé pour l'ensemble du littoral du lac Saint-Pierre a été utilisé pour choisir les milieux naturels de référence soumis aux mêmes conditions de crue, au printemps.

À titre d'exemple, les réponses fictives d'une variable faunique (diversité de l'avifaune) et d'une variable agricole (rendement agricole) sont représentées à la figure 2 pour deux secteurs (lignes pleine et pointillée) le long du gradient d'utilisation des terres. Le tableau B.1 de l'annexe B liste l'ensemble des sites échantillonnés dans chacun des quatre secteurs à l'étude

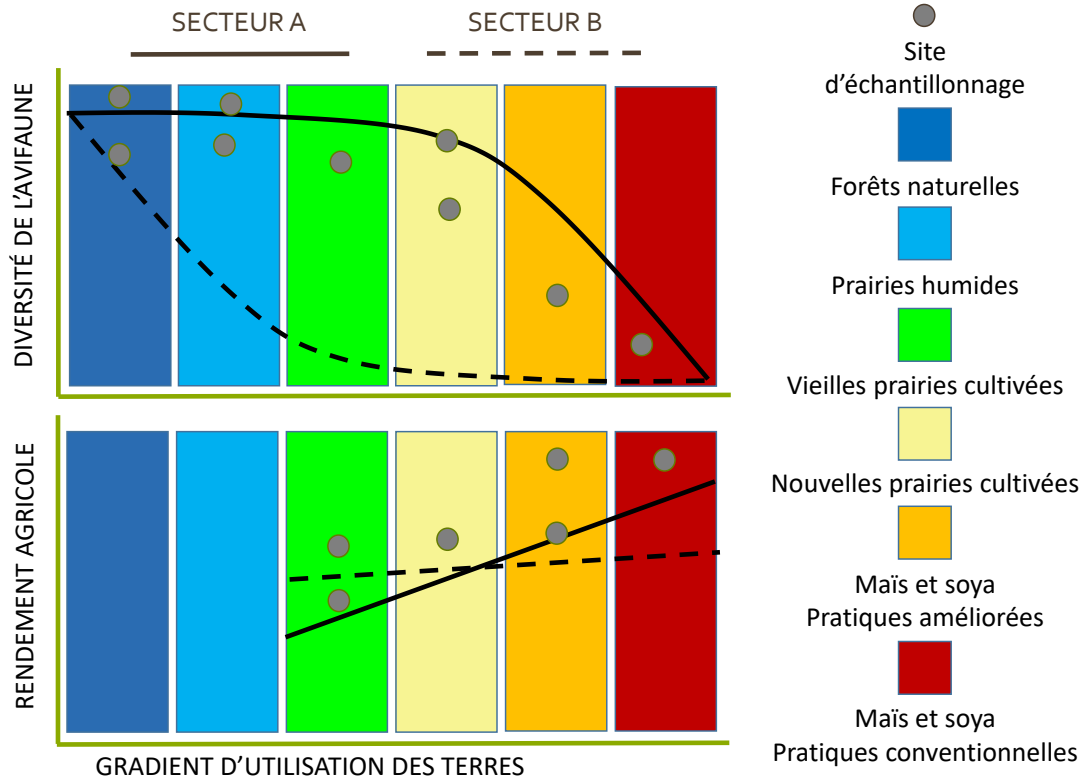


Figure 2. Représentation schématique du cadre conceptuel visant à évaluer la réponse fonctionnelle de variables environnementales, fauniques et agricoles le long d'un gradient d'utilisation des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre. À titre d'exemple, les réponses d'une variable faunique (diversité de l'avifaune) et d'une variable agricole (rendement agricole) sont représentées le long du gradient d'utilisation des terres pour deux secteurs (ligne pleine et ligne pointillée).

Dispositif alternatif

Lors des années de faibles crues, en 2020 et 2021, les échantillonnages ont eu lieu sur des sites alternatifs en aval des grandes parcelles, dans des fossés agricoles, en forêts encore inondées ainsi que dans le lac lui-même. Ces sites étaient localisés dans huit secteurs du littoral du LSP (Figure 3) qui ont été sélectionnés selon un gradient de turbidité établi à l'aide d'analyses d'image satellitaires couvrant mai-juin 2019 et mai-juin 2020 (avec la collaboration de l'équipe d'A. Roy, UQTR). La turbidité est utilisée ici comme indicateur d'apports d'origine agricole au printemps (voir les fiches de A. Roy et S. Campeau). La turbidité a été d'abord estimée par une analyse d'une section de 50 X 50 m de 5 images disponibles pour chaque période et a été mesurée et validée lors des campagnes d'échantillonnage de 2020-2021; ces dernières valeurs sont rapportées au tableau B.2 de l'annexe B et montrent bien le gradient de turbidité entre les fossés, la forêt et le lac. De plus, les secteurs Langue-de-Terre, Baie de Yamachiche et Longue Pointe ont servi de secteurs de référence recevant d'importants apports agricoles alors que Girodeau, Anse-du-Fort et Baie de Maskinongé ont été sélectionnés pour leurs faibles apports agricoles. Finalement, un secteur correspondant à un affluent agricole et un secteur situé dans un milieu humide étaient localisés à Baie-du-Febvre (figure 3).

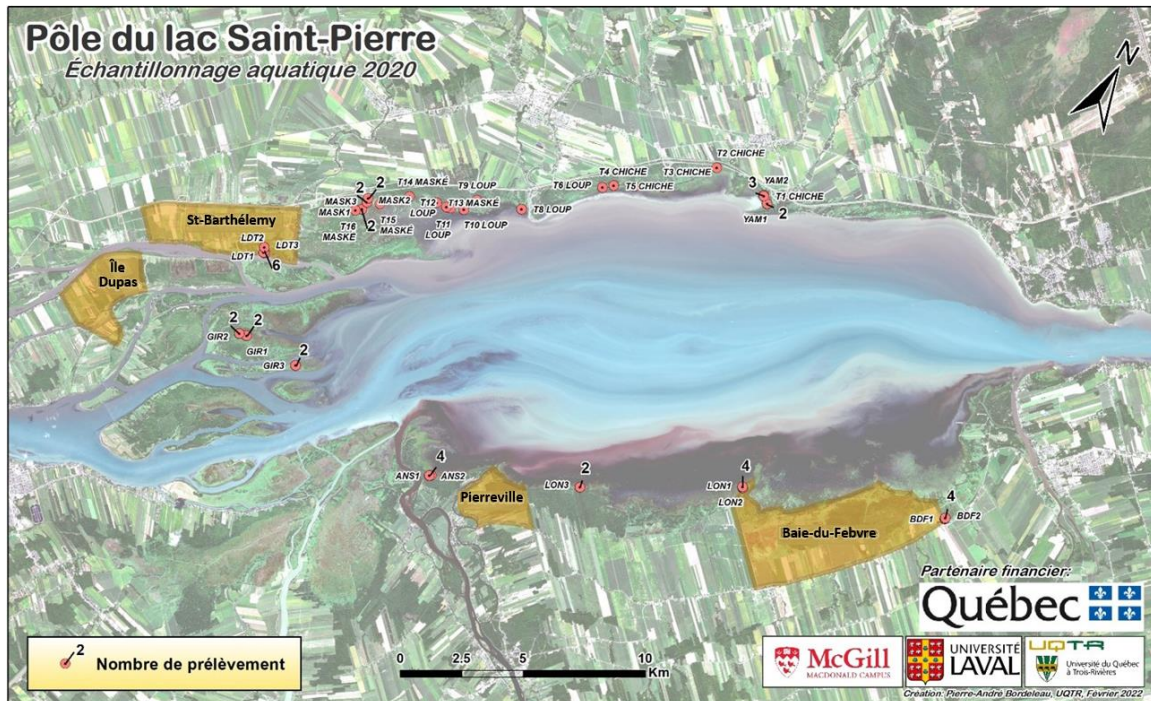


Figure 3. Position géographique des sites alternatifs en aval des grandes parcelles (zone littorale du lac Saint-Pierre) échantillonnés au printemps 2020 et 2021 par l'équipe de François Guillemette et Gilbert Cabana. Langue de terre (LDT), Girodeau (GIR), Maskinongé (MAS), Yamachiche (YAM) et Louiseville (LOU) constituent les secteurs pour la rive nord alors qu'Anse du fort (ANS), Longue point (LON) et Baie-du-Febvre constituent les secteurs de la rive sud.

Dispositifs variés à petite échelle

Des dispositifs à petite échelle ont également été mis en place afin de comparer différents traitements expérimentaux de cultures de couvertures (projet de C. Halde), de cultures fourragères (projet de P. Seguin) et de cultures alternatives (projet de V. Gravel). Ces dispositifs (blocs complets aléatoires, avec ou sans split-plot) sont détaillés dans les fiches de projet.

Dispositif à grande échelle, spécifique à l'étude de bandes enherbées

Au total, 21 bandes d'alpiste roseau ont été établies le long de fossés agricoles dans la zone littorale du lac Saint-Pierre, totalisant 22 km de bandes herbacées pérennes dans les secteurs de St-Cuthbert, Yamachiche, Baie-du-Febvre, L'Île-Dupas, Saint-Barthélemy, Pierreville. L'avoine ou le ray-grass a été utilisé comme plante-abri.

Plusieurs dispositifs ont également été instaurés en 2022 pour tester des densités de semences d'alpiste, des modes de travail du sol, le rôle des plantes-abri, l'utilisation de paillis et des espèces alternatives à l'alpiste. L'établissement de l'alpiste à partir de rhizomes a aussi été étudié. Ces dispositifs sont détaillés dans la fiche de M. Poulin.

Caractéristiques des crues et des saisons de production

L'intensité des crues a été marquée par une grande variabilité durant les quatre années des travaux du Pôle (figure 4). De plus, les niveaux atteints et la durée des crues ont été passablement atypiques avec une année près des maximums historiques et une autre près des minimums historiques.

En 2019, le niveau de l'inondation a été supérieur au maximum historique durant le mois de mai et est demeuré dans les champs pour une longue période. Le maximum atteint durant la crue a été de 7,4 m et est demeuré au-dessus de 6,2 m durant 55 jours. Les températures se sont avérées plus chaudes que les normales saisonnières à partir du mois de juillet. Bien que le mois de mai ait été particulièrement pluvieux, les mois de juillet et août ont été plutôt secs.

En 2020, la crue est survenue hâtivement en avril a été de courte durée et le niveau d'eau est demeurée près de la médiane. Les températures mensuelles étaient près des moyennes saisonnières (tableau 1).

La crue de 2021 a été quasi inexistante mis à part une faible augmentation du niveau d'eau au début du mois d'avril. Le niveau est ensuite rapidement descendu pour se rapprocher des minimums historiques. Il s'en est suivi un printemps hâtif avec des moyennes de températures supérieures à la normale pour mai et juin et des précipitations faibles durant le mois de mai et juin, mis à part des averses ponctuelles les 26 et 30 juin qui ont cumulé 93,3 mm de pluie pour les deux journées. De même les mois d'août et septembre ont été particulièrement chauds et secs (tableau 1).

La crue de 2022 a atteint un niveau maximum de 6,38 m le 20 avril. Le maximum atteint était comparable au niveau médian historique (figure 4). Le niveau d'eau est toutefois demeuré près du niveau critique jusqu'au début juillet. Les températures moyennes mensuelles ont été supérieures aux normales saisonnières pour tous les mois de la saison de croissance végétale (tableau 1). De même, les précipitations ont été largement supérieures aux normales saisonnières.

La crue de 2023 a été d'une envergure similaire à la médiane historique atteignant 6,2 m à son maximum. La hausse du niveau d'eau est survenue en avril et est demeurée à son maximum durant trois semaines avant de redescendre. Les moyennes mensuelles de températures ont été au-dessus des moyennes historiques de mai à septembre avec un écart marqué en septembre (tableau 1). Les précipitations ont été inférieures à la moyenne en mai et septembre, mais largement au-delà des moyennes mensuelles de juin à août (tableau 1).

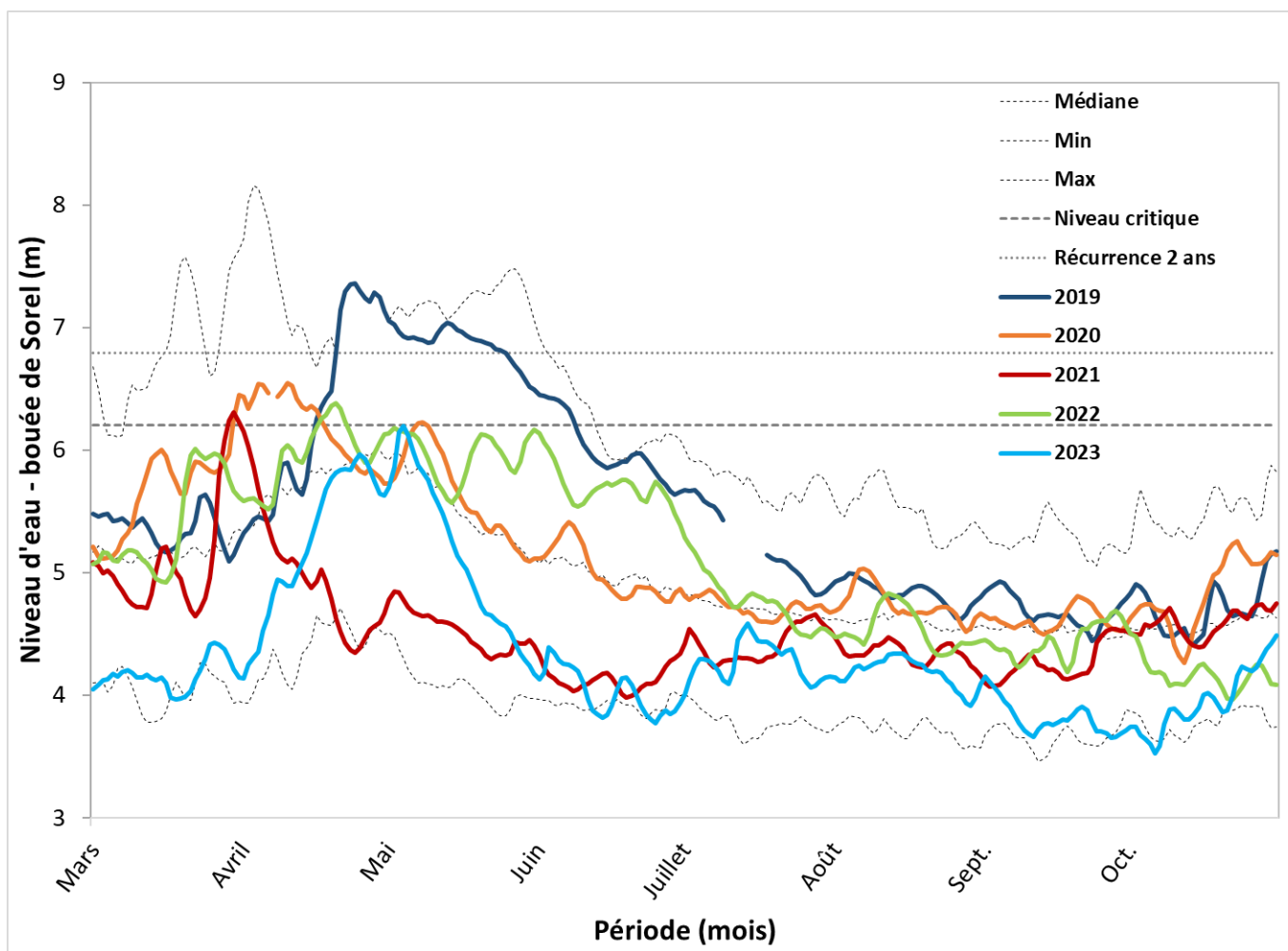


Figure 4. Graphique des niveaux d'eau historiques (1966-2021) et entre le 1^{er} mars au 31 octobre de 2019 à 2023 enregistrés à la station de Sorel (m). Le niveau critique (6,2 m) correspond au niveau d'eau médian au moment du pic de la période de fraie de la perchaude entre 1960 et 2014. La récurrence deux ans correspond au niveau d'eau maximal atteint par l'inondation une année sur deux. Source : Données d'inventaire de la station de Sorel (15930) du site du Gouvernement du Canada.

Tableau 1. Températures moyennes mensuelles et précipitations cumulées mensuelles entre 1981 et 2010 et en 2019, 2020, 2021, 2022 et 2023. Les valeurs en rouge et en vert correspondent respectivement aux données sous et au-dessus des moyennes saisonnières.

	Températures moyennes (°C)					Précipitations cumulées (mm)						
	Normales saisonnières (1981-2010) ^a	2019 ^b	2020 ^b	2021 ^b	2022 ^b	2023 ^b	Normales saisonnières (1981-2010) ^a	2019 ^c	2020 ^c	2021 ^b	2022 ^b	2023 ^b
Mai	12,9	11,9	12,9	14,5	15,9	13,9	84,3	113,3	42,5	16,5	100,2	59,7
Juin	18,2	18,3	18,8	21,2	18,7	18,8	94,2	92,8	27,1	169,1	119,0	184,6
Juillet	20,5	23,4	22,5	20,5	22,3	22,4	99,1	86,9	129,0	117,5	85,6	138,0
Août	19,4	21,0	18,9	23,5	21,4	19,7	92,7	72,0	171,5	24,2	159,1	108,0
Septembre	14,7	15,8	13,4	17,5	15,9	18,4	88,2	85,2	149,9	59,1	126,9	41,4

a et b Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2020. Données du Réseau de surveillance du climat du Québec, Direction de la qualité de l'air et du climat, Québec. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/surveillance/index.asp>

a Moyenne des stations Sorel et Nicolet

b Station de Sorel

c Moyenne des stations de Maskinongé et Nicolet - <http://www.agrometeo.org/indices/category/general>

Difficultés rencontrées

Variabilité de l'intensité et de la durée des crues

Considérant la nature de son mandat, la réalisation par le Pôle de sa programmation de recherche est tributaire des caractéristiques de la crue. La variabilité de l'intensité et de la durée de la crue est demeurée un élément critique durant les quatre années de recherche du Pôle. D'une part, pour que les dispositifs agricoles prévus à la programmation puissent être implantés, la crue doit être d'assez courte durée pour permettre aux cultures de venir à maturité. D'autre part, l'échantillonnage de plusieurs mesures environnementales demande que la hauteur et la durée de la crue soient assez importantes pour qu'elles soient effectuées.

Conséquemment l'hétérogénéité des crues de 2019, 2020, 2021, 2022 et 2023 (figure 4) a eu des impacts sur la mise en place du dispositif agricole et sur l'échantillonnage environnemental du dispositif durant la crue à plusieurs égards selon que la hauteur et la durée de la crue étaient prononcées ou non. Les changements imposés par l'hétérogénéité des crues sont spécifiés dans chaque fiche de projet.

Cette variabilité interannuelle a limité la mise en place des dispositifs agricoles et l'échantillonnage des variables environnementales durant la crue. Certains chercheurs ont par conséquent dû s'adapter afin d'être en mesure de récolter leurs données et mener à bien leur projet.

En 2019, le niveau et la durée de l'inondation ont atteint les maximums historiques. Cette situation a largement retardé les implantations agricoles prévues et a engendré plusieurs changements. Par ailleurs, aucun champ de maïs n'a pu être semé cette saison et plusieurs traitements ont été convertis en cultures de couverture de pleine saison. Du côté de l'axe environnement et faune, la durée prolongée de la présence d'eau dans les champs a permis la réalisation des échantillonnages prévus. Toutefois, comme les traitements du dispositif à grande échelle du Pôle n'étaient pas encore implantés au printemps 2019, les données prélevées par l'axe environnement et faune pendant la crue ne témoignent pas du gradient d'utilisation des terres du dispositif à grande échelle, mais d'une année témoin.

En 2020, la période pour laquelle le niveau d'eau était suffisamment élevé pour échantillonner les champs inondés a été de courte durée et est survenue rapidement. Les mesures sanitaires en vigueur à ce moment ont limité les déplacements des chercheurs et empêché l'accès à l'université. Conséquemment, certains chercheurs en environnement et faune ont dû retarder leur échantillonnage et se tourner vers des sites alternatifs dans le lac Saint-Pierre. Toutefois, les implantations agricoles ont pu se dérouler convenablement et la grande majorité des sites ont été implantés selon les traitements prévus à la programmation de recherche. Des sécheresses en début de saison durant les mois de mai et juin ont toutefois nui aux implantations. S'en sont suivi des précipitations cumulées mensuelles supérieures à la moyenne pour les mois de juillet à septembre. Un épisode de

pluie particulièrement important a été observé dans la nuit du 3 août avec 82 mm de pluie (Station de Pierreville)¹.

En 2021, comme en 2020, l'échantillonnage des variables environnementales n'a pu être réalisé dans les sites du Pôle durant la crue étant donné les bas niveaux d'eau. Des chercheurs ont réalisé leur échantillonnage dans des sites alternatifs dans le lac Saint-Pierre.

En 2022, la période prolongée d'inondation a profité aux chercheurs en environnement et faune qui ont donc pu accomplir les dispositifs d'échantillonnage prévus. Cependant, le retrait tardif de l'eau des champs a empêché l'implantation du maïs dans les sites expérimentaux du Pôle.

En 2023, la hauteur et la durée de la crue n'ont pas eu de répercussion négative sur les travaux de recherche prévus. Toutefois, les mois de juin et juillet ont été marqués par des épisodes caniculaires qui ont affecté les essais agricoles. De plus, les fortes précipitations ont causé des inondations sur les sites d'échantillonnage qui ont également nui aux essais agricoles.

Ces situations mettent en évidence la complexité d'opérer une programmation de recherche dans un environnement comme le littoral du lac Saint-Pierre.

COVID-19

La pandémie de COVID-19 a affecté les travaux de recherche du Pôle de plusieurs manières. Selon les projets, la crise sanitaire a occasionné des retards d'analyses, des changements dans les protocoles d'échantillonnage, des augmentations des coûts et l'abandon de certaines composantes des projets.

En 2020, au moment d'échantillonner la crue printanière, les mesures de confinement et de distanciation sociale ont d'abord empêché puis restreint l'accès aux laboratoires en plus d'imposer des contraintes logistiques importantes aux campagnes d'échantillonnage. De plus, l'accès à la MRC d'Autray où sont situés deux secteurs d'échantillonnage a été bloqué par les autorités au moment de la crue. Ces facteurs limitants, doublé de la crue hâtive et de courte durée, ont ainsi réduit le nombre de parcelles échantillonnées et de mesures effectuées durant la crue. Certains chercheurs de l'axe environnement se sont conséquemment tournés vers des sites alternatifs dans le lac Saint-Pierre (Figure 3; Annexe B, Tableau B.2. (G. Cabana, F. Guillemette, J. Head). Également, l'implantation des essais sur la diversité des mélanges d'espèces dans les bandes enherbées (projet de M. Poulin) a dû être reportée à 2021 en raison du blocage de l'accès aux serres et aux laboratoires au printemps. De même, les entrevues avec les producteurs du projet de J. Ruiz de l'axe socioéconomie ont été reportées en raison de la pandémie.

¹ Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2020. Données du Réseau de surveillance du climat du Québec, Direction de la qualité de l'air et du climat, Québec. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/surveillance/index.asp>

Inondations estivales à Baie-du-Febvre

Des averses ponctuelles importantes combinées à une problématique d'écoulement des eaux dans le secteur de Baie-du-Febvre ont causé des inondations estivales aux sites expérimentaux de Baie-du-Febvre en août 2020 et juin 2021. Aux deux années, l'eau stagnante est demeurée dans les champs durant plusieurs semaines, endommageant les cultures des différents dispositifs de petites parcelles et des grandes parcelles de maïs et de soya de ce secteur.

BILAN DE LA STRATÉGIE DE MOBILISATION

Différentes activités et documents de diffusion ont été réalisés afin de présenter les travaux de recherche effectués par le Pôle aux acteurs du lac Saint-Pierre et au grand public. La diversité des moyens de diffusion utilisés visait à rejoindre la pluralité des groupes qui s'intéressent aux enjeux du littoral.

En aval des travaux du Pôle, une première consultation des acteurs du milieu du lac Saint-Pierre avait été organisée le 19 novembre 2018. Les objectifs étaient d'identifier les besoins du milieu en connaissances nouvelles et d'identifier les données et savoirs existants. À cette occasion, les moyens d'échange préférentiels entre le Pôle et les organisations présentes avaient été identifiés².

À la suite de cette rencontre, le Pôle avait élaboré une stratégie de mobilisation des connaissances qui identifiait plusieurs outils pour structurer la diffusion des connaissances³ :

1. Un **site internet** afin de présenter le Pôle et ses travaux de recherche ainsi qu'à diffuser les résultats des recherches
2. Des **bulletins d'information semi-annuels** afin de présenter les avancées des chercheurs et des étudiants, de diffuser les documents produits et d'annoncer les événements à venir.
3. Des **événements annuels** afin de présenter les travaux de recherche sur le terrain et favoriser le transfert et l'échange de connaissances avec les acteurs du milieu.
4. **Participation ponctuelle** d'un ou de représentants du Pôle aux activités des organismes qui travaillent en parallèle dans le littoral.
5. « La **sentinelle** » afin de représenter le Pôle dans les activités du milieu, d'une part dans le but de transmettre des informations sur le Pôle aux organismes et d'autre part de relayer des informations pertinentes aux chercheurs du Pôle.
6. Des **fiches vulgarisées de projets de recherche** afin de synthétiser certaines fiches transmises par les chercheurs dans le présent rapport.

² Ruiz, J. (2019). Mettre en place un pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, résultats de l'atelier avec les acteurs du 19 novembre 2018, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières.

³ Ruiz, J. (2019). Stratégie de mobilisation des connaissances. Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, 8 p.

GOVERNANCE

La structure de gouvernance du Pôle tel que stipulée dans l'entente signée entre les ministères et les universités « Entente relative au versement de subventions pour la mise en place et le fonctionnement d'un Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre » (ci-après nommé « Entente », comprend cinq entités qui visent à assurer la coordination et soutenir les chercheurs dans l'atteinte des objectifs du Pôle (figure 4). Ces entités ont été sollicitées à divers égards pour appuyer les travaux de recherche. De même les chercheurs et les étudiants du Pôle ont organisé plusieurs activités et réunions afin de coordonner, arrimer et partager les travaux de recherche et les avancées des différents projets.

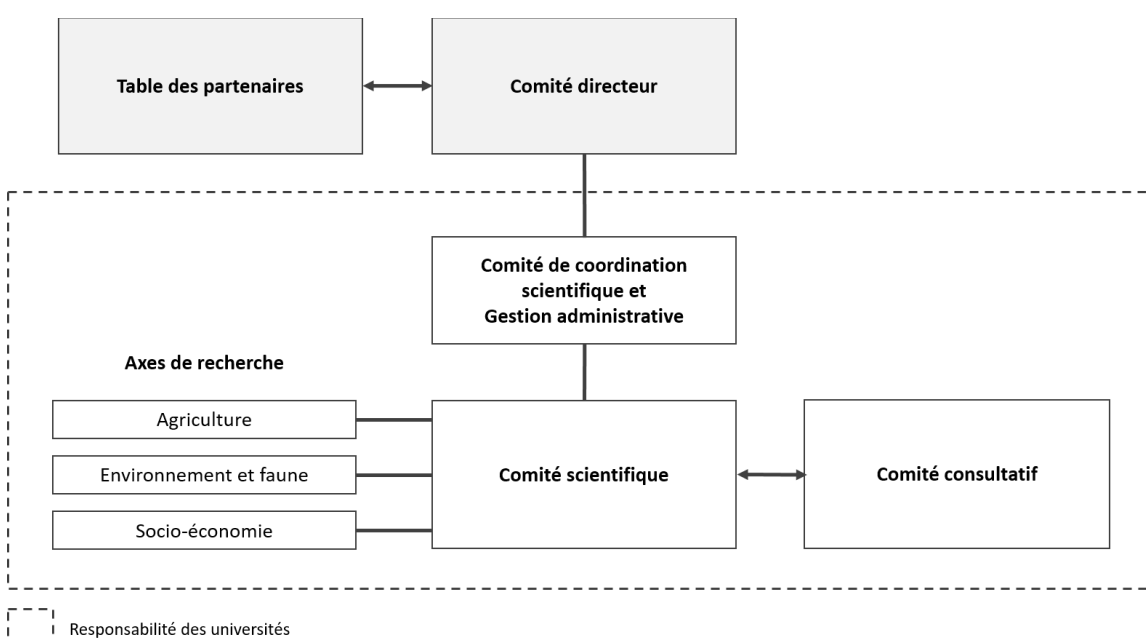


Figure 5. Organigramme de la structure de gouvernance du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre.

Structure de gouvernance

Comité directeur

Le comité directeur est composé des gestionnaires des deux ministères et des chercheurs du comité de coordination scientifique. Il vise à baliser les travaux de recherche du Pôle afin qu'ils soient en adéquation avec les attentes des ministères. Plus spécifiquement, le comité directeur veille à ce que les sommes octroyées soient dépensées conformément à l'Entente, à suivre l'évolution des travaux et à approuver les livrables déposés par le Pôle.

Table des partenaires

La Table des partenaires (tableau 2) soutient le Comité directeur du Pôle par sa connaissance des enjeux agricoles, socio-économiques, fauniques et environnementaux. Composée des intervenants régionaux et gouvernementaux directement concernés par la gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, la Table permet de partager attentes et préoccupations face aux objectifs du Pôle. La Table favorise ainsi un développement stratégique cohérent avec les besoins du milieu.

Plus précisément, la Table vise à :

1. Consulter les membres à propos de leurs attentes et préoccupations.
2. Informer les intervenants de la progression des travaux du Pôle et de ses orientations stratégiques.
3. Favoriser la collaboration des ressources régionales et nationales en matière d'agriculture et d'environnement dans le secteur du lac Saint-Pierre.
4. Fournir une rétroaction sur la programmation de recherche du Pôle.

Les membres de la Table des partenaires sont des partenaires stratégiques dans la gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre et le développement d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de son écosystème : ces organisations mènent des activités liées aux objectifs du Pôle et sont susceptibles d'être directement concernées par les résultats de ses travaux. Les intérêts qu'ils représentent s'insèrent dans les axes de recherche du Pôle, soit l'agriculture, l'environnement et la faune, ainsi que les aspects socio-économiques.

Tableau 2. Organismes membres de la Table des partenaires du Pôle.

Organisations ou groupes d'organisations
GESTION INTÉGRÉE/CONCERTATION
Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre
Organismes de bassin versant - R-N
Organismes de bassin versant - R-S
THÈME AGRICOLE
Financière agricole du Québec
Agriculture et Agroalimentaire Canada
Union des producteurs agricoles
Central
Fédération régionale du Centre-du-Québec
Fédération régionale de Lanaudière
Fédération régionale de la Mauricie
Fédération régionale de la Montérégie
THÈME SOCIO-ÉCONOMIQUE
MRC de D'Autray
MRC de Maskinongé
MRC de Nicolet-Yamaska
MRC de Pierre-De Saurel
Ville de Trois-Rivières
Grand Conseil de la Nation Waban-Aki
Coopérative de solidarité de la Réserve de la biosphère du lac-Saint-Pierre
THÈME ENVIRONNEMENTAL-FAUNIQUE
Canards Illimités Canada
Comité ZIP du lac Saint-Pierre
Conseils régionaux de l'environnement
Conservation de la nature Canada
Environnement et Changements climatiques Canada
Fondation de la faune du Québec

Comité consultatif

Le comité consultatif est composé de professionnels des ministères et d'un membre de l'Ordre des agronomes du Québec qui apportent leur soutien en ajoutant leur expertise à celle des chercheurs. Certains membres de ce comité se sont impliqués directement dans la recherche en participant à la coordination et à la collecte d'échantillons.

Comité de coordination scientifique et gestion administrative

Comité composé de trois chercheurs provenant des trois universités partenaires du Pôle. Ce comité assure la liaison avec le comité directeur et les chercheurs et coordonne la mise en œuvre des travaux de recherche du Pôle.

Comité scientifique

Le comité scientifique est composé de six chercheurs répartis dans les trois axes de recherche. Les membres se rencontrent fréquemment pour prendre des décisions relatives aux documents produits par le Pôle, aux événements et aux budgets du Pôle.

2.

RAPPORTS FINAUX DES PROJETS DE RECHERCHE

Axe agriculture

Tableau 4. Liste des projets de recherche de l'axe agriculture

Chercheur principal	Titre du projet
Anne Vanasse U. Laval	A - Comparaison de systèmes culturaux de grandes cultures dans quatre secteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Caroline Halde U. Laval	B - Adaptation et performance agronomique des cultures de couverture en intercalaire et en pleine saison adaptées pour la zone du littoral du lac Saint-Pierre
Philippe Seguin U. McGill	C - Potentiel des plantes fourragères comme cultures dans les zones littorales du lac Saint-Pierre
Valérie Gravel U. McGill	D - Potentiel agronomique et environnemental de cultures alternatives cultivées en zones littorales du lac Saint-Pierre
Valérie Gravel U. McGill	E - Phytoprotection dans le contexte de la zone littorale du lac Saint-Pierre : développement d'une gestion raisonnée des ravageurs des semis
Monique Poulin U. Laval	F - Développer des méthodes d'aménagement de fossés végétalisés dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Zhiming Qi U. McGill	G - Évaluation de la performance des bandes végétatives filtrantes sur la prévention de l'érosion et de la déposition de sol dans les fossés de drainage agricole du littoral du lac Saint-Pierre
Cynthia Kallenbach U. McGill	H - Interactions entre les inondations et la gestion des sols cultivés en zone littorale du lac saint-pierre sur la solubilité et la rétention du phosphore, de l'azote et du carbone dans le sol
Cynthia Kallenbach U. McGill	HH - La réponse de la communauté microbienne aux inondations dépend de l'utilisation des terres et de la structure du sol

A - COMPARAISON DE SYSTÈMES CULTURELS DE GRANDES CULTURES DANS QUATRE SECTEURS DE LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

ANNE VANASSE (UNIVERSITÉ LAVAL)

BÉRENGER BOURGEOIS (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Projets agronomiques à grande échelle

Principaux collaborateurs

Philippe Seguin (U. McGill), Caroline Halde (U. Laval), Raphaël Duchesne-Pelletier (U. Laval), Monique Poulin (U. Laval), Mathieu Vaillancourt (U. Laval), Hada Damar (UQTR)

Résumé des travaux de recherche

- Les rendements moyens des pratiques conventionnelle et améliorée de maïs et de soya étaient similaires, avec une certaine variabilité selon les secteurs à l'étude.
- Les cultures intercalaires de ray-grass et de blé d'automne se sont bien établies. Le ray-grass assure une bonne portance de la batteuse lors de la récolte du maïs, alors que le blé d'automne peut nuire à la récolte du soya dans certains cas.
- Une bonne biomasse a été mesurée à l'automne pour le ray-grass (moyenne de 423 kg MS/ha) et pour le blé d'automne (moyenne de 211 kg MS/ha).
- Les rendements des différents types de prairies (nouvelles ou vieilles prairies) ont été assez semblables, des différences étant observées seulement en 2019, alors que les vieilles prairies avaient des rendements supérieurs à ceux d'une nouvelle prairie. L'implantation des nouvelles prairies semées en 2019, 2020 et 2021 a été problématique dans tous les cas.
- De façon générale, la valeur nutritive du fourrage était faible. La valeur nutritive était souvent plus élevée pour les nouvelles prairies établies en 2018 qui étaient dominées par l'alpiste roseau, alors que les vieilles prairies étaient souvent dominées par des espèces qui ne sont traditionnellement pas utilisées comme source de fourrage.
- Les biomasses automnales des cultures intercalaires ne différaient pas de celles des prairies, alors que les hauteurs maximales étaient plus élevées pour le ray-grass que pour le blé d'automne ou les prairies.
- Les biomasses mesurées après la décrue au printemps 2021 confirment la présence de résidus printaniers des cultures (prairie 2018 \geq blé d'automne = vieille prairie = ray-grass \geq prairie 2020).
- Les bandes d'alpiste roseau se sont bien établies sur six sites sur huit (biomasse automnale : de 274 à 6 430 kg MS/ha, recouvrement : de 9 à 92 %, hauteur Robel : de 15 à 97 cm pour l'ensemble des sites).

- Ces bandes d'alpiste roseau de 4 m établies près des fossés agricoles auront sûrement un rôle à jouer dans la protection contre l'érosion du sol, mais il reste à valider le potentiel d'habitat faunique pour la perchaude ou les autres espèces.
- Les rendements de maïs et de soya étaient similaires, peu importe la méthode de travail du sol (labour à l'automne ou déchaumeuse au printemps seulement).

Mise en contexte

Compte tenu des enjeux liés à la qualité de l'eau et de l'habitat de la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP), il s'avère nécessaire d'évaluer des pratiques agricoles adaptées au contexte particulier des grands littoraux cultivés, qui auraient des incidences positives sur la qualité de cet écosystème. Nous avons donc évalué un gradient d'utilisation des terres et de pratiques agricoles, couvrant des milieux naturels jusqu'aux cultures annuelles, dans quatre secteurs du LSP. Dans le cadre du présent projet, la mise en place de systèmes culturaux à grande échelle chez les producteurs permet de comparer six systèmes à l'intérieur de ce gradient, soit deux systèmes de prairies (nouvelles et vieilles prairies), deux systèmes de production de maïs (pratiques conventionnelle et améliorée) et deux systèmes de production de soya (pratiques conventionnelle et améliorée). Le gradient de milieu naturel n'est donc pas inclus dans cette partie, mais il est documenté dans la partie qui concerne l'axe environnemental.

Objectifs

L'objectif général de ce projet est d'évaluer la faisabilité d'implanter des systèmes culturaux qui permettent une meilleure couverture de sol dans la zone littorale du LSP et d'en évaluer la performance agronomique

Les objectifs spécifiques sont les suivants :

- comparer la performance agronomique des systèmes culturaux de production conventionnelle de maïs et de soya à celle des systèmes culturaux améliorés avec des cultures de couverture (CC) intercalaires et des bandes de graminées pérennes le long des fossés;
- évaluer la performance agronomique (rendement et valeur nutritive du foin) des prairies nouvellement établies et celle des anciennes prairies;
- vérifier le succès d'établissement des CC, des bandes pérennes le long des fossés ainsi que des nouvelles prairies;
- évaluer la hauteur totale et Robel, le recouvrement et la biomasse du couvert végétal à l'automne ainsi que la biomasse au printemps dans les différents systèmes culturaux à l'étude;
- comparer les effets de deux modes de préparation du sol sur les rendements des cultures de maïs ou de soya et vérifier les impacts sur la turbidité de l'eau.

Méthodologie

Dispositif expérimental

A- Comparaison des systèmes culturaux

- 1) Champ de maïs avec pratique conventionnelle

- 2) Champs de maïs avec pratiques culturales améliorées : culture intercalaire de ray-grass annuel (implanté au stade 4-7 feuilles du maïs) et bandes de 4 m de ray-grass/alpiste roseau implantées de chaque côté du champ près des lignes de fossé
- 3) Champ de soya avec pratique conventionnelle
- 4) Champ de soya avec pratiques culturales améliorées : culture intercalaire de blé d'automne (semé en prédéfoliation du soya) et bandes de 4 m de ray-grass/alpiste roseau implantées de chaque côté du champ près des lignes de fossé
- 5) Champ avec nouvelle prairie (établie en 2018 ou 2019/2020/2021)
- 6) Champ en prairie établie depuis plusieurs années

Nous avons comparé ces systèmes dans quatre secteurs du LSP (Baie-du-Febvre, Pierreville, Saint-Barthélemy et île Dupas). Le tableau A1 présente les traitements qui ont été effectués en 2019, 2020, 2021 et 2022 en tenant compte des événements de crue qui nous ont obligés à modifier parfois la programmation. Les détails d'établissement des sites ont déjà été présentés dans les rapports annuels; seuls les détails pour la saison 2022 sont présentés dans une annexe à part de ce rapport final (Mat. Sup. A).

Les variables mesurées comprenaient le succès d'établissement (recouvrement) des différentes espèces en saison, le recouvrement, la hauteur totale, la hauteur Robel, la biomasse végétale des différentes espèces à la fin de l'automne, la biomasse végétale après la décrue au printemps (lorsque possible), le rendement des cultures ainsi que la valeur nutritive pour les prairies. Dans le cas du maïs et du soya, nous avons pu réaliser une analyse plus détaillée des rendements en fonction des élévations grâce à la collaboration du MAPAQ en 2020 et 2021. Nous avons également réalisé d'autres mesures complémentaires, notamment la macro-agrégation des sols, mesurée à l'automne 2019 et analysée en collaboration avec Agriculture et Agroalimentaire Canada, et des analyses de sol effectuées en même temps que le dépistage des insectes du sol. Ces données sont présentées dans une annexe à part de ce rapport (Mat. Sup. A). Nous avons aussi mesuré la hauteur de la nappe d'eau à l'aide de piézomètres installés dans les champs en pratique améliorée et dans les prairies dans trois secteurs (Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy et île Dupas). Ces données prélevées et analysées par l'IRDA sont consignées dans une annexe à part de ce rapport (Mat. Sup. A). Toutefois, nous avons vérifié le lien entre les rendements obtenus et ces données de hauteur de nappe d'eau. Certains de ces résultats sont présentés dans ce rapport.

Modifications à la programmation

En 2019, nous n'avons pas pu semer les champs de maïs à cause de la crue tardive; ils ont été remplacés soit par des cultures de ray-grass annuel, soit par des cultures de blé d'automne qui ont été établies pour toute la saison (tableau A1). En 2020, compte tenu du mauvais établissement des semis de nouvelles prairies effectués en 2019 et de leur mauvaise survie à l'hiver et à la crue, nous avons dû les ressemer, mais nous avons aussi ajouté deux nouveaux sites de prairies que des producteurs avaient établies en 2018. Dans le secteur de Pierreville, nous avons abandonné le suivi d'un champ (PIER02) puisque le producteur a choisi de le semer en maïs de conserverie, alors que les champs PIER04 et PIER05 ont été semés en maïs plutôt qu'en soya. À Saint-Barthélemy, nous avons dû ajouter deux champs de soya (BART12 et BART13) puisque le producteur a semé du maïs

plutôt que du soya dans les champs BART05 et BART06. En 2021, les traitements effectués étaient conformes à la programmation, mais nous avons dû ressemer les nouvelles prairies étant donné le mauvais établissement de celles semées en 2020. C'est pourquoi nous identifierons les nouvelles prairies par deux nomenclatures, soit nouvelles prairies (établies en 2018) et nouvelles prairies (établies en 2019/2020/2021). En 2022, la plupart des champs prévus en maïs n'ont pu être semés à cause de la crue tardive et ont été remplacés par des cultures de soya conventionnel (BAIE02, BART05) ou amélioré (BAIE01, BART06), puisque nous savions qu'à BAIE01, nous n'avions pas pu semer la CC de blé d'automne en raison des conditions climatiques. Seul le site PIER03 a pu être semé en maïs amélioré sur le tiers supérieur de sa surface. Pour les mêmes raisons, nous n'avons pas pu semer certains sites prévus en soya conventionnel (BAIE03) ou amélioré (BAIE04) et nous les avons donc conservés en jachère. Comparativement à 2021, certains sites ont été retirés du Pôle à la demande des producteurs ou en raison de l'échec d'implantation des nouvelles prairies (BAIE07, PIER04, BART10, DUPA05, DUPA07), tandis que pour d'autres sites en régie améliorée, seules les bandes pérennes herbacées ont été suivies (PIER05, DUPA02, DUPA04). Au total, en 2022, nous avons donc étudié 16 sites : 3 sites en soya amélioré (dont 1 sans CC : BAIE01), 4 sites en soya conventionnel, 1 site en maïs amélioré (sur un tiers de la surface du champ), 3 sites dans lesquels seules les bandes pérennes herbacées ont été suivies, 2 nouvelles prairies et 3 vieilles prairies (tableau A1). Nous n'avons pas ressemé les nouvelles prairies en 2022.

En 2019, nous avons réussi à établir les bandes pérennes herbacées dans sept champs sur huit, seules les bandes du site PIER05 n'ayant pu être établies. Mais les taux d'établissement et de survie de l'alpiste roseau constatés chaque année aux différents sites nous ont obligés à refaire des semis dans certaines sections de bandes mal établies ou à reprendre le semis de la bande au complet. En 2020, nous avons fait un travail de sol et un semis de ray-grass annuel et d'alpiste roseau dans les bandes des sites PIER05, BAIE01 et BART08 (partie du fond) ainsi que dans le site BART06 (bande est, partie du fond et bande ouest). Nous avons également fait un sursemis de ray-grass annuel et d'alpiste roseau, mais sans travail de sol, dans les bandes des sites BAIE04 et BART08 ainsi que dans la bande est du site BART06. Dans les bandes des sites DUPA04, DUPA02 et PIER03, l'implantation de l'alpiste roseau était excellente. En 2020, nous n'avons semé que la partie du fond (plus inondée) du site PIER03, cette section n'ayant pu être semée en 2019. Enfin, en 2021, nous avons fait d'autres ajustements. Nous avons retravaillé les bandes du site BAIE04 sur la pleine longueur et y avons ressemé du ray-grass annuel et de l'alpiste roseau. Dans certaines zones des bandes des sites BAIE01, PIER05, BART06 et BART08, nous avons retravaillé le sol et ressemé avec du ray-grass et de l'alpiste souvent dans les parties du fond des champs. En 2022, nous n'avons effectué aucun ressemis ou sursemis dans les bandes pérennes herbacées.

B- Comparaison de deux types de travail de sol

- 1) Travail du sol à l'automne (labour) et au printemps (déchaumeuse)
- 2) Travail du sol uniquement au printemps (déchaumeuse)

Nous n'avons réalisé cette comparaison qu'à un seul site (Saint-Barthélemy), mais nous avons répété l'exercice sur deux années et selon deux répétitions chaque année. Nous avons

donc pu comparer ces traitements pour la culture du maïs (en 2020) et celle du soya (en 2021). Nous avons choisi de ne faire que deux répétitions afin d'avoir de plus grandes superficies pour chacun des traitements dans le but d'avoir des données fiables sur les sédiments au printemps suivant. Malheureusement, nous n'avons pu mesurer les sédiments en raison des crues trop hâtives de 2020 et de 2021. Seuls les rendements ont donc pu être mesurés.

Résultats, discussions et conclusions

A- Comparaison des systèmes culturaux

Rendement des cultures

Soya

Au cours des quatre années, il n'y a pas eu de différences significatives entre les rendements du soya conventionnel et ceux du soya amélioré (figure A1). En 2019, le rendement moyen (2,4 t/ha) a été plus faible en raison de la crue tardive, qui a obligé les producteurs à semer tardivement (fin juin-début juillet), et du gel hâtif à l'automne. Par contre, en 2020 et surtout en 2021, les rendements moyens respectifs de 2,8 et 3,3 t/ha témoignent de semis faits plus hâtivement (mai-début juin 2020 et mai 2021), ce qui a permis d'atteindre des rendements semblables à ceux obtenus hors de la zone littorale. Toutefois, en 2020 et en 2021, certains producteurs ont eu des difficultés à battre le soya dans les champs en pratique améliorée à cause de la hauteur du blé d'automne, qui était au même niveau que les premières gousses de soya. Cet aspect sera discuté dans la section consacrée aux résultats des cultures intercalaires. Il faut noter toutefois qu'à Baie-du-Febvre, le blé d'automne a plutôt aidé à la récolte, en améliorant la portance de la batteuse. En 2022, les rendements ont été comparables à ceux de 2019, avec une moyenne de 2,5 t/ha en régie conventionnelle et de 1,8 t/ha en régie améliorée (ou respectivement de 2,3 t/ha et 2,0 t/ha si l'on considère comme en régie conventionnelle le site BAIE01, où le semis de la CC n'a pu être effectué). La récolte du soya a également été moins problématique qu'au cours des années précédentes, vraisemblablement en raison du semis plus tardif du blé d'automne.

L'analyse des rendements obtenus en 2020 à différentes élévations dans les champs montre que le rendement du soya augmente avec l'élévation (figure A2). Il semble donc y avoir un lien entre les rendements plus faibles obtenus dans les zones basses ou les zones qui sont souvent plus inondées. Toutefois, cette même relation n'a pas été obtenue en 2021 ($P = 0,1716$). De façon générale, les rendements ont été assez élevés en 2021, et ce, peu importe la pratique (conventionnelle ou améliorée). Les différences de rendements obtenus aux différentes élévations peuvent aussi refléter des circonstances particulières (cuvettes, peuplement plus faible, compaction, etc.) qui ne sont pas toujours en lien avec l'élévation.

Conditions particulières du site de Baie-du-Febvre

La situation de Baie-du-Febvre est particulière puisque ce secteur est soumis à un mauvais égouttement des eaux après des précipitations élevées. En 2020, un épisode de pluie très important (~ 85 mm) a sévi au début du mois d'août : la pluie a rempli les fossés près des champs du Pôle et occasionné un débordement des eaux dans certaines sections des champs. Les champs BAIE03 et BAIE04, qui étaient en soya, ont été particulièrement

affectés dans les zones basses. La photo satellite prise environ un mois après cet épisode de pluie (soit le 4 septembre) montre bien la coloration brunâtre du soya dans ces zones et la coloration verte dans les parties plus hautes (figure A3). En 2021, un autre épisode important de pluie a eu lieu au début du mois de juillet (figure A3). Encore une fois, les fossés et les sections plus basses ont connu une accumulation d'eau qui a perduré longtemps. Certaines sections des champs de soya et de maïs du Pôle ont été affectées (figure A3). Nous avons pu corroborer ces informations avec la carte de rendement obtenue pour les champs de soya de BAIE01 et BAIE02 (figure A4). Cette carte révèle des rendements plus faibles non seulement dans les zones plus basses (au fond du champ), mais aussi dans la zone centrale du champ (particulièrement dans BAIE02), qui correspond à une dépression importante. Enfin, il est intéressant de voir la repousse de la culture intercalaire de blé après la récolte de soya dans le champ BAIE01 (figure A3), qui montre tout l'intérêt d'avoir une CC en fin de saison par comparaison avec un sol nu. En 2022, la crue prolongée a empêché de semer les parcelles initialement prévues en soya (BAIE03, BAIE04), qui sont restées en jachère. Une culture de soya a toutefois pu être implantée dans les sites initialement prévus en maïs (BAIE01, BAIE02). Toutefois, l'humidité trop importante à la fin de l'été nous a empêchés d'implanter, comme prévu, la CC couverture dans le site BAIE01.

Maïs

En moyenne, nous avons obtenu de bons rendements de maïs en pratique conventionnelle et en pratique améliorée (figure A7), sans différence significative entre les deux systèmes, et ce, tant en 2020 (moyenne de 9,0 t/ha) qu'en 2021 (10,5 t/ha). Il existe toutefois une bonne variabilité entre les secteurs pour l'année 2021, les rendements des champs BAIE03 et BAIE04 ayant été affectés par l'accumulation de l'eau et ceux du champ BART07 par une population moins élevée. Le ray-grass annuel établi en culture intercalaire n'a pas eu d'influence négative sur le rendement du maïs et aide même à la portance de la batteuse. Étant donné qu'un seul site (PIER03) a été cultivé en maïs en 2022, nous n'avons pas pu comparer les rendements entre les deux régions. À PIER03, le rendement du maïs amélioré cultivé sur le tiers supérieur du champ s'est élevé à 10,4 t/ha.

Lorsqu'on considère les rendements qui ont été mesurés avec un échantillonnage localisé, il semble que la zone d'élévation n'ait eu aucun effet sur les rendements de maïs tant en 2020 qu'en 2021 (figure A2). Même selon un modèle qui distingue les pratiques conventionnelle et améliorée, il n'y a aucun lien significatif avec l'élévation (P élévation \times pratique = 0,3008 en 2020 et 0,1959 en 2021).

Toutefois, l'analyse des données piézométriques nous a permis de faire certains liens avec les rendements obtenus, notamment pour la période de juillet 2021, soit après les fortes précipitations enregistrées (figure A5). Nous avons constaté que les rendements ont été plus faibles dans les zones basses que dans les zones à élévation moyenne ou élevée. Les zones basses étaient caractérisées par une profondeur de nappe de 0 (en fait, l'eau inondait les champs) dans le secteur de Baie-du-Febvre, alors que dans les autres secteurs, la profondeur de la nappe se situait entre 10 et 30 cm (figure A5). Pour les zones moyennes et élevées, la profondeur de nappe se situait entre 15 et 50 cm. Nous avons également pu établir un lien entre le rendement du maïs et le cumul du nombre de jours d'inondation des

champs entre le début du mois de mai et la fin du mois de septembre 2021 (figure A6) : les rendements plus faibles des zones basses du secteur de Baie-du-Febvre sont associés à un cumul de 20 jours d'inondation, alors que les rendements supérieurs sont associés aux zones d'élévation moyenne à élevée ayant un cumul de 0 à moins de 5 jours d'inondation (figure A6).

Prairies

De 2020 à 2022, nous avons observé peu de différences entre les rendements des différents types de prairies (figure A8). La moyenne des rendements a été de 5,1 tonnes MS/ha pour les vieilles prairies, de 4,7 tonnes MS/ha pour les nouvelles prairies établies en 2019/2020/2021 et de 7,0 tonnes MS/ha pour les nouvelles prairies établies en 2018. En 2022, les rendements moyens observés ont été de 6,6 tonnes MS/ha pour les vieilles prairies et de 7,0 tonnes MS/ha pour les nouvelles prairies établies en 2018 (les nouvelles prairies établies en 2019/2020/2021 ayant été retirées des sites expérimentaux). Les rendements observés pour les nouvelles prairies semées en 2018 sont supérieurs à la moyenne provinciale des 10 dernières années (c'est-à-dire 5,4 tonnes MS/ha⁴). Nous avons cependant observé une différence entre les prairies en 2019, les vieilles prairies ayant alors un rendement supérieur à celui des nouvelles prairies (c'est-à-dire 5,2 contre 2,6 tonnes MS/ha), probablement causé par la difficulté d'implantation des espèces semées et par la forte abondance des mauvaises herbes dans les nouvelles prairies. Il faut toutefois mentionner que la grande variabilité des rendements observée entre les sites de vieilles prairies en 2020 (environ de 2,4 à 6,1 tonnes MS/ha) est due au fait que, dans le site DUPA03, le faible rendement rapporté ne représente que ceux de la première de deux récoltes. La deuxième récolte n'a malheureusement pas pu être comptabilisée, le producteur ayant effectué la fauche sans nous prévenir. Les rendements pour ce site auraient été supérieurs si la deuxième coupe avait été incluse dans les calculs. De plus, une seule récolte a été possible à BART09 en 2019 et 2021, le sol n'étant pas portant pour une grande partie de la saison, et à DUPA03 en 2021, la croissance étant insuffisante. Il y avait donc de grandes différences entre les sites en ce qui concerne le traitement des vieilles prairies, beaucoup plus que dans les deux autres types de prairies. De telles différences entre les sites selon les traitements affectent les conclusions que nous pouvons tirer au sujet de la productivité des différents types de prairies. Il faut également noter qu'en 2022, une seule récolte de biomasse (à raison de 10 quadrats de 50 x 50 cm par site) a pu être effectuée pour une vieille prairie (BART09) et une nouvelle prairie établie en 2018 (BART11) – le producteur ayant effectué la fauche sans nous prévenir – contrairement à deux récoltes pour les trois autres sites.

L'implantation des nouvelles prairies semées en 2019 2020 et 2021 a été problématique dans tous les cas. Si la plante-abri (c'est-à-dire l'avoine) était souvent assez bien implantée, l'établissement de l'alpiste roseau était marginal dans presque tous les cas. Dans les prairies établies en 2019 et 2021, l'avoine représentait environ 60 % du rendement total et 30 % en 2020. Le reste du rendement était surtout constitué de mauvaises herbes, une très grande

⁴ Institut de la statistique du Québec : https://statistique.quebec.ca/fr/document/superficie-des-grandes-cultures-rendement-a-lhectare-et-production-par-regroupement-de-regions-administratives/tableau/superficie-des-grandes-cultures-rendement-a-lhectare-et-production-par-regroupement-de-regions-administratives#tri_cult=45

diversité étant observée en 2021, tandis qu'en 2019, la *Digitaria sanguinalis* (digitaire) était l'espèce dominante et qu'en 2020, c'était plutôt le *Chenopodium album* (chénopode) et l'*Ambrosia artemisiifolia* (herbe à poux) (figure A9). La composition botanique des prairies n'a pas été échantillonnée en 2022, dans la mesure où elle est restée relativement stable de 2019 à 2021. Dans tous les cas, le mauvais établissement de l'alpiste roseau en 2019, 2020 et 2021 a été en partie causé par la pression très élevée exercée par les mauvaises herbes. Ces échecs d'implantation nous ont conduits à abandonner le suivi de ces prairies pour la saison 2022. L'établissement des nouvelles prairies d'alpiste roseau dans le littoral du LSP est donc un réel défi, même si l'avoine est utilisée en plante-abri, en raison de la compétition exercée par les densités très élevées de mauvaises herbes présentes en zone inondable. L'établissement dépend donc non seulement des banques de graines intrinsèques aux différents sites, mais aussi de la qualité du semis liée aux différents types de semoirs et au type de sol. Il est important de noter qu'aucun herbicide n'a été utilisé lors des semis; l'utilisation d'herbicides appropriés, l'utilisation d'une stratégie intégrée incluant un meilleur travail du sol, une meilleure qualité des semis (ex. : augmentation des taux de semis, utilisation de semoirs autres que le brillion), une meilleure régie de fauche propre à la lutte contre les mauvaises herbes ou l'utilisation d'un sarclage mécanique auraient probablement réduit la présence de mauvaises herbes et auraient contribué ainsi à augmenter la présence d'alpiste roseau et le succès de son implantation. Dans les prairies semées en 2018 (celles qui ont eu les meilleurs rendements), la contribution de l'alpiste roseau au rendement était d'environ 80 %, tandis que les vieilles prairies étaient dominées par des espèces qui ont généralement une faible valeur nutritive et une faible appétence (ex. : *Glyceria canadensis* [glycérie], *Agropyron repens* [chiendent] et *Carex sp.*), l'alpiste roseau et la fléole des prés contribuant seulement à 30-35 % du rendement au cours des trois années. Il faut toutefois noter que le site semé en 2018 l'a été sans plante-abri, qu'un herbicide contre les feuilles larges y a été appliqué quelques semaines après le semis et que les mauvaises herbes y ont été fauchées (et récoltées en août), ce qui a possiblement pu contribuer aux différences observées.

La grande variation dans la composition botanique observée entre les types de prairies s'est reflétée dans la valeur nutritive des fourrages récoltés (ex. : teneur en fibres au détergent neutre [NDF], fibres au détergent acide [ADF], protéines et autres). Au cours des trois premières années, nous avons constaté des différences entre les traitements pour la plupart des variables observées (tableau A2). En 2019, les nouvelles prairies établies ont eu des concentrations plus élevées que les vieilles prairies pour toutes les variables observées (protéine brute [PB], fibres NDF, fibres ADF, cendres et digestibilité *in vitro* de la matière sèche), tandis qu'en 2020 et 2021, les prairies établies en 2018 ont produit le fourrage ayant, de façon générale, la meilleure valeur nutritive. Nous n'avons réalisé aucune analyse de valeur nutritive des fourrages en 2022, les trois premières années d'expérimentation ayant apporté suffisamment d'informations pour nous permettre de tirer des conclusions au sujet des différences entre les traitements. Dans tous les cas, ces différences sont possiblement dues en partie aux variations observées dans la composition botanique des différentes prairies. En effet, la valeur nutritive diffère grandement entre les espèces, tout comme varie leur stade de développement lors de la récolte. Les nouvelles prairies semées en 2018 étaient dominées par l'alpiste roseau qui, en théorie, devrait avoir une meilleure valeur nutritive que des espèces non fourragères comme *Glyceria canadensis*, qui était très

présente dans les vieilles prairies. Une analyse de la valeur nutritive de chaque espèce serait cependant nécessaire afin de confirmer cette hypothèse. Il est important de noter que, de façon générale, la valeur nutritive de la plupart des fourrages récoltés dans les différentes prairies au cours du projet est inférieure à ce qui est généralement considéré comme acceptable pour la plupart des utilisations en alimentation animale. En effet, un fourrage ayant des teneurs en fibres NDF supérieures à 55 % et des teneurs en fibres ADF supérieures à 35 % est généralement considéré comme de mauvaise qualité⁵.

Production de biomasse, hauteur totale et hauteur Robel des cultures intercalaires et des prairies

Cultures intercalaires

En 2019, les champs de ray-grass annuel et de blé d'automne (semés en CC en remplacement du maïs) ont produit de bons rendements en biomasse en fin de saison (figure A10). Le ray-grass annuel a mieux performé (tendance à $P = 0,0999$), avec une production moyenne de 4 500 kg MS/ha par comparaison avec le blé d'automne (moyenne de 3 400 kg MS/ha). Comme CC de pleine saison, il semble être mieux adapté que le blé d'automne, qui est semé habituellement en fin de saison (septembre). Comme ces CC n'ont reçu aucune fertilisation, nous avons constaté que le blé d'automne a commencé à jaunir en cours de saison. Le ray-grass annuel aurait pu être récolté en foin, mais les producteurs n'ont pu trouver d'entreprises désireuses de le récolter à forfait, compte tenu des faibles superficies des champs. La fauche aurait permis de générer un revenu et d'éviter que le ray-grass annuel ne produise des semences, tout en permettant une repousse automnale adéquate.

Dans un contexte de CC de pleine saison établie lors d'une crue tardive, il serait aussi envisageable d'établir des mélanges d'espèces, par exemple un mélange de blé d'automne (ou de seigle d'automne) et de vesce velue, un mélange d'avoine, de vesce velue et de lin (voir projet de CC en petites parcelles) ou encore un mélange fauchable d'herbe du soudan et de vesce velue. Dans le cadre de ce projet du Pôle, nous souhaitons avoir seulement des graminées, et ce, pour ne pas influencer à la hausse les teneurs en azote du sol provenant de légumineuses ainsi que pour obtenir un couvert dense à l'automne et au printemps en vue de vérifier leur potentiel de réduction des sédiments (couverture de sol) et comme habitat faunique. Le choix d'une CC de pleine saison dans la zone du littoral doit donc être basé sur des objectifs à la fois environnementaux (survie à l'hiver et à la crue, production de bonne biomasse) et agronomiques (diversité des espèces, fauche versus production de semences, etc.). La fauche d'une CC pourrait procurer un revenu supplémentaire, mais il faut s'assurer qu'il y a une repousse suffisante à l'automne pour atteindre les objectifs de couverture de sol et d'habitat faunique.

En 2020 et 2021, le ray-grass et le blé d'automne semés en intercalaire, dans le maïs et dans le soya respectivement, ont procuré des biomasses automnales qui ont grandement varié selon les sites et les secteurs (figure A10), aucune différence significative n'ayant été détectée entre ces deux espèces. En 2020, les rendements moyens de ray-grass et de blé d'automne ont été respectivement de 425 kg MS/ha et de 615 kg MS/ha, alors qu'ils ont

⁵ Van Saun (2013): <https://extension.psu.edu/determining-forage-quality-understanding-feed-analysis>.

été respectivement de 630 kg MS/ha et de 570 kg MS/ha en 2021. Les biomasses de ray-grass les plus élevées (près de 1 000 kg MS/ha) ont été obtenues dans les secteurs de l'île Dupas, de Baie-du-Febvre ou de Saint-Barthélemy selon les années, alors que les biomasses de ray-grass les plus faibles se trouvaient dans le secteur de Pierreville. En 2022, les biomasses de ray-grass et de blé d'automne ont été respectivement de 423 kg MS/ha et de 211 kg MS/ha, seuls trois sites au total ayant pu être semés avec une CC. Le fait de semer le ray-grass dans des sillons plutôt qu'à la volée a favorisé un bon établissement de la CC, mais la production de biomasse dépend entre autres du développement du feuillage du maïs lors du semis. Dans le secteur de Pierreville, puisque le feuillage du maïs était plus développé que dans les autres secteurs, le maïs a donc pu recouvrir assez rapidement les entre-rangs et nuire au développement du ray-grass. Dans le cas du ray-grass, nous devons également prendre en considération un autre facteur, soit la gestion des mauvaises herbes. Si un champ présente une population élevée de mauvaises herbes, le ray-grass ne sera pas très compétitif et ne se développera pas bien. Un mélange de ray-grass et de radis fourrager serait alors mieux adapté pour compétitionner contre les mauvaises herbes, mais le radis fourrager qui sera détruit par l'hiver présentera peu ou pas de résidus printaniers.

Le blé d'automne intercalaire s'est bien établi même si le semis a été fait à la volée, les biomasses étant plus variables (de 388 à 1 243 kg MS/ha) selon les secteurs en 2020 qu'en 2021 (de 389 à 684 kg MS/ha). En 2020, nous avons évalué la biomasse avant la récolte du soya (comme dans le maïs à cause des récoltes tardives), alors qu'en 2021, puisque le soya a été récolté assez rapidement, nous avons pu évaluer les biomasses en post-récolte, ce qui donne une évaluation plus juste de la biomasse présente en fin de saison. Dans l'un des champs dont les rangs de soya ne s'étaient pas refermés, le blé d'automne s'était mal établi. Mais après la récolte du soya et avec les précipitations abondantes enregistrées en octobre, le blé d'automne s'est très bien développé, assurant un bon couvert végétal du champ. Cela a aussi été le cas pour les autres champs, le blé d'automne ayant poursuivi sa croissance en post-récolte.

Bien qu'il n'y ait pas de différence significative entre les recouvrements des espèces intercalaires, et ce, pour les trois années, il est important de mentionner que la biomasse du ray-grass aura tendance à être concentrée dans les deux rangs qui ont été semés, alors que le blé d'automne semé à la volée aura une répartition plus aléatoire. Les recouvrements moyens du ray-grass en 2020 et 2021 étaient de 30 % et de 38 % (mais avec un recouvrement pouvant aller jusqu'à 72 % lorsque bien établi), alors que ceux du blé d'automne étaient de 32 % et de 51 % en 2020 et 2021, avec un recouvrement maximal de 62 %.

Comparaison des cultures intercalaires et des prairies en fin de saison

Les biomasses automnales des cultures intercalaires ne différaient pas de celles des prairies, tant en 2020 qu'en 2021 (figure A11). Les données de biomasse aérienne des prairies montrent une grande variabilité selon les secteurs; étant donné le faible nombre de répétitions (deux répétitions pour les semis de 2018 et de 2020-2021 et trois répétitions pour les vieilles prairies), il est probablement normal d'arriver à ces résultats. En 2020, les biomasses moyennes étaient assez comparables entre les cultures (semis 2018 : 597 kg MS/ha, semis 2020 : 239 kg MS/ha, ray-grass : 425 kg MS/ha, blé d'automne : 615 kg

MS/ha), alors qu'en 2021, les rendements moyens des prairies étaient plus élevés (vieilles prairies : 1 155 kg MS/ha, semis 2018 : 1 165 kg MS/ha, semis 2021 : 989 kg MS/ha, ray-grass : 628 kg MS/ha, blé d'automne : 571 kg MS/ha). Il n'a pas été possible d'effectuer ces comparaisons en 2022, dans la mesure où la biomasse automnale des prairies n'a pas pu être récoltée.

Les hauteurs maximales des cultures étaient significativement différentes en 2019 et en 2021 (figure A12). En 2019, la hauteur était plus élevée pour le ray-grass (65 cm), intermédiaire pour le blé d'automne en plein champ (38 cm) et minimale pour les vieilles prairies (30 cm) et le blé d'automne intercalaire dans le soya (14 cm). En 2020, les hauteurs ont oscillé entre 19 cm (vieilles prairies) et 44 cm (ray-grass). En 2021, la hauteur du ray-grass (59 cm) était plus élevée que celle du blé d'automne (26 cm), la hauteur des prairies étant intermédiaire. En 2022, les hauteurs maximales étaient également plus élevées pour le ray-grass (43 cm) que pour le blé d'automne (26 cm), mais sans différence significative ($p = 0,2245$); à noter que nous n'avons pas pu mesurer les hauteurs maximales en prairies. Le fait d'avoir des tiges de ray-grass d'une certaine hauteur à l'automne peut être un atout potentiel pour l'habitat faunique et cela ne nuit pas aux opérations de récolte puisque les épis de maïs se situent au-dessus de cette zone. De plus, le couvert de ray-grass peut améliorer la portance de la batteuse, ce qui est un atout pour les producteurs. Pour le blé d'automne, il en est tout autrement. Même si la hauteur du blé est plus faible, ce dernier se trouve au même niveau que les premières gousses de soya, ce qui peut nuire aux travaux de récolte, augmenter le temps de battage et affecter la qualité des grains (si le feuillage du blé tache les grains). Chez un producteur, la vitesse de battage et le nombre d'hectares à l'heure ont été 1,5 fois plus élevés avec le soya en pratique conventionnelle qu'avec le soya en pratique améliorée. Cette situation pourrait nuire à l'adoption de cette pratique. Toutefois, certains types de batteuse pourraient réduire ces inconvénients, tout comme il serait possible d'ajuster les taux de semis du blé à la baisse. Il est aussi possible que la récolte du soya rabatte le blé d'automne et diminue ses bénéfices environnementaux, ce qui reste à confirmer. Enfin, pour les prairies, le nombre de récoltes et surtout la date de la dernière récolte auront un effet marqué sur la hauteur mesurée à l'automne en fonction de la repousse automnale.

Nous avons mesuré de façon plus précise la hauteur (hauteur Robel) à l'automne dans les différents champs établis en CC en 2019 et dans les prairies chaque année jusqu'en 2021 (figure A13). En 2019, la hauteur Robel du ray-grass annuel (35 cm) était plus élevée que celle du blé d'automne (19 cm) et des vieilles prairies (7 cm), alors qu'en 2020 et 2021, les prairies n'ont pu atteindre une hauteur de 30 cm, qui est souvent considérée comme un bon indicateur d'habitat faunique.

Comparaison des biomasses printanières (après la décrue) des cultures intercalaires et des prairies

Les biomasses mesurées après la décrue au printemps 2021 présentaient des différences entre les cultures, une variabilité importante existant toutefois entre les secteurs (figure A14). Les prairies établies en 2018 avaient une biomasse (683 kg MS/ha) supérieure à la biomasse des prairies établies en 2020 (220 kg MS/ha), alors que les cultures intercalaires (blé d'automne : 627 kg MS/ha, ray-grass : 372 kg MS/ha) et les

vieilles prairies (585 kg MS/ha) ont obtenu des biomasses intermédiaires. Ces biomasses nous confirment la présence de résidus printaniers qui ont le potentiel de réduire l'érosion des sols par comparaison avec un sol nu. Cependant, elles ne nous informent pas sur la qualité de l'habitat faunique, entre autres pour la perchaude ou les autres espèces. La structure de végétation présente lors des crues revêt un caractère fondamental. Les prairies établies en 2018 présentaient une bonne proportion d'alpiste roseau à l'automne 2020, alors que les prairies établies en 2020 étaient surtout constituées d'avoine (plante-abri), cette dernière étant détruite par le gel. Pour les cultures intercalaires, le blé d'automne qui a survécu à l'hiver et à la crue (dans certaines portions de champ ou dans le champ complet) pourrait constituer un habitat faunique, mais nous devons confirmer cette information par des mesures supplémentaires. Il en est de même pour le ray-grass annuel, qui présente souvent en fin de saison des tiges rigides et qui peut survivre à l'hiver dans certaines conditions. Même si on les qualifie d'annuelles, les semences des lots de ray-grass peuvent contenir du ray-grass alternatif (qui est annuel et qui produit des épis l'année du semis) et du ray-grass non alternatif (qui est bisannuel et qui produit des épis l'année suivante s'il survit à l'hiver).

Relation biomasse automnale/biomasse printanière (après la décrue)

Nous avons vérifié s'il existait une relation entre la biomasse à l'automne 2020 et la biomasse au printemps 2021 tant pour les CC (figure A14) que pour les prairies. Pour les cultures intercalaires de blé d'automne et de ray-grass, la relation est significative et positive. Ainsi, plus la biomasse aérienne automnale est élevée, plus il y a de chances que la biomasse printanière le soit aussi. Toutefois, comme le R^2 est faible, d'autres paramètres pourraient influencer cette relation, mais ils ne sont pas inclus dans ce modèle, (ex. : les caractéristiques des cultures intercalaires [rapport C/N, profondeur racinaire, etc.] et/ou de la crue [durée, hauteur d'eau, etc.]). Selon la même analyse faite pour les prairies, la régression linéaire n'était pas significative ($P = 0,238$); il n'y avait donc pas de lien entre la biomasse automnale et la biomasse printanière des différents systèmes de prairies (semis 2018 et semis 2020). En considérant toutes les données (cultures intercalaires et prairies), nous sommes arrivés à la conclusion que la régression linéaire était significative ($P = 0,0057$); toutefois, le R^2 était moins élevé ($R^2 = 0,153$) que si nous prenions seulement en compte les cultures intercalaires. Il faut préciser que la méthode de récolte de la biomasse printanière après la décrue présente un certain degré d'incertitude, étant donné la présence de sédiments dans les résidus qui sont souvent « couchés » ou près de la surface du sol. Bien qu'il y ait une étape de nettoyage des résidus avant le séchage et la pesée, il peut rester des sédiments, ce qui n'est pas le cas pour les biomasses automnales, où seule la biomasse aérienne des végétaux est récoltée. Il est donc encore difficile d'avoir une mesure fiable et efficace du couvert printanier.

Production de biomasse, recouvrement, hauteur totale et hauteur Robel des bandes pérennes

Les mesures de biomasse et de recouvrement de l'alpiste roseau des bandes pérennes présentées à la figure A15 permettent de voir l'évolution de l'établissement de cette graminée pérenne entre 2020 et 2022, et ce, dans les différents sites. La biomasse de l'alpiste roseau a augmenté de 2,5 fois aux sites DUPA02 et DUPA04, de 2,8 fois à PIER03 et de 4,8 fois à BART08 entre 2020 et 2021, atteignant des valeurs de 3 307 à 7 549 kg

MS/ha. Selon la comparaison des sites effectuée, le site DUPA02 obtient la valeur de biomasse moyenne (sur deux ans) la plus élevée (5 266 kg MS/ha), le site BART06, la valeur la plus faible (861 kg MS/ha), alors que les autres sites ont des valeurs intermédiaires. Bien que le site PIER05 ait été établi un an après les autres sites (en 2020 plutôt qu'en 2019), il est intéressant de constater qu'il atteint tout de même une biomasse de 875 kg MS/ha, semblable à celle du site BART06. Les biomasses annuelles des sites BAIE01 (2021) et BAIE04 (2020) demeurent les plus faibles, ce qui peut s'expliquer par une pression élevée des mauvaises herbes (BAIE01), mais surtout par le type de sol très argileux, qui a compliqué le travail du sol avant l'implantation des bandes et créé un mauvais contact sol-semences. Des variations similaires ont été observées entre 2021 et 2022, avec toutefois une augmentation généralement moins marquée de la biomasse d'alpiste roseau pour la majorité des sites qu'entre 2020 et 2021, voire une diminution de la biomasse dans certains cas (DUPA02 et PIER03). Ces variations de biomasse entre 2021 et 2022 étaient toutefois non significatives dans l'ensemble des sites. En 2022, les biomasses les plus élevées ont été observées à DUPA02 (6 431 kg MS/ha) et les plus faibles l'ont été à BAIE04 (274 kg MS/ha).

Les données de recouvrement automnal de l'alpiste roseau ont suivi les mêmes tendances que celles de la biomasse (figure A15). Les recouvrements de 2022 ont atteint des valeurs de 47 à 92 % dans les sites BART08, PIER03, PIER05, DUPA04 et DUPA02. Des recouvrements moins élevés (de 9 à 30 %) ont été atteints dans les sites BAIE04, BAIE01 et BART06.

En ce qui a trait aux hauteurs maximales et Robel, le même groupe de tête se distingue, soit les sites BART08, PIER03, DUPA04 et DUPA02, qui ont obtenu des hauteurs maximales de 82 à 152 cm et des hauteurs Robel de 81 à 97 cm en 2022 (figure A16). Les sites BAIE01, BART06 et PIER05 ont dépassé le seuil de 30 cm (de 39 à 52 cm), alors que seul le site BAIE04 n'a pas atteint cette valeur (15 cm). Dans le site BAIE01, les mauvaises herbes présentes peuvent avoir contribué à l'atteinte de cette valeur.

Nous avons aussi analysé la relation entre les biomasses automnale et printanière (après la décrue) des bandes pérennes. Comme pour les cultures intercalaires, nous avons trouvé une relation significative et positive ($P = 0,016$, $R^2 = 0,339$) (résultats non présentés), mais les mêmes constats s'appliquent, c'est-à-dire que la méthode d'estimation printanière devra être améliorée.

Constats relatifs à l'établissement des bandes pérennes

Il est possible d'émettre quelques hypothèses pour expliquer les facteurs de succès d'établissement de l'alpiste roseau dans les bandes pérennes (figure A17). La texture du sol semble être un facteur important, car elle peut influencer la qualité du travail du sol effectué au printemps ainsi que la qualité du semis (c'est-à-dire le contact sol-semences). Les sites de Baie-du-Febvre sont ceux qui présentaient la classe texturale la plus lourde (argile), c'est-à-dire qu'ils sont caractérisés par une forte proportion d'argile et de limon ainsi que par une plus faible proportion de sable. Les sites de Pierreville avaient la texture de sol la plus légère (loam sableux), alors que les sites de l'île Dupas avaient des sols de type loam (DUPA02) à loam argileux (DUPA04) et ceux de Saint-Barthélemy, un loam

argileux. Les belles bandes de l'île Dupas ont bénéficié non seulement d'une texture de sol permettant un travail adéquat de sol, mais aussi de conditions d'établissement (présence de lisières arbustives ou boisées) permettant de maintenir un certain ombrage, ce qui a pu limiter l'assèchement du sol. De plus, ce site était plus élevé et moins inondé que les autres sites. Nous avons constaté que les bouts de champs des autres sites (souvent inondés) étaient plus difficiles à établir, soit parce que le couvert des mauvaises herbes était plus important, soit parce que le sol était plus compacté. La texture plus sableuse des sites de Pierreville a facilité le travail du sol et le semis. Toutefois, la pression plus élevée de mauvaises herbes au site PIER05 peut expliquer la différence d'établissement entre les sites PIER03 et PIER05. À Saint-Barthélemy, il est difficile d'expliquer la différence entre les deux sites, mais le travail du sol se limitant souvent à deux passages n'était peut-être pas suffisant dans certaines zones. En 2019, la crue tardive a limité de façon importante la flexibilité du travail du sol à cause des zones inondées dans le fond du champ. Il y avait aussi une bonne pression de mauvaises herbes. Enfin, à Baie-du-Febvre, la texture très argileuse complique le travail du sol en vue d'en arriver à un lit de semences assez fin. De plus, il y a là une pression de mauvaises herbes compétitives. L'alpiste, qui est lent à s'établir, avait donc peu de chances de s'implanter, même si une fauche a été effectuée chaque année pour réduire la compétition par les mauvaises herbes. La figure A17 met en évidence les différents facteurs expliqués ici, mais précise aussi quelques conditions (semis, précipitations et régie) qui nous semblent optimales pour un bon établissement de l'alpiste roseau. Il faut toutefois noter que nous devons réévaluer ces observations à la lumière des nouveaux résultats obtenus concernant les facteurs du succès d'établissement des bandes herbacées pérennes, présentés dans la fiche du projet de Monique Poulin.

Pour le projet en grandes parcelles, il n'en reste pas moins qu'il a été possible d'établir les bandes d'alpiste roseau pour six sites sur huit en trois ans, la longueur d'implantation (sur toute la bande ou non) pouvant varier selon les sites. Ces bandes d'alpiste roseau de 4 m établies près des fossés agricoles auront sûrement un rôle à jouer dans la protection contre l'érosion du sol, mais le potentiel d'habitat faunique pour la perchaude ou les autres espèces reste à valider.

B- Comparaison des travaux de sol

Les rendements de maïs mesurés au site de Saint-Barthélemy à l'automne 2020 n'étaient pas significativement différents ($P = 0,4569$) entre le travail effectué à l'automne 2019 (8,69 t/ha \pm 0,25) et celui effectué uniquement au printemps 2020 (9,05 t/ha \pm 0,31). En 2021, les rendements de soya ont été presque identiques, soit de 2,90 t/ha pour le travail effectué à l'automne 2020 et de 2,89 t/ha pour celui du printemps 2021. Bien que cette comparaison n'ait été effectuée que sur deux années, il est intéressant de constater qu'un travail printanier peut être suffisant pour obtenir de bons rendements. Toutefois, dans le cas de résidus de maïs laissés au sol à l'automne, les producteurs remarquent des déplacements de ces résidus par la crue certaines années, ce qui crée parfois des amoncellements très importants au printemps. Certains outils de travail réduit pourraient être utilisés à l'automne pour limiter ces effets, mais cette pratique devrait être évaluée afin de vérifier l'efficacité non seulement agronomique, mais aussi environnementale. Les mesures de sédiments n'ont pas pu être prises ni au printemps 2020 ni au printemps 2021, compte tenu des crues hâtives de ces deux années.

Tableaux et figures A

Tableau A1. Traitements effectués en grandes parcelles au cours des trois années du Pôle

Bloc	Site	Traitement effectué (2019)	Traitement effectué (2020)	Traitement effectué (2021)	Traitement effectué (2022)
Baie-du-Febvre	BAIE02	Soya conventionnel	Maïs conventionnel	Soya conventionnel	Soya conventionnel
	BAIE01	Soya amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹ sans blé d'automne ⁵
	BAIE03	Blé d'automne (CC) ²	Soya conventionnel	Maïs conventionnel	Jachère
	BAIE04	Blé d'automne (CC) ² + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Jachère
	BAIE07	Nouvelle prairie (semis d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Nouvelle prairie (ressemis en 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Nouvelle prairie (ressemis en 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Site retiré du Pôle
	BAIE09	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie
	BAIE10 ³	S.o.	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (établie en 2018)	Nouvelle prairie (établie en 2018)	Nouvelle prairie (établie en 2018)
Pierreville	PIER02	Blé d'automne (CC) ²	Maïs de conserverie (site non suivi)	Maïs de conserverie (site retiré du Pôle)	Site retiré du Pôle
	PIER03	Soya amélioré + B.P. ¹ + d'automne (CC) ⁴	Maïs amélioré + B.P. ¹ Comparaison ray-grass (volée et semoir)	Soya amélioré + B.P. ¹	1/3 maïs amélioré + B.P. ¹ + 1/3 soya + 1/3 jachère
	PIER04	Ray-grass annuel (CC) ²	Maïs conventionnel	Maïs conventionnel	Site retiré du Pôle
	PIER05	Ray-grass annuel (CC) ²	Maïs amélioré + B.P. ¹ Comparaison ray-grass (volée et semoir)	Maïs amélioré + B.P. ¹	Suivi B.P. ¹ seulement ⁶

Notes

1 : B.P. = bandes pérennes herbacées (ray-grass annuel et alpiste roseau).

2 : En 2019, en raison de la crue printanière, certains sites ont été semés en CC de pleine saison.

3 : Nouveaux sites (prairies) qui ont été ajoutés en 2020.

4 : La section la plus basse du champ n'a pas pu être semée en soya en même temps que le reste du champ, elle a donc été semée en blé d'automne (CC de pleine saison).

5 : Pour des raisons climatiques, le blé d'automne n'a pas pu être semé.

6 : Le suivi du champ a été retiré du Pôle; seules les bandes pérennes ont été suivies.

Tableau A1 (suite). Traitements effectués en grandes parcelles au cours des trois années du Pôle

Saint-Barthélemy	BART05	Ray-grass annuel (CC) ²	Maïs conventionnel (non suivi)	Soya conventionnel	Soya conventionnel
	BART06	Ray-grass annuel (CC) ² + B.P. ¹	Maïs conventionnel + B.P. ¹ (seules les bandes ont été suivies)	Soya amélioré + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹
	BART07	Soya conventionnel	Maïs conventionnel	Maïs conventionnel	Soya conventionnel
	BART08	Soya amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹
	BART12	S.o.	Soya amélioré (site temporaire 2020)	S.o.	S.o.
	BART13	S.o.	Soya conventionnel (site temporaire 2020)	S.o.	S.o.
	BART09	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie
	BART10	Nouvelle prairie – semis d'avoine fourragère (CC) ²	Nouvelle prairie (ressemis en 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Nouvelle prairie (ressemis en 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Site retiré du Pôle
	BART11 ³	S.o.	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (établie en 2018)	Nouvelle prairie (établie en 2018)	Nouvelle prairie (établie en 2018)
Île Dupas	DUPA01	Blé d'automne (CC) ²	Soya conventionnel	Maïs conventionnel	Soya conventionnel
	DUPA02	Blé d'automne (CC) ² + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Suivi B.P. ¹ seulement ⁶
	DUPA05	Soya conventionnel	Maïs conventionnel	Soya conventionnel	Site retiré du Pôle
	DUPA04	Soya amélioré + B.P. ¹	Maïs amélioré + B.P. ¹	Soya amélioré + B.P. ¹	Suivi B.P. ¹ seulement ⁶
	DUPA03	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie	Vieille prairie
	DUPA07	S.o.	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (semis en 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Nouvelle prairie (ressemis en 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	Site retiré du Pôle

Notes

1 : B.P. = bandes pérennes herbacées (ray-grass annuel et alpiste roseau).

2 : En 2019, en raison de la crue printanière, certains sites ont été semés en CC de pleine saison.

3 : Nouveaux sites (prairies) qui ont été ajoutés en 2020.

4 : La section la plus basse du champ n'a pas pu être semée en soya en même temps que le reste du champ, elle a donc été semée en blé d'automne (CC de pleine saison).

5 : Pour des raisons climatiques, le blé d'automne n'a pas pu être semé.

6 : Le suivi du champ a été retiré du Pôle; seules les bandes pérennes ont été suivies.

Tableau A2. Valeur nutritive du fourrage des trois types de prairies pour les années 2019 à 2021. Les valeurs sont des moyennes pondérées pour le rendement relatif de chaque récolte lorsqu'il y a eu plus qu'une récolte dans l'année.

Traitement	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
2019					
Vieille prairie	11,4 b	60,2 b	37,7 b	6,7 b	74,7 b
Nouvelle prairie 2019	13,3 a	62,7 a	40,9 a	10,5 a	76,0 a
Valeur P	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
2020					
Vieille prairie	12,2 c	56,7	34,5 b	6,0 c	76,8 a
Nouvelle prairie 2018	15,5 a	54,7	34,2 b	8,4 b	77,4 a
Nouvelle prairie 2020	13,4 b	57,5	38,9 a	9,6 a	71,4 b
Valeur P	< 0,001	NS	< 0,001	< 0,001	< 0,001
2021					
Vieille prairie	10,0 b	57,0	37,4	6,5 b	72,7 b
Nouvelle prairie 2018	12,1 a	58,4	36,8	7,9 a	73,5 a
Nouvelle prairie 2020	8,8 c	58,2	37,8	6,6 b	71,4 b
Valeur P	< 0,001	NS	NS	< 0,001	0,01

NS : Différence non significative

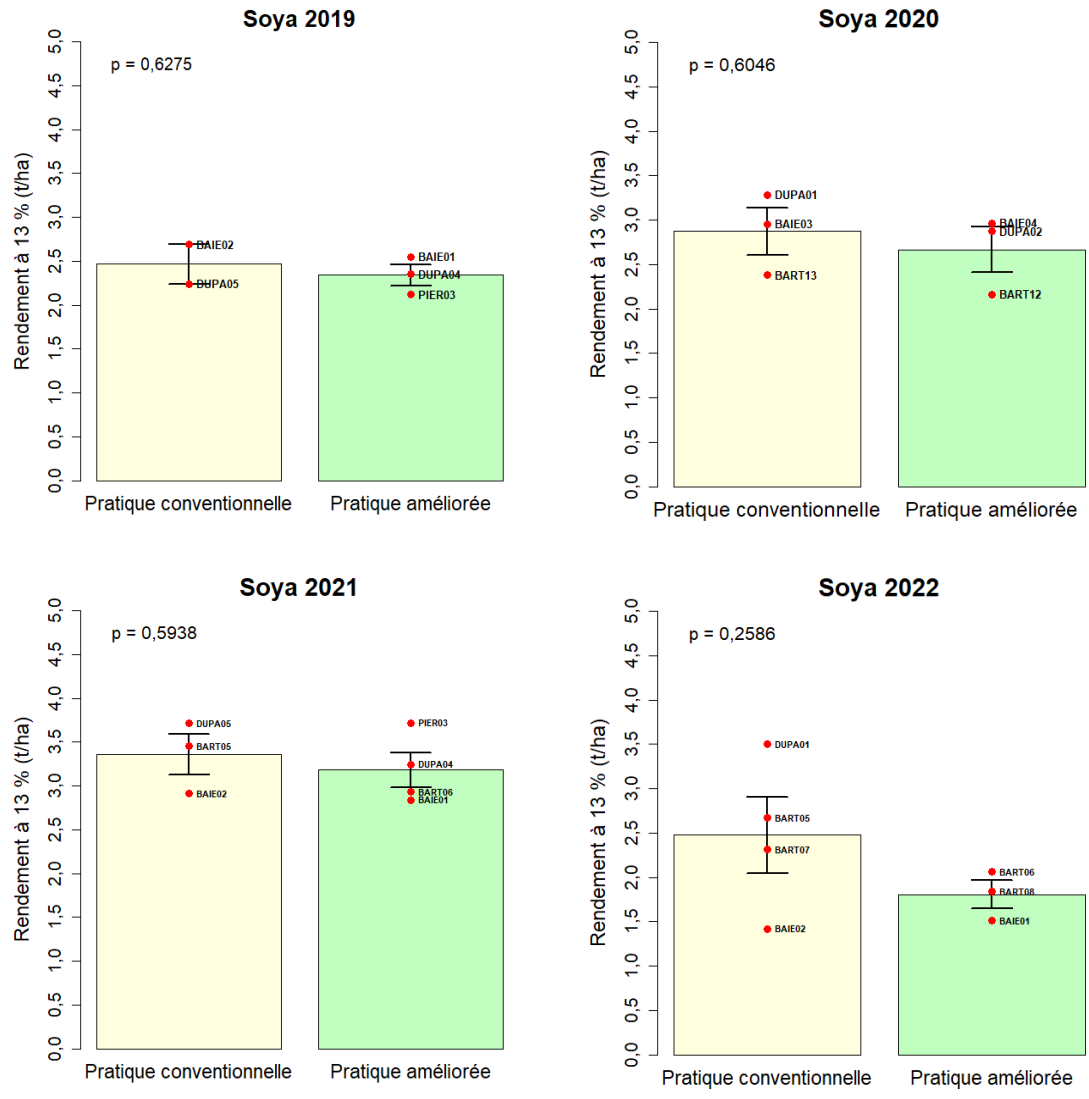


Figure A1. Rendement du soya selon les pratiques conventionnelle et améliorée (2019, 2020, 2021 et 2022). Les points rouges représentent le rendement moyen mesuré par champ dans chaque secteur avec l'erreur type.

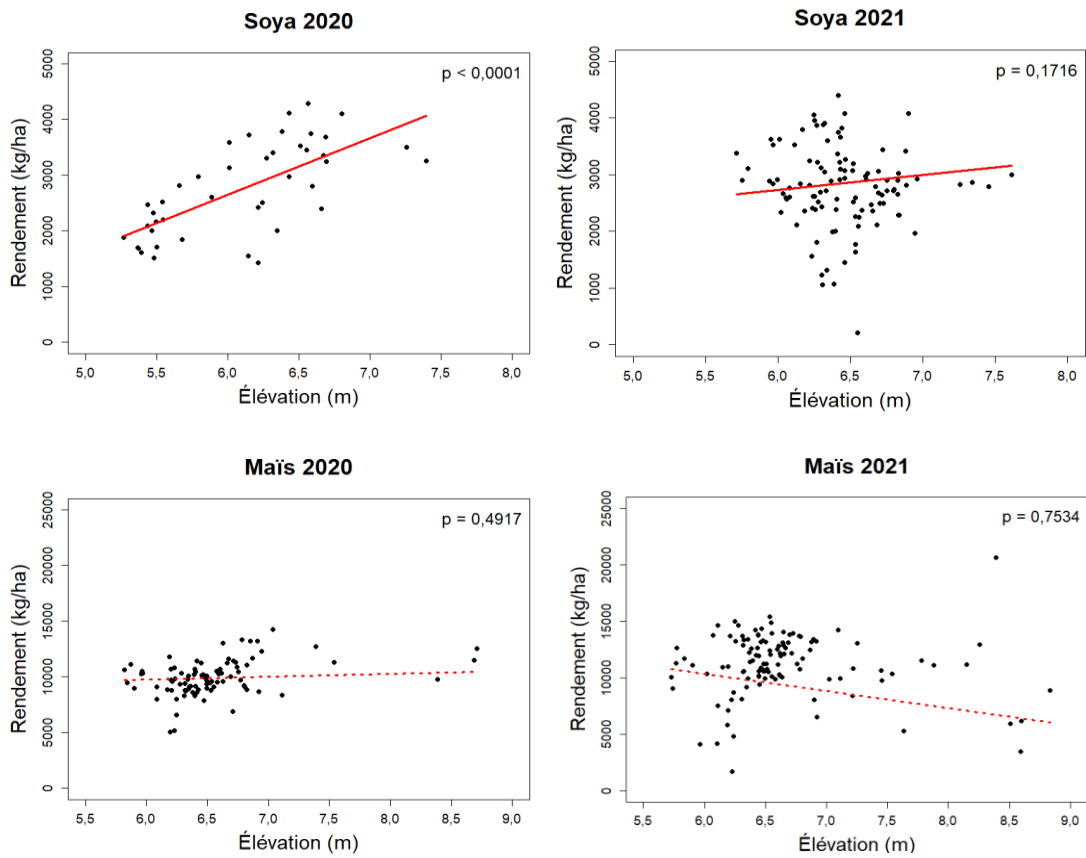


Figure A2. Rendement du soya et du maïs (2020 et 2021) selon l'élévation du terrain (toutes pratiques confondues)

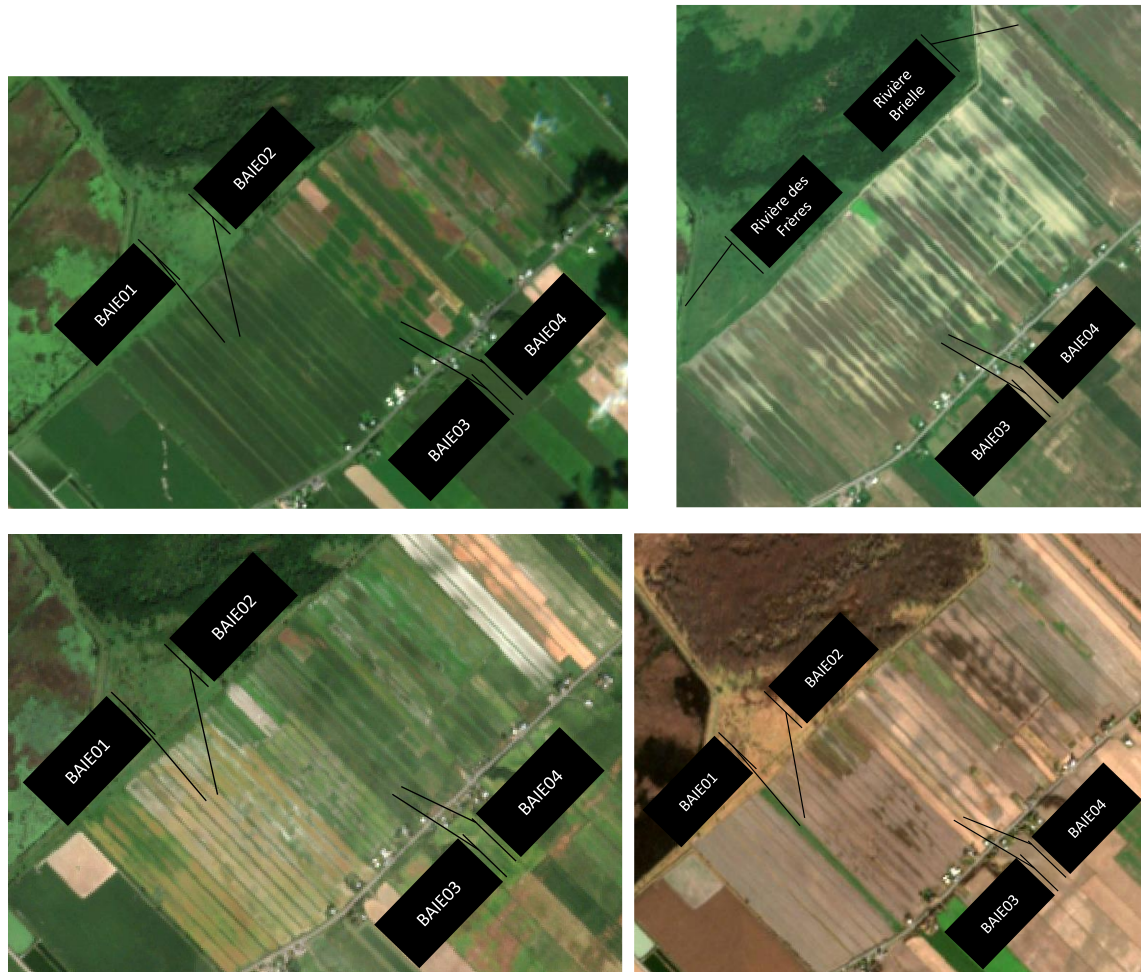


Figure A3. Images satellitaires des champs BAIE01, BAIE02, BAIE03 et BAIE04 prises le 4 septembre 2020 (en haut à gauche), le 1^{er} juillet 2021 (en haut à droite), le 2 septembre 2021 (en bas à gauche) et le 11 novembre 2021 (en bas à droite).

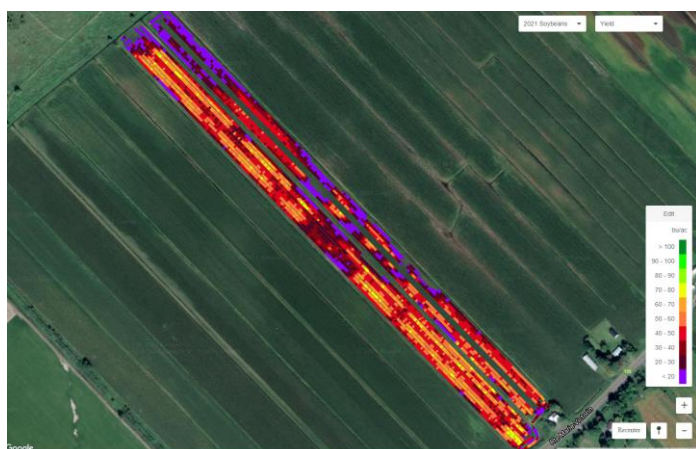


Figure A4. Carte des rendements du soya dans les champs BAIE01 et BAIE02 en 2021.

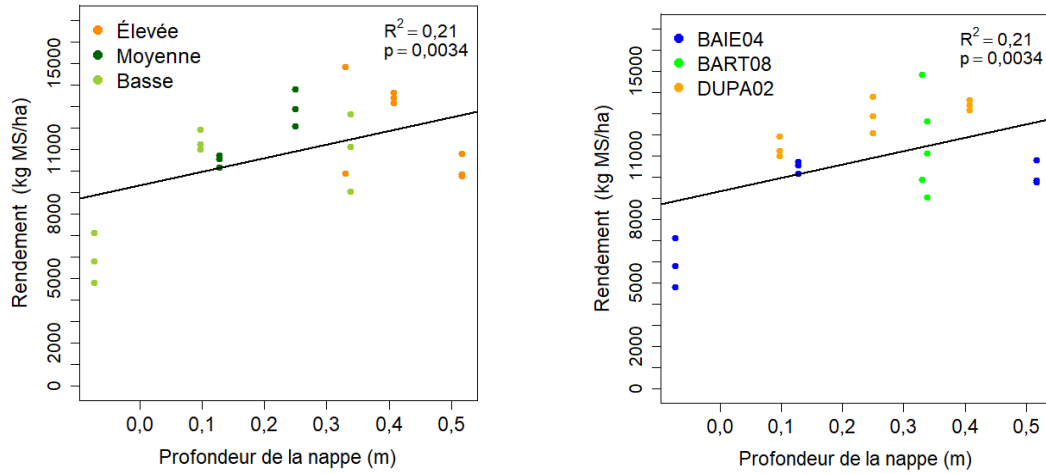


Figure A5. Relation entre le rendement en maïs et la profondeur de la nappe d'eau en juillet 2021, selon les niveaux d'élévation des piézomètres (figure de gauche) et selon les sites en pratiques améliorées de maïs (figure de droite).

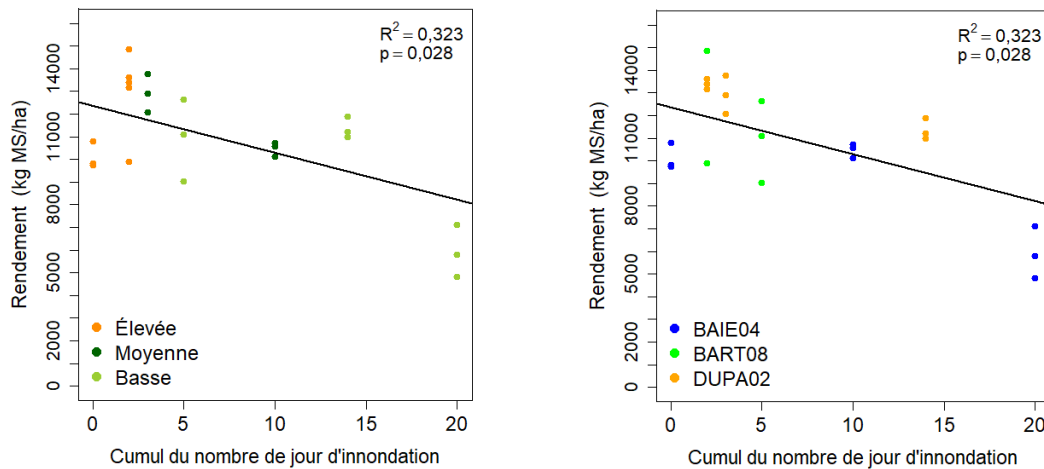


Figure A6. Relation entre le rendement en maïs et le cumul du nombre de jours d'inondation des champs entre le début du mois de mai et la fin du mois de septembre 2021, selon les niveaux d'élévation des piézomètres (figure de gauche) et selon les sites en pratiques améliorées de maïs (figure de droite).

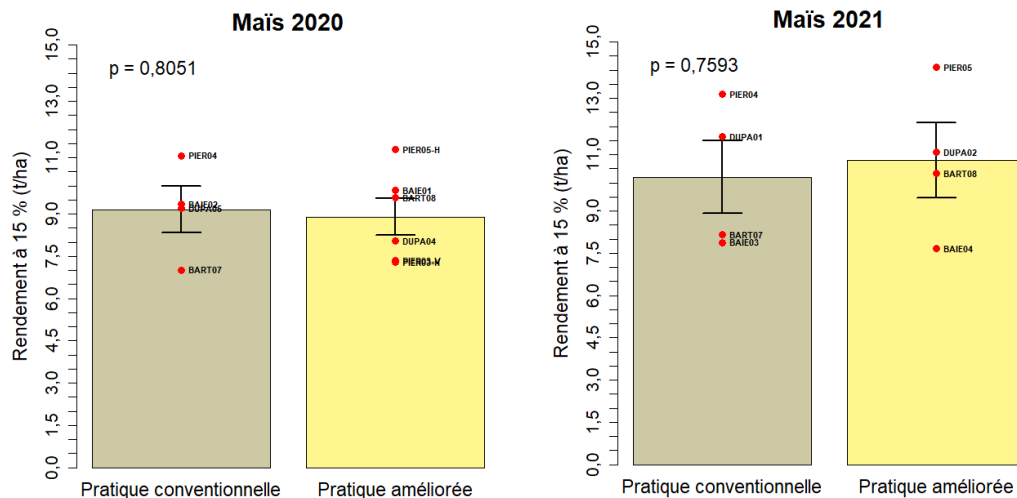


Figure A7. Rendement du maïs selon la pratique conventionnelle et améliorée (2020 et 2021). Les points rouges représentent le rendement moyen mesuré par champ dans chaque secteur avec l'erreur type. Pierreville : PIER-H : semoir Hiniker, PIER-V : à la volée.

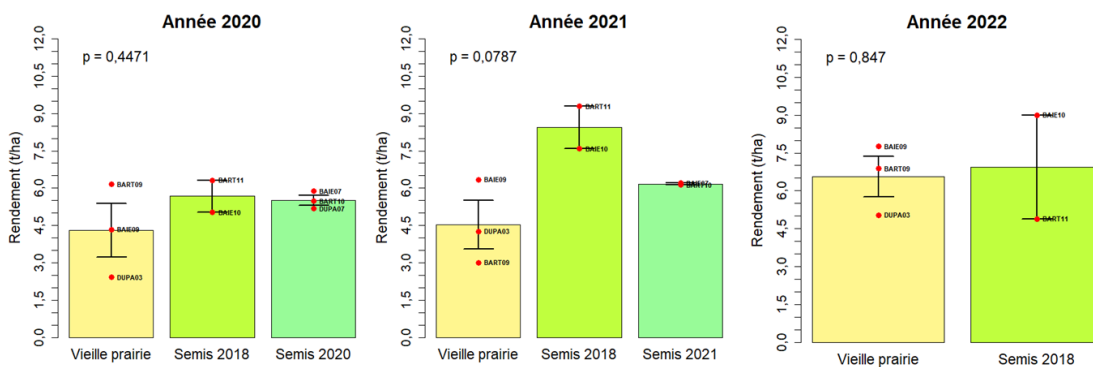


Figure A8. Rendement des vieilles prairies et des nouvelles prairies (semis 2018 et semis 2019/2020/2021) pour les années 2020, 2021 et 2022. Les points rouges représentent le rendement moyen mesuré par champ dans chaque secteur avec l'erreur type. En 2020, une seule coupe a pu être effectuée dans le site DUPA03

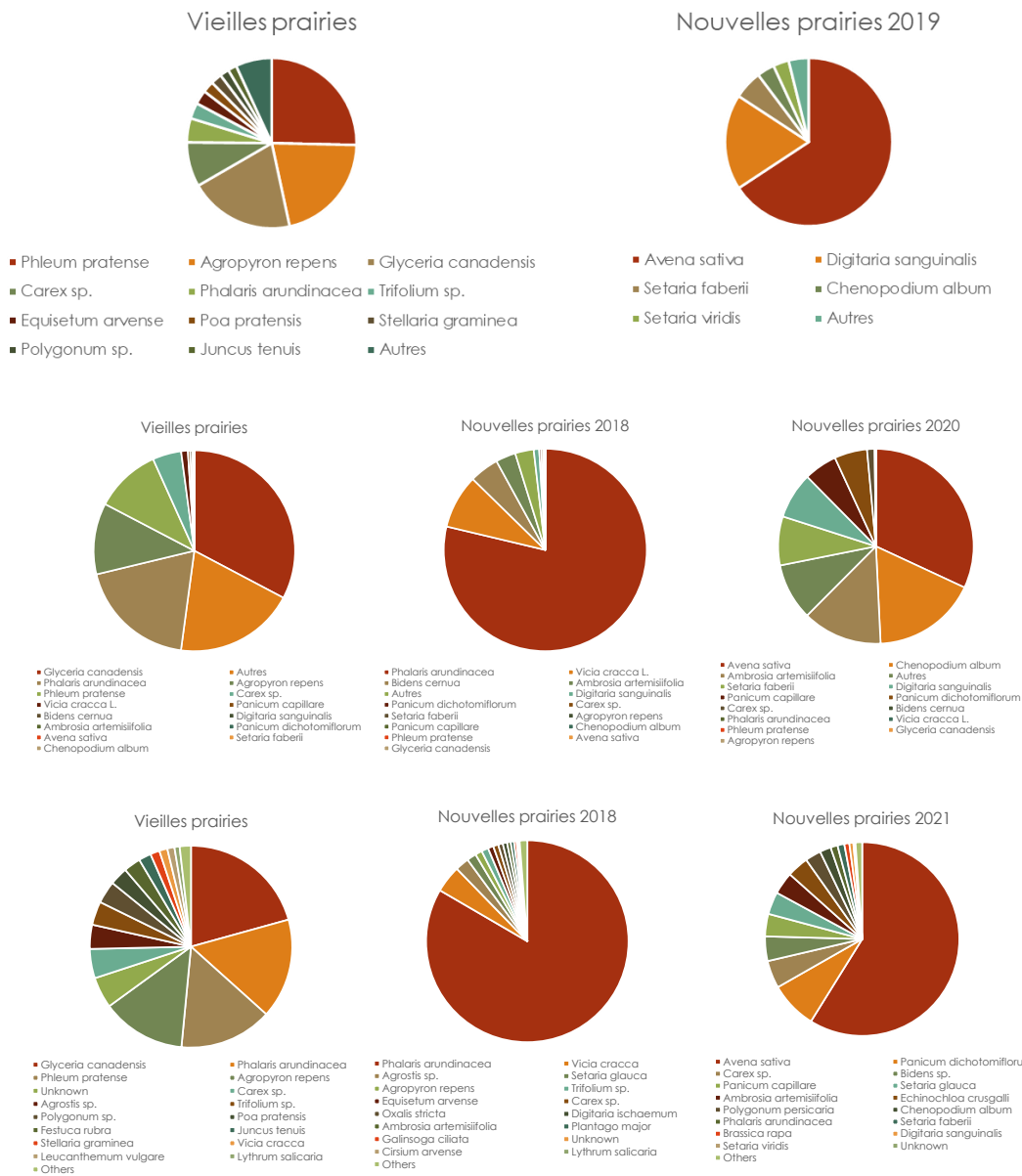


Figure A9. Composition botanique en 2019 (figures du haut), 2020 (figures du centre) et 2021 (figures du bas) des vieilles prairies et des nouvelles prairies (semis 2018 ou 2019, 2020 et 2021).

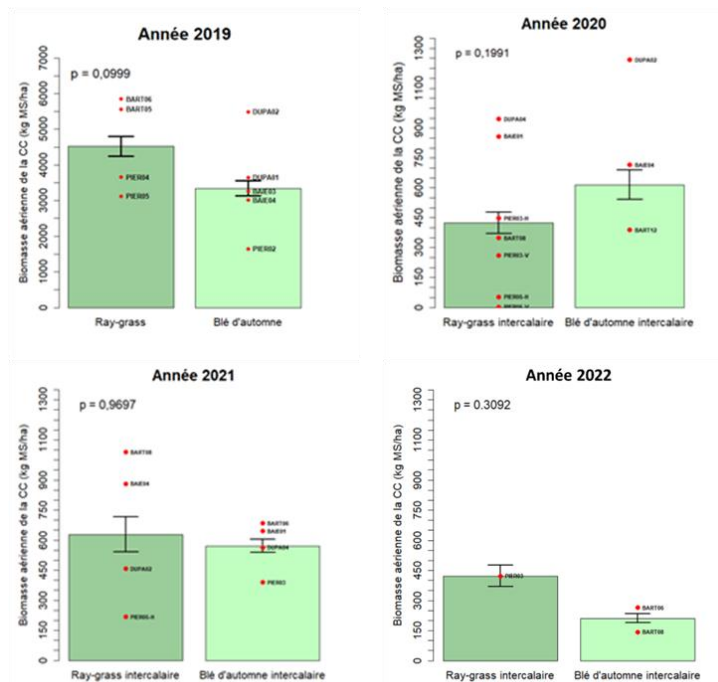


Figure A10. Biomasse automnale des CC (en remplacement du maïs-grain) en 2019 et des cultures intercalaires en 2020, 2021 et 2022. Les points rouges représentent la biomasse moyenne par champ (moyenne de 10 quadrats évalués dans chaque champ de pratique améliorée dans chaque secteur) avec l'erreur type. Pierreville : PIER-H : semoir Hiniker, PIER-V : à la volée.

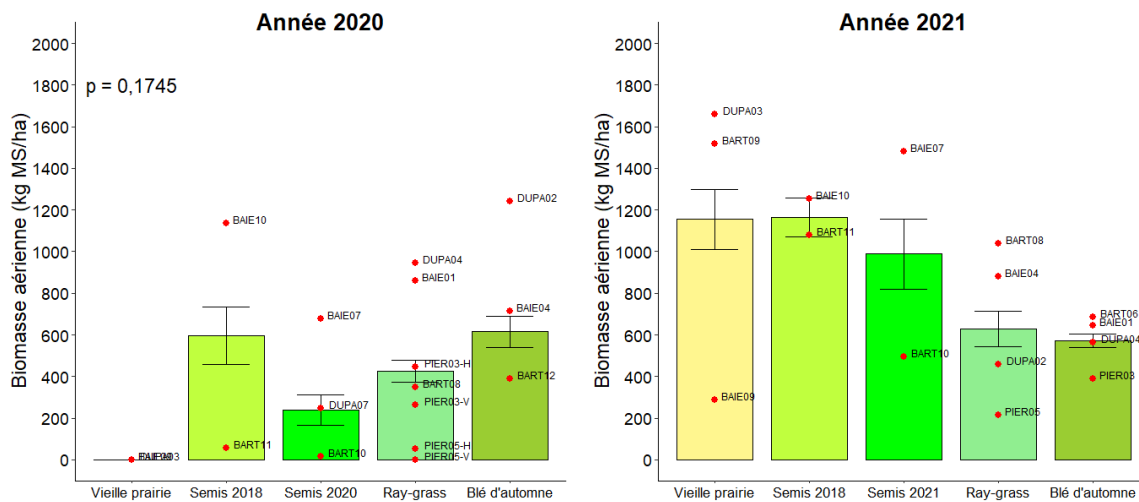


Figure A11. Comparaison des biomasses automnales des prairies et des cultures intercalaires (2020 et 2021). Les points rouges représentent la biomasse moyenne par champ (moyenne de 10 quadrats évalués dans chaque champ dans chaque secteur) avec l'erreur type. Il n'a pas été possible de comparer les biomasses automnales en 2019 et 2022. En 2020, les données pour les vieilles prairies n'ont pu être incluses dans les analyses. Pierreville : PIER-H : semoir Hiniker, PIER-V : à la volée.

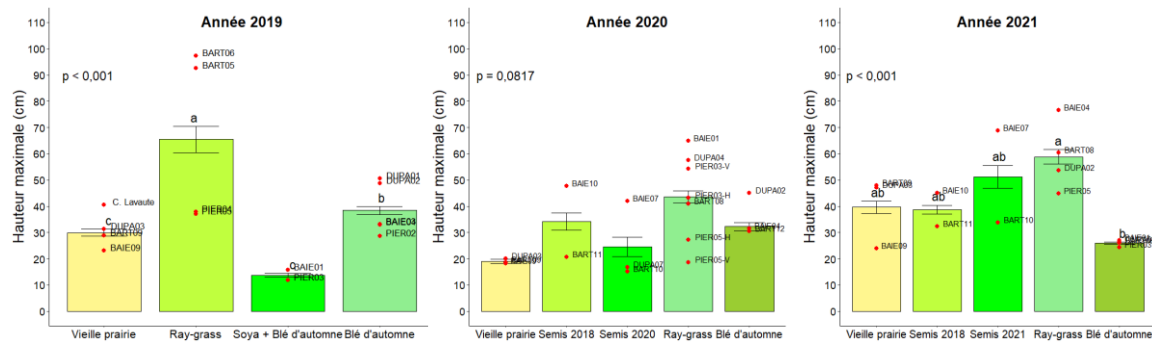


Figure A12. Hauteur maximale des prairies et des cultures intercalaires (automne 2019, 2020, 2021). Les points rouges représentent la hauteur maximale moyenne par champ (moyenne de 10 quadrats évalués dans chaque champ dans chaque secteur) avec l'erreur type.

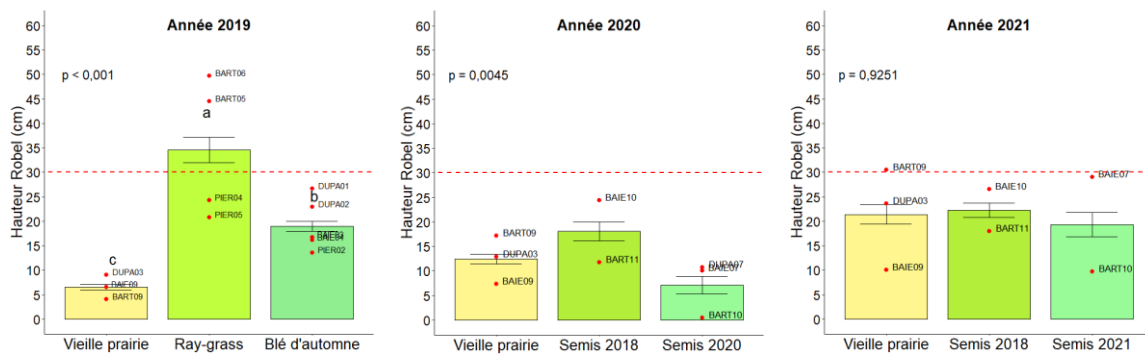


Figure A13. Hauteur Robel des prairies (automne 2019, 2020, 2021) et des CC (automne 2019). Les points rouges représentent la hauteur Robel moyenne par champ (moyenne de 10 quadrats évalués dans chaque champ dans chaque secteur) avec l'erreur type. La hauteur des CC intercalaires n'a pu être mesurée à cause des cultures de maïs et de soya présentes lors des évaluations.

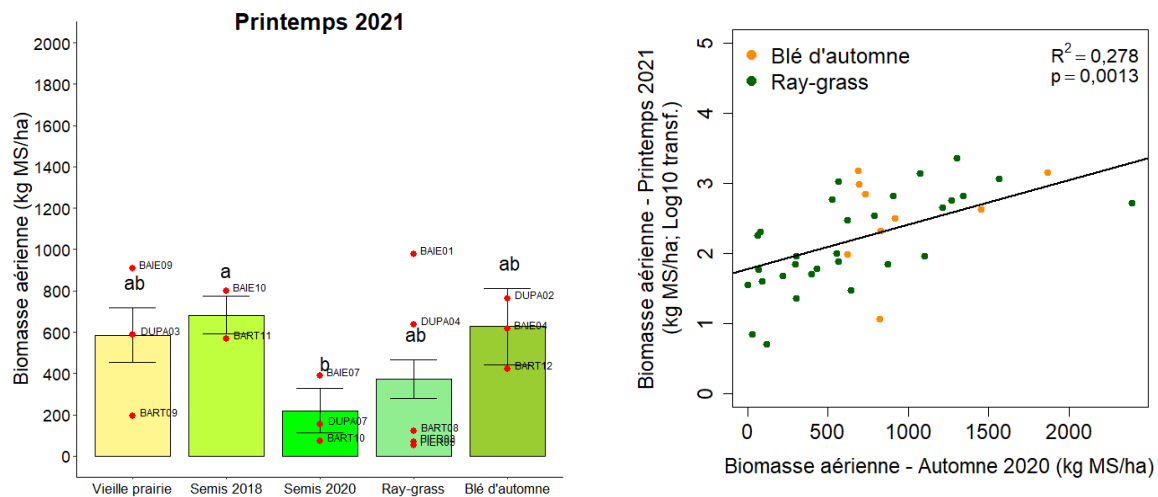


Figure A14. Comparaison des biomasses printanières des prairies et des cultures intercalaires (2021) et relation biomasse automnale/biomasse printanière des cultures intercalaires (après la décrue).

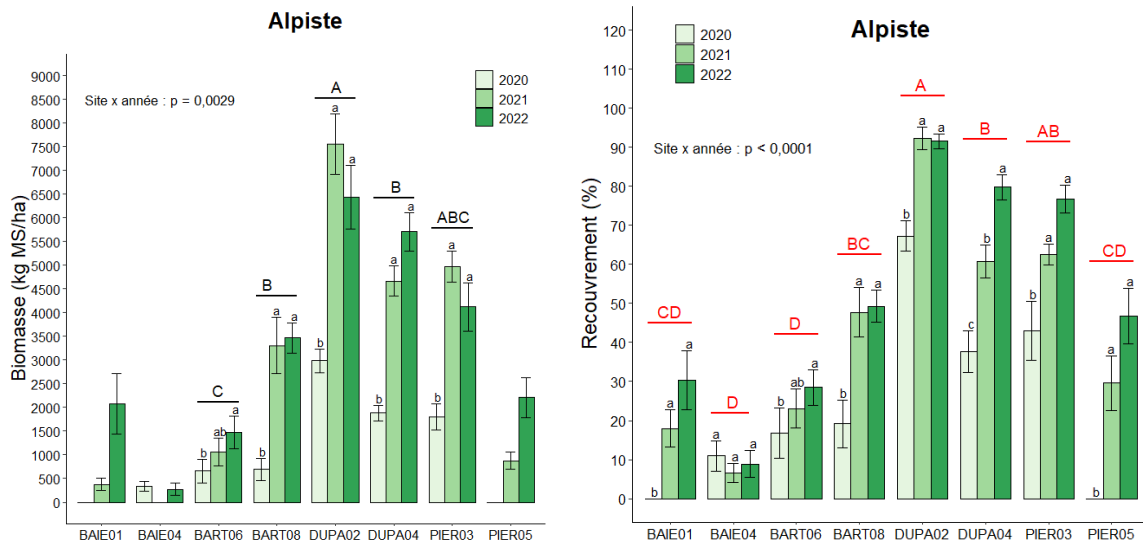


Figure A15. Biomasse et recouvrement de l'alpiste roseau des bandes pérennes (automne 2020, 2021 et 2022). Les valeurs présentant une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes d'un site à l'autre. Les valeurs présentant une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes d'une année à l'autre. N. B. : Les comparaisons multiples de biomasse ont été effectuées sans tenir compte des sites BAIE01, BAIE04 et PIER05, afin de respecter la normalité des données.

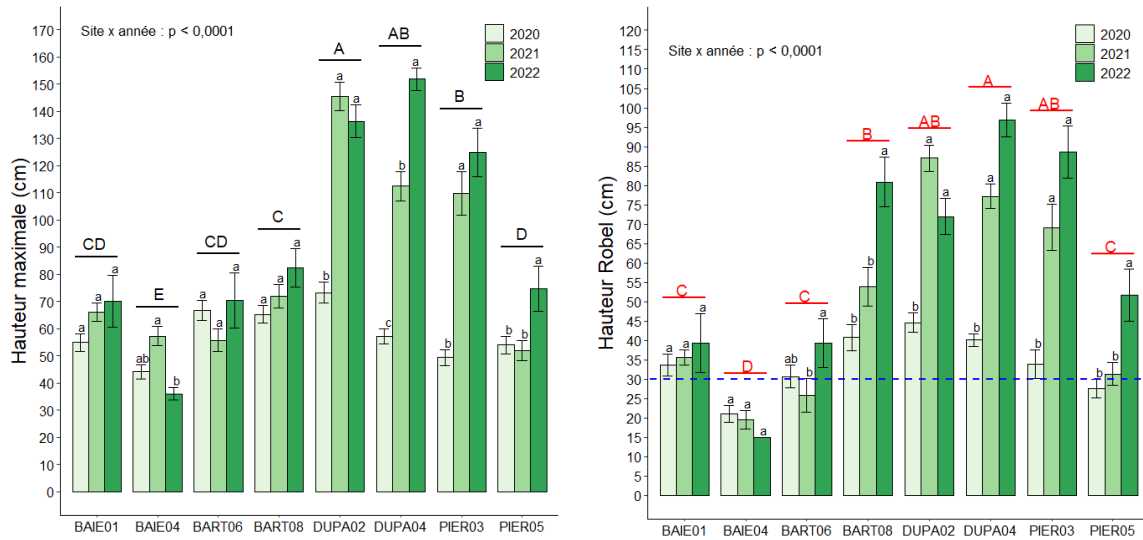


Figure A16. Hauteur maximale et hauteur Robel de l'alpiste roseau des bandes pérennes (automne 2020, 2021 et 2022). Les valeurs présentant une même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes d'un site à l'autre. Les valeurs présentant une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes d'une année à l'autre.

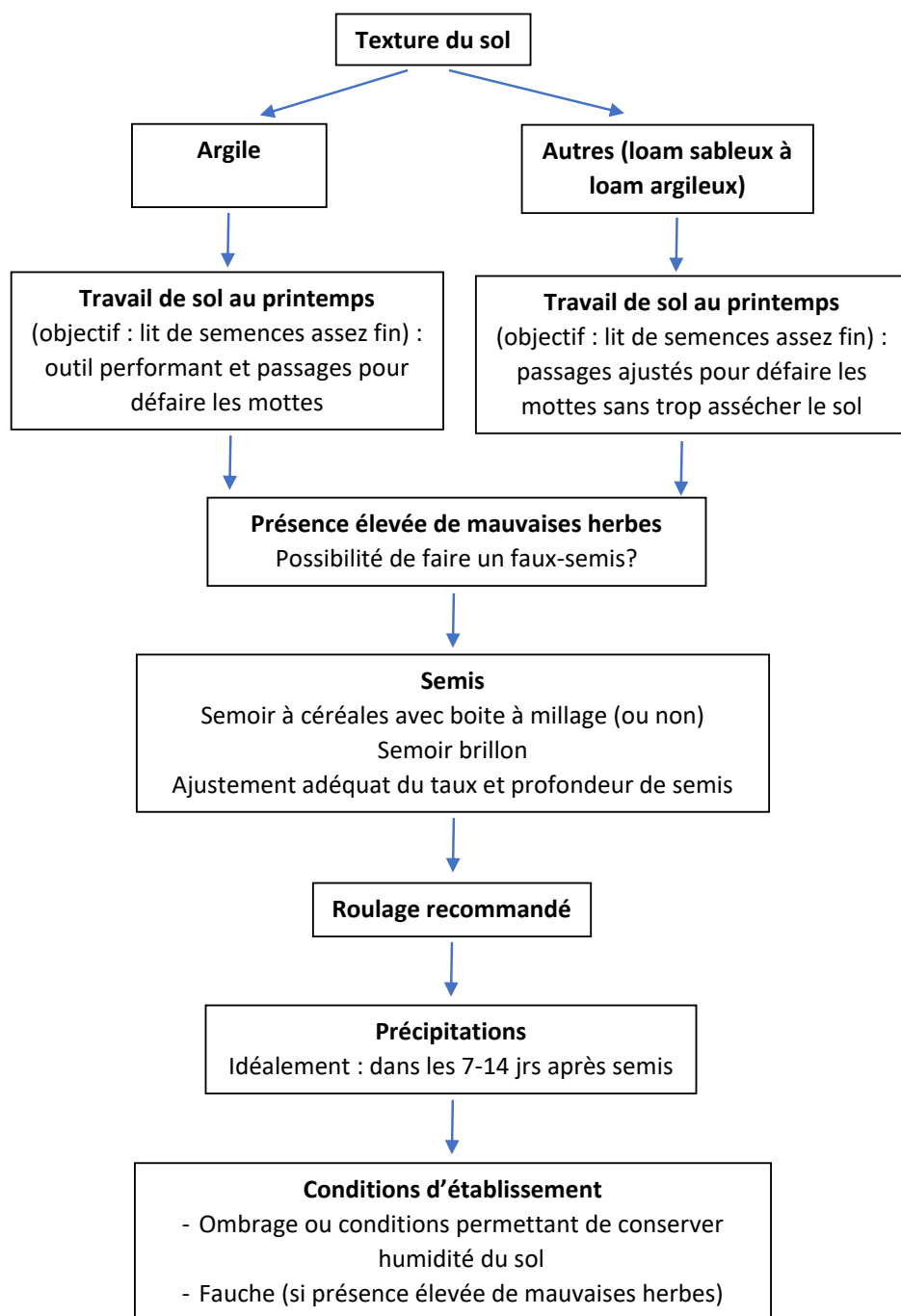
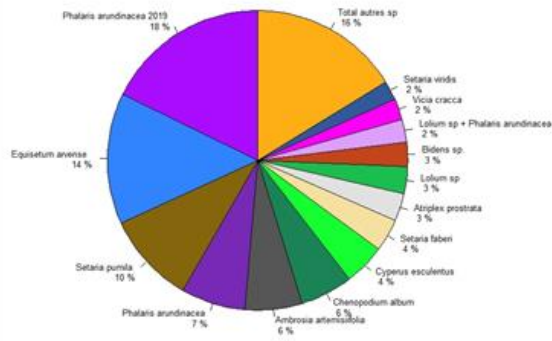
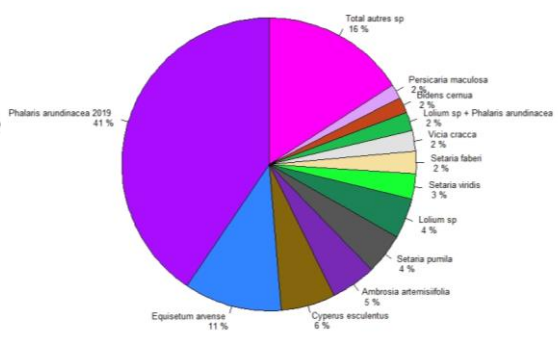


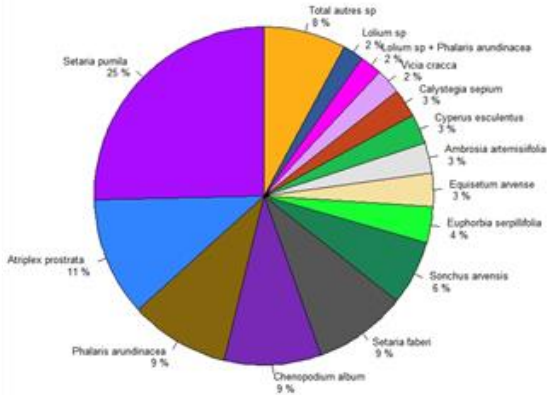
Figure A17. Facteurs à considérer pour l'établissement de l'alfiste roseau dans les bandes pérennes.



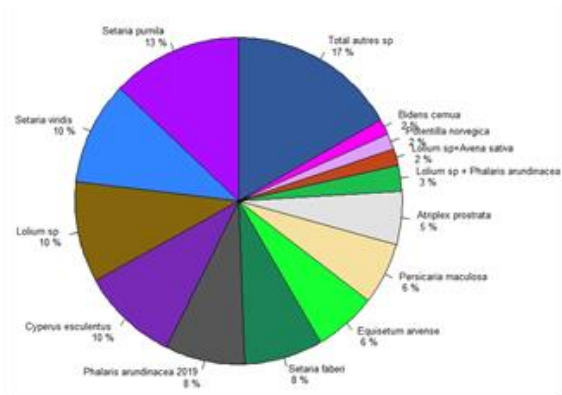
Espèces en 2020 (tous les sites)



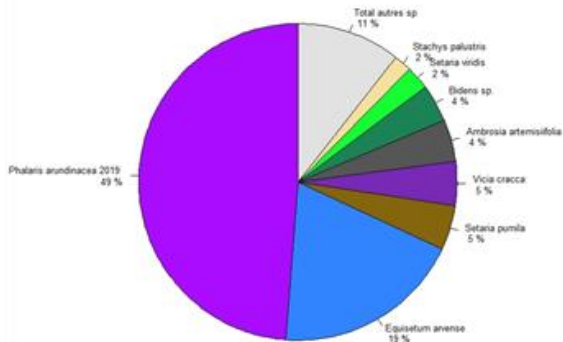
Espèces en 2021 (tous les sites)



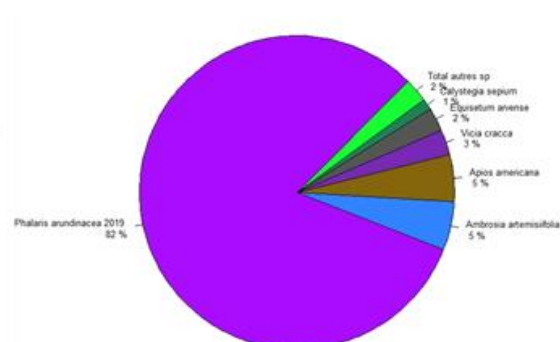
Espèces en 2020 (Baie-du-Febvre)



Espèces en 2021 (Baie-du-Febvre)



Espèces en 2020 (île Dupas)



Espèces en 2021 (île Dupas)

Figure A18. Recouvrement des espèces inventoriées dans les bandes pérennes en juillet 2020 et 2021 dans tous les sites (figures du haut) et dans les sites de Baie-du-Febvre et de l'île Dupas. N. B. : L'identification du *Phalaris arundinacea* 2019 fait référence à l'alpiste qui a été semé en 2019 et qui est bien établi, alors que celle du *Phalaris arundinacea* fait référence à l'alpiste semé de l'année (2020 ou 2021).

Photos de quelques établissements de cultures intercalaires et de bandes pérennes



Ray-grass intercalaire dans le maïs à Saint-Barthélemy et blé d'automne intercalaire dans le soya à l'île Dupas.



Bandes pérennes de 4 m d'alpaste roseau dans les secteurs (de gauche à droite) de Baie-du-Febvre, de Saint-Barthélemy, de Pierreville et de l'île Dupas.

B - ADAPTATION ET PERFORMANCE AGRONOMIQUE DES CULTURES DE COUVERTURE EN INTERCALAIRE ET EN PLEINE SAISON ADAPTÉES POUR LA ZONE DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

CAROLINE HALDE (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Cultures de couvertures

Mise en contexte

Face à la dégradation du lac Saint-Pierre, des mesures doivent être prises pour réconcilier l'agriculture et la protection de l'environnement. L'implantation de cultures de couverture (CC) pourrait être l'une des solutions à adopter dans le littoral du lac Saint-Pierre.

Les CC sont des cultures non récoltées utilisées en agriculture pour leurs nombreux avantages (Vanasse et al. 2022, Wagg et al. 2021). Dans le cadre de ces projets, nous avons évalué des CC implantées en intercalaire (simultanément au semis de la culture principale) et des CC de pleine saison (en l'absence d'une culture principale).

Les CC vont prélever les nutriments en excès dans le sol lors de la saison de croissance et éviter leur lessivage, en plus de protéger le sol contre l'érosion hydrique (Blanco-Canqui et al. 2015, Fageria et al. 2005). Les CC peuvent assurer un couvert végétal durant l'hiver puis durant la crue, et, si elles y résistent, au printemps suivant. Dans la zone littorale, elles pourraient jouer un rôle écologique important en retenant les sols et en réduisant les effets érosifs de l'eau durant la crue, ce qui diminuerait la quantité de matières en suspension. Ainsi, les CC pourraient jouer un rôle dans l'amélioration de la qualité de l'eau du lac Saint-Pierre.

Les producteurs bénéficieraient aussi d'avantages agronomiques et économiques à planter des CC. En effet, les CC ont des effets cumulatifs positifs sur la productivité des cultures (Vanasse et al. 2022). Elles améliorent la qualité et la fertilité des sols et compétitionnent les mauvaises herbes (MH) (Gieske et al. 2016, Schappert et al. 2018). De plus, les CC de légumineuses peuvent fixer l'azote de l'air dans le sol au profit de la culture subséquente (Coombs et al. 2017). Ces services peuvent conduire à une augmentation du rendement des cultures commerciales (Blanco-Canqui et al. 2015, Fageria et al. 2005). Les espèces de CC les mieux adaptées au contexte du littoral et leurs bénéfices respectifs demeurent cependant méconnus.

Volet 1

La culture du maïs-grain laisse le sol à nu à l'automne lorsqu'elle est pratiquée de façon conventionnelle. Sur le littoral du lac Saint-Pierre, il est d'autant plus crucial de protéger le sol contre l'érosion et le lessivage entraînés par cette culture, qui y est fréquemment implantée en rotation avec le soya. Il est possible d'implanter une CC en intercalaire pour

cette production, mais l'ensoleillement réduit entre les rangs de maïs-grain peut en limiter le développement. Pour contrer le manque de lumière entre les rangs de maïs-grain, il est possible de faire un semis de maïs-grain avec un espacement plus grand entre les rangs (ex : espacement de 152 cm au lieu de 76 cm). Cet espacement accru peut permettre d'obtenir une meilleure croissance des CC grâce à l'optimisation de l'utilisation du rayonnement solaire, selon le concept d'un système cultural en corridor solaire (Deichman et Kremer 2019). Ce concept a été développé avant tout pour favoriser une meilleure capacité photosynthétique des plants de maïs-grain en augmentant les radiations lumineuses sur les feuilles latérales (Timlin et al. 2019). Les effets d'un plus grand enssoleillement entre les rangs sur le rendement en grains sont variables selon les sites et les hybrides utilisés. Toutefois, un élargissement de l'entre-rang peut permettre d'obtenir une meilleure croissance d'autres types de cultures entre les rangs (Kremer et al. 2021).

Volet 2

Au Québec, les CC de légumineuses en intercalaire dans le soya sont encore peu utilisées. Les CC peuvent être semées avec un semoir à la volée ou avec un semoir en ligne. L'effet des CC intercalaires sur les rendements du soya est donc peu documenté au Québec. En revanche, plusieurs études réalisées dans le nord des États-Unis documentent ce sujet (Hively et al. 2001, Caswell et al. 2019, Peterson et al. 2019, Mohammed et al. 2020). Certains auteurs rapportent toutefois que les CC en intercalaire dans le soya peuvent nuire à la croissance de la culture commerciale selon la date d'implantation (Uchino et al. 2009). D'autres concluent que l'implantation de CC n'a pas d'effet négatif sur le rendement en soya (Peterson et al. 2019, Mohammed et al. 2020). Les espèces de CC en intercalaire dans le soya les mieux adaptées au contexte du littoral du lac Saint-Pierre et leurs bénéfices respectifs demeurent méconnus.

Volet 3

L'évolution des pratiques agricoles sur les terres agricoles du littoral est l'une des causes du déclin de la population de perchaude (de la Chenelière et al. 2014; TCRLSP 2017). Cette intensification de l'agriculture a entraîné de plus en plus de sols laissés à nu à l'automne, ne fournissant aucune plante aux poissons pour frayer lors de la crue du printemps suivant. De plus, les sols restent à nu lorsqu'il n'a pas été possible de semer des cultures commerciales en raison d'une crue tardive et d'une saison de croissance trop écourtée. Des CC de pleine saison pourraient alors permettre de maintenir de la végétation en tout temps. Ces CC pourraient créer un habitat propice au frai des poissons, puisque le sol serait recouvert de plantes pendant les crues. Des espèces spécifiques de CC doivent être évaluées pour répondre aux caractéristiques souhaitables.

VOLET 1

ADAPTATION ET PERFORMANCE AGRONOMIQUE DE CULTURES DE COUVERTURE EN INTERCALAIRE DANS LE MAÏS-GRAIN POUR LA ZONE DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

Principaux collaborateurs

Anne Vanasse (Université Laval)

Résumé des travaux de recherche

- Les cultures de couverture (CC) en intercalaire ont produit des biomasses beaucoup plus élevées en 2021 (2 045 kg MS ha⁻¹ en moyenne) qu'en 2020 (850 kg MS ha⁻¹ en moyenne).
- Un manque d'eau en juin, puis un excès d'eau avec un mauvais drainage du champ en juillet-août peuvent expliquer la difficulté de performance de certaines CC en 2020.
- Avec le mélange de trois espèces en 2020 et toutes les CC en 2021, la répression des mauvaises herbes a été élevée.
- Les mélanges de trois espèces de CC, incluant du *ray-grass*, de la vesce velue et du lin (en 2020) ou du radis fourrager (en 2021), ont été les traitements de CC les plus performants pour le recouvrement du sol et pour la production de biomasse. Toutefois, le mélange avec le lin ne pourrait être recommandé compte tenu de la difficulté au battage occasionnée par le lin.
- L'espacement de 152 cm (corridor solaire) entre les rangs de maïs-grain a permis en moyenne d'augmenter la biomasse de CC par rapport à l'espacement de 76 cm de 87 % et de 202 % en 2020 et 2021, respectivement.
- Pour chacune des deux années de l'étude, les rendements de maïs-grain obtenus avec l'espacement de 152 cm ont été inférieurs de 31 % à ceux obtenus avec un espacement de 76 cm.

Objectif

L'objectif spécifique de ce volet est d'évaluer l'impact des CC implantées en intercalaire dans une culture de maïs-grain sur la couverture du sol, sur la biomasse des CC, sur la teneur en azote minéral des sols et sur la performance agronomique du maïs-grain implanté selon un espacement entre les rangs de 76 cm (espacement conventionnel) ou de 152 cm (corridor solaire) dans la zone du littoral du lac Saint-Pierre.

Méthodologie

Site de l'étude

L'expérimentation a été menée sur deux années consécutives (2020 et 2021) sur un site de la rive sud de la zone littorale du lac Saint-Pierre (Québec, Canada). Le site (BAIE06) était situé à Baie-du-Febvre (46°08'58.9"N 72°42'07.9"W). Le site avait une texture de sol argileux de la série des sols argileux de Saint-Pierre. Les moyennes mensuelles des données météorologiques pour les deux années sont présentées à la figure B1. Le site a été inondé par la crue entre 35 et 45 jours au printemps 2020 et entre 5 et 20 jours au printemps 2021. De fortes pluies estivales ont été mesurées en juillet et août 2020 et en juin 2021.

Plan d'expérience

Le plan expérimental était en tiroir, avec quatre blocs complets aléatoires (quatre répétitions). Le traitement principal était l'espacement entre les rangs de maïs-grain (76 cm [30 po] ou 152 cm [60 po]) et le sous-traitement était le type de CC selon quatre traitements : *ray-grass* annuel (*Lolium perenne* L. cv Assist) [RG] (taux de semis, Tx = 22,0 kg ha⁻¹); un mélange de *ray-grass* annuel (Tx = 11,0 kg ha⁻¹) et de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum* L. cv non spécifié [ordinaire]) (Tx = 7,5 kg ha⁻¹) [RG+TI]; un mélange à trois espèces; et un témoin de sol nu sans CC [Témoin]. Le mélange à trois espèces était composé de *ray-grass* annuel (Tx = 11,0 kg ha⁻¹), de vesce velue (*Vicia villosa* Roth cv non spécifié [ordinaire]) (Tx = 7,5 kg ha⁻¹) et de lin (*Linum usitatissimum* L. cv Bethune) (Tx = 16,5 kg ha⁻¹) [RG+VV+L] en 2020, ainsi que de *ray-grass* annuel (Tx = 11,0 kg ha⁻¹), de vesce velue (Tx = 7,5 kg ha⁻¹) et de radis fourrager (*Raphanus sativus* L. cv non spécifié [ordinaire]) (Tx = 5,0 kg ha⁻¹) [RG+VV+RF] en 2021. Les hybrides de maïs-grain (*Zea mays* L.) semés étaient le E49A12 R (2325 UTM) (MAIZEX) en 2020 et le E49K32 R (2300 UTM) (MAIZEX) en 2021.

Chaque sous-parcelle comportait quatre rangs de maïs-grain. Ainsi, pour les parcelles d'espacement de 76 cm, la parcelle mesurait 3 m de large par 7 m de long, alors qu'avec l'espacement de 152 cm, elle mesurait 6 m de large par 7 m de long. Un travail de sol a été effectué au printemps avant le semis du maïs-grain. Le maïs-grain a été semé le 25 mai 2020 et le 25 mai 2021 à l'aide d'un semoir à parcelles Monosem (NG-NG plus, Monosem Inc., Largeasse, France), avec un espacement de 76 cm entre les rangs et un taux de semis de 79 000 grains ha⁻¹ (17 cm entre les grains) ou avec un espacement de 152 cm et un taux de semis de 88 900 plants ha⁻¹ (7 cm entre les grains) en 2020. En 2021, le taux de semis a été réduit à 152 cm afin de diminuer la compétition observée entre les plants en 2020 et d'obtenir des densités similaires pour les deux espacements (79 000 grains ha⁻¹). Pour doubler l'espacement, le semoir a été modifié en bouchant un rang sur deux. Les CC ont été semées le 17 juin 2020 et le 18 juin 2021 à l'aide d'un semoir à parcelles Wintersteiger (Wintersteiger Inc., Ried im Innkreis, Autriche). Les CC ont été semées selon des taux de semis spécifiques à chaque espèce ou mélange, sur trois ou quatre rangs (en alternance) dans l'espacement 76 cm, et sur huit rangs dans l'espacement 152 cm. Le trèfle incarnat et la vesce velue ont été inoculés avec *Rhizobium*. Une fertilisation en N-P-K, selon les recommandations provinciales, a été appliquée. Celle-ci consistait en un fertilisant azoté (27-0-0) appliqué à 50 kg N ha⁻¹ au semis du maïs-grain et en post-levée, à 120 kg N ha⁻¹ (27-0-0), à 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ (0-46-0) et à 40 kg K₂O ha⁻¹ (0-0-60). Un traitement herbicide à base de glyphosate (ROUNDUP TRANSBORD 2, à 1,67 L ha⁻¹) a été appliqué sur toutes les parcelles le 13 juin 2020 et le 17 juin 2021, au stade 4 à 8 feuilles du maïs-grain, avant le semis des CC.

Collecte de données sur les plantes

Sur les cultures de couverture et les mauvaises herbes

Stade phénologique des cultures de couverture : Nous avons déterminé le stade phénologique de chaque espèce de CC le 10 octobre 2020 et le 5 octobre 2021, avant la première gelée mortelle, en utilisant l'échelle BBCH (Lancashire et al. 1991).

Hauteur de la végétation : En octobre 2020, nous avons effectué quatre mesures de la hauteur Robel dans chaque unité expérimentale, avant le gel. Cette méthode combine la hauteur et la densité de la végétation dans la même mesure. Nous avons pris les mesures à une hauteur de 1 m et à une distance de 4 m dans l'entre-rang, en utilisant le dispositif et la méthode de Robel et al. (1970). En octobre 2021, nous avons pris quatre mesures de hauteur classique (non étirée) par parcelle.

Recouvrement du sol : En 2020, nous avons estimé le recouvrement du sol à deux dates (13 août 2020 et 12 octobre 2020) et en 2021, à une date (5 octobre 2021). Nous l'avons estimé visuellement deux fois à l'aide de quadrats (0,5 m × 0,5 m) dans chaque unité expérimentale, selon un dispositif préétabli. Nous avons estimé le pourcentage de sol nu en premier, puis nous avons estimé le recouvrement du sol pour chaque espèce de CC et pour les MH.

Biomasse aérienne et concentration en azote et carbone des cultures de couverture et des mauvaises herbes : Nous avons mesuré la biomasse des CC et des MH à l'automne (les 10 et 11 octobre 2020 et les 12 et 15 octobre 2021). Nous avons coupé la biomasse dans deux quadrats (0,5 m × 0,5 m) à 3 cm au-dessus du sol. Nous l'avons triée pour séparer les espèces de CC de celles des MH. Nous avons fait sécher les biomasses triées à 50 °C pendant trois jours avant de les peser. Nous avons ensuite regroupé et broyé la biomasse d'un même quadrat (CC et MH) à l'aide d'un tamis de 2 mm avec un broyeur Wiley® (modèle 4, Thomas Scientific, Swedesboro, NJ, USA). Nous avons analysé les concentrations d'azote et de carbone avec une machine truMac CNS (LECO CNS-1000, Leco Corp., St. Joseph, MI, USA). Ces échantillons sont en cours d'analyse.

Sur le maïs-grain

Densité du maïs-grain : Le 10 juillet 2020 et à la veille de la récolte en 2020 et en 2021, nous avons mesuré la densité du maïs-grain en comptant le nombre de tiges sur les deuxièmes et troisièmes rangs de chaque parcelle, sur une longueur de 6 m.

Rendement en maïs-grain : Lors de la récolte du maïs-grain (le 18 octobre 2020 et le 14 octobre 2021), la zone de récolte était de 2 m × 7 m. Nous avons mesuré l'humidité avec un humidimètre pour céréales, modèle 919 de Dimo's Labtronics (Dimo's Tool & Die/Labtronics®, Winnipeg, MB, Canada), ou au séchoir. Nous avons également mesuré le poids spécifique avec un entonnoir Cox (Dimo's Tool & Die/Labtronics®, Winnipeg, MB, Canada). Le rendement a été exprimé pour une humidité de 15,5 %.

Échantillonnage et analyse des sols

La teneur en azote minéral du sol (NO₃ et NH₄) a été mesurée à l'automne. Le sol (0-15 cm) collecté à l'aide d'une tarière hollandaise à deux endroits choisis au hasard dans chaque unité expérimentale a été regroupé en un échantillon composite. Nous avons séché les échantillons de sol à l'air, puis nous les avons tamisés à 2 mm. Nous avons extrait l'ammonium et le nitrate des sols avec une solution de KCl 2N. Ensuite, nous les avons analysés par colorimétrie en utilisant un FIA Quickchem 8500 serie 2 (Lachat Instruments, Milwaukee, WI, USA).

Résultats

Puisque les mélanges des trois espèces de CC étaient différents entre 2020 et 2021, nous avons choisi de ne pas combiner les années dans l'analyse statistique.

Végétation de cultures de couverture et de mauvaises herbes

Cultures de couverture

Notre évaluation des stades phénologiques des CC a montré qu'en 2020, lors de la première gelée mortelle, les CC étaient assez peu développées. En effet, le trèfle incarnat, la vesce velue et le *ray-grass* annuel n'avaient que quelques feuilles développées (stades 11-12 BBCH), et le lin avait une hauteur moyenne de 5 cm, avec quelques fleurs. En revanche, en 2021, le trèfle incarnat, la vesce velue et le *ray-grass* annuel avaient atteint des stades de début floraison à pleine floraison (stades 39-65 BBCH), alors que le radis fourrager pouvait avoir jusqu'à un début de racine formée (stades 42-71 BBCH).

En août 2020, nous avons noté un modèle de réponse de recouvrement par les CC similaire à celui observé en octobre. Nous avons notamment observé un recouvrement significativement plus élevé avec RG+VV+L par rapport aux autres traitements (tableau B1; figure B2). L'effet des corridors solaires sur le recouvrement de CC s'est concrétisé seulement pour RG+VV+L, mélange pour lequel le recouvrement était significativement plus élevé avec 152 cm qu'avec 76 cm (67 comparativement à 41 %) (figure B2).

En accord avec les recouvrements, en octobre 2020, nous avons obtenu les biomasses de CC les plus élevées avec le traitement RG+VV+L (tableau B1; figure B3). La biomasse de CC a été significativement plus élevée avec 152 cm qu'avec 76 cm (2 794 par rapport à 1 340 kg MS ha⁻¹) pour RG+VV+L (figure B3). En revanche, en 2021, lors de l'évaluation faite en octobre seulement, les recouvrements en CC étaient tous similaires entre les traitements et toutes les CC avaient significativement plus recouvert le sol à 152 cm par rapport à 76 cm (81 comparativement à 50 % en moyenne) (tableau B2).

Comme en 2020, nous avons obtenu en 2021, avec le traitement à trois espèces RG+VV+RF, une biomasse supérieure à celle obtenue avec les autres traitements, mais à 152 cm seulement (tableau B2; figure B4). Ainsi, nous avons constaté que les biomasses de CC ont aussi augmenté significativement avec l'espacement de 152 cm pour RG (1 099 comparativement à 2 144 kg MS ha⁻¹, différent à $P = 0,082$, ce qui indique une tendance de différence), pour RG+TI (832 comparativement à 2 596 kg MS ha⁻¹) et de façon encore plus significative pour RG+VV+RF (1 122 vs 4 479 kg MS ha⁻¹) par rapport à 76 cm (figure B4).

Globalement, on constate que le recouvrement par les CC en 2021 était 2,2 fois plus élevé qu'en 2020 (66 par rapport à 29 %), bien que nous n'ayons pas d'analyse statistique pour démontrer cette différence.

Nous constatons également une augmentation de la biomasse de CC entre les deux années avec 2,4 fois plus de rendement en CC en 2021 par rapport à 2020 (2 045,3 par rapport à 849,9 kg MS ha⁻¹).

En 2020, la production de biomasse de CC la plus élevée était pour le traitement RG+VV+L avec 1 340 kg MS ha⁻¹ de CC à 76 cm et 2 794 kg MS ha⁻¹ de CC à 152 cm, alors que les biomasses des autres CC étaient situées entre 149 et 382 kg MS ha⁻¹ (figure B3). En 2021, toutes les CC (excepté RG+TI à 76 cm avec 831 kg MS ha⁻¹) ont produit plus de 1 000 kg MS ha⁻¹, quel que soit l'espacement, alors que le maximum de 4 479 kg MS ha⁻¹ a été obtenu avec RG+VV+RF (figure B4). Une biomasse de CC de 1 000 kg MS ha⁻¹ est la quantité minimale visée pour espérer avoir un effet des CC (Vanasse et al., 2022),

Mauvaises herbes

Nous constatons par conséquent des différences de recouvrement en MH, en réponse à la compétition avec les CC.

En 2020, aux deux dates d'évaluation, le mélange RG+VV+L a limité le recouvrement en MH à 8 % en moyenne (plus précisément à 8 % à 76 cm et à 15 % à 152 cm en août, où une interaction significative entre Espacement et CC a été observée, sans que ces pourcentages soient significativement différents; et à 5 % en octobre), alors que pour les autres traitements, le recouvrement en MH était plus élevé à 152 cm (en moyenne 12 par rapport à 54 %) (tableau B1; figure B2). Les biomasses de MH ont suivi les mêmes tendances et étaient plus élevées à 152 cm qu'à 76 cm (2 112 vs 284 kg MS ha⁻¹), sauf pour le mélange RG+VV+L, où la quantité de MH n'était pas statistiquement différente, entre 76 et 152 cm (en moyenne 359 kg MS ha⁻¹) (figure B3).

En 2021, le recouvrement en MH a varié en fonction des traitements, sans effet significatif de l'espacement. Le témoin sans CC avait un recouvrement en MH plus élevé que les trois traitements avec CC (51 par rapport à 10 % en moyenne) (tableau B2). Similairement, les biomasses de MH étaient plus élevées avec le témoin qu'avec les trois traitements avec CC (2144 par rapport à 635 kg MS ha⁻¹ en moyenne). De plus, nous avons noté globalement une augmentation significative des biomasses de MH avec l'espacement de 152 cm (1 492 par rapport à 533 kg MS ha⁻¹).

Dans les parcelles des traitements avec CC, le recouvrement en MH a été plus bas en 2021 (10 % en moyenne) qu'en 2020 (20 % en moyenne), ce qui illustre bien la meilleure implantation des CC cette année-là. En conséquence, dans ces mêmes parcelles, les biomasses de MH ont été plus basses en 2021, et particulièrement à 152 cm, où la biomasse de MH était de 836 kg MS ha⁻¹ en 2021 et de 1 522 kg MS ha⁻¹ en 2020, soit presque le double.

Sol nu

En 2020, la proportion de sol nu est restée globalement élevée durant toute la saison, sans changement majeur entre août et octobre (en août, 78 et 38 % à 76 ou 152 cm, respectivement; en octobre, 70 et 39 % à 76 ou 152 cm, respectivement) (tableau B1). L'espacement de 152 cm a donc permis une plus faible proportion de sol nu en fin de saison (39 % de sol nu à 152 cm par rapport à 70 % à 76 cm en moyenne) (tableau B1). Notons que la proportion de sol nu était plus faible avec le traitement RG+VV+L qu'avec le traitement RG ou le témoin, alors qu'avec le traitement RG+TI, on ne constatait pas de différence avec les autres traitements.

En 2021, globalement, la proportion de sol nu était plus faible avec les traitements de CC qu'avec le témoin (25 par rapport à 49 %) (tableau B2). L'espacement de 152 cm a donné une proportion de sol à nu plus faible qu'à 76 cm (17 par rapport à 45 %).

Étant donné que le sol a été mieux recouvert par les CC bien implantées et qu'il y a davantage de MH dans les parcelles témoin sans CC, la proportion de sol nu observée à l'automne 2021 (31 %) a été plus faible que celle observée en 2020 (54 %). Cette proportion était par ailleurs plus faible avec les traitements contenant des CC (23 % en moyenne) qu'avec le témoin incluant par défaut seulement des MH (53 %), peu importe l'année. Finalement, quel que soit le traitement et l'année, l'espacement de 152 cm a entraîné une proportion de sol à nu plus faible qu'à 76 cm (28 par rapport à 58 %).

Hauteur de la végétation

En 2020, la hauteur la plus élevée dans l'entre-rang a été mesurée avec le traitement RG+VV+L. En 2021, la hauteur de la végétation dans l'entre-rang était similaire entre les traitements, excepté pour le traitement RG, qui était plus bas (données non présentées). La végétation a été évaluée globalement, on ne peut donc pas conclure sur des différences de hauteurs de CC, mais plutôt sur le mélange CC et MH ou seulement MH. Comme attendu, la hauteur de la biomasse aérienne entre les rangs de maïs-grain s'est avérée plus élevée avec l'espacement de 152 cm qu'avec celui de 76 cm (données non présentées).

Répartition des espèces dans les mélanges de cultures de couverture

En 2020, le *ray-grass* annuel s'est peu implanté, et ce, quel que soit le traitement qui incluait cette espèce, comme l'indiquent les faibles biomasses qu'il a obtenues (figure B5). Dans le mélange RG+TI, même si le *ray-grass* annuel s'est peu implanté, le trèfle incarnat n'en a pas tiré d'avantage, car il s'est également peu installé, et encore moins la vesce velue. Le lin, quant à lui, a constitué la majorité de la biomasse dans le mélange RG+VV+L, pour les deux espacements, avec la croissance la plus forte.

En 2020, avec les traitements RG et RG+TI, l'espacement de 152 cm n'a globalement pas entraîné une présence plus importante de *ray-grass* annuel ou de trèfle incarnat, mais seulement une plus grande quantité de MH (figure B5). Avec le traitement RG+VV+L, la vesce velue n'a pas plus poussé à 152 cm, mais le lin, par contre, a doublé sa biomasse sous ces conditions plus ensoleillées.

En 2021, le *ray-grass* annuel s'est davantage implanté, surtout lorsqu'il était en semis pur ou dans le mélange RG+TI, que ce soit à 76 cm ou à 152 cm d'espacement (figure B5). Dans le mélange RG+VV+RF, l'espèce qui a dominé a été le radis fourrager, particulièrement avec l'espacement de 152 cm, où la biomasse de cette espèce a été cinq fois plus élevée qu'à 76 cm, atteignant 3 523 kg MS ha⁻¹. Cette espèce en était au stade du début de la formation de la racine, ce qui a concordé avec une abondante production de biomasse aérienne.

Rendement du maïs-grain

Le nombre de plants de maïs-grain implantés a été évalué avant la récolte, afin de vérifier la densité des plants pour chaque espacement. En 2020, il y a eu un problème avec les données recueillies et cette variable n'est donc pas présentée dans les tableaux de résultats (tableau B3). Après un ajustement des taux de semis, en 2021 la densité de maïs était similaire pour tous les traitements (en moyenne de 69 547 plants ha⁻¹) (tableau B4).

En 2021 comme en 2020, le rendement en grain n'a pas varié entre les traitements de CC. Toutefois, il a été plus bas avec l'espacement de 152 cm qu'avec celui de 76 cm (baisse de 31 %) (tableaux B3 et B4). Par ailleurs, les rendements ont été plus bas en 2021 qu'en 2020, avec une production moindre d'environ 1 Mg de grains par hectare.

En 2020, nous avons évalué le poids à l'hectolitre et l'humidité du grain (tableau B3). Les résultats ont montré qu'il n'y avait pas de différences significatives pour ces variables entre les traitements ni entre les espacements.

Analyses d'azote et de carbone

L'analyse de la concentration en carbone de la biomasse aérienne totale montre des différences entre les CC et entre les espacements (tableau B5). Il est à noter que les valeurs de F de l'interaction entre ces deux facteurs sont faibles par rapport à celles des effets simples, ce qui permet d'ignorer cette interaction (valeurs non montrées). Ainsi, le carbone est plus élevé avec les traitements de RG et RG+TI par rapport au mélange RG+VV+RF et au témoin. Le carbone était par ailleurs plus élevé dans les biomasses récoltées en corridors solaires. Aucune différence de concentration en azote n'a été observée entre les traitements. Les quantités de carbone et d'azote accumulées ont été les plus élevées avec le mélange RG+VV+RF et en corridors solaires, en conséquence des biomasses importantes produites avec ces traitements.

Les résultats concernant les teneurs en azote minéral du sol à l'automne 2021 (tableau B5) n'indiquent aucune différence de teneurs en N-NO₃ et N-NH₄ du sol ni en présence ni en l'absence de CC, ni entre les espacements.

Discussion et conclusion

Comportement des espèces végétales

Toutes les espèces de CC testées se sont bien établies, que ce soit le *ray-grass* annuel, le trèfle incarnat, la vesce velue, le lin ou le radis fourrager. L'évaluation du recouvrement par les CC en 2020 a montré que les différentes espèces étaient déjà bien établies en août et offraient un recouvrement similaire à celui observé en octobre, à la fin de la saison de croissance. Cependant, bien qu'implantées, les CC ont présenté des performances de production variables selon les espèces, selon le type de mélange et selon l'année considérée. L'effet de l'espacement sera traité dans la section suivante.

Ainsi, en 2020, étant donné que la croissance de toutes les espèces de CC a été plus réduite qu'en 2021, le recouvrement en CC a été avantageux lorsqu'il y avait plusieurs espèces ensemble. Le mélange de trois espèces de CC a donné le meilleur recouvrement. En revanche, en 2021, une année où toutes les CC ont mieux poussé, nous n'avons observé

aucune différence de recouvrement entre les traitements. Le printemps hâtif et chaud de 2021 a possiblement favorisé une meilleure implantation des CC, d'autant plus que des précipitations abondantes ont été présentes en juin 2021, au moment des semis des CC. À l'inverse, le printemps 2020 a été plus tardif. Il y a eu peu de précipitations en juin 2020, au moment des semis des CC, ce qui a possiblement retardé leur établissement au profit des MH, qui ont pris le dessus. Par la suite, un excès d'eau en juillet et en août 2020, associé à un problème de drainage du champ, a également nui à la croissance des cultures sur ce site. Voilà les principaux éléments qui expliquent la différence de croissance des CC entre 2020 et 2021.

En ce qui concerne les biomasses, le mélange *ray-grass* annuel-vesce velue-lin en 2020 et le mélange *ray-grass* annuel-vesce velue-radis fourrager ont produit les plus grandes biomasses aériennes de toutes les CC testées. En 2020, le lin a dominé le mélange de trois espèces en ce qui a trait à la biomasse et au recouvrement. Toutefois, il est important de préciser que la présence du lin a causé des défis lors de la récolte du maïs-grain plus tard en saison (enroulement des tiges et possibilité de bris de moissonneuse-batteuse). Cet inconvénient a remis en question l'utilisation du lin en intercalaire dans des cultures en rangs comme le maïs-grain. En 2021, le lin a donc été remplacé par le radis fourrager dans le mélange à trois espèces. Dans ce mélange, le radis fourrager a dominé à son tour grâce à une production de biomasse importante puisque les plants avaient atteint un stade de développement avancé à la veille du premier gel mortel (Gieske et al. 2016, Ruark et al. 2018).

Malgré un bon établissement, la vesce velue n'a pas pris d'expansion ni en 2020 ni en 2021, année où d'autres espèces se sont pourtant mieux implantées.

En ce qui concerne le *ray-grass* annuel dans les parcelles expérimentales, il n'a pas eu un bon développement en 2020, notamment en raison de la pression très élevée des MH. En 2021, nous constatons toutefois une meilleure croissance de cette espèce en semis pur ou en mélange avec le trèfle incarnat. Rappelons que des études ont rapporté le bon potentiel du *ray-grass* annuel en CC (Brooker et al. 2020). Le contrôle des MH est décisif pour cette espèce compte tenu de sa lente implantation (Borman et al. 1991).

Le trèfle incarnat, bien qu'établi correctement, n'a pas produit beaucoup de biomasse, quelle que soit l'année. Ce trèfle est peu compétitif et nos résultats montrent que, sous les conditions de l'étude, sa croissance n'a pas été favorisée par un semis en mélange au taux de semis sélectionné. Cette espèce peut cependant être productive en tant que CC en semis pur (Brooker et al. 2020).

La pression des MH a été forte en 2020. Elles ont poussé plus facilement que les CC, sauf avec le mélange à trois espèces de CC. Cependant, en 2021, elles ont produit une plus faible biomasse, résultat de la compétition exercée par les CC. En effet, ces dernières ont produit en moyenne au moins trois fois plus de biomasse. Cela illustre une certaine capacité des CC à réprimer les MH, comme le rapportent de nombreuses études (Gieske et al. 2016, Schappert et al. 2018). Toutefois, les biomasses de MH demeuraient assez élevées sur ce site situé à Baie-du-Febvre.

La hauteur de la végétation globale a été supérieure dans les entre-rangs des parcelles du mélange *ray-grass* annuel-vesce velue-lin, en comparaison avec les autres traitements de CC testées, ce qui reflétait la présence du lin. En revanche, le mélange *ray-grass* annuel-vesce velue-radis fourrager n'a pas davantage recouvert le sol et n'était pas plus haut que la végétation de la parcelle témoin sans CC. Le radis fourrager a donc apporté beaucoup de biomasse, mais à la même hauteur que les autres CC, et ce, sans entraîner de problèmes de machinerie lors de la récolte du maïs-grain. Le radis fourrager, détruit durant l'hiver, laisse peu ou pas de résidus au printemps.

Il est à noter que malgré la croissance des CC et des MH, une proportion variable de sol est restée à nu durant toute la saison, quel que soit le traitement de CC, l'espacement ou l'année. Jamais le sol n'a été totalement recouvert.

Finalement, les résultats ont montré qu'il est possible d'obtenir des biomasses satisfaisantes de CC en intercalaire dans le maïs, mais que l'établissement de ces espèces peut grandement varier selon les conditions de l'année. Bien que le mélange *ray-grass*-vesce velue-lin ait produit une forte biomasse, nous ne saurions le recommander compte tenu de la difficulté occasionnée par le lin au battage. Le mélange *ray-grass*-vesce velue-radis fourrager a aussi produit une biomasse élevée (due à la forte production de biomasse du radis), mais il faut se questionner sur sa capacité à laisser des résidus printaniers, car le radis est complètement détruit par l'hiver. Il serait opportun de trouver un équilibre pour obtenir un bon établissement de *ray-grass* (permettant d'avoir des résidus printaniers) et une certaine compétition des MH par le radis fourrager.

L'implantation du maïs-grain a été satisfaisante, quelle que soit l'année. Le rendement en maïs-grain n'a pas varié entre les différents traitements de CC, comme le rapportent notamment Brooker et al. (2020). L'effet des CC sur la culture du maïs-grain est étudié plus souvent lorsque le maïs-grain est la culture subséquente (Vanasse et al. 2022). Toutefois, les rendements étaient plus faibles que les rendements obtenus dans cette région par les producteurs participants aux travaux du Pôle (7,7 à 9,8 T ha⁻¹) qui ont ensemencé du *ray-grass* intercalaire à 76 cm [30 po]. Un mauvais égouttement du champ agricole où étaient localisées les parcelles pourrait expliquer ces rendements plus faibles. Deux événements de fortes précipitations (en juillet et en août 2020, puis en juin 2021) ont fait que les plants de maïs-grain ont poussé dans un sol saturé en eau en profondeur, dans certaines parties du champ, ce qui a probablement nui à leur développement en général.

Effet des corridors solaires

Sur les cultures de couverture et sur les mauvaises herbes

L'espacement de 152 cm entre les rangs de maïs a créé des corridors solaires qui ont permis d'augmenter très fortement la quantité de CC produite pour une même surface, dans la mesure où ces CC dominent les MH. Lorsque les MH dominent, elles profitent du meilleur ensoleillement et poussent davantage que les CC.

Plus spécifiquement, un plus grand rayonnement solaire a été bénéfique pour le *ray-grass* annuel une année sur deux. Sa production a en effet doublé en 2021 avec un meilleur ensoleillement, lorsqu'il était en semis pur ou en mélange avec le trèfle incarnat. Par contre,

le trèfle incarnat et la vesce velue n'ont pas mieux poussé avec un plus grand ensoleillement. Le lin et le radis fourrager, en revanche, ont pleinement profité du meilleur ensoleillement et leurs biomasses respectives ont été multipliées par deux et par cinq. Comme attendu, les MH ont bénéficié des corridors solaires comme indiqué par les parcelles témoins fortement enherbées avec l'espacement de 152 cm.

Nous avons donc observé une végétation presque deux fois plus haute et bien plus dense dans les entre-rangs plus larges. Globalement, en doublant la largeur de l'entre-rang, nous avons obtenu au moins deux fois plus de surface de sol recouverte de végétation.

Sur le rendement de maïs-grain

L'augmentation de l'espacement d'entre-rangs a eu un effet négatif sur le rendement en maïs-grain, malgré un nombre de plants similaires (en 2021), quel que soit l'espacement. Pour chacune des années de l'étude, les rendements de maïs-grain obtenus avec l'espacement de 152 cm entre les rangs ont été inférieurs de 31 % à ceux obtenus avec un espacement de 76 cm. Nos résultats sont similaires aux résultats préliminaires observés lors des essais de la Cellule d'innovation aux 152 cm, réalisés sur des fermes québécoises en 2019 et 2020 (communication personnelle). Nos résultats sont aussi en accord avec ceux de Deichman et Kremer (2019) qui, bien qu'ayant démontré aucun effet des espacements d'entre-rangs sur le rendement en grain avec certains hybrides de maïs-grain, ont aussi permis de conclure que les rendements avaient diminué avec d'autres hybrides.

Dans notre étude, les plants où la densité était doublée ont montré des signes de compétition sur le rang, les uns avec les autres, ce qui a nui à leur développement et donc au rendement en grain. Timlin et al. (2019) rapportent les effets physiologiques pouvant être mis en cause lorsque les plants sont densément semés et en expliquent les conséquences. Parfois, le poids à l'hectolitre peut être affecté, ce qui n'a pas été le cas dans notre étude.

D'autres hybrides de maïs-grain plus tolérants à la compétition, notamment grâce à une plus grande surface foliaire, une meilleure efficacité d'utilisation des radiations lumineuses, ou un système racinaire différent pourraient être essayés (Deichman et Kremer 2019). Une structure spatiale différente du semis pourra aussi être testée, en plantant les plants moins densément et/ou en quinconce. Ces nouvelles idées sont en cours de recherche par la Cellule d'innovation.

Azote et carbone

Le mélange RG+VV+RF et l'utilisation de corridors solaires ont permis l'accumulation d'un maximum de carbone et d'azote dans la biomasse aérienne des CC. Ces résultats suggèrent qu'à long terme, ce serait avec ces traitements que les CC apporteraient leurs plus grands bénéfices sur le milieu et sur la culture subséquente. Toutefois, à court terme, on n'a pas observé d'augmentation de l'azote minéralisé du sol avec les CC.

Tableaux, figures et photos B, volet 1

Tableau B1. Proportions de recouvrement en cultures de couverture (CC), en mauvaises herbes (MH) et de sol nu, hauteur Robel, biomasses de CC et de MH, et analyse de la variance des moyennes, selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+L, *ray-grass* annuel + vesce velue + lin; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2020.

		Août			Octobre				
		Recouvrement CC ^z	Recouvrement MH	Sol nu	Recouvrement CC	Recouvrement MH	Sol nu	Biomasse CC ^z	Biomasse MH
		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(kg MS ha ⁻¹)	(kg MS ha ⁻¹)
Espace- ment (E)	76 cm	13	12	78 a ^y	27	10 b	70 a	591,4	250,3
	152 cm	17	49	38 b	32	38 a	39 b	1108,3	1 726,7
CC (C)	RG	5	40	54	13	29 a	59 a	150,5	1 069,5
	RG+TI	7	31	62	21	25 a	53 ab	332,3	1 158,1
	RG+VV+L	34	11	55	54	5 b	40 b	2 066,8	359,4
	Témoin	-	39	61	-	35 a	65 a	-	1 367,0
Analyse de la variance - Valeurs de P									
E		0,847	0,003	0,005	0,267	0,017	0,009	0,117	0,002
C		<0,001	0,001	0,512	<0,001	0,008	0,008	<0,001	<0,001
E × C		0,007	0,005	0,195	0,006	0,082	0,905	0,037	0,003

^zUne transformation RACINE a été appliquée aux données; ^yDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Voir les comparaisons de moyennes sur les figures lorsque l'interaction E × C est significative.

Tableau B2. Proportions de recouvrement en cultures de couverture (CC), en mauvaises herbes (MH) et de sol nu, hauteur, biomasses de CC et de MH, et analyse de la variance des moyennes, selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+RF, *ray-grass* annuel + vesce velue + radis fourrager; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2021.

		Recouvrement CC (oct.) (%)	Recouvrement MH (oct.) (%)	Sol nu (oct.) (%)	Biomasse CC (kg MS ha ⁻¹)	Biomasse MH (kg MS ha ⁻¹)
Espacement (E)	76 cm	50 a ^z	18	45 a	1 017,4	532,5 b
	152 cm	81 b	22	17 b	3 073,2	1 492,3 a
CC (C)	RG	71	6 b	23 b	1 621,3	489,4 b
	RG+TI	56	18 b	26 b	1 713,9	889,8 b
	RG+VV+RF	69	5 b	26 b	2 800,7	526,6 b
	Témoin	-	51 a	49 a	-	2 143,8 a
Analyse de la variance - Valeurs de P						
E		0,034	0,655	0,035	0,017	0,042
C		0,312	<0,001	0,001	0,003	<0,001
E × C		0,355	0,359	0,512	0,007	0,027

^zDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher).

Tableau B3. Rendement en maïs-grain et ses caractéristiques, et analyse de la variance des moyennes, selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de cultures de couverture (CC) (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+L, *ray-grass* annuel + vesce velue + lin; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2020.

		Densité des plants de maïs-grain (plants ha ⁻¹)	Rendement en maïs-grain 15,5 % hum. (Mg ha ⁻¹)	Pds hl (kg hl ⁻¹)	Humidité (humidimètre) (%)	Humidité (séchoir) (%)
Espace- ment (E)	76 cm	- ^z	7,64 a ^y	62,75	27,9	24,0
	152 cm	-	5,25 b	61,97	29,2	25,2
CC (C)	RG	-	6,62	62,33	28,5	24,5
	RG+TI	-	6,67	62,61	28,2	24,5
	RG+VV+L	-	6,05	62,11	28,9	25,0
	Témoin	-	6,48	62,39	28,5	24,4
Analyse de la variance - Valeurs de P						
E			0,014	0,143	0,129	0,208
C			0,502	0,848	0,893	0,942
E × C			0,239	0,743	0,782	0,809

^x Données non disponibles. ^y Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher).

Tableau B4. Nombres de tiges et d'épis sur le rang, rendement en maïs-grain et ses caractéristiques, et analyse de la variance des moyennes, selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de cultures de couverture (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+RF, *ray-grass* annuel + vesce velue + radis fourrager; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2021.

		Nb de tiges de maïs-grain (nb m ⁻¹ lin.)	Densité des plants de maïs-grain (nb ha ⁻¹)	Rendement en maïs- grain ^y 15,5 % hum. (Mg ha ⁻¹)	Pds hl (kg hl ⁻¹)
Espacement (E)	76 cm	5 bz	68 761	6,04 a	-x
	152 cm	11 a	70 333	4,19 b	-
CC (C)	RG	8	70 401	5,46	-
	RG+TI	8	70 743	4,54	-
	RG+VV+RF	8	68 898	4,87	-
	Témoin	8	68 146	5,58	-
Analyse de la variance - Valeurs de P					
E		0,002	0,673	0,048	
C		0,904	0,939	0,603	
E × C		0,745	0,637	0,970	

^zDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher); ^yUne transformation RACINE a été appliquée aux données; ^xDonnées non disponibles.

Tableau B5. Concentrations et accumulations en carbone et azote dans la biomasse aérienne totale et teneur en azote minéral du sol à l'automne (N-NO₃ et N-NH₄), et analyse de la variance des moyennes, selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+RF, *ray-grass* annuel + vesce velue + radis fourrager; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2021.

Espacement (E)	CC (C)	Dans la biomasse aérienne				Dans le sol	
		Conc. en carbone (mg kg ⁻¹)	Conc. en azote (mg kg ⁻¹)	Carbone accumulé (g ha ⁻¹)	Azote accumulé (g ha ⁻¹)	Conc. en N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Conc. en N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)
76 cm		40,65 b ^z	2,20	52,76 b	2,89	7,61	4,15
152 cm		41,99 a	1,92	158,04 a	7,82	10,41	4,49
	RG	42,26 a	2,32	89,51 b	4,78	9,78	4,50
	RG+TI	42,30 a	1,72	110,09 ab	4,33	8,73	4,28
	RG+VV+RF	40,04 b	2,13	132,57 a	7,95	7,67	4,65
	Témoin	40,68 b	2,06	89,44 b	4,35	9,86	3,85
76 cm	RG	41,76	2,39	52,58	3,01 cd	6,88	4,29
	RG+TI	42,10	1,89	71,98	3,41 cd	9,07	4,59
	RG+VV+RF	39,91	2,28	54,61	3,24 cd	6,28	3,98
	Témoin	38,84	2,22	31,86	1,88 d	8,19	3,74
152 cm	RG	42,77	2,26	126,44	6,55 b	12,68	4,72
	RG+TI	42,51	1,54	148,20	5,24 bc	8,39	3,97
	RG+VV+RF	40,17	1,98	210,53	12,67 a	9,06	5,32
	Témoin	42,52	1,91	147,01	6,81 b	11,52	3,96
Analyse de la variance - Valeurs de P							
E		0,033	0,195	0,003	0,004	0,106	0,539
C		<0,001	0,106	0,045	0,003	0,532	0,241
E × C		0,027	0,965	0,063	0,005	0,238	0,239

^zDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher).

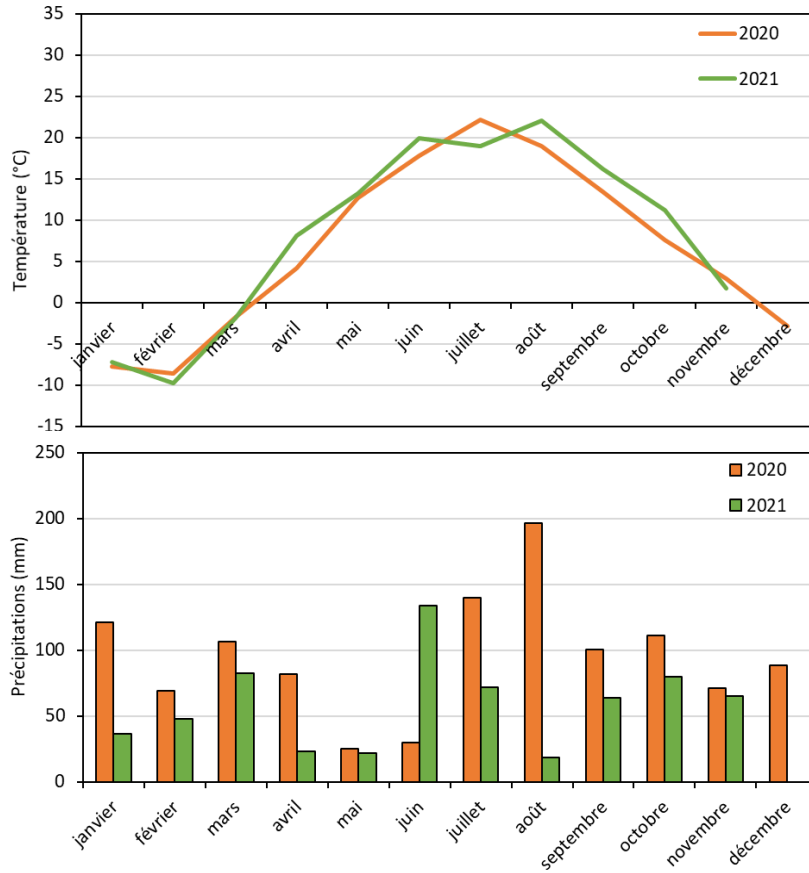


Figure B1. Données climatiques mensuelles moyennes de la station météorologique de Nicolet en 2020 et en 2021.

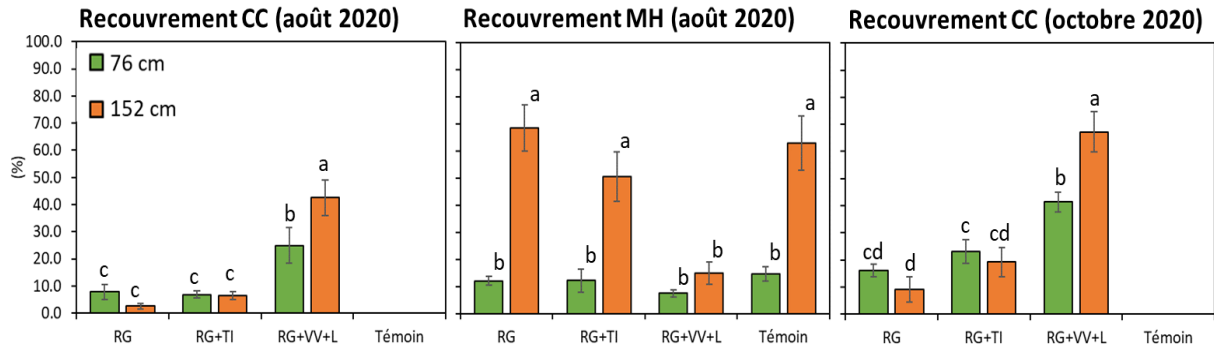


Figure B2. Proportions de recouvrement en cultures de couverture (CC) et mauvaises herbes (MH) selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+L, *ray-grass* annuel + vesce velue + lin; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2020. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Les barres verticales représentent les erreurs types (seules les interactions significatives sont illustrées).

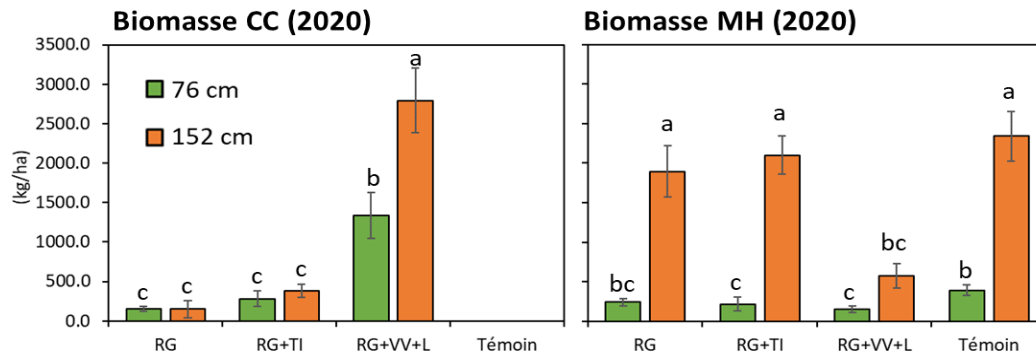


Figure B3. Biomasses (en MS) des cultures de couverture (CC) et des mauvaises herbes (MH) selon deux types d'espacement des rangs de maïs et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+L, *ray-grass* annuel + vesce velue + lin; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2020. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Les barres verticales représentent les erreurs types.

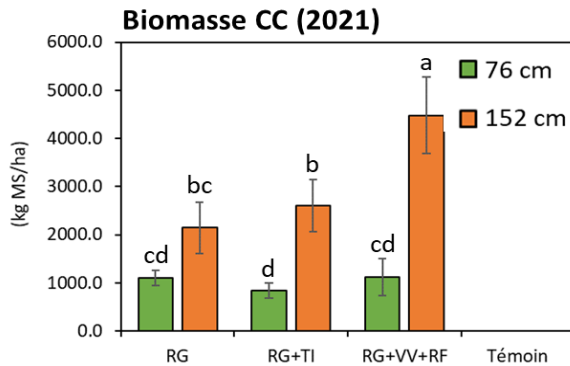


Figure B4. Biomasses (en MS) des cultures de couverture (CC) selon deux types d'espacement des rangs de maïs et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; RG+VV+RF, *ray-grass* annuel + vesce velue + radis fourrager; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2021. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher).

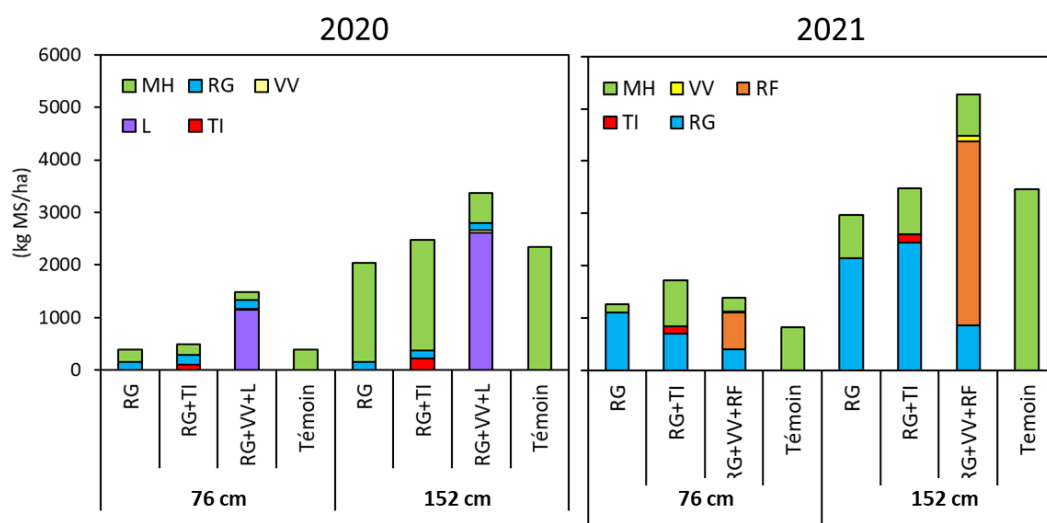


Figure B5. Répartition des biomasses des espèces de cultures de couverture (CC) et mauvaises herbes (MH) dans la biomasse aérienne totale (sur base de matière sèche [MS]) selon deux types d'espacement des rangs de maïs-grain et selon quatre traitements de CC (RG, *ray-grass* annuel; RG+TI, *ray-grass* annuel + trèfle incarnat; en 2020, RG+VV+L, *ray-grass* annuel + vesce velue + lin; en 2021, RG+VV+RF, *ray-grass* annuel + vesce velue + radis fourrager; Témoin, aucune CC) au site de Baie-du-Febvre (BAIE06) sur le littoral du lac Saint-Pierre en 2020 et 2021.

Photos B1. Photographies des essais en 2020.



Photographies à BAIE06 en 2020 :

- a) Semis des cultures de couverture le 17 juin 2020;
- b) et c) Échantillonnage des cultures de couverture les 10-11 octobre 2020;
- d) Échantillonnage du maïs-grain le 18 octobre 2020.

VOLET 2

ADAPTATION ET PERFORMANCE AGRONOMIQUE DES CULTURES DE COUVERTURE EN INTERCALAIRE DANS LE SOYA POUR LA ZONE DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

Principaux collaborateurs :

Anne Vanasse (Université Laval)

Résumé des travaux de recherche

- Le développement des cultures de couverture (CC), des mauvaises herbes (MH) et du soya a été très différent d'un site à l'autre (BAIE06 par rapport à BART14).
- Le mélilot jaune (5 412 kg MS ha⁻¹) et la vesce velue (1 959 kg MS ha⁻¹) ont produit des biomasses élevées au site BAIE06. Toutefois, la végétation trop haute a nui à la récolte du soya et à la qualité des grains (nous avons observé des taches).
- Le lotier corniculé (en moyenne 625 kg MS ha⁻¹) et le trèfle blanc (en moyenne 293 kg MS ha⁻¹) ont produit peu de biomasse à l'automne, aux deux sites. Ces deux espèces demeurent toutefois des espèces prometteuses comme CC intercalaires se développant plus près du sol et présentant moins de risque de nuire à la récolte du soya.
- L'étude des effets du lotier corniculé et du trèfle blanc sur la croissance de la culture commerciale subséquente et sur la répression des MH devra être poursuivie.
- Le niveau d'infestation des MH était nettement inférieur au site BART14 comparativement au site BAIE06. Sur le site montrant une plus forte présence de MH, le mélilot jaune a exercé un contrôle des MH (plus faibles recouvrement et biomasse).
- Les CC n'ont pas eu d'effet sur les performances du soya, mais les rendements ont été plus faibles au site BAI06 (1 960 kg ha⁻¹) qu'au site BART14 (3 517 kg ha⁻¹).

Objectif

L'objectif spécifique de ce volet est d'évaluer l'impact des CC de légumineuses implantées en intercalaire dans une culture de soya sur la couverture du sol, sur la biomasse des CC et sur la performance agronomique du soya implanté dans la zone du littoral du lac Saint-Pierre.

Méthodologie

Sites d'étude

L'expérimentation a été menée en 2021 sur deux sites sur la zone littorale du lac Saint-Pierre, Québec, Canada. Le site BAIE06 était situé sur la rive sud à Baie-du-Febvre (46°08'58.9" N 72°42'07.9" W), alors que le site BART14 était situé sur la rive nord à Saint-Barthélemy (46°09'27.6" N 73°05'05.0" W). Le site BAIE06 a une texture de sol argileuse de la série des sols argileux de Saint-Pierre et le site BART14 a une texture de sol argileuse de la série des sols de zones humides. Les sites BAIE06 et BART14 ont été inondés par la crue entre 5 à 20 et entre 0 à 40 jours, respectivement, au printemps 2021.

Plan d'expérience

Pour chaque site, le dispositif expérimental était un plan avec quatre blocs complets aléatoires (quatre répétitions). Les quatre traitements d'espèces de CC étaient : le lotier

corniculé (*Lotus corniculatus* L.) [LC]; le mélilot jaune (*Melilotus officinalis* L.) [M]; le trèfle blanc nain (*Trifolium repens* L.) [TB]; la vesce velue (*Vicia villosa* Roth) [VV]; et un témoin de sol nu sans CC [Témoin]. La variété de soya semée était le Renuka R2X (Maizex) inoculé avec Cell-Tech® pour soya.

Chaque parcelle mesurait 3 m de largeur par 7 m de longueur. Nous avons effectué un travail de sol au printemps sur chacun des sites, avant le semis du soya. Nous avons semé le soya le 18 mai 2021 à BART14 et le 25 mai 2021 à BAIE06, à un taux de semis de 450 000 grains ha⁻¹, à l'aide d'un semoir Monosem (NG-NG plus, Monosem Inc., Largeasse, France) semant deux rangs de 76 cm chacun, pour une largeur de semoir de 152 cm. Nous avons fertilisé manuellement à la volée, le jour même du semis du soya, selon les recommandations provinciales. La fertilisation consistait en 20 kg P₂O₅ ha⁻¹ (0-46-0) aux deux sites et en 60 kg K₂O ha⁻¹ (0-0-60) à BART14 uniquement. La fertilisation ne comportait aucun apport d'azote. Nous avons appliqué un traitement herbicide à base de glyphosate (ROUNDUP TRANSBORD 2 à 1,67 L ha⁻¹) sur toutes les parcelles des deux sites le 17 juin 2021, au stade 2 à 3 trifoliées du soya, avant le semis des CC. Nous avons semé les CC le 18 juin 2021 aux deux sites, à l'aide d'un semoir à parcelles Wintersteiger (Wintersteiger Inc., Ried im Innkreis, Autriche). Les CC de légumineuses n'ont pas été inoculées avec *Rhizobium*. L'entre-rang était de 76 cm et des taux de semis spécifiques à chaque espèce étaient appliqués pour les CC, sur trois et quatre rangs par entre-rang, en alternance (tableau B6).

Collecte de données sur les plantes

Sur les cultures de couverture et les mauvaises herbes

Stade phénologique des cultures de couverture : Nous avons déterminé le stade phénologique de chaque espèce de CC le 5 octobre 2021 à BAIE06 et le 29 septembre 2021 à BART14, avant la première gelée mortelle, en utilisant l'échelle BBCH (Lancashire et al., 1991).

Hauteur de la végétation: Nous avons pris trois à quatre mesures de hauteur (non étirée) par parcelle le 5 octobre 2021 à BAIE06 et le 29 septembre 2021 à BART14.

Recouvrement du sol : Le recouvrement du sol a été estimé le 5 octobre 2021 à BAIE06 et le 29 septembre 2021 à BART14. Nous l'avons estimé visuellement deux fois à l'aide de quadrats (0,5 m × 0,5 m) dans chaque unité expérimentale, selon un dispositif préétabli. Nous avons estimé le pourcentage de sol nu en premier, puis celui du recouvrement du sol par espèce de CC et par les mauvaises herbes.

Biomasse aérienne et concentration en azote et carbone des cultures de couverture et des mauvaises herbes : Nous avons mesuré la biomasse aérienne des CC et des mauvaises herbes à l'automne (entre le 12 et le 15 octobre 2021). Nous l'avons coupée dans deux quadrats (0,5 m × 0,5 m), à 3 cm au-dessus du sol, et triée selon qu'elle appartenait aux espèces de CC ou à l'ensemble des mauvaises herbes. Nous avons ensuite fait sécher les biomasses aériennes triées à 50 °C pendant 3 jours, avant de les peser. La biomasse d'un même quadrat (CC et MH) a ensuite été regroupée et broyée à l'aide d'un tamis de 2 mm avec un broyeur Wiley® (modèle 4, Thomas Scientific, Swedesboro, NJ, USA). Nous

avons analysé les concentrations d'azote et de carbone à l'aide d'une machine truMac CNS (LECO CNS-1000, Leco Corp., St. Joseph, MI, USA).

Sur le soya

Rendement en soya : Nous avons récolté le soya le 29 septembre 2021 à BART14 et le 7 octobre 2021 à BAIE06. La zone de récolte était de deux rangs (centraux) × 6 m. Le rendement a été exprimé pour une humidité de 12,0 %.

Échantillonnage et analyse des sols

Nous avons mesuré la teneur en azote minéral du sol (N-NO₃ et N-NH₄) à l'automne. Le sol (0-15 cm) que nous avons collecté à l'aide d'une tarière hollandaise à deux endroits choisis au hasard dans chaque unité expérimentale a été regroupé en un échantillon composite. Nous avons séché à l'air les échantillons de sol, puis nous les avons tamisés à 2 mm. L'ammonium et le nitrate ont été extraits de l'échantillon de sol au moyen d'une solution de KCl 2N. Nous les avons analysés par colorimétrie en utilisant un FIA Quickchem 8500 serie 2 (Lachat Instruments, Milwaukee, WI, USA).

Résultats

Végétation de cultures de couverture et mauvaises herbes

Cultures de couverture

L'évaluation des stades phénologiques des CC à la récolte a montré que le trèfle blanc et le lotier corniculé avaient la tige en formation (stade 20 BBCH) à BART14 et avaient atteint leur hauteur maximale (stade 39 BBCH) à BAIE06. Le mélilot jaune avait la tige développée sur les deux sites (stade 30 BBCH). La vesce velue était au stade début floraison à pleine floraison (stades 51-65 BBCH). Les recouvrements en CC et en MH et, conséquemment, la proportion de sol nu, de même que la biomasse des CC et la hauteur, ont varié selon les espèces de CC et selon les sites (tableau B7).

Ainsi, nous avons constaté que le recouvrement en lotier corniculé a été plus élevé à BART14 (53 %) qu'à BAIE06 (24 %), alors que les biomasses de lotier corniculé n'ont pas été significativement différentes entre les sites (513,1 et 736,7 kg MS ha⁻¹ à BART14 et à BAIE06, respectivement) (figures B6 et B7).

Les recouvrements en trèfle blanc étaient similaires sur les deux sites (40 et 31 % à BART14 et BAIE06, respectivement), ainsi que les biomasses de trèfle blanc récoltées (362,0 et 223,8 kg MS ha⁻¹ à BART14 et à BAIE06, respectivement). La vesce velue s'est mieux implantée et développée à BAIE06 qu'à BART14, avec des recouvrements (95 par rapport à 28 %) et des biomasses (1 958,6 par rapport à 166,6 kg MS ha⁻¹) significativement plus élevés. Le mélilot jaune s'est également très bien implanté sur les deux sites, où il a montré des recouvrements similaires (76 et 95 % à BART14 et à BAIE06, respectivement) et plus élevés que pour toutes les autres espèces (excepté la vesce velue à BAIE06) (figure B6). Bien qu'il recouvrait similairement le sol aux deux sites, le mélilot jaune s'est davantage développé à BAIE06, où la biomasse récoltée à l'automne a été quatre fois plus élevée qu'à BART14 (5 411,5 par rapport à 1 123,0 kg MS ha⁻¹) (figure B7). Une

combinaison différente entre le type de sol et les conditions météorologiques pourraient expliquer les réponses différentes de ces espèces sur les deux sites.

Mauvaises herbes

L'infestation par les MH a été très différente selon les sites (tableau B7; figure B6). Ainsi, à BART14, nous avons constaté très peu de recouvrement (3 % en moyenne) et de biomasse (34,8 kg MS ha⁻¹ en moyenne) de MH. Toutefois, le recouvrement des MH a été inférieur dans toutes les parcelles avec CC, comparativement au témoin (figure B7), avec peu de variation entre les CC (données non présentées).

En revanche, à BAIE06, les MH étaient plus présentes; leurs recouvrements et leurs biomasses ont varié selon les espèces de CC. Ainsi, peu de MH ont recouvert les parcelles de M (3 %) et de VV (4 %), alors que les parcelles de LC, de TB et témoin en étaient recouvertes plus ou moins à moitié (61 %, 44 % et 43 %, respectivement). Entre les traitements de CC, les biomasses de MH ont également varié en suivant les variations de la valeur de leurs recouvrements. Ainsi, une biomasse nettement plus faible de MH a été mesurée dans le mélilot (1 010 kg MS ha⁻¹) par rapport aux autres traitements (3 213, 3 956, 3 159 et 3 908 kg MS ha⁻¹ pour LC, TB, VV et témoin, respectivement) (données non présentées).

Sol nu

Compte tenu des proportions contrastées de CC et de MH observées pour les traitements et les sites, les proportions de sol laissé à nu ont varié grandement (tableau B7). À BART14, le sol était donc presque totalement à nu dans les parcelles témoin (95 %) et peu recouvert avec la VV (69 %) et le TB (58 %). Toujours sur ce même site, le sol était moins à nu avec le LC (44 %) et surtout avec le M (24 %), malgré l'absence de MH. À BAIE06, le sol était globalement moins à nu (excepté le témoin, 58 %), que ce soit en raison de la présence de CC ou de MH avec < 1 à 24 % de sol nu seulement.

Hauteur de la végétation

La hauteur du couvert végétal était différente surtout entre les sites, mais aussi entre les traitements (tableau B7; figure B8). La végétation était moins haute à BART14 (25 cm en moyenne) qu'à BAIE06 (78 cm en moyenne) en raison notamment de la grande différence d'infestation en mauvaises herbes entre les sites : ces dernières étaient souvent plus hautes que les CC. À BAIE06, nous notons peu de différences de hauteur du couvert végétal entre les traitements, alors qu'à BART14 on a observé des différences liées principalement à la morphologie de chacune des espèces pures. La hauteur du lotier corniculé et du trèfle blanc était inférieure à 15 cm, alors que celle du mélilot jaune et de la vesce velue étaient entre 30 et 40 cm.

La figure B9 résume la grande variabilité des biomasses de CC et de MH mesurées selon les espèces et selon les sites. Parmi les CC testées, le mélilot jaune et la vesce velue ont été les plus performants globalement. Seules ces espèces ont pu atteindre une production de biomasse supérieure à 1 000 kg MS ha⁻¹ qui est la quantité de biomasse minimale suggérée pour avoir éventuellement un effet de CC (Vanasse et al., 2022). Le mélilot jaune s'est nettement démarqué des autres CC : plus de 5 000 kg MS ha⁻¹ ont été produits. Cette espèce

a de plus réprimé efficacement les MH, alors que les parcelles en étaient probablement très infestées, si on les compare aux parcelles des autres CC ou au témoin.

Rendement de soya

Le rendement de soya a été supérieur à BART14 (3 517 kg ha⁻¹ en moyenne) qu'à BAIE06 (1 960 kg ha⁻¹ en moyenne).

Analyse d'azote et de carbone

L'analyse de la concentration en carbone de la biomasse aérienne totale montre des différences entre les CC et entre les sites (tableau B8). Ainsi, nous avons observé la concentration en carbone la moins élevée dans le témoin à BART14, alors que la concentration en azote était globalement plus basse à BAIE06. En ce qui concerne les quantités de carbone et d'azote accumulés, les valeurs ont été les plus élevées avec le mélilot et sur le site de BAIE06, conséquence des biomasses importantes produites avec cette CC et sur ce site.

Les résultats concernant les teneurs en azote minéral du sol à l'automne 2021 (tableau B8) n'indiquent aucune différence de teneurs en N-NO₃ et N-NH₄ du sol, ni en présence ou en l'absence de CC, ni entre les sites.

Discussion et conclusion

Le développement des CC, des MH et du soya a été très différent d'un site à l'autre, avec notamment très peu de MH à BART14. La faible présence de mauvaises herbes dans toutes les parcelles du site de BART14, incluant celles du témoin sans CC, peut s'expliquer par la faible banque de semences de mauvaises herbes dans ce champ.

Globalement les CC testées dans le cadre de ce projet ont produit des biomasses variables de 0,17 à 5,41 tonnes de MS par ha. La difficulté d'établissement du lotier corniculé l'année du semis peut expliquer le bas recouvrement et la faible biomasse aux deux sites. Les biomasses de M et de VV ont été les plus élevées à BAIE06, malgré d'importantes biomasses de MH également. La faible biomasse de MH à BART14 n'a théoriquement pas nui à la croissance des CC, mais celles-ci n'ont pas poussé non plus. Globalement, à l'exception du mélilot, les CC ont exercé peu de contrôle des MH; Cornelius et Bradley (2017) ont cependant montré que certaines CC peuvent aider à contrôler les MH d'une culture subséquente de soya.

La vesce velue sur le site de BAIE06 et le mélilot jaune sur les deux sites ont donc été les deux espèces ayant le mieux performé parmi celles testées. Il faut par contre tenir compte de l'impact de chacune des espèces de CC sur le processus de récolte du soya avec une moissonneuse-batteuse. Le mélilot jaune et la vesce velue ont atteint des hauteurs et des biomasses trop élevées, qui ont nui à la récolte du soya. Par ailleurs, les intervenants ont observé des taches sur les grains de soya, ce qui semble indiquer que la qualité des grains est altérée (leur observation n'est toutefois pas corroborée par une classification des grains). De plus, certains plants de vesce velue ont utilisé des plants de soya comme supports pour leur croissance et se sont enroulés autour de ceux-ci, ce qui engendrerait des difficultés additionnelles lors de la récolte du soya.

Le lotier corniculé et le trèfle blanc sont restés plus près du sol, présentant moins de risque de nuire à la récolte du soya. Le lotier corniculé et le trèfle blanc sont donc des espèces davantage prometteuses comme CC intercalaires dans le soya. Cependant, pour la poursuite des travaux de recherche, il serait intéressant de vérifier l'effet du lotier corniculé et du trèfle blanc sur la croissance de la culture commerciale subséquente et sur la répression des MH.

Par ailleurs, les CC n'ont pas eu d'effet sur les performances du soya. Les faibles rendements en soya à BAIE06 peuvent s'expliquer notamment en raison d'un mauvais égouttement de surface de cette zone à Baie-du-Febvre à la suite des épisodes de fortes pluies estivales. Une seule année de culture n'a pas permis de voir d'effet bénéfique des CC sur la performance agronomique du soya. Cependant, un arrière-effet positif sur la productivité de la prochaine culture commerciale se ferait probablement sentir à plus long terme, grâce à l'apport d'azote par les CC de légumineuses utilisées dans cet essai (Koehler-Cole et al. 2020) et à l'amélioration progressive de la structure du sol (Vanasse et al. 2022). Il est à noter également qu'il existe un risque de perte de l'azote d'origine organique apporté par les légumineuses à la suite de la minéralisation des CC durant l'hiver (Vanasse et al., 2022), puis pendant la crue. Ainsi, on ignore les pertes potentielles en azote total dans le contexte spécifique du littoral du lac Saint-Pierre.

Tableaux et figures B, volet 2

Tableau B6. Noms des espèces et cultivars de cultures de couverture (CC) et taux de semis.

Espèces de CC	Cultivars	Taux de semis (kg ha ⁻¹)
Lotier corniculé (LC)	Exact	15,0
Mélicot jaune (M)	Norgold	20,0
Trèfle blanc (TB)	Huia	12,0
Vesce velue (VV)	Non spécifié (ordinaire)	22,0

Tableau B7. Proportions de recouvrement en cultures de couverture (CC), mauvaises herbes (MH) et sol nu, hauteur, biomasses de CC et de MH, rendement en soya, et analyse de la variance des moyennes, selon cinq traitements de CC (LC, lotier corniculé; M, mélicot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoin, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021.

		Recouvre- ment CC (oct.) (%)	Recouvre- ment MH (oct.) (%)	Sol nu (oct.) (%)	Biomasse CC (kg MS ha ⁻¹)	Biomasse MH ^z (kg MS ha ⁻¹)	Hauteur (cm)	Rendement en soya 12,0 % hum. (kg ha ⁻¹)
Site	BAIE06	61	31	20	2 082,6	3 049,1 a ^y	78	1960
(S)	BART14	49	3	58	541,2	34,8 b	25	3517
CC (C)	LC	38	32	31	624,9	1 622,5 a	42	2615
	M	85	2	13	3 267,2	506,3 b	47	2639
	TB	35	23	41	292,9	2 001,1 a	53	2811
	VV	62	3	35	1 062,6	1 594,9 a	55	2767
	Témoin	-	24	77	-	1 985,0 a	60	2846

Analyse de la variance - Valeurs de P

S	0,110	0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
C	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,003	0,561
S × C	0,001	0,001	0,011	<0,001	0,096	0,001	0,214

^zUne transformation LOG a été appliquée aux données; ^yDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Voir les comparaisons de moyennes sur les figures lorsque l'interaction $S \times C$ est significative; ^xdans la biomasse.

Tableau B8. Concentrations et accumulations en carbone et azote dans la biomasse aérienne totale et teneur en azote minéral du sol à l'automne (N-NO₃ et N-NH₄), et analyse de la variance des moyennes, selon cinq traitements de CC (LC, lotier corniculé; M, mélilot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoin, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021.

Site (S)	CC (C)	Dans la biomasse aérienne				Dans le sol	
		Conc. en carbone ^y (mg kg ⁻¹)	Conc. en azote ^y (mg kg ⁻¹)	Carbone accumulé ^y (g ha ⁻¹)	Azote accumulé ^y (g ha ⁻¹)	Conc. en N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)	Conc. en N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)
BAIE06		44,09	2,23	208,6 a	10,76 a	8,47	2,79
BART14		42,26	4,07	20,1 b	1,87 b	10,31	3,32
	LC	42,94	3,11	99,1 b	5,27 c	9,59	3,58
	M	44,65	3,39	170,0 a	11,18 a	8,09	2,86
	TB	43,09	2,97	99,4 b	4,71 cd	10,51	2,62
	VV	44,21	3,59	117,0 b	7,10 b	8,35	2,95
	Témoin	40,98	2,69	86,1 b	3,31 d	10,41	3,25
BAIE06	LC	44,55 a ^z	2,12 d	175,8	8,31	9,60	4,39
	M	45,22 a	2,79 c	290,4	17,94	7,62	2,12
	TB	43,24 ab	1,92 d	181,5	7,84	8,62	2,29
	VV	43,80 ab	2,59 c	225,1	13,30	7,72	2,69
	Témoin	43,63 ab	1,71 d	170,0	6,40	8,80	2,44
BART14	LC	41,33 b	4,10 b	22,4	2,22	9,58	2,77
	M	44,08 a	3,99 b	49,6	4,42	8,56	3,59
	TB	42,95 ab	4,01 b	17,4	1,59	12,40	2,95
	VV	44,61 a	4,58 a	8,8	0,90	8,99	3,20
	Témoin	38,33 c	3,68 b	2,3	0,22	12,02	4,07
Analyse de la variance - Valeurs de P							
S		0,036	<0,001	<0,001	<0,001	0,123	0,071
C		0,003	<0,001	<0,001	<0,001	0,441	0,858
S × C		0,015	0,007	0,076	<0,001	0,744	0,241

^zDes lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher).

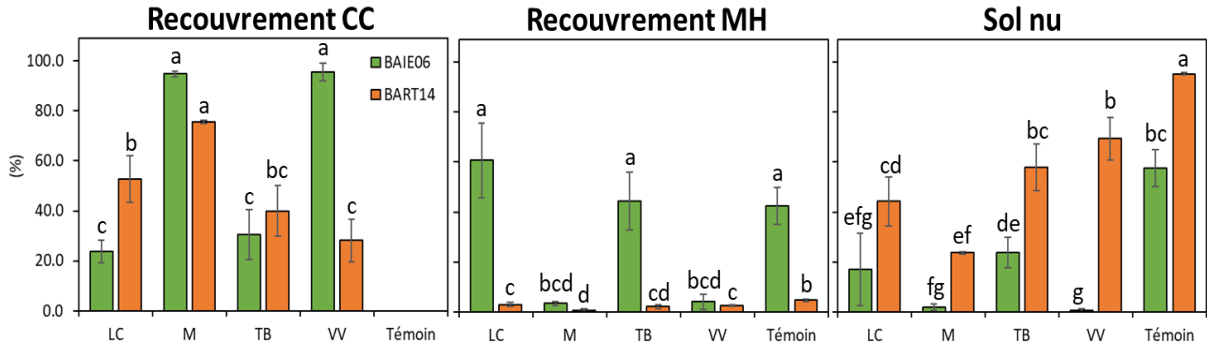


Figure B6. Proportions de recouvrement en cultures de couverture (CC), mauvaises herbes (MH) et sol nu selon cinq traitements de CC (LC, lotier corniculé; M, mélilot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoin, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Les barres verticales représentent les erreurs types.

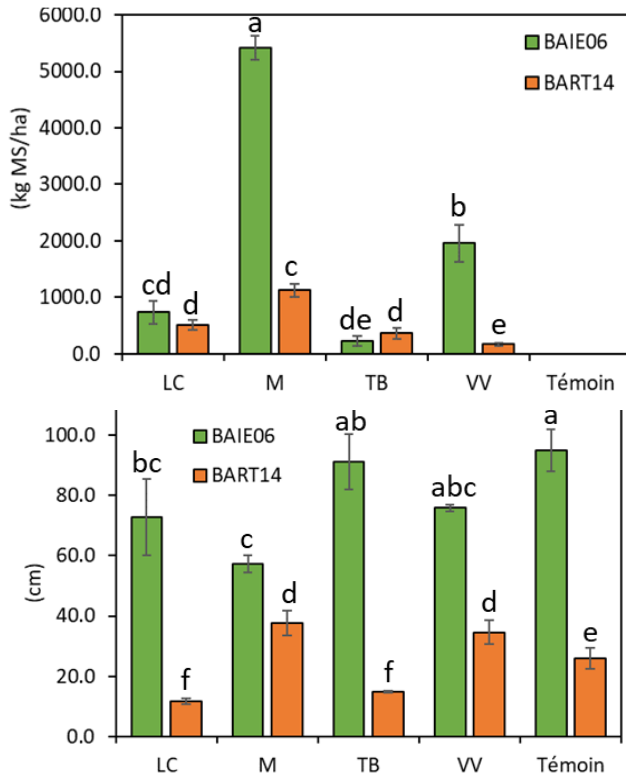


Figure B7. Biomasses des cultures de couverture (CC) selon cinq traitements de CC (LC, lotier corniculé; M, mélilot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoin, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Les barres verticales représentent les erreurs types.

Figure B8. Hauteur du couvert végétal selon cinq traitements de cultures de couverture (CC) (LC, lotier corniculé; M, mélilot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoin, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (LSD protégé de Fisher). Les barres verticales représentent les erreurs types.

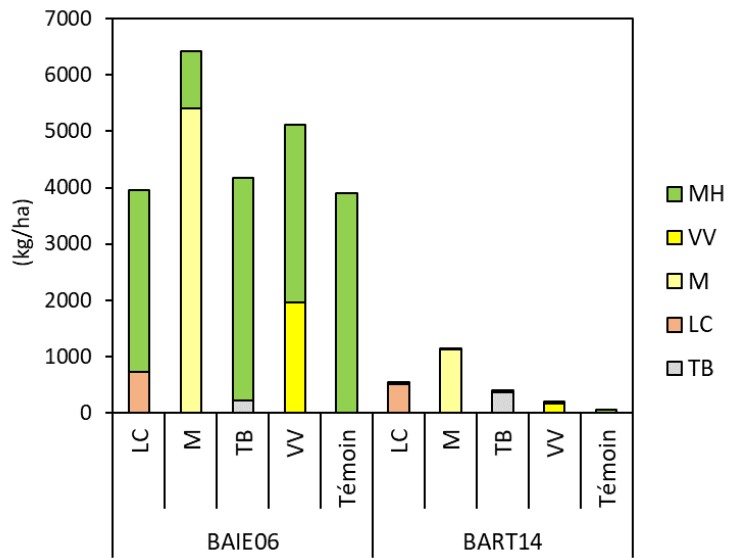


Figure B9. Répartition des biomasses des espèces de cultures de couverture (CC) et mauvaises herbes (MH) dans la biomasse totale (sur base de MS) selon cinq traitements de CC (LC, lotier corniculé; M, mélilot jaune; TB, trèfle blanc; VV, vesce velue; Témoir, aucune CC) et à deux sites localisés sur le littoral du lac Saint-Pierre (BAIE06, Baie-du-Febvre; BART14, Saint-Barthélemy), en 2021.

VOLET 3

ÉVALUATION DE CULTURES DE COUVERTURE DE PLEINE SAISON DANS LES CHAMPS AGRICOLES INONDÉS AU LAC SAINT-PIERRE

Principaux collaborateurs :

Colline Chih (Université Laval) et Anne Vanasse (Université Laval)

Résumé des travaux de recherche

L'objectif du projet était d'identifier les performances d'implantation et les impacts de cultures de couverture (CC) de pleine saison sur deux sites et durant deux années.

- Des CC de pleine saison sont envisagées lorsqu'aucune culture commerciale rentable n'est possible en raison d'une saison de production trop écourtée.
- Le mélange de CC d'avoine, de vesce velue et de lin a eu la biomasse aérienne la plus élevée à l'automne (3526 kg MS ha⁻¹). Le ray-grass vivace, le seigle d'automne et le trèfle rouge, seuls ou en mélange, ont moins bien performé (en moyenne 1239 kg MS ha⁻¹).
- Seules les tiges de lin étaient encore debout sur chacun des sites et à chaque année après la décrue des eaux et pouvaient potentiellement servir d'habitat pour la fraie des perchaudes, pendant la crue.
- Il faudra vérifier si l'avoine et le lin auront produit des graines qui pourraient se transformer en mauvaises herbes l'année suivante et si les tiges de lin peuvent compliquer le travail du sol au printemps.
- Les CC de pleine saison ont réduit la biomasse aérienne des mauvaises herbes à l'automne, à l'exception du ray-grass vivace.
- L'étude devra être poursuivie sur la dynamique de l'azote, qui est complexe et potentiellement modifiée par les crues.

Objectif

L'objectif spécifique de ce volet est d'identifier des CC de pleine saison adaptées au littoral du lac Saint-Pierre, c'est-à-dire ayant une capacité de réprimer les mauvaises herbes et ayant les caractéristiques souhaitables (biomasse de CC, hauteur, couverture du sol) pour devenir potentiellement un habitat lors de la fraie des poissons, pendant la crue.

Méthodologie

Sites d'étude

Nous avons mené des essais sur deux années (2019-2020 et 2020-2021), sur deux sites (rive nord et rive sud) de la zone littorale du lac Saint-Pierre, QC, Canada. Le site de la rive nord était situé à Saint-Barthélemy (46°09'27.6"N 73°05'05.0"W) et le site de la rive sud était situé à Baie-du-Febvre (46°08'58.9"N 72°42'07.9"W). Ces sites étaient des champs agricoles régis de façon conventionnelle et situés dans le littoral, c'est-à-dire dans la zone d'inondation ayant une cote de récurrence de crue de 2 ans (TCRLSP, 2017). Le site de la rive nord avait une texture de sol argileux de la série des sols de zones humides, tandis que le site de la rive sud avait une texture de sol argileux de la série des sols argileux de Saint-Pierre.

Plan d'expérience

Pour chaque site, le plan expérimental était un plan en *split-plot* avec quatre blocs (quatre répétitions). Les parcelles principales étaient les traitements de CC, avec six traitements : ray-grass vivace (*Lolium perenne* L. cv Mathilde; RG) (taux de semis, Tx = 15 kg ha⁻¹), seigle d'automne (*Secale cereale* L. cv Gauthier; SA) (Tx = 135 kg ha⁻¹), un mélange de seigle d'automne (Tx = 81 kg ha⁻¹) et de trèfle rouge (Tx = 6 kg ha⁻¹) (*Trifolium pratense* L. cv Merviot; SA+TR), un mélange de seigle d'automne (Tx = 81 kg ha⁻¹) et de vesce velue (*Vicia villosa* Roth; SA+VV) (Tx = 12 kg ha⁻¹), un mélange d'avoine (*Avena sativa* L. cv Vitality) (Tx = 52 kg ha⁻¹), de vesce velue (Tx = 10,5 kg ha⁻¹) et de lin (Tx = 16,5 kg ha⁻¹) (*Linum usitatissimum* L. cv CDC Bethune; A+VV+L), et un témoin de sol nu sans CC (0CC). Nous avons divisé chaque parcelle principale en deux sous-parcelles : désherbée à la main et non désherbée. Chaque sous-parcelle mesurait 6 m de long sur 5 m de large. Nous avons semé les CC sur le site de la rive sud le 4 juillet 2019 et le 4 juin 2020 et sur celui de la rive nord le 25 juillet 2019 et le 9 juin 2020, à l'aide d'un semoir à parcelles Wintersteiger (Wintersteiger Inc., Ried im Innkreis, Autriche), avec un espacement de 0,15 m entre les rangs. Nous avons fait un seul désherbage au cours de la saison de croissance dans les sous-parcelles désherbées à la main, à l'exception du site de la rive nord, que nous avons désherbé deux fois en 2020-2021. Nous n'avons appliqué aucune fertilisation l'année de la croissance des CC de pleine saison.

Collecte de données sur les plantes

Sur les cultures de couverture et les mauvaises herbes

Stade phénologique des cultures de couverture : Nous avons déterminé le stade phénologique de chaque espèce de CC en utilisant l'échelle BBCH (Lancashire et al., 1991; Annexe B1). Nous avons pris cette mesure à l'automne, avant la première gelée mortelle.

Hauteur de la végétation : Nous avons effectué deux mesures de la hauteur Robel dans chaque unité expérimentale, à l'automne, avant le gel. Cette méthode combine la hauteur et la densité de la végétation dans la même mesure. Nous avons pris ces mesures à une hauteur de 1 m et à une distance de 4 m, en utilisant le dispositif et la méthode de Robel et al. (1970).

Recouvrement du sol : Nous avons estimé le recouvrement du sol par les plantes à l'automne, avant les gelées, et au printemps, après la décrue. Il a été estimé visuellement deux fois à l'aide de quadrat (0,5 m × 0,5 m) dans chaque unité expérimentale, selon un dispositif préétabli. Nous avons estimé le pourcentage de sol nu en premier, puis le recouvrement du sol par chaque espèce de CC, par chacune des trois ou quatre principales espèces de mauvaises herbes et par les autres mauvaises herbes.

Biomasse aérienne et concentration en azote et carbone des cultures de couverture et des mauvaises herbes : Nous avons mesuré la biomasse aérienne à l'automne, avant la destruction par le gel, et au printemps suivant, après la décrue des eaux. Dans chaque quadrat, nous avons coupé la biomasse à 3 cm au-dessus du sol. À l'automne, nous avons trié la biomasse aérienne de chaque quadrat selon les espèces de CC, les trois ou quatre espèces de mauvaises herbes les plus abondantes et l'ensemble des autres espèces de mauvaises herbes. Au printemps suivant, la biomasse végétale récupérée comprenait des sédiments issus de la crue et était recouverte de terre; elle a donc été rincée à l'eau à l'aide

d'un tamis de 1 mm avant d'être séchée. Pour les deux dates d'échantillonnage, nous avons fait sécher les différentes catégories de biomasse aérienne triées à 50 °C pendant trois jours, avant de les peser. Nous avons ensuite regroupé la biomasse d'un même quadrat (CC et mauvaises herbes) à l'aide d'un tamis de 2 mm et nous l'avons broyée avec un broyeur Wiley® (modèle 4, Thomas Scientific, Swedesboro, NJ, USA). Nous avons analysé les concentrations d'azote et de carbone avec une machine truMac CNS (LECO CNS-1000, Leco Corp., St. Joseph, MI, USA). Nous avons calculé la teneur en azote de la biomasse aérienne en multipliant la concentration en azote par la biomasse aérienne.

Échantillonnage et analyse des sols

Nous avons mesuré la teneur en azote minéral du sol (NO_3 et NH_4) à l'automne, puis de nouveau au printemps suivant, après la décrue des eaux. Le sol (0-15 cm), collecté à l'aide d'une tarière hollandaise à deux endroits choisis au hasard dans chaque unité expérimentale, a été regroupé en un échantillon composite. Nous avons séché à l'air les échantillons de sol, puis nous les avons tamisés à 2 mm. Nous en avons extrait l'ammonium et le nitrate avec une solution de KCl 2 N et nous les avons analysés par colorimétrie en utilisant un FIA Quickchem 8500 serie 2 (Lachat Instruments, Milwaukee, WI, USA). Le phosphore et le potassium ont été extraits à l'aide de la méthode Mehlich 3; nous les avons analysés avec une spectroscopie d'émission à plasma à couplage inductif (CPVQ, 1999). Nous avons déterminé la matière organique et le pH selon les méthodes décrites dans CPVQ (1999).

Analyse économique

Nous avons déterminé le coût d'implantation des CC à partir des références économiques du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Les coûts des semences de CC utilisés pour les calculs correspondaient au coût moyen de 2020 au Québec (CRAAQ, 2020). Nous avons inclus les inoculants dans le coût des semences pour les espèces de légumineuses. Le coût des opérations était une moyenne du coût total des travaux à forfait (CRAAQ, 2018).

Spécificités en lien avec les analyses statistiques de ce volet

L'ANOVA a été réalisée avec l'année, le site, les traitements de CC et le désherbage comme facteurs fixes et les blocs comme facteurs aléatoires. Comme la culture de RG ne s'est pas bien établie sur la rive nord en 2020, nous avons décidé de ne pas désherber manuellement ce traitement. Nous avons conservé les parcelles non désherbées de ce traitement, mais elles étaient semblables aux parcelles OCC non désherbées. Ainsi, nous avons considéré le traitement RG désherbé sur ce site annuel comme une valeur manquante dans l'analyse. Comme l'ensemble de données n'était pas équilibré, les moyennes de l'interaction quadruple ne pouvaient être estimées et comparées. Nous avons donc supposé qu'il n'y en avait pas. Pour discuter de la compétition avec les mauvaises herbes, nous avons considéré seulement les parcelles non désherbées. Par ailleurs, sur la rive sud, en 2020, les fortes pluies de l'été ont provoqué des inondations estivales dans le bloc 4, ce qui a nui à la croissance des CC. Ainsi, les données recueillies dans le bloc 4 n'ont pas été incluses dans l'analyse. Par ailleurs, la biomasse et le recouvrement printanier sur la rive sud en 2020 ont été contaminés par des résidus de maïs provenant d'autres champs. Par conséquent, nous

n'avons pas pris en compte dans l'analyse statistique de la biomasse et du recouvrement les parcelles où le recouvrement en résidus de maïs était supérieur à 5 %. Enfin, comme les parcelles OCC désherbées n'avaient pas de biomasse aérienne de CC, nous avons exclu le traitement OCC de l'analyse de variance des concentrations et des teneurs en carbone et en azote des végétaux. Ainsi, nous avons réalisé deux ANOVA. Les parcelles OCC non désherbées ont été comparées uniquement aux parcelles de CC non désherbées, tandis que les CC désherbées et non désherbées ont été comparées ensemble sans le traitement OCC (Tableau B9).

Résultats et discussion

Végétation de cultures de couverture et mauvaises herbes

L'analyse de la variance pour les mesures d'automne et de printemps de la biomasse aérienne et du recouvrement du sol a montré que l'interaction entre CC, site et année était significative pour toutes les variables, c'est pourquoi nous présentons cette interaction à trois voies pour toutes les variables (Tableau B9; Figure B10). La moyenne des parcelles désherbées et des parcelles non désherbées est utilisée pour discuter des valeurs des différents traitements de CC. Dans la section *Mauvaises herbes*, nous avons choisi l'interaction entre les CC, le désherbage et le site pour expliquer la compétition contre les mauvaises herbes. Seules les parcelles non désherbées sont illustrées dans la Figure B11 et discutées dans ce paragraphe.

Cultures de couverture

Comme nous nous y attendions, le traitement témoin sans CC (OCC) avait une biomasse aérienne totale (moyenne des parcelles désherbées et non désherbées) plus faible que les autres traitements pour tous les sites et à toutes les années, sauf pour quelques exceptions décrites ci-dessous (Figure B10).

Sur la rive nord en 2019, la biomasse totale de A+VV+L était supérieure à celles de RG et de OCC, mais pas significativement différente de celles de SA, SA+TR et SA+VV (Figure B10). La biomasse de CC était la plus importante avec A+VV+L, avec une grande proportion d'avoine (57 %), très peu de vesce velue (2 %) et un peu de lin (28 %), sachant que les plants d'avoine et de lin n'étaient pas arrivés à un stade mature. Les biomasses des CC avec les traitements SA, SA+TR et SA+VV étaient similaires et presque exclusivement composées de seigle d'automne, en raison d'une très faible croissance du trèfle rouge et de la vesce velue, qui s'est aussi peu développée que dans le traitement A+VV+L. Le traitement RG présentait la plus faible biomasse de CC. Sur la rive nord en 2020, les biomasses totales des traitements A+VV+L, RG et SA+VV étaient supérieures à celles des autres traitements. Cependant, la biomasse des CC représentait 56 % pour A+VV+L, alors que plus de 50 % de la biomasse totale des autres CC sur ce site et cette année-là était constituée de mauvaises herbes, comme nous le verrons plus loin. Les CC se sont le plus développées avec A+VV+L, comme en 2019. La biomasse des CC pour SA+VV était supérieure à celles de SA+TR et SA. En 2020, alors que le seigle d'automne et le trèfle rouge se sont développés de manière similaire à 2019, la vesce velue et le lin ont atteint des proportions plus élevées dans la biomasse des CC. La différence de biomasse entre 2019 et 2020 s'explique ainsi : sur la rive nord, au printemps 2019, la crue avait duré

jusqu'en juillet et, donc, les traitements de CC de pleine saison avaient été semés plus tard que dans les autres sites et années. Cela a raccourci la saison de croissance. De plus, les légumineuses ne se sont pas beaucoup développées sur ce site.

Sur la rive sud, au cours des deux années, le mélange A+VV+L a produit une biomasse totale supérieure à celle des autres traitements, à l'exception de SA+TR en 2019 et de RG en 2020. Les traitements SA+TR et SA+VV avaient une biomasse totale plus élevée que les traitements OCC, RG et SA (Figure B10). Le mélange A+VV+L a également produit une biomasse de CC plus importante que les autres traitements. Les proportions de chacune des trois espèces de ce mélange étaient assez égales, et similaires entre 2019 et 2020. Les traitements SA+TR et SA+VV ont également produit une biomasse de CC plus importante que SA et RG. Cependant, la composition de leur biomasse a varié entre ces deux années. Le trèfle rouge et la vesce velue ont bien poussé chaque année, tandis que le seigle d'automne était plus abondant en 2020. Dans le traitement SA, le seigle d'automne a également donné un meilleur rendement en 2020 qu'en 2019 (Figure B10). Ainsi, les légumineuses se sont bien développées sur ce site pour les deux années.

Nous pouvons donc conclure que le mélange A+VV+L a presque toujours conduit à une biomasse totale et à une biomasse de CC significativement plus élevées (biomasse de CC comprise entre 2,5 et 4,9 Mg ha⁻¹ contre 0 à 2,6 Mg ha⁻¹ en moyenne pour les autres CC sur chaque site et chaque année).

Mauvaises herbes

Pour une analyse plus précise de l'effet de la compétition des espèces de CC contre les mauvaises herbes, la biomasse aérienne mesurée sur les parcelles non désherbées est présentée spécifiquement à la Figure B11. Dans les parcelles non désherbées, quelle que soit l'année, tous les traitements de CC ont présenté une biomasse de mauvaises herbes inférieure à celle du OCC et du RG, à l'exception du SA+TR sur la rive nord, où la biomasse de mauvaises herbes était similaire à celle de tous les traitements (Figure B11). Cela indique que le RG n'a pas bien concurrencé les mauvaises herbes. Cela corrobore les résultats de Borman et al. (1991), qui ont trouvé que le ray-grass vivace était l'une des graminées pérennes les moins compétitives contre les mauvaises herbes annuelles. Inversement, les traitements SA, SA+TR, SA+VV et A+VV+L ont respectivement réduit les mauvaises herbes de 39 %, 25 %, 32 % et 33 % sur la rive nord, et de 58 %, 66 %, 75 % et 82 % sur la rive sud, comparativement au OCC (Figure B11). Sur la rive nord, toutes les CC n'ont pas bien concurrencé les mauvaises herbes, car ce site était infesté par une espèce très invasive de mauvaise herbe vivace : l'ortie des marais (*Stachys palustris* L.). Cette espèce peut se reproduire par ses graines et son rhizome souterrain. C'est une plante des zones humides qui peut se propager dans les champs agricoles. Seul A+VV+L a réprimé efficacement cette mauvaise herbe en produisant rapidement une biomasse élevée. En effet, l'efficacité des CC pour contrôler les mauvaises herbes augmente avec leur biomasse (Smith et al., 2020). En revanche, SA a réduit la biomasse des mauvaises herbes, alors que la biomasse de la CC était faible : cela peut être lié au fait que la culture du SA peut contrôler les mauvaises herbes en raison de propriétés allélopathiques dans ses racines vivantes (Schulz et al., 2013).

Sol nu

Sur la rive nord, en 2019, bien que le traitement A+VV+L ait produit une plus grande biomasse, il n'a été associé qu'à la proportion la plus faible de sol nu. En effet, le pourcentage de sol nu était similaire à OCC et RG, alors que les traitements avec du seigle d'automne avaient le moins de sol nu. De plus, A+VV+L avait un recouvrement en CC similaire à celui de RG, SA+TR et SA+VV, mais inférieur à SA. Sur la rive nord en 2020, tous les traitements de CC avaient les mêmes proportions de sol nu. Cependant, A+VV+L et SA+VV avaient un recouvrement en CC plus élevé que les autres traitements. Sur la rive sud, pour les deux années, les proportions de sol nu les plus faibles et les recouvrements en CC les plus élevés ont été obtenus avec les mélanges de CC, à l'exception de la couverture du sol nu du traitement RG, qui était égale à celle des traitements des mélanges en 2020 en raison de la grande proportion de mauvaises herbes (Figure B12). Les recouvrements avec SA+TR et SA+VV étaient largement dominés par le trèfle rouge et la vesce velue (données non présentées). Par conséquent, la biomasse totale et le recouvrement en CC ont été grandement influencés par le type de CC et l'infestation de mauvaises herbes associées à chacun. La biomasse totale et le recouvrement en CC peuvent en effet varier selon le traitement de CC, l'année, le site et le désherbage (Clark, 2007). En considérant la biomasse, le pourcentage de recouvrement du sol et la hauteur Robel, le traitement A+VV+L est donc le plus intéressant. Ainsi, la culture d'un mélange d'avoine, de vesce velue et de lin s'est avérée une piste de choix possible de CC de pleine saison, particulièrement le lin, aux vues de la production obtenue à l'automne, et ce, en prévision de la crue printanière et des besoins de substrat de frai de la perchaude (Mingelbier et al., 2005).

Hauteur de la végétation

Le mélange A+VV+L présentait également les hauteurs Robel les plus élevées, comprises entre 48,1 et 76,4 cm contre 4,1 à 48,5 cm en moyenne pour les autres CC sur chaque site et chaque année (Tableau B10). Au moment de l'échantillonnage d'automne, le ray-grass vivace et le seigle d'automne étaient encore en phase de tallage, tandis que l'avoine, la vesce velue et le lin avaient atteint leur pleine maturité, favorisant une grande quantité de biomasse (Isik et al., 2009; Muzangwa et al., 2012; Nielsen et al., 2015). Il est à noter également que, puisque la vesce velue a des vrilles qui s'accrochent à d'autres plantes (Henson et Schotch, 1968), le mélange A+VV+L a fourni une végétation aérienne dense et haute, et ce, à toutes les années et sur tous les sites.

Résistance à la crue et substrat pour les poissons

Au printemps suivant, les CC et les mauvaises herbes ne pouvaient plus être différenciées dans la biomasse collectée après la décrue. Les effets de la crue ont été très différents d'une année à l'autre en raison des différences marquées entre les crues. Globalement, en 2020, la crue a duré longtemps, avec une moyenne de 46 jours d'inondation pour les deux sites, alors qu'en 2021, la crue a été courte, avec une moyenne de 32 jours d'inondation pour les deux sites. Par conséquent, les résultats sont présentés par année (Tableau B9).

Au printemps 2020, sur la rive nord, soit le site-année le plus inondé, A+VV+L avait davantage de résidus après la décrue (1,22 Mg ha⁻¹) que les autres traitements (moyenne de 0,15 Mg ha⁻¹). Seules les tiges de lin étaient encore debout, alors que presque tout le

reste de la végétation avait été emporté par l'eau. La concentration élevée de fibres dans les tiges de lin a permis qu'elles restent en place (Goudenhooff et al., 2019). La même année, sur la rive sud, A+VV+L présentait une biomasse résiduelle plus élevée ($1,99 \text{ Mg ha}^{-1}$) que SA et OCC, mais similaire aux autres traitements. Au printemps 2021, sur la rive nord et la rive sud, la biomasse de A+VV+L était également plus élevée après la décrue (moyenne de $2,34 \text{ Mg ha}^{-1}$) que celle des autres traitements, à l'exception du RG et du SA+VV, sur les deux sites. Les conclusions sur ces résultats pour les résidus sont similaires à celles énoncées pour la biomasse totale mesurée à l'automne 2020. Même après la longue crue de 2020 et la courte crue de 2021, A+VV+L se sont démarqués des autres traitements, comme pour la biomasse totale mesurée à l'automne 2019 et à l'automne 2020. La biomasse de résidus n'est pas le seul facteur à observer après la décrue des eaux. Le pourcentage de recouvrement du sol par les résidus doit également être pris en compte (Tableau B9). Au printemps 2020, les conclusions pour les deux sites sont globalement similaires à celles émises au sujet des quantités de résidus. Au printemps 2021, tous les traitements sont similaires à quelques exceptions près (recouvrement en résidus en moyenne de 75 % pour la rive nord et de 60 % pour la rive sud). Il est à noter que la couverture des CC a possiblement été encore plus importante pendant la crue qu'après la décrue. Cependant, la profondeur, la température de l'eau et le débit influencent également la reproduction des poissons dans le littoral du lac Saint-Pierre (Brown et al., 2009). Il est donc difficile de déterminer quel traitement est le plus adapté pour être un habitat pour la fraie des poissons pendant la crue. Un type de mélange incluant du lin, tel que A+VV+L, semble prometteur, mais des mesures supplémentaires pendant la crue seront nécessaires, comme les prélèvements d'œufs de poissons.

Azote dans la biomasse et dans le sol

Azote et carbone dans la biomasse

Sur la rive nord, en 2019, le traitement A+VV+L montrait une concentration en azote plus faible que les autres traitements de CC. En 2020, elle était inférieure à celle de SA+VV, mais similaire à celle des autres (Tableau B9). Toutefois, sa biomasse élevée a compensé sa faible concentration en azote, pour donner finalement un contenu en azote de la biomasse aérienne semblable à celle de tous les autres traitements sur la rive nord (moyenne de $0,07 \text{ Mg N ha}^{-1}$ en 2019 et de $0,06 \text{ Mg N ha}^{-1}$ en 2020). La proportion de la biomasse des légumineuses dans les traitements à base de légumineuses était très faible (en moyenne 5 % en 2019 et 10 % en 2020) sur ce site, comparativement aux mauvaises herbes et aux autres espèces de CC (Figure B10). Sur la rive sud, en 2019, les biomasses aériennes des traitements RG, SA et A+VV+L présentaient la plus faible concentration d'azote par rapport à celle des traitements SA+TR et SA+VV. En 2020, les conclusions étaient les mêmes qu'en 2019, sauf que SA était également similaire à SA+VV. Les teneurs en azote avec les traitements à base de légumineuses étaient en moyenne 50 % plus élevées que celles avec les autres traitements de CC pour les deux années (Tableau B9). Elles étaient toujours supérieures à celles des traitements de CC sans légumineuse, sauf en 2020, où la teneur en azote de RG était similaire à celle de SA+VV. Les légumineuses ont bien poussé sur la rive sud. La proportion de leur biomasse dans les traitements avec légumineuses était

en moyenne de 59 % en 2019 et de 45 % en 2020. Les effets du traitement de CC, l'année et le site, et leurs interactions, sur les teneurs et concentrations en carbone et en azote de la biomasse d'automne, dans les parcelles non désherbées uniquement, sont présentés au Tableau B10. Dans ces parcelles non désherbées, sur la rive nord pour les deux années, la teneur en azote de la biomasse aérienne dans le traitement OCC n'était pas différente de celle de tous les traitements de CC. Sur la rive sud, pour les deux années, la teneur en azote de la biomasse aérienne du OCC était semblable à celle du RG et du SA et inférieure à celle de SA+TR, de SA+VV et de A+VV+L, sauf en 2020, où elle était semblable à celle de SA+VV (Tableau B10).

Comme prévu, les tendances de la teneur en carbone étaient globalement similaires à celles de la biomasse totale, montrant une teneur en carbone plus élevée en raison d'une biomasse totale plus importante (Figure B10; Tableau B9). La concentration de carbone était comprise entre 0,42 g C kg⁻¹ et 0,46 g C kg⁻¹ selon les sites et les années (données non présentées).

Dans les parcelles non désherbées, les biomasses des traitements OCC et de RG avaient toujours le rapport C/N le plus élevé, variant entre 39:1 et 47:0, sauf sur la rive nord en 2019 (Tableau B10). En effet, RG avait la même quantité de mauvaises herbes que OCC (Figure B10). De plus, les mauvaises herbes appartenaient pour la plupart à la famille des graminées et ne fixaient pas l'azote. Sur la rive nord en 2019, tous les traitements ont entraîné de faibles rapports C/N similaires (moyenne de 14:1). La date de plantation tardive sur la rive nord en 2019 a mené à des stades de maturité plus précoces pour les CC et les mauvaises herbes, avec moins de carbone dans la biomasse et donc un rapport C/N plus faible. A+VV+L montrait un rapport C/N variant entre 19:1 et 34:1, selon la croissance de la légumineuse dans le mélange (Tableau B9). L'avoine et le lin sont deux espèces annuelles qui avaient atteint leur pleine maturité et dont les tissus étaient donc particulièrement riches en carbone. Dans l'ensemble, les traitements SA+TR et SA+VV avaient des rapports C/N faibles par rapport aux autres traitements, allant de 12:1 à 28:1 (Tableau B9). En effet, la proportion élevée d'espèces légumineuses dans ces traitements a augmenté la concentration d'azote et diminué leur rapport C/N. Ces mélanges de CC sont propices à l'apport d'azote au sol lors de leur décomposition (Weil et Brady, 2017).

Mesures de l'azote du sol

La concentration en azote total du sol a été mesurée chaque automne et chaque printemps, afin d'obtenir des données préliminaires sur l'apport potentiel en N des CC dans un contexte de crue, tel que c'est le cas sur le littoral du lac Saint-Pierre. Toutefois de nombreux facteurs peuvent affecter le schéma habituel connu d'un enrichissement du sol en éléments nutritifs par des CC. Ainsi, les crues peuvent apporter des sédiments sur le sol qui contribuent à augmenter la teneur en azote du sol (Shrestha et al., 2014). Par ailleurs l'azote du sol peut être lessivé vers le lac pendant que l'eau stagne et lorsque l'eau se retire. La crue peut également avoir mélangé l'azote du sol, en raison du déplacement des sédiments. Elle crée également un environnement anaérobie propice à la dénitrification (Baldwin et Mitchell, 2000; Weil et Brady, 2017). De plus, la biomasse végétale aérienne qui n'est pas bien enracinée dans le sol peut être emportée par la décrue des eaux.

Dans le cadre de ce projet, l'azote du sol est présenté par saison en raison de la différence marquée entre les crues. L'interaction entre le site et l'année était significative pour toutes les variables testées chaque saison. À l'automne 2019, les sols de la rive nord et de la rive sud présentaient une teneur en azote minéral similaire avec la même proportion de N-NO₃ (11,1 kg N ha⁻¹) et de N-NH₄ (9,1 kg N ha⁻¹). Au printemps suivant, seuls les sols de la rive nord montraient une augmentation en azote par rapport à l'automne précédent, notamment avec plus d'ammonium. La crue du printemps 2020 a été plus longue sur la rive nord que sur la rive sud. À l'automne 2020, les sols de la rive sud (19,5 kg N ha⁻¹) contenaient plus d'azote minéral total que ceux de la rive nord (13,6 kg N ha⁻¹), avec une proportion d'ammonium plus élevée. Nous avons observé la même tendance au printemps 2021, sauf que les sols de la rive nord contenaient moins de nitrates que ceux de la rive sud. Globalement la teneur en azote des sols était supérieure au printemps par rapport à l'automne aux deux sites. La crue du printemps 2021 a été courte et ne semble pas avoir affecté la teneur en azote minéral du sol.

Les valeurs d'azote minéral total du sol, mesurées à chacun des sites, avant et après la crue, sont présentées à la Figure B13 (moyenne des deux années). À l'automne, la teneur en azote total du sol était similaire quel que soit le traitement, en moyenne 17 kg N ha⁻¹ pour la rive nord et 19 kg N ha⁻¹ pour la rive sud. La teneur en ammonium du sol était également très similaire entre tous les traitements pour les deux sites. Au printemps sur la rive nord, malgré une faible teneur en azote, le traitement SA+VV avait une teneur en azote minéral total du sol (32 kg N ha⁻¹) et une teneur en ammonium plus élevées que les autres traitements (moyenne de 19 kg N ha⁻¹), à l'exception de A+VV+L (Tableau B9; Figure B13). Sur la rive sud, la teneur en azote minéral total du sol était similaire entre tous les traitements, avec une moyenne de 21 kg N ha⁻¹. Cependant, au printemps, le traitement RG avait une teneur en ammonium inférieure à celle des autres traitements, sauf SA. Le contenu élevé en azote des légumineuses sur la rive sud n'a pas fait de différence dans l'azote du sol, ni à l'automne ni au printemps.

Comme mentionné précédemment, d'autres facteurs en lien avec la dynamique de l'azote dans des sols inondés doivent aussi être étudiés. Nous ne pouvons donc pas conclure davantage sur l'effet des CC sur l'azote du sol dans le contexte de cette étude.

Avantages économiques des CC

Les coûts associés à l'établissement de chacun des traitements de CC testés, en termes de travail du sol, de semis et de semences, ont été comparés (Tableau B11). Le traitement RG était le moins cher, mais, selon nos résultats, cette espèce n'a pas été capable de contrôler les mauvaises herbes et n'a pas produit une biomasse élevée. Le traitement SA a eu une grande capacité à contrôler les mauvaises herbes. De plus, s'il a survécu à l'hiver et à la crue, il pourrait même être récolté l'année suivante (bien que ça n'ait pas été testé dans cette étude). Cependant, sa biomasse était inférieure à celle du témoin non désherbé. Cela pourrait compromettre son potentiel en tant qu'habitat pour le frai des poissons au printemps. Le trèfle rouge avec le traitement SA+TR et la vesce velue avec le traitement SA+VV n'ont pas donné de bons résultats sur la rive nord. Par contre, ces espèces ont produit une biomasse élevée et ont été efficaces pour réprimer les mauvaises herbes sur la rive sud. Cependant, ces deux traitements étaient les plus coûteux à semer parmi les mélanges de CC. Le traitement A+VV+L était le deuxième moins cher à semer parmi tous les traitements (Tableau B11). Dans l'ensemble, il a produit la plus grande biomasse avec

une suppression suffisante des mauvaises herbes. C'est également l'un des traitements qui a produit le plus de biomasse résiduelle après le retrait de l'eau au printemps. De plus, c'était le seul traitement qui avait encore de la biomasse sur pied après le retrait de l'eau, grâce aux tiges de lin. Par conséquent, le traitement A+VV+L a été le plus avantageux sur le plan agronomique et économique malgré le risque de lessivage de l'azote fixé comme pour les autres CC contenant une légumineuse. De plus, l'avoine et le lin ont atteint leur maturité et ont potentiellement produit un nombre élevé de graines. Bien que non étudié dans le cadre des travaux du Pôle, il sera nécessaire de tester si ces graines deviennent des mauvaises herbes spontanées l'année suivante avant de confirmer les avantages de ce type de mélange de CC. Le lin a également un rapport C/N élevé, qui nécessite un temps plus long pour se décomposer (Halde et Entz, 2016), ce qui pourrait rendre plus difficile le travail du sol au printemps suivant.

Tableaux et figures B, volet 3

Tableau B9. Caractéristiques de la biomasse aérienne à l'automne et des résidus printaniers pour six traitements de cultures de couverture (CC) (OCC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud), et deux années (2019 et 2020).

Site	Année	Traitements	Biomasse d'automne (désherbée + non désherbée)				Printemps suivant après décrue		
			Contenu en C (Mg C ha ⁻¹)	Concentration en N (g N kg ⁻¹)	Contenu en N (Mg N ha ⁻¹)	C/N ratio	Biomasse aérienne (Mg ha ⁻¹)	Recouvrement du sol	
							Résidus (%)	Sol nu (%)	
Rive nord	2019	OCC	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	0,11 d	5 c	95 a
		RG	0,51 e ²	35,2 a	0,04 a	12 e	0,12 d	10 c	90 a
		SA	0,69 de	31,9 a	0,05 a	14 de	0,17 d	10 c	90 a
		SA+TR	0,71 cde	34,9 a	0,06 a	13 e	0,15 d	10 c	90 a
		SA+VV	0,70 de	35,3 a	0,06 a	12 e	0,18 d	10 c	90 a
		A+VV+L	1,24 bc	23,2 b	0,07 a	19 cd	1,22 bc	40 b	60 b
	2020	OCC	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	1,58 c	45 b	55 b
		RG	2,17 abc	10,2 bc	0,05 a	45 a	2,71 ab	90 ab	10 bc
		SA	1,14 cd	17,0 bc	0,04 a	27 b	1,45 b	70 ab	30 bc
		SA+TR	1,23 bc	17,0 bc	0,04 a	28 b	1,64 b	75 a	25 c
		SA+VV	1,61 ab	21,8 b	0,08 a	21 c	2,20 ab	85 a	15 c
		A+VV+L	2,00 a	13,7 c	0,06 a	34 a	2,95 a	85 a	15 c
Rive sud	2019	OCC	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	0,82 d	45 de	55 ab
		RG	0,86 c	13,5 fg	0,03 d	32 b	1,45 abc	75 abc	25 cde
		SA	0,65 c	17,4 def	0,02 d	28 b	0,71 d	45 de	55 ab
		SA+TR	1,41 b	25,1 bc	0,08 ab	18 cd	1,20 bcd	70 bcd	30 bcd
		SA+VV	1,36 b	34,1 a	0,11 a	13 d	1,32 abcd	90 a	10 e
		A+VV+L	1,97 a	20,2 de	0,09 ab	22 c	1,99 ab	85 ab	15 de
	2020	OCC	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	1,26 cd	35 e	65 a
		RG	1,97 a	10,5 g	0,05 cd	42 a	2,12 a	85 ab	15 de
		SA	0,66 c	22,4 cd	0,03 d	19 c	0,97 cd	55 cde	45 abc
		SA+TR	1,19 bc	28,1 b	0,08 ab	16 cd	0,62 d	45 de	55 ab
		SA+VV	1,15 bc	25,9 bc	0,07 bc	18 cd	1,14 bcd	70 abcd	30 bcde
		A+VV+L	2,40 a	15,7 ef	0,08 ab	30 b	1,74 ab	70 abcd	30 bcde

Note : Les valeurs sont des moyennes des parcelles désherbées et non désherbées.

¹OCC non inclus dans l'ANOVA. Voir la section des Analyses statistiques du Matériel et méthodes pour les détails. ²Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ dans une même colonne pour chaque site séparément.

Tableau B10. Caractéristiques de la biomasse aérienne à l'automne pour six traitements de cultures de couverture (CC) (OCC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud), et deux années (2019 et 2020).

Site	Année	Traitements	Hauteur Robel ¹ (cm)	Biomasse aérienne (non désherbée) ²			
				Contenu en carbone (Mg C ha ⁻¹)	Concentration en azote (g N kg ⁻¹)	Contenu en azote (Mg N ha ⁻¹)	Ratio C/N
Rive nord	2019	OCC	8 d ³	0,57	30,4 a	0,04 b	14 d
		RG	9 d	0,72	31,4 a	0,05 ab	13 d
		SA	11 cd	0,77	28,7 a	0,05 ab	15 d
		SA+TR	11 cd	0,89	30,6 a	0,06 ab	14 d
		SA+VV	11 cd	0,86	30,2 a	0,06 ab	14 d
		A+VV+L	76 a	1,27	22,7 b	0,07 ab	19 cd
	2020	OCC	40 bc	2,13	9,4 d	0,05 ab	47 a
		RG	49 bc	2,17	10,2 d	0,05 ab	45 ab
		SA	25 bc	1,46	13,4 cd	0,04 ab	33 b
		SA+TR	29 b	1,64	12,2 cd	0,05 ab	36 b
		SA+VV	34 b	1,94	17,5 bc	0,08 a	25 c
		A+VV+L	70 a	2,32	11,8 d	0,06 ab	38 ab
Rive sud	2019	OCC	15 de	1,17	9,7 d	0,03 c	44 a
		RG	17 d	1,04	10,8 d	0,03 c	39 a
		SA	12 de	0,92	11,8 d	0,03 c	37 a
		SA+TR	25 bc	1,45	20,6 bc	0,07 b	21 bc
		SA+VV	29 bc	1,54	30,2 a	0,11 a	14 d
		A+VV+L	48 a	1,91	19,2 bc	0,08 ab	23 bc
	2020	OCC	26 d	1,71	10,8 d	0,04 c	41 a
		RG	32 b	2,18	9,9 d	0,05 bc	45 a
		SA	4 e	0,73	21,9 b	0,04 c	20 bcd
		SA+TR	20 bcd	1,13	27,0 ab	0,07 b	16 cd
		SA+VV	20 cd	1,16	23,5 ab	0,06 bc	19 cd
		A+VV+L	49 a	2,38	14,8 cd	0,08 ab	31 ab

¹Moyenne des parcelles désherbées et non désherbées; ²Parcelles non désherbées seulement; ³Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ dans une même colonne pour chaque site séparément.

Tableau B11. Coûts des opérations de travail du sol et de semis pour les traitements de cultures de couverture en moyenne pour les deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud).

	Sol nu/jachère (\$ ha ⁻¹)	Cultures de couverture (\$ ha ⁻¹)				
		RG	SA	SA+TR	SA+VV	A+VV+L
Opérations						
Travail du sol	0	84	84	84	84	84
Semis	0	40	40	40	40	40
Coût des semences	0	98	176	165	185	149
Total	0	222	300	289	309	273

Note: OCC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin.

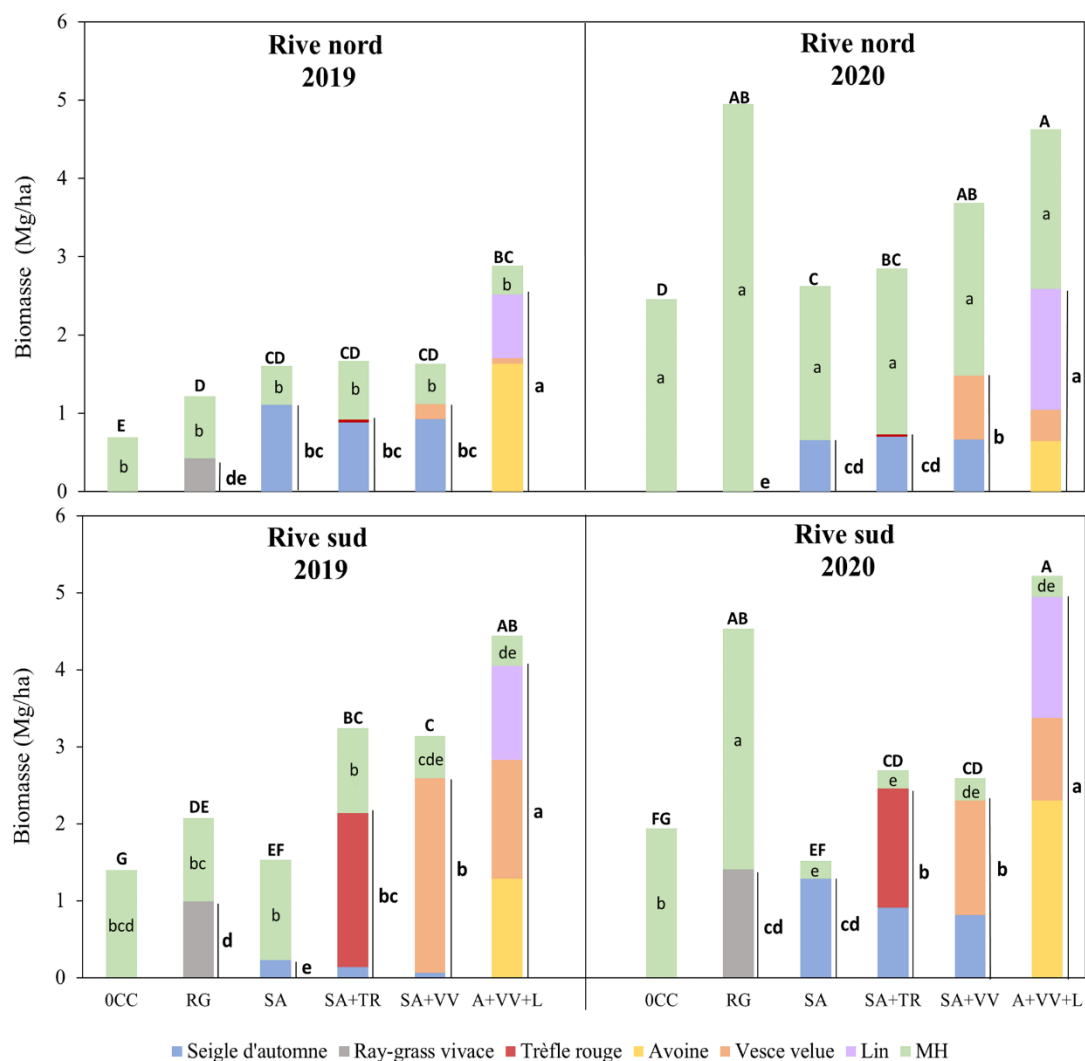


Figure B10. Biomasse aérienne (en matière sèche) totale à l'automne répartie par espèces de culture de couverture (CC) et mauvaises herbes (MH) pour six traitements de CC (0CC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud), et deux années (2019 et 2020). Les valeurs sont des moyennes des parcelles désherbées et non désherbées. Des lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les biomasses totales, alors que différentes lettres minuscules dans les sections vertes indiquent une différence significative entre les biomasses de MH, et différentes lettres minuscules en gras, vis-à-vis d'une ligne verticale, indiquent une différence significative entre les biomasses de CC, pour chaque site séparément, à $P \leq 0,05$.

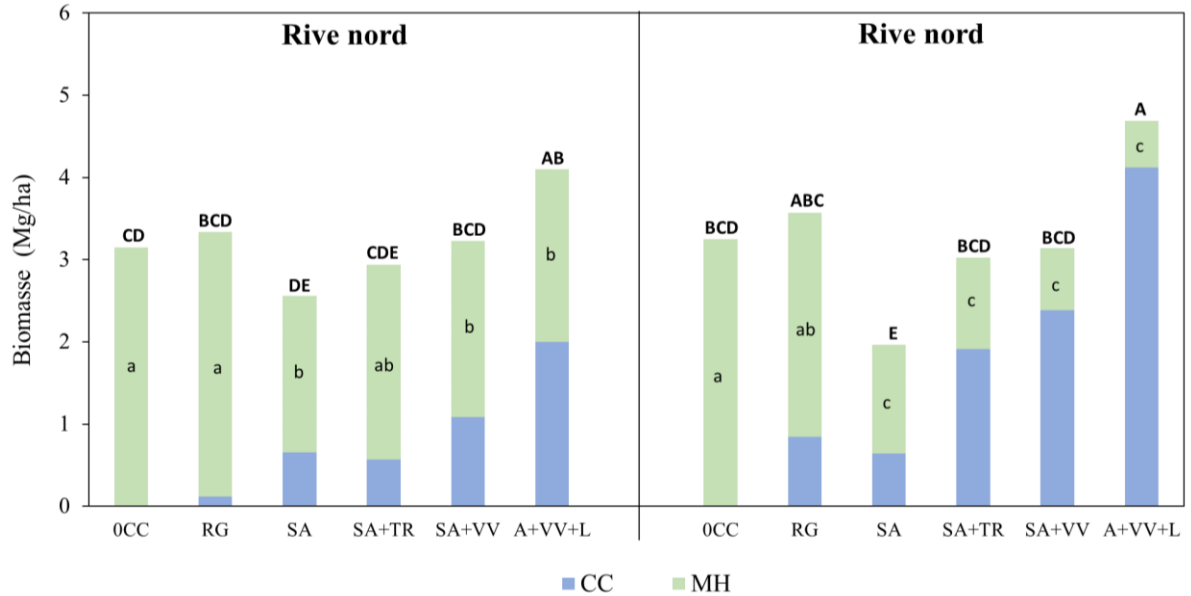


Figure B11. Biomasse aérienne totale (en matière sèche) des parcelles non désherbées à l'automne répartie par biomasse totale des cultures de couverture (CC) et biomasse de mauvaises herbes (MH) pour six traitements de CC (0CC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud). Les valeurs sont des moyennes pour deux années (2019 et 2020). Des lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les biomasses aériennes totales, alors que différentes lettres minuscules dans les sections vertes indiquent une différence significative entre les biomasses aériennes de MH, à $P \leq 0,05$

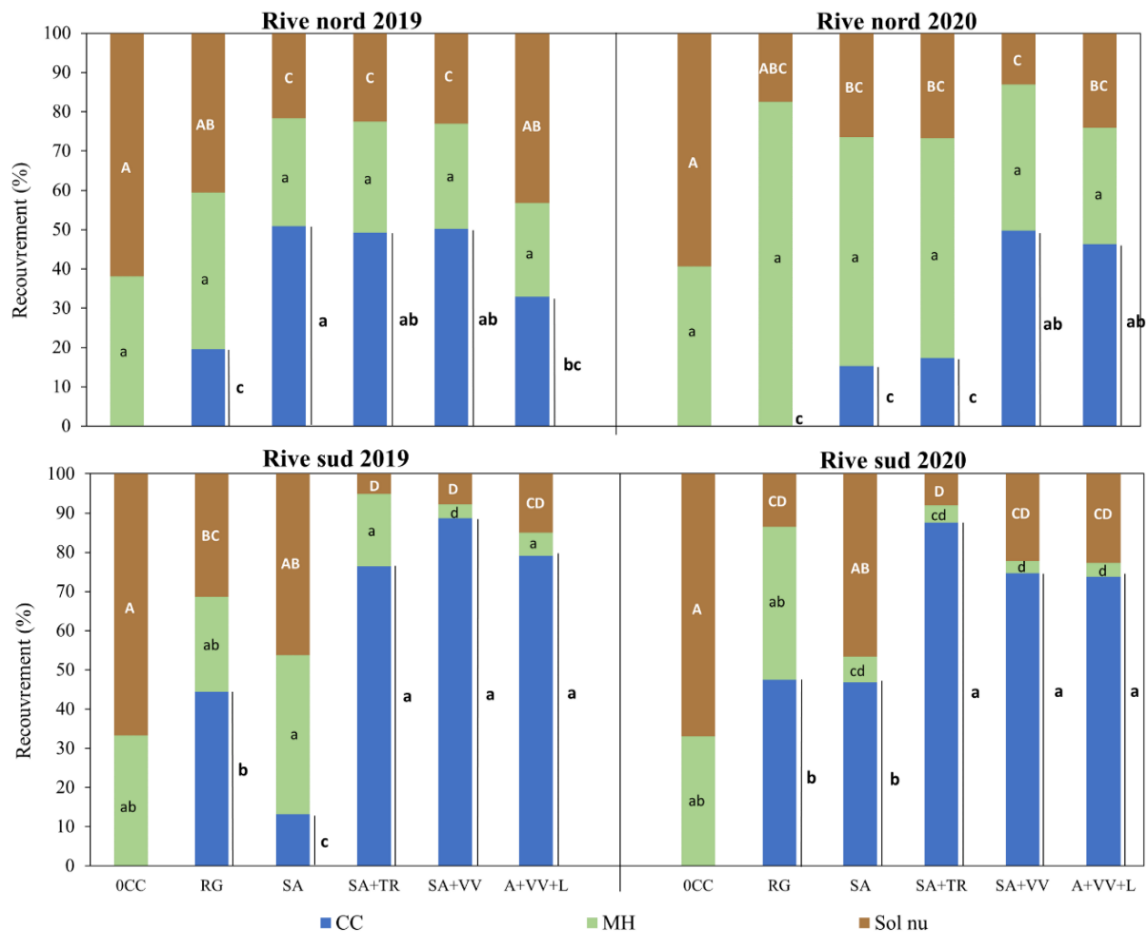


Figure B12. Pourcentages de recouvrement du sol par les cultures de couverture (CC), les mauvaises herbes (MH) et le sol nu à l'automne pour six traitements de CC (0CC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud) et pour deux années (2019 et 2020). Les valeurs sont des moyennes des parcelles désherbées et non désherbées. Des lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les pourcentages de sol nu, alors que différentes lettres minuscules dans les sections vertes indiquent une différence significative entre les pourcentages de recouvrement en MH, et différentes lettres minuscules en gras, vis-à-vis d'une ligne verticale, indiquent une différence significative entre les pourcentages de recouvrement en CC, pour chaque site séparément, à $P \leq 0,05$.

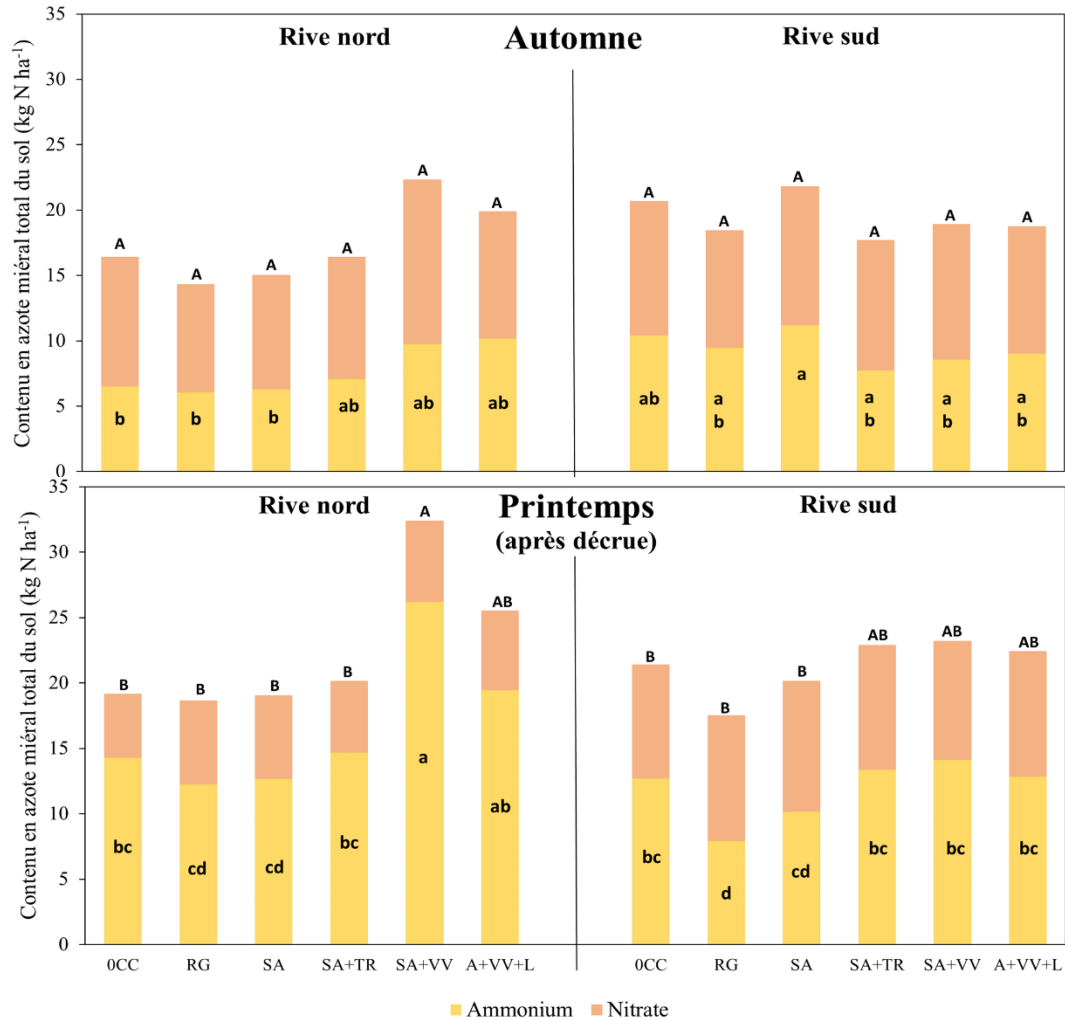


Figure B13. Contenus en azote minéral total du sol (nitrate et ammonium) pour six traitements de cultures de couverture (OCC = témoin sol nu; RG = ray-grass vivace; SA = seigle d'automne; SA+TR = mélange de seigle d'automne et trèfle rouge; SA+VV = mélange de seigle d'automne et vesce velue; A+VV+L = mélange d'avoine, de vesce velue et de lin) à deux sites situés sur le littoral du lac Saint-Pierre (rive nord et rive sud), et pour deux périodes d'échantillonnage (automne et printemps après la décrue). Les valeurs sont des moyennes entre les parcelles désherbées et non désherbées et les deux années (2019 et 2020). Différentes lettres indiquent une différence significative entre les moyennes, pour chaque période d'échantillonnage séparée, à $P \leq 0,05$.

Bibliographie

- Baldwin, D.S., Mitchell, A.M. 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. *Regul. Rivers Res Manag* 16, 457–467
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agron J* 107:2449-2474
- Borman, M.M., Krueger, W.C., Johnson, D.E. 1991. Effects of established perennial grasses on yields of associated annual weeds. *J Range Manag* 44:318–326
- Brooker, A.P., Renner, K.A., Basso, B. 2020. Interseeding cover crops in corn: establishment, biomass, and competitiveness in on-farm trial. *Agron J* 112(5):3733-3743
- Brown, T.G., Runciman, B., Bradford, M.J., Pollard, S. 2009. A biological synopsis of yellow perch, Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences 2883.
- Caswell, K., Wallace, J.M., Curran, W.S., Mirsky, S.B., Ryan, M.R. 2019. Cover crop species and cultivars for drill-interseeding in mid-Atlantic corn and soybean. *Agron J* 111:1060-1067
- Clark, A. (Ed.) 2007. *Managing cover crops profitably*, 3rd ed. ed. Sustainable Agriculture Network, Beltsville MD, USA
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). 1999. *Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux*. ADGEX 533. Québec, Canada. 104 p.
- Coombs, C., Lauzon, J.D., Deen, B., Van Eerd, L.L. 2017. Legume cover crops management on nitrogen dynamics and yield in grain corn systems. *Fields Crops Res* 201:75-85
- Cornelius, C.D., Bradley, K.W. 2017. Influence of various cover crop species on winter and summer annual weed emergence in soybean. *Weed Technol* 31:503-513
- CRAAQ. 2018. *Machinerie*, in: *Références Économiques En Agriculture*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 25
- CRAAQ. 2020. *Grains de semences*, in: *Références Économiques En Agriculture*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec (QC), p. 3
- de La Chenelière, V., Brodeur, P., Mingelbier, M. 2014. *Restauration des habitats du lac Saint-Pierre: un prérequis au rétablissement de la perchaude*. *Le naturaliste canadien* 138(2):50-61
- Deichman C.L., Kremer, R.J. 2019. *The solar corridor crop system*. Elsevier Academic Press, San Diego. p. 190
- Fageria, N. K., Baligar, V. C., Bailey, B. A. 2005. Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Commun Soil Sci Plant Anal* 36(19-20):2733-2757

- Gieske, M.F., Wyse, D.L., Durgan, B.R. 2016. Spring- and fall-seeded radish cover-crop effects on weed management in corn. *Weed Technol* 30:559-572
- Giroux, I. 2018. État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques. Québec. 44 p.
- Goudenhoofft, C., Bourmaud, A., Baley, C. 2019. Flax (*Linum usitatissimum* L.) fibers for composite reinforcement: Exploring the link between plant growth, cell walls development, and fiber properties. *Front. Plant Sci.* 10, 1–23
- Halde, C., Entz, M.H. 2016. Plant species and mulch application rate affected decomposition of cover crop mulches used in organic rotational no-till systems. *Can J Plant Sci* 96, 59–71
- Henson, P.R., Schotch, H.A. 1968. Vetch culture and uses, Farmers' Bu. ed. United States Department of Agriculture, Washington DC, USA
- Hively, W.D, Cox, W.J. 2001. Interseeding cover crops into soybean and subsequent corn yields. *Agron J* 93:308-313
- Isik, D., Kaya, E., Ngouajio, M., Mennan, H. 2009. Summer cover crops for weed management and yield improvement in organic lettuce (*Lactuca sativa*) production. *Phytoparasitica* 37, 193–203
- Koehler-Cole, K., Elmore, R.W., Blanco-Canqui, H., Francis, C.A., Shapiro, C.A., Proctor, C.A., Ruis, S.J., Heeren, D.M., Irmak, S., Ferguson, R.B. 2020. Cover crop productivity and subsequent soybean yield in the western Corn Belt. *Agron Soil Environ Qual* 112:2649-2663
- Kremer, R.J., Reinbott, T.M., Deichman, C.L., Pan, X. 2021. Contributions of cowpea to overall productivity and soil health in the solar corridor crop system. University of Missouri. <https://www.researchgate.net/publication/352029139>
- Lancashire, P.D., Bleiholder, H., van den Boom, T., Langeluddeke, P., Stauss, R., Weber, E., Witzemberger, A. 1991. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. *Ann Appl Biol* 119:561–601
- Mingelbier, M., Brodeur, P., Morin, J. 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent et évaluation des critères de régularisation du Système lac Ontario - Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. Québec. 156 p.
- Mohammed, Y.A., Matthees, H.L., Gesch, R.W., Patel, S., Forcella, F., Aasand, K., Steff, N., Johnson, B.L., Wells, M.S., Lenssen, A.W. 2019. Establishing winter annual cover crops by interseeding into maize and soybean. *Agron J* 112:719-732
- Muzangwa, L., Chiduza, C., Muchaonyerwa, P. 2012. Biomass production, weed suppression, nitrogen and phosphorus uptake in white oat (*Avena sativa* L.) and grazing vetch (*Vicia dasycarpa* L.) cover crop bicultures under an irrigated no-till system. *South African J Plant Soil* 29, 135–141

- Nielsen, D.C., Lyon, D.J., Hergert, G.W., Higgins, R.K., Holman, J.D. 2015. Cover crop biomass production and water use in the central great plains. *Agron J* 107, 2047–2058
- Peterson, A.T., Berti, M.T., Samarappuli, D. 2019. Intersowing cover crops into standing soybean in the US upper Midwest. *Agronomy* 9:264
- Robel, R.J., Briggs, J.N., Dayton, A.D., Hulbert, L.C. 1970. Relationships between visual obstruction measurements and weight of grassland. *J Range Manag* 23:295–297
- Ruark, M.D., Chawner, M.M., Ballweg, M.J., Proost, R.T., Arriaga, F.J., Stute, J.K. 2018. Does cover crop radish supply nitrogen to corn? *Agron J* 110:1513-1522
- Schappert, A., Messelhäuser, M.H., Saile, M., Peteinatos, G.G., Gerhards, R. 2018. Weed suppressive ability of cover crop mixtures compared to repeated stubble tillage and glyphosate treatments. *Agriculture* 8:144
- Schulz, M., Marocco, A., Tabaglio, V., Macias, F.A., Molinillo, J.M. 2013. Benzoxazinoids in rye allelopathy - from discovery to application in sustainable weed control and organic farming. *J Chem Ecol* 39, 154–174
- Shrestha, J., Niklaus, P.A., Pasquale, N., Huber, B., Barnard, R.L., Frossard, E., Schleppei, P., Tockner, K., Luster, J. 2014. Flood pulses control soil nitrogen cycling in a dynamic river floodplain. *Geoderma* 228–229, 14–24
- Smith, R.G., Warren, N.D., Cordeau, S. 2020. Are cover crop mixtures better at suppressing weeds than cover crop monocultures? *Weed Sci* 68, 186–194
- TCRLSP. 2017. Fiche synthèse sur la cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Table de Concertation Régionale du Lac Saint-Pierre, Comité ZIP du lac Saint-Pierre. 38 p.
- Timlin, D., Kim, S.-Y., Fleisher, D., Wang, Z. Reddy, V.R. 2019. Chapter 3. Maize water use and yield in the solar corridor system a simulation study. Dans: Deichman C.L., Kremer R.J.(Eds) 2019. *The solar corridor crop system*. Elsevier Academic Press, San Diego. p. 190
- Uchino, H., Iwama, K., Jitsuyama, Y., Yudate, T., Nakamura, S. 2009. Yield losses of soybean and maize by competition with interseeded cover crops and weeds in organic-based cropping systems. *Fields Crop Res* 113:342-351
- Vanasse, A., Thibaudeau, S., Weill, A. 2022. Guide des cultures de couverture en grandes cultures. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 204 pages.
- Wagg, C., van Erk, A., Fava, E., Comeau, L.-P., Mitterboeck, T.F., Goyer, C., Li, S., McKenzie-Gopsill, A., Mills, A. 2021. Full-season cover crops and their traits that promote agroecosystem services. *Agriculture* 11:830
- Weil, R.R., Brady, N.C. 2017. *The nature and properties of soils*, 15th edition. ed. Person Education, Essex, England

C - POTENTIEL DES PLANTES FOURRAGÈRES COMME CULTURES DANS LES ZONES LITTORALES DU LAC SAINT-PIERRE

PHILIPPE SEGUIN (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Prairies / Plantes fourragères

Principaux collaborateurs

Valérie Gravel (U. McGill)

Résumé des travaux de recherche

- L'établissement et la survie des plantes fourragères a été difficile sur tous les sites, pour toutes les élévations, et à toutes les années.
- Tous les semis ont été dominés par les mauvaises herbes, même avec l'utilisation d'avoine comme plant-abri.
- Le mélange complexe d'espèces pérennes incluant du lotier corniculé a donné les meilleurs résultats en matière de rendements et de survie à l'hiver et à la crue.
- Les régies plus intensives (deux récoltes) favorisent la production fourragère.
- Les régies moins intensives (une récolte) maximisent la biomasse résiduelle observée à l'automne. Cette biomasse pourrait théoriquement être utilisée durant la crue, au printemps, par les populations de poissons qui effectuent leur ponte dans le littoral du LSP.
- Lorsqu'il est bien implanté, l'alpiste roseau peut produire, avec une régie à deux récoltes, des rendements comparables et même supérieurs à la moyenne provinciale.
- La valeur nutritive des fourrages a varié selon les semis : elle était souvent inférieure à ce qui est considéré comme acceptable pour une utilisation en alimentation animale.
- L'enrobage avec de l'argile des semences d'alpiste roseau n'a pas eu d'impact sur le succès de son implantation à un site lors d'une année d'expérimentation.
- Une augmentation du taux de semis de l'alpiste roseau au-delà du taux présentement recommandé (à savoir 11 kg/ha) n'a pas eu d'impact sur son implantation à un site lors d'une année d'expérimentation.

Mise en contexte

Les plantes fourragères ont déjà été une culture importante dans le littoral du lac Saint-Pierre (LSP). Les superficies en plantes fourragères ont diminué au cours des dernières décennies au profit de cultures annuelles (maïs et soya). Cependant, les plantes fourragères ont un plus grand potentiel de services écologiques dans les zones littorales. Dans le cadre du présent projet, différentes espèces et régies de plantes fourragères ont été évaluées dans deux zones du littoral, dans trois dispositifs expérimentaux distincts.

Objectifs

L'objectif général de ce projet était d'évaluer le potentiel agronomique et environnemental de différentes espèces de plantes fourragères et de leur régie lorsqu'elles sont cultivées en zone inondable.

Les objectifs spécifiques sont de :

- Évaluer le rendement et la qualité d'espèces fourragères semées seules ou en mélanges.
- Évaluer la survie des espèces à l'étude et la biomasse restante au printemps, à la suite de la crue.
- Déterminer la meilleure régie en matière de rendement et de potentiel écologique.
- Déterminer si l'enrobage des semences d'alpiste roseau avec de l'argile peut avoir un impact sur le succès de son implantation.
- Déterminer si une augmentation du taux de semis de l'alpiste roseau allant au-delà du taux présentement recommandé (à savoir 11 kg/ha) peut améliorer son implantation.

Hypothèses de recherche :

- L'alpiste roseau et un mélange complexe sont les espèces qui seront les plus adaptées aux conditions spécifiques du littoral du LSP.
- Une régie à une coupe avec fertilisation azotée après la coupe va avoir le meilleur potentiel écologique (à savoir maximiser la biomasse en fin de saison).
- Une régie à deux coupes va produire les rendements les plus élevés, mais aura un potentiel écologique moindre.
- L'enrobage des semences d'alpiste roseau avec de l'argile va améliorer son succès d'implantation.
- Un taux de semis de l'alpiste roseau allant au-delà du taux présentement recommandé (à savoir 11 kg/ha) améliorera son implantation.

Méthodologie

Projet 1. Évaluation de différentes espèces de plantes fourragères et de leur régie en ce qui a trait au nombre de récoltes et à la fertilisation azotée (2019-2021)

Dans le cadre de ce projet, nous avons évalué différentes espèces de plantes fourragères sur différents sites et à différentes élévations. Nous avons fait les semis en 2019 et 2020. Les conditions environnementales et la réalité de terrain nous ont mené à un nombre différent de traitements, de sites et d'élévations en 2019 et en 2020. Notre objectif était d'observer les parcelles expérimentales jusqu'en 2021, mais la difficile survie des plants a réduit le nombre d'années d'observation.

Semis 2019 : Nous avons établi des parcelles de 1,55 × 7 m en utilisant un semoir Carter sur la rive sud à Baie-du-Febvre dans un plan en tiroir avec parcelles principales en blocs complets aléatoires, en deux zones d'élévation : en zone de haute élévation (entre 6,2 et 6,8 m; semis le 4 juillet 2019) et en zone de basse élévation (< 6,2 m; semis le 18 juillet 2019). Les traitements étaient constitués de parcelles principales (régies des cultures) et de parcelles secondaires (espèces évaluées). Voici les régies évaluées : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (50 kg N/ha après la coupe), iii) 2

récoltes, 0 fertilisation (c'est devenu, pour 2019 exclusivement, 1 récolte, pas de fertilisation) et iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (50 kg N/ha après la première récolte et après la deuxième récolte) [c'est devenu, pour 2019 exclusivement, 1 récolte, 1 fertilisation (après la récolte)]. Les espèces évaluées incluaient : i) alpiste roseau + avoine (plante-abri à l'établissement), ii) fléole des prés + avoine (plante-abri à l'établissement), iii) vulpin des prés + avoine (plante-abri à l'établissement), iv) mélange complexe (alpiste roseau, fléole des prés, vulpin des prés, brome inerme, lotier corniculé) + avoine (plante-abri à l'établissement). Nombre de parcelles établies en 2019 : 4 régions × 4 espèces évaluées × 4 répétitions × 2 zones = 128 parcelles.

Semis 2020 : Nous avons établi des parcelles de 1,55 × 7 m à l'aide d'un semoir Carter sur la rive sud à Baie-du-Febvre (le 2 juin 2020 et le 16 juin 2020 dans le cas du deuxième semis en zone de basse élévation) et sur la rive nord à Saint-Barthélemy (le 18 juin 2020) dans un plan en tiroir avec parcelles principales en blocs complets aléatoires en deux zones d'élévation : une zone de haute élévation (entre 6,2 et 6,8 m) à chacun des deux sites et en zone de basse élévation (< 6,2 m) sur le site de Baie-du-Febvre (pour les deux essais). Les traitements étaient constitués de parcelles principales (régions des cultures) et de parcelles secondaires (espèces évaluées). Les régions des cultures évaluées incluaient: i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (50 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (50 kg N/ha après la première récolte) (c'est devenu, pour 2020 exclusivement, 1 récolte, pas de fertilisation), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (50 kg N/ha après la première récolte et après la deuxième récolte) [c'est devenu, pour 2020 exclusivement, 1 récolte, 1 fertilisation (après la récolte)]. Les espèces évaluées incluaient : i) alpiste roseau + avoine (plante-abri à l'établissement), ii) fétuque rouge + avoine (plante-abri à l'établissement), iii) fléole des prés + avoine (plante-abri à l'établissement), iv) vulpin des prés + avoine (plante-abri à l'établissement), v) mélange complexe (alpiste roseau, fétuque rouge, fléole des prés, vulpin des prés, brome inerme, lotier corniculé) + avoine (plante-abri à l'établissement). Voici donc le nombre de parcelles établies en 2020 : 4 régions × 5 espèces évaluées × 4 répétitions × 4 combinaisons zones d'élévation et sites = 320 parcelles.

Les taux de semis (ajustés selon le taux de germination) de chaque espèce étaient pour les semis des traitements autres que les mélanges : i) alpiste roseau (11 kg/ha), ii) fétuque rouge (8 kg/ha), iii) fléole des prés (10 kg/ha), iv) vulpin des prés (13 kg/ha), v) avoine (60 kg/ha). Dans le cas des mélanges, les taux de chaque espèce étaient les suivants : i) alpiste roseau (9 kg/ha), ii) fléole des prés (7 kg/ha), iii) vulpin des prés (8 kg/ha), iv) brome inerme (10 kg/ha), v) lotier corniculé (7 kg/ha), vi) fétuque rouge (seulement en 2020, 8 kg/ha), et vii) avoine (60 kg/ha). Nous avons fait les fertilisations azotées à la volée, à la main, en utilisant de l'urée. Nous avons procédé aux récoltes durant l'année de semis selon le stade de développement de l'avoine en visant une récolte au stade laiteux du grain. Dans les années post-semis, nous avons fait les récoltes selon le stade de développement moyen des plantes fourragères pérennes et/ou selon la pression des mauvaises herbes. Nous avons effectué une seule récolte lors de l'année du semis, car le développement des plants était insuffisant pour faire deux récoltes. Cependant, en 2020, sur tous les sites, nous avons fauché à deux reprises les parcelles nouvellement semées - la première fauche n'a pas été récoltée ni échantillonnée, car elle était presque exclusivement composée de mauvaises

herbes. Nous avons toutefois enlevé la biomasse des parcelles. Cette fauche a servi à réduire la compétition offerte aux plantes fourragères semées.

Nous avons mesuré les variables suivantes pour chaque parcelle et à chaque coupe au cours du projet : les rendements en biomasse, la composition botanique et la valeur nutritive du fourrage. De plus, à l'automne (octobre-novembre), nous avons déterminé le recouvrement, la hauteur maximale, la hauteur Robel (une indication de la densité de la végétation) et la biomasse végétale résiduelle. À chaque coupe, nous avons établi la composition botanique [c'est-à-dire la proportion des espèces pérennes semées, de l'avoine (lors de l'année du semis), et des mauvaises herbes] de chaque parcelle en récoltant la biomasse d'un quadra de 50 × 50 cm et en séparant chaque composante manuellement. Après avoir séparé les fractions, nous les avons séchées et en avons déterminé les proportions sur une base de matière sèche (MS). Nous avons récolté une bande de 5 m de long avec une mini-fourragère afin de déterminer le rendement de chaque parcelle. Nous avons prélevé et séché un échantillon de fourrage afin de déterminer les rendements sur une base de MS. Ces mêmes échantillons ont aussi été utilisés afin de déterminer la valeur nutritive des fourrages [(teneur en fibres au détergent neutre (NDF), fibres au détergent acide (ADF), protéine brute (PB), cendres, et la digestibilité *in vitro* de la matière sèche (48 heures; IVTDMD48). Nous avons fait les analyses en utilisant la méthode de la spectroscopie dans le proche infrarouge (SPIR). Nous avons effectué les mesures de biomasse à l'automne en la récoltant dans un quadra de 50 × 50 cm. Nous l'avons séchée afin de déterminer cette donnée sur une base de MS. Nous avons déterminé la hauteur maximale de la végétation par cinq mesures dans le quadra avant la coupe et nous avons estimé visuellement le recouvrement dans le même quadra. Finalement, nous avons déterminé la hauteur Robel en utilisant un protocole établi (Robel et al., 1970). Nous avons analysé les données à l'aide de PROC GLM dans le programme SAS en utilisant les modèles appropriés pour le design expérimental utilisé. Lorsque c'était possible, nous avons fait des analyses combinées incluant sites et zones d'élévation. Nous avons considéré les sites, les zones d'élévation et les traitements comme des facteurs fixes, tandis que les répétitions ont été considérées comme un facteur aléatoire. Tout facteur ayant une valeur $P > 0,05$ a été déclaré comme non significatif statistiquement.

Projet 2. Évaluation de l'impact de la régie de l'alpiste roseau en ce qui a trait au nombre de récoltes et à la fertilisation azotée (2021)

Dans le cadre de ce projet, nous avons évalué l'impact du nombre de récoltes et celui de la fertilisation azotée sur la productivité et sur la valeur nutritive du fourrage d'alpiste roseau établi en 2018. Nous avons commencé cette expérience en 2021 à la suite de problèmes d'implantation et de survie observés en 2019 et 2020 sur les deux sites expérimentaux choisis au début du projet 1.

Nous avons délimité des parcelles de 3 × 7 m au printemps 2021 dans deux prairies d'alpiste roseau très bien établies semées en 2018. Les prairies étaient situées sur la rive sud, à Baie-du-Febvre, et sur la rive nord, à Maskinongé. Nous avons assigné les parcelles délimitées à un dispositif expérimental en blocs aléatoires. Nous avons entrepris des traitements de régies des cultures incluant : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1

récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte) et iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte). Le nombre de parcelles établies en 2021 va comme suit : 4 régies \times 4 répétitions \times 2 sites = 32 parcelles.

Nous avons procédé à des fertilisations azotées à la volée, à la main, avec de l'urée. Nous avons fait les récoltes selon le stade de développement de l'alpiste roseau, en visant des récoltes au début de l'épiaison des plants. Nous avons mesuré les mêmes variables qu'au cours du projet 1 dans chaque parcelle et à chaque coupe, c'est-à-dire : les rendements en biomasse, la composition botanique et la valeur nutritive du fourrage. De plus, à la fin de l'automne, nous avons déterminé le recouvrement, la hauteur maximale, la hauteur Robel et la biomasse végétale résiduelle. Nous avons utilisé la même méthodologie pour déterminer et analyser ces variables que pour le projet 1. Une seule exception : l'analyse de digestibilité de la fibre au détergent neutre (48 heures) (NDFd48) ou lieu de l'analyse de la digestibilité *in vitro* de la matière sèche (48 heures; IVTDM48).

Projet 3. Évaluation de l'impact des mauvaises herbes, du taux de semis et de l'enrobage avec de l'argile sur l'établissement de l'alpiste roseau (2021)

Dans le cadre de ce projet, nous avons évalué l'impact de la présence de mauvaises herbes, du taux de semis et de l'enrobage des semences avec de l'argile sur l'établissement de l'alpiste roseau. Cette expérience a été établie en 2021 compte tenu des problèmes d'implantation et de survie observés en 2019 et en 2020 sur les deux sites expérimentaux choisis au début du projet 1.

Nous avons établi des parcelles de 1,50 \times 7 m à l'aide d'un semoir Wintersteiger sur la rive sud, à Baie-du-Febvre (le 15 mai 2021), et sur la rive nord, à Saint-Barthélemy (le 19 mai 2021), dans un plan en tiroir avec parcelles principales en blocs complets aléatoires. Les traitements étaient constitués de parcelles principales (niveau de pression des mauvaises herbes; avec ou sans désherbage manuel), de parcelles secondaires (avec ou sans enrobage des semences avec de l'argile) et de parcelles tertiaires [taux de semis : 11, 15, 19, et 23 kg/ha (taux ajustés en tenant compte du taux de germination et du poids additionnel causé par la présence d'argile)]. Le nombre de parcelles établies va donc comme suit : 2 niveaux de pression de mauvaises herbes \times 2 types d'enrobages \times 4 taux de semis \times 4 répétitions \times 2 sites = 128 parcelles semées en 2021.

Nous avons fertilisé les parcelles au semis avec 40 kg N/ha ajouté sous forme d'urée, à la volée, manuellement. Nous les avons désherbées manuellement à trois reprises au cours de la saison. Nous avons procédé à une récolte en août 2021 en considérant la pression des mauvaises herbes et le stade de développement de l'alpiste. Les variables mesurées dans chaque parcelle au cours du projet sont les suivantes : les rendements en biomasse et la composition botanique. De plus, à la fin de l'automne, nous avons mesuré le recouvrement, la hauteur maximale, la hauteur Robel et la biomasse végétale résiduelle. Nous avons utilisé la même méthodologie qu'au cours du projet 1 pour déterminer et analyser ces variables.

Modifications à la programmation initiale :

Voici la liste des principaux changements effectués au protocole de recherche du projet 1 (en 2019) :

- Implantation des parcelles : nous avons seulement implanté les parcelles sur le site de la rive sud (Baie-du-Febvre), les conditions de crue et les conditions de champ n'ayant pas permis l'établissement des parcelles sur la rive nord (Saint-Barthélemy) pour l'année 2019 (implantation trop tardive).
- Régie de récolte : nous avons fait une seule récolte à cause du semis tardif.
- Régie de fertilisation : puisqu'il n'y a eu qu'une seule coupe, nous avons modifié les traitements de fertilisation. La première moitié des parcelles a été fertilisée (50 kg/ha) après la première récolte, alors que l'autre moitié n'a pas été fertilisée.
- Espèces évaluées : nous avons remplacé la fétuque rouge, une espèce de milieu sec, par le vulpin des prés, une espèce de milieu humide.
- Ajout : nous avons ajouté une plante-abri annuelle (avoine, 60 kg/ha) au semis dans tous les traitements afin de réduire la pression exercée par les mauvaises herbes.

Voici la liste des principaux changements effectués au protocole de recherche du projet 1 en 2020 :

- Échantillonnage au printemps, lors de la crue, de biomasse résiduelle des plantes fourragères et des indicateurs environnementaux pour les parcelles établies en 2019 : l'équipe de G. Cabana n'a pas pu procéder à l'échantillonnage.
- Implantation des parcelles : en 2020, nous avons seulement pu implanter des parcelles pour l'une des deux élévations sur le site de la rive nord, à Saint-Barthélemy, car seule la zone de haute élévation était accessible. En revanche, nous avons pu effectuer deux semis au lieu d'un en zone de basse élévation, à Baie-du-Febvre.
- Régie de récolte : nous avons réalisé une seule récolte pour les parcelles semées en 2020. La croissance était insuffisante pour avoir deux récoltes.
- Régie de fertilisation : puisque nous n'avons fait qu'une seule récolte pour les semis de 2020, nous avons dû modifier les traitements de fertilisation. La première moitié des parcelles a été fertilisée (50 kg/ha) après la première récolte, alors que l'autre moitié n'a pas été fertilisée. De plus, pour l'essai implanté en 2019 en zone haute à Baie-du-Febvre, nous avons modifié le traitement 3 (qui consistait en deux récoltes avec une fertilisation azotée après la première récolte) à la suite d'une erreur humaine : nous avons opté pour un traitement de deux récoltes sans fertilisation azotée.
- Espèces évaluées : nous avons ajouté la fétuque rouge comme espèce évaluée dans les essais implantés en 2020.

Voici la liste des principaux changements effectués au protocole de recherche du projet 1 en 2021 :

- Nous avons abandonné les parcelles de tous les semis, sur tous les sites et pour toutes les zones d'élévation compte tenu de la très faible survie dans tous les cas. Nous n'avons observé que les parcelles du mélange complexe au cours de la saison, sur le site de Saint-Barthélemy.

- Nous avons annulé l'échantillonnage de biomasse résiduelle des plantes fourragères et des indicateurs environnementaux qui devait être réalisé par l'équipe de G. Cabana au printemps lors de la crue pour les parcelles établies en 2019.
- Nous avons ajouté deux expériences : les projets 2 et 3.

Résultats

Projet 1. Évaluation de différentes espèces de plantes fourragères et de leur régie en ce qui a trait au nombre de récoltes et à la fertilisation azotée (2019-2021)

Année 2019

Implantation des parcelles :

L'implantation des parcelles semées en 2019 à Baie-du-Febvre a été bonne de façon générale (photo C1). Cependant, nous avons observé une forte pression des mauvaises herbes dans les deux semis, en particulier en zone haute. La forte pression des mauvaises herbes s'est reflétée dans la contribution de ces parcelles au rendement en biomasse récoltée.

Rendements :

Le rendement total moyen pour l'ensemble des parcelles a été de 2 519 kg/ha (pour un total d'une récolte). L'espèce que nous avons trouvée en plus grande proportion dans toutes les parcelles fut l'avoine fourragère, que nous avons semée comme plante-abri. Notons qu'aucune différence significative est rapportée entre les traitements (espèces et zones d'élévation) (tableau C1). En moyenne, la proportion de l'avoine dans l'échantillon était de 57 %, suivi par les mauvaises herbes avec 42 %. Les espèces pérennes semées représentaient une faible proportion de la biomasse, soit 1 % pour le mélange complexe (l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin des prés, le brome inerme et le lotier corniculé) et moins de 1 % pour les espèces semées seules : alpiste roseau (0,3 %), vulpin des prés (0,1 %) et fléole des prés (0,2 %). Malgré qu'elle représente une faible proportion de la biomasse totale, la biomasse du mélange complexe est significativement plus élevée que celle des espèces semées seules, en particulier en zone haute (figure C1).

Valeur nutritive du fourrage :

Il n'y a pas eu de différence significative de la qualité fourragère entre les différents traitements dans les essais en 2019 (tableau C2). Ils étaient tous constitués en majorité d'avoine fourragère et de mauvaises herbes, les espèces de plantes fourragères pérennes n'ayant contribué que très peu à la biomasse totale. Les différents traitements ne différaient pas en ce qui concerne le nombre de récoltes ou de fertilisations azotées au moment de la première récolte, ce qui fait que l'absence de différences entre les traitements ne nous surprend pas.

Mesures automnales :

Nous constatons des différences significatives entre les zones d'élévation. Tous les indicateurs (couverture du sol, hauteur étirée, hauteur Robel et biomasse) étaient plus élevés pour les essais en zone haute (tableau C3). En effet, nous avons semé les essais en zone haute deux semaines avant les essais en zone basse, car les conditions du sol (sol

gorgé d'eau en zone basse) ne permettaient pas le travail du sol des deux zones simultanément. Il est donc plausible de suggérer que l'implantation fut meilleure en zone haute (meilleure couverture du sol). Nous avons d'ailleurs effectué la récolte des plantes fourragères plus tôt en zone haute : elles ont bénéficié de deux semaines de croissance supplémentaires après la coupe, ce qui explique une biomasse automnale plus élevée.

En ce qui a trait à la fertilisation, tous les indicateurs (couverture du sol, hauteur étirée, hauteur Robel et biomasse) sont significativement plus élevés pour les parcelles fertilisées (à 50 kg N/ha après la coupe) par rapport à celles non fertilisées (tableau C3). On note aussi une interaction significative entre la zone d'élévation et la fertilisation, et ce, pour tous les indicateurs (tableau C3, figures C2 à C5). Par exemple, la biomasse automnale et la hauteur Robel sont plus élevées dans la zone haute fertilisée, intermédiaires pour la zone haute non fertilisée et plus basses pour les deux traitements en zone basse. Ces différences sont encore probablement attribuables en partie à la différence dans la date de récolte entre les deux zones.

Finalement, concernant les différentes espèces pérennes semées, on note des différences significatives à la couverture du sol seulement (tableau C3), celle-ci étant significativement plus élevée dans les parcelles semées avec le mélange complexe. L'alpiste roseau suit, ensuite la fléole des prés, puis le vulpin des prés. Ce résultat, couplé avec un meilleur rendement pour le mélange complexe, permet de suggérer que l'emploi d'un mélange d'espèces pérennes pourrait favoriser une meilleure implantation, par rapport aux espèces pérennes semées seules.

Année 2020

Survie et implantation des parcelles:

La survie des parcelles établies à Baie-du-Febvre dans deux zones en 2019 a été limitée. La survie des parcelles de la zone haute a été minime, tandis que celle des parcelles de la zone basse a été nulle. Les parcelles de l'essai en zone basse ont donc dû être abandonnées. Dans la zone basse, le sol était recouvert au printemps d'une couche de sédiments durcis, ce qui a grandement limité le potentiel de repousse des plants établis en 2019 (photo C2). Les parcelles de la zone haute ont quant à elles été recouvertes de résidus végétaux, cette zone correspondant au niveau maximal de la crue (photo C3). Ces résidus formaient un paillis sur les plants établis en 2019, ce qui a fortement affecté leur repousse.

L'implantation des parcelles semées en 2020 a été fortement réduite par plusieurs événements et facteurs. Une sécheresse importante a suivi les premiers semis en juin (seulement 3 mm de précipitations en trois semaines), ce qui a fortement retardé la levée des cultures, puis elle a été suivie d'une forte compétition exercée par les mauvaises herbes. Dans ce contexte, sur la rive sud (Baie-du-Febvre), un deuxième essai en zone basse a été semé plus tard dans la saison, mais les fortes précipitations reçues à la fin juillet - début août ont causé une accumulation d'eau importante dans les parcelles en zone de basse élévation. Cette accumulation a perduré pendant plus de deux semaines, ce qui a rendu impossible la récolte et l'échantillonnage des parcelles implantées dans cette zone en 2020 (photo C4). Il y a eu un total de 199 mm de précipitations en 10 jours, ce qui représente 35

% des précipitations reçues durant toute la saison de croissance. Du 2 au 4 août uniquement, il y a eu 119 mm de précipitations, ce qui représente 20 % des précipitations reçues¹.

Rendements :

De façon générale, pour les semis de 2020, sur les deux sites en zone haute, les mauvaises herbes ont dominé les parcelles tout au cours de la saison et ont le plus contribué aux rendements (tableau C4; photo C5). Le rendement total moyen pour l'ensemble des parcelles et des sites a été de 4 036 kg MS/ha. Nous observons cependant des différences entre les sites. Les rendements totaux moyens ont en effet été largement supérieurs à Baie-du-Febvre (6 561 kg MS/ha) comparé à Saint-Barthélemy (1 511 kg MS/ha). Les mauvaises herbes ont représenté 89 % de la biomasse à Saint-Barthélemy et 74 % à Baie-du-Febvre. Si leur contribution au rendement était plus élevée à Saint-Barthélemy, les rendements en mauvaises herbes étaient plus importants à Baie-du-Febvre (4 846 kg MS/ha) qu'à Saint-Barthélemy (1 344 kg MS/ha). L'avoine semée comme plante-abri a plus contribué aux rendements à Baie-du-Febvre qu'à Saint-Barthélemy, avec des contributions au rendement total de 26 et de 10 %, respectivement, ce qui se traduit par des rendements de 1 692 et de 154 kg MS/ha. Les espèces pérennes semées ont représenté une très faible proportion de la biomasse, soit <1 % en moyenne. Dans le meilleur des cas, le mélange complexe (alpiste roseau, fétuque rouge, fléole des prés, vulpin des prés, brome inerme et lotier corniculé) a représenté 1 % du rendement total. Le rendement du mélange complexe a été plus élevé (45 kg MS/ha) que celui des espèces semées seules. Les rendements moyens des espèces pérennes semées ont été marginalement plus élevés à Baie-du-Febvre qu'à Saint-Barthélemy (23 par rapport à 13 kg MS/ha). Les très faibles rendements des espèces pérennes semées peuvent être expliqués en partie par les conditions défavorables auxquelles elles ont fait face (comme la sécheresse et la compétition des mauvaises herbes).

Pour les semis effectués en 2019, comme mentionné précédemment, la repousse des plantes en zone haute a été fortement réduite par l'accumulation de résidus végétaux à la suite de la crue, au printemps (photo C3). Les rendements fourragers totaux et les rendements des plantes pérennes semées ont donc été faibles pour tous les traitements évalués (tableau C5). La moyenne des rendements saisonniers totaux a été de 1 076 kg MS/ha, ce qui reste largement inférieur à la moyenne provinciale (5,5 tonnes MS/ha pour 2013-2019²). À la première récolte, nous avons observé des différences entre les espèces : les rendements fourragers totaux, les rendements des espèces pérennes semées et ceux des mauvaises herbes étaient toutes plus élevés pour le mélange complexe comparé aux autres traitements. Il est important de noter cependant que la contribution au rendement total des espèces semées était faible, à savoir de 14 % dans le meilleur des cas (pour le mélange complexe). L'espèce la plus fréquemment observée dans le mélange complexe était le lotier corniculé. Sa présence dans les parcelles pourrait peut-être expliquer les rendements plus élevés en mauvaises herbes observés avec le mélange complexe, un transfert d'azote fixé par le lotier corniculé ayant possiblement contribué à la croissance de ces espèces. Nous

¹ Données d'Environnement Canada pour la station de Nicolet : https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html.

² <https://statistique.quebec.ca/>

n'avons observé aucun effet attribuable à la régie pour cette coupe étant donné que la fertilisation a suivi cette première récolte; les traitements ne différaient pas en matière de régie à ce moment.

Pour la deuxième récolte, des effets de la régie (fertilisation) ont été observés pour les rendements fourragers totaux et pour ceux des mauvaises herbes. L'ajout de fertilisant azoté après la première coupe a fortement augmenté les rendements, qui sont passés de 475 (en l'absence de fertilisation) à 1 632 kg MS/ha. Il en a été de même pour les rendements en mauvaises herbes, qui sont passés de 373 à 1 388 kg MS/ha. Nous avons observé des rendements différents entre traitements d'espèces semées. Ils étaient plus élevés pour le mélange complexe que pour les autres traitements (444 par rapport à une moyenne de 83 kg MS/ha). Il est à noter que la contribution au rendement total pour cette coupe était de 38 % pour les espèces semées dans le mélange complexe, le lotier corniculé étant encore l'espèce dominante.

Finalement, concernant les rendements saisonniers totaux, nous avons observé des effets de la régie et des espèces sur les rendements fourragers totaux, ainsi que des effets de régie sur les mauvaises herbes, puis des effets des espèces pérennes semées sur le rendement de ces dernières. Nous avons obtenu les rendements totaux les plus élevés pour la régie à deux récoltes et fertilisation azotée (2 154 kg MS/ha), ensuite des rendements intermédiaires pour la régie à deux coupes sans fertilisation azotée (1 057 kg MS/ha) et, finalement, les rendements les plus faibles pour les deux régies à une récolte (moy. 546 kg MS/ha). Nous avons également observé des différences entre les traitements d'espèces semées : les rendements fourragers totaux les plus élevés ont été observés pour le mélange complexe (1 302 kg MS/ha), comparé aux autres traitements.

Valeur nutritive du fourrage :

Nous avons observé des différences entre les sites pour les semis de 2020, mais aucune différence entre les espèces (tableau C6). Le site de Saint-Barthélemy a produit un fourrage ayant des teneurs en PB et en cendres plus élevées et des teneurs en fibres NDF et ADF moins élevées que le fourrage provenant du site de Baie-du-Febvre. La digestibilité *in vitro* de la MS fut également plus élevée pour le fourrage du site de Saint-Barthélemy. Les différences entre les fourrages sont probablement attribuables aux différences observées entre les sites en matière de composition botanique (tableau C4). Nous expliquons l'absence d'effet des traitements d'espèces pérennes semées par la très faible contribution de ces espèces au rendement. Il est important de noter que, de façon générale, la valeur nutritive des fourrages récoltés est inférieure à ce qui est généralement considéré comme acceptable pour la plupart des utilisations en alimentation animale. En effet, un fourrage ayant des teneurs en fibres NDF supérieures à 55 % et en fibres ADF supérieures à 35 % est généralement considéré comme de mauvaise qualité (voir Van Saun, 2013).

Concernant les semis effectués en 2019 en zone haute à Baie-du-Febvre, nous avons observé des différences à chaque récolte, ainsi que dans la moyenne annuelle pour certaines variables (tableaux C7, C8, et C9). À la première récolte, nous avons observé des différences entre les traitements d'espèces pérennes semées pour chaque variable, et ce, malgré la faible contribution aux rendements de ces espèces (tableau C7). De façon

générale, les différences entre traitements étaient faibles et variaient selon les variables. À la deuxième récolte, nous avons observé peu de différences entre les différents traitements (tableau C8). Seule une différence entre les espèces semées était présente pour la teneur en PB, le mélange complexe ayant une teneur de 17 %, comparé à une moyenne de 15,3 % pour les espèces semées seules. Aussi les parcelles fertilisées après la première récolte avaient une teneur en fibres ADF supérieure à celles qui n'ont pas été fertilisées.

Finalement, nous avons vu des différences assez marquées entre les régies pour la moyenne annuelle pondérée selon les rendements (tableau C9). De façon générale, le fourrage des parcelles récoltées une seule fois avait une valeur nutritive supérieure au fourrage de celles récoltées deux fois. Nous avons observé peu de différences entre les traitements d'espèces semées. Il est à noter que le fourrage était généralement de très bonne qualité aux deux récoltes, avec de faibles teneurs en fibres NDF (moyenne de 37,2 %) et ADF (moyenne de 27,9 %), ainsi qu'une digestibilité de la MS élevée moyenne de 82,2 %, et ce, même si les espèces pérennes semées ont peu contribué au rendement (à savoir pour un maximum de 14 % et de 38 % du rendement à la première et à la deuxième récolte, respectivement).

Mesures automnales :

Pour les semis effectués en 2020, les traitements ont eu peu d'effets sur les variables observées (tableau C10). La couverture du sol a différencié selon les sites et selon les espèces semées. En effet, la couverture du sol était supérieure à Saint-Barthélemy comparé à Baie-du-Febvre (57 par rapport à 28 %), de plus elle était supérieure avec le mélange complexe (50 %), intermédiaire avec le vulpin et l'alpiste roseau (44 %), et plus faible avec la fétuque rouge et la fléole des prés (38 %). La hauteur étirée de la végétation a principalement différencié entre les sites : elle était plus élevée en moyenne à Saint-Barthélemy qu'à Baie-du-Febvre (49 par rapport à 30 cm). Nous avons également observé des différences similaires entre les sites pour la biomasse résiduelle, qui était de 632 kg MS/ha à Saint-Barthélemy et de 36 kg MS/ha à Baie-de-Febvre. Ces différences reflètent que la période de repousse a été plus grande à Saint-Barthélemy, les parcelles de ce site ayant été récoltées un mois avant celle de Baie-du-Febvre, où la récolte a été retardée à cause de l'inondation estivale du mois d'août. Finalement, nous avons mesuré une très faible hauteur Robel pour tous les traitements (7 cm en moyenne). Il paraît donc évident que la date de la dernière récolte est le facteur ayant la plus grande influence sur les caractéristiques de la biomasse observées à l'automne.

Pour les semis effectués en 2019, seule la régie a eu un impact sur les caractéristiques de la biomasse résiduelle en automne (tableau C11). La hauteur étirée de la végétation, la hauteur Robel et la biomasse ont toutes été supérieures pour la régie à une récolte avec fertilisation azotée, intermédiaires pour la régie à une récolte sans fertilisation azotée, et minimales ou négligeables pour les deux régies à deux récoltes (avec ou sans fertilisation azotée). La biomasse résiduelle à l'automne fut de 1 154 kg MS/ha pour la régie à une récolte avec fertilisation azotée après la coupe, mais elle était négligeable pour les deux régies à deux récoltes. Ces différences sont attribuables en partie au fait que les parcelles soumises à une régie à une récolte ont eu 2,5 mois de croissance supplémentaires comparé aux traitements soumis à des régies à deux récoltes.

Les régies plus intensives favorisent la production fourragère, alors que les régies moins intensives maximisent la biomasse résiduelle observée à l'automne, qui peut, théoriquement, être utilisée durant la crue au printemps suivant par les populations de poissons pour leur ponte dans le littoral du LSP.

Année 2021

Survie des parcelles :

La survie des parcelles établies en 2019 et en 2020 à Baie-du-Febvre et en 2020 à Saint-Barthélemy a été très limitée (photos C6 et C7). La faible survie, en particulier sur le site de Baie-du-Febvre, a été causée, en partie, comme au printemps 2020, par le dépôt de résidus végétaux dans la zone correspondant à la limite de la crue (photo C6). Ce dépôt n'était pas uniforme : il a affecté la grande majorité des parcelles, mais de façon aléatoire. Seules quelques parcelles ont survécu, ce qui fait que la récolte et l'analyse de données étaient impossibles. Nous avons donc abandonné toutes les parcelles de ce site. Nous avons cependant noté, au cours de la saison, que le lotier corniculé est la seule espèce qui a survécu de façon appréciable dans certaines parcelles. La survie des autres espèces fut anecdotique (photo C7). Sur le site de Saint-Barthélemy, la survie des parcelles fut également un problème, malgré qu'un plus grand nombre de parcelles ont survécu, en particulier celles où du lotier corniculé poussait (photo C7). Si l'hétérogénéité du champ et de la survie a rendu l'analyse de données impossible, certaines parcelles démontrant une bonne survie furent néanmoins suivies au cours de la saison.

Rendements :

Les parcelles semées avec un mélange complexe d'espèces fourragères pérennes ayant survécu ont produit de bons rendements. En effet, sous une régie à une coupe (le 10 juin 2021), les parcelles ont produit des rendements de 2 462 kg MS/ha et sous une régie à deux coupes (le 10 juin et le 10 août 2021), des rendements de 7 659 kg MS/ha. Un rendement de 7,6 tonnes MS/ha est supérieur à la moyenne provinciale (5,5 tonnes MS/ha pour 2013-2019; Source : <https://statistique.quebec.ca/>). Il est à noter que le lotier corniculé était l'espèce contribuant le plus aux rendements, avec 58 % en moyenne, comparé à 35 % pour les mauvaises herbes et à 6 % pour les autres espèces fourragères pérennes semées. Comme mentionné précédemment, ces données n'ont pas pu être analysées statistiquement, car il y avait beaucoup trop de variation dans le champ et entre les différentes parcelles. Elles suggèrent cependant que le lotier corniculé pourrait être une espèce bien adaptée aux conditions particulières du littoral du LSP.

Projet 2. Évaluation de l'impact de la régie de l'alpiste roseau en ce qui a trait au nombre de coupes et à la fertilisation azotée (2021)

Les rendements totaux observés pour les deux récoltes et le rendement annuel ont été 40 % plus élevés en moyenne à Maskinongé qu'à Baie-du-Febvre, car les mauvaises herbes étaient plus présentes à Baie-du-Febvre (tableau C12). Leur contribution au rendement annuel total est de 19 % sur ce site, comparé à seulement 2 % pour le site de Maskinongé. Les rendements annuels totaux ont été différents selon les régies. Ils étaient en moyenne de 6 974 kg MS/ha pour les régies à deux coupes et de 2 600 kg MS/ha pour les régies à

une coupe. Ces résultats concordent avec ceux observés dans le projet 1 décrit précédemment et reflètent bien sûr la différence dans le nombre de récoltes effectuées.

Globalement, nous observons que la valeur nutritive des fourrages récoltés était faible, aussi bien en première qu'en deuxième coupe, car les teneurs en fibres NDF et ADF étaient entre autres très élevées (60 et 38 %, respectivement), au-delà de ce qui serait considéré comme acceptable pour la plupart des utilisations en alimentation animale (tableaux C13, C14, C15; Van Saun, 2013). Nous avons remarqué des différences entre les sites, car le fourrage récolté en première coupe à Maskinongé avait des teneurs en fibres NDF et ADF moins élevées que celui récolté au site de Baie-du-Febvre. Ces différences pourraient être attribuées à des différences dans le stade de développement de l'alpiste roseau au moment de la récolte ou dans la proportion de mauvaises herbes observée entre les sites (tableau C13).

À l'automne, comme dans le projet 1, les régies les moins intensives (une récolte) avaient une biomasse résiduelle et des hauteurs de la végétation (étirée et Robel) qui étaient supérieures à celles observées pour les régies plus intensives (deux récoltes) (tableau C16). De plus, il apparaît que la fertilisation azotée, après la récolte, dans un système à une coupe, augmente significativement ces valeurs. La régie à une coupe avec fertilisation azotée après la coupe a produit une biomasse résiduelle à l'automne de 6 271 kg MS/ha, comparé à 4 018 kg MS/ha pour la régie à une coupe sans fertilisation azotée, et de 677 kg MS/ha pour les régies à deux coupes. De plus, la régie à une coupe avec fertilisation azotée a produit une biomasse ayant une hauteur Robel de 70 cm comparé à 59 cm pour la régie à une coupe sans fertilisation azotée et de seulement 22 cm pour les régies à deux coupes.

Les résultats observés dans le projet 2 confirment ceux du projet 1. En effet, les régies plus intensives favorisent la production fourragère, alors que les régies moins intensives maximisent la biomasse résiduelle observée à l'automne, celle qui pourrait théoriquement être utilisée durant la crue, au printemps, par les populations de poissons qui pondent dans le littoral du LSP.

Projet 3. Évaluation de l'impact des mauvaises herbes, du taux de semis et de l'enrobage avec de l'argile sur l'établissement de l'alpiste roseau (2021)

L'établissement des parcelles a été très différent d'un site à l'autre (photo C8). En effet, l'établissement, sur le site de Saint-Barthélemy, a été très bon malgré la présence de mauvaises herbes. Cependant, sur le site de Baie-du-Febvre, la sécheresse prolongée, à la suite du semis, combinée avec un sol très argileux, a causé un très mauvais établissement de l'alpiste roseau. La récolte de données sur ce site a été impossible. Nous l'avons abandonné en cours de saison.

Dans l'ensemble, nous avons observé très peu de différences entre les différents traitements évalués (tableau C17). Seule la gestion des mauvaises herbes a eu un effet sur les rendements lors de la récolte d'août 2021. Les rendements totaux étaient plus élevés dans les parcelles qui n'avaient pas été désherbées, car les mauvaises herbes représentaient 55

% de la biomasse récoltée. Malgré une très bonne implantation de l'alpiste roseau dans toutes les parcelles, le rendement moyen des parcelles désherbées a seulement été de 1 051 kg MS/ha, alors qu'il a été de 2 212 kg MS/ha pour les parcelles enherbées. La biomasse d'alpiste roseau n'a cependant pas été affectée par les mauvaises herbes, puisqu'elle était similaire dans les parcelles désherbées et enherbées, pour une moyenne de 980 kg MS/ha. Les traitements de taux de semis et d'enrobage des semences avec de l'argile n'ont eu aucun effet sur les rendements totaux ou sur les rendements de l'alpiste roseau.

Les traitements évalués ont aussi eu peu d'impact sur les caractéristiques de la biomasse à l'automne (tableau C18). Nous avons observé une différence entre les parcelles enherbées et désherbées : ces dernières avaient une plus grande biomasse résiduelle à l'automne comparé aux parcelles enherbées (1 007 par rapport à 717 kg MS/ha). De plus, une interaction entre les taux de semis et l'enrobage des semences illustre que la biomasse résiduelle à l'automne a été inférieure pour les semences enrobées aux taux de semis les plus élevés.

Ces données préliminaires suggèrent que l'utilisation d'un enrobage d'argile des semences ou une augmentation du taux de semis ne sont pas des approches qui pourraient améliorer l'établissement de l'alpiste roseau. Ces résultats devraient cependant être validés en répétant ce protocole d'expérimentation.

Discussion et conclusions

1) L'alpiste roseau et un mélange complexe sont les espèces les plus adaptées aux conditions spécifiques du littoral du LSP.

Malgré les difficultés d'implantation et de survie, les résultats obtenus semblent confirmer en partie cette hypothèse. En effet, le projet 1 démontre que l'utilisation d'un mélange complexe de plantes fourrages résulte en une meilleure implantation et survie des semis. Le lotier corniculé semble avoir un bon potentiel pour les zones inondables du littoral du LSP. Les projets 2 et 3 démontrent également que l'alpiste roseau, dans des conditions optimales, peut bien s'implanter et produire des rendements appréciables et comparables, voire supérieurs, à la moyenne provinciale.

2) Une régie à une récolte avec fertilisation azotée après la récolte va avoir le meilleur potentiel écologique (c'est-à-dire maximiser la biomasse en fin de saison).

Les résultats des projets 1 et 2 démontrent clairement qu'une régie à une coupe et une fertilisation azotée après cette récolte maximise la biomasse résiduelle à l'automne. En théorie, cette plus grande biomasse devrait pouvoir fournir un meilleur environnement et substrat pour la ponte des poissons qui fraient dans les zones inondables du LSP. Malheureusement, il n'a pas été possible de confirmer cette hypothèse directement puisque le décompte d'œufs de poissons n'a pas pu être effectué par nos collaborateurs durant la période d'inondation.

3) Une régie à deux récoltes va produire les rendements les plus élevés, mais aura un potentiel écologique moindre.

Les résultats des projets 1 et 2 démontrent clairement qu'une régie à deux coupes avec fertilisation azotée après la première coupe maximise les rendements en fourrages. Cependant, cette régie plus intensive laisse peu de biomasse dans les champs à l'automne et, potentiellement, peu d'opportunités pour les poissons de déposer leurs œufs durant la crue au printemps. Il est important de noter, comme mentionné précédemment, que cette hypothèse n'a malheureusement pas pu être vérifiée par nos collaborateurs.

4) L'enrobage des semences d'alpiste roseau avec de l'argile va améliorer son succès d'implantation.

Les résultats du projet 3 suggèrent que l'utilisation de semences enrobées dans de l'argile n'a pas d'impact sur l'établissement ni sur la productivité initiale de l'alpiste roseau. Ces résultats devraient cependant être validés en répétant ce protocole d'expérimentation sur plusieurs sites et sur plusieurs années.

5) Un taux de semis de l'alpiste roseau au-delà du taux présentement recommandé (à savoir 11 kg/ha) améliore son implantation.

Les résultats du projet 3 suggèrent que l'augmentation du taux de semis de l'alpiste roseau n'a pas d'impact sur l'établissement et la productivité initiale de l'alpiste roseau. Ces résultats devraient cependant être validés en répétant ce protocole d'expérimentation sur plusieurs sites et sur plusieurs années.

Bibliographie

- Robel, R.J., J.N. Briggs, A.D., Dayton, and L.C. Hulbert (1970). "Relationships Between Visual Obstruction Measurements and Weight of Grassland Vegetation", *Journal of Range Management*, 23 : 295-297.
- Van Saun, R.J. (2013). "Determining Forage Quality: Understanding feed analysis". En ligne : <https://extension.psu.edu/determining-forage-quality-understanding-feed-analysis>. (Consulté le 13 janvier 2022).

Figures, tableaux et photos C

Projet 1. Évaluation de différentes espèces de plantes fourragères et de leur régie en ce qui a trait au nombre de récoltes et à la fertilisation azotée (2019-2021)

Données saison 2019 :

Tableau C1. Rendements et contribution au rendement de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2019 dans deux zones d'élévation (zone haute ≥ 6 m; zone basse ≤ 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre (semis zone haute : 4 juillet 2019; semis zone basse : 18 juillet 2019). Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée en août (zone haute : 27 août 2019) et en septembre (zone basse : 10 septembre 2019). Les traitements de régie (nombre de récolte et fertilisation azotée) ne sont pas représentés dans le tableau, car il n'y avait aucune différence dans la régie des traitements au moment de la première récolte.

Traitements	Biomasse totale	Avoine	Espèces pérennes semées	Mauvaises herbes
	kg MS/ha			
Zone d'élévation				
Haute	2 643	1 192	45	1 406 a
Basse	2 396	1 637	35	724 b
Espèces				
Alpiste	2 644	1 485	28 b	1 132
Fléole des prés	2 498	1 456	15 b	1 027
Vulpin	2 388	1 299	11 b	1 078
Mélange complexe	2 548	1 418	106 a	1 024
ANOVA	Valeur P			
Zone (Z)	NS	NS	NS	0,03
Espèces (E)	NS	NS	< 0,0001	NS
E×Z	NS	NS	0,01	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

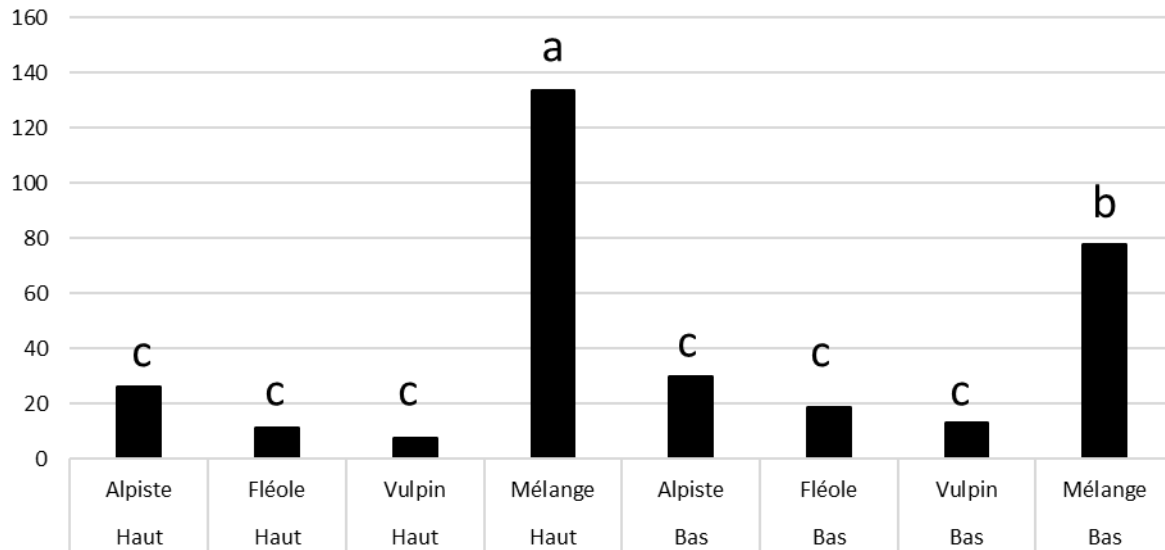


Figure C1. Rendements en kg MS par hectare de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2019 dans deux zones d'élévation à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. Cette figure illustre l'interaction Espèces × Zone pour le rendement en espèces pérennes semées (voir tableau C1). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

Tableau C2. Valeur nutritive de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2019 dans deux zones d'élévation (zone haute ≥ 6 m; zone basse ≤ 6 m) à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre (semis zone haute : 4 juillet 2019; semis zone basse : 18 juillet 2019). Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée en août (zone haute : 21 août 2019) et septembre (zone basse : 10 septembre 2019). Les traitements de régie (nombre de récoltes et fertilisation azotée) ne sont pas représentés dans le tableau car il n'y avait aucune différence dans la régie des traitements au moment de la première récolte.

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
Zone d'élévation					
Haute	11,8	54,3	36,7	10,6	75,2
Basse	14,4	55,5	37,4	11,6	76,2
Espèces					
Alpiste	12,9	55,0	37,1	11,0	75,3
Fléole des prés	13,1	54,4	36,6	11,0	75,9
Vulpin	13,1	55,1	37,4	11,3	75,6
Mélange complexe	13,4	54,9	37,1	11,2	75,9
ANOVA	Valeur P				
Zone (Z)	NS	NS	NS	NS	NS
Espèces (E)	NS	NS	NS	NS	NS
E×Z	NS	NS	NS	NS	NS

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C3. Caractérisation automnale de la biomasse (zone haute : 25 septembre 2019; zone basse : 11 octobre 2019) de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2019 dans deux zones d'élévation (zone haute ≥ 6 m; zone basse ≤ 6 m) à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme et le lotier corniculé. La fertilisation azotée a été effectuée suite à la récolte de fourrage (fertilisation zone haute : 3 septembre 2019; fertilisation zone basse : 10 septembre 2019).

Traitements	Couverture du sol	Hauteur étirée de la biomasse	Hauteur Robel	Biomasse
	%	cm	cm	kg MS/ha
Zone d'élévation				
Haute	57 a	51 a	25 a	739 a
Basse	37 b	32 b	8 b	256 b
Fertilisation				
0 kg N/ha	40 b	39 b	13 b	352 b
50 kg N/ha	55 a	44 a	19 a	642 a
Espèces				
Alpiste	46 b	41	17	492
Fléole des prés	45 b	42	17	541
Vulpin	37 c	41	16	490
Mélange complexe	61 a	40	14	466
ANOVA	Valeur P			
Zone (Z)	0,002	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Fertilisation (F)	0,002	0,01	0,002	0,005
F×Z	0,001	0,002	0,001	0,01
E	< 0,0001	NS	NS	NS
E×Z	NS	NS	0,05	NS
E×F	NS	NS	NS	NS
E×F×Z	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : la fertilisation), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

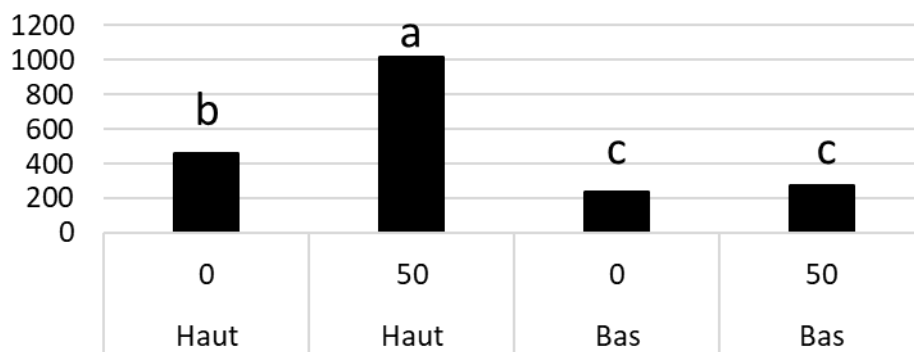


Figure C2. Biomasse automnale en kg MS par hectare de plantes fourragères établies avec de l’avoine comme plante-abri au cours de l’été 2019 dans deux zones d’élévation à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l’alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme et le lotier corniculé. Ce graphique illustre l’interaction fertilisation × zone pour la biomasse présente en fin de saison avant les gels (voir tableau C2). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

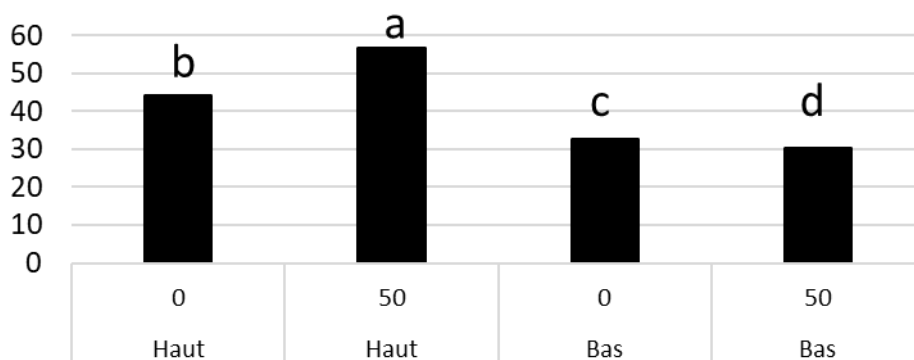


Figure C3. Hauteur étirée automnale en centimètres de la biomasse de plantes fourragères établies avec de l’avoine comme plante-abri au cours de l’été 2019 dans deux zones d’élévation à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l’alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme et le lotier corniculé. Ce graphique illustre l’interaction fertilisation × zone pour la hauteur de la biomasse présente en fin de saison avant les gels (voir tableau C2). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

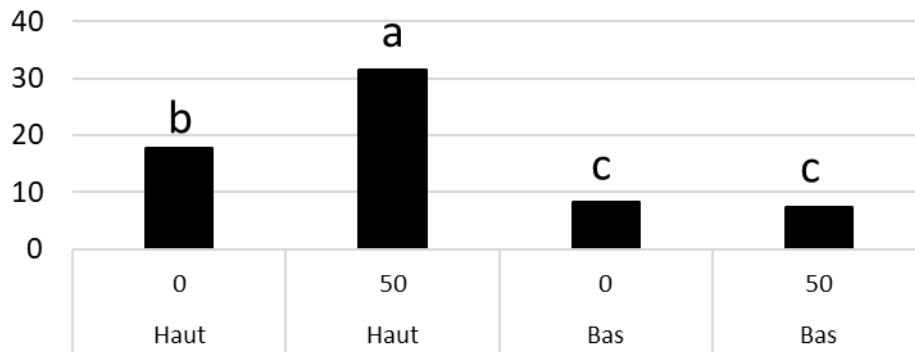


Figure C4. Hauteur Robel automnale en centimètres de la biomasse de plantes fourragères établies avec de l’avoine comme plante-abri au cours de l’été 2019 dans deux zones d’élévation à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l’alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme et le lotier corniculé. Ce graphique illustre l’interaction fertilisation × zone pour la hauteur Robel de la biomasse présente en fin de saison avant les gels (voir tableau C2). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

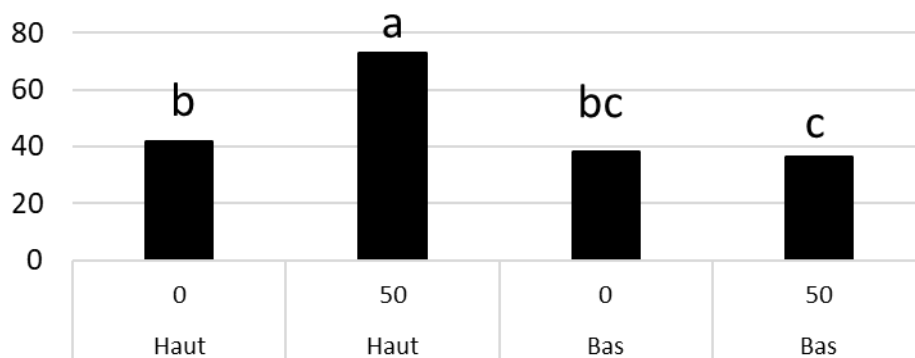


Figure C5. Couverture du sol en pourcentage offerte par la biomasse de plantes fourragères établies avec de l’avoine comme plante-abri au cours de l’été 2019 dans deux zones d’élévation à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le mélange complexe inclut l’alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme et le lotier corniculé. Ce graphique illustre l’interaction fertilisation × zone pour couverture du sol offerte par la biomasse présente en fin de saison avant les gels (voir tableau C2). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

Données saison 2020 :

Tableau C4. Rendements et contribution au rendement de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2020 en zone haute sur deux sites (Baie-du-Febvre, rive sud et Saint-Barthélemy, rive nord) du littoral du lac Saint-Pierre (semis Baie-du-Febvre : 2 juin 2020; semis Saint-Barthélemy : 18 juin 2020). Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme, de la fétuque rouge et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée le 18 septembre 2020 à Baie-du-Febvre et le 19 août 2020 à Saint-Barthélemy. Les parcelles ont été coupées pour réduire la pression des mauvaises herbes le 21 juillet à Baie-du-Febvre et le 27 juillet à Saint-Barthélemy. La biomasse étant constituée exclusivement de mauvaises herbes n'a pas été considérée dans les rendements annuels. Les traitements de régie (nombre de coupes et fertilisation azotée) ne sont pas représentés car ils n'avaient toujours pas été appliqués au moment de la récolte.

Traitements	Biomasse totale	Avoine	Espèces pérennes semées	Mauvaises herbes
	kg MS/ha			
Site				
Baie-du-Febvre	6 561 a	1 692 a	23 a	4 846 a
Saint-Barthélemy	1 511 b	154 b	13 b	1 344 b
Espèces				
Alpiste	3 966	1 012	9 c	2 945
Fétuque rouge	4 119	991	9 c	3 119
Fléole des prés	4 132	1 090	23 b	3 018
Vulpin	4 048	887	5 c	3 156
Mélange complexe	3 914	635	45 a	3 234
ANOVA	Valeur P			
Site (S)	<0,0001	0,0001	0,05	<0,0001
Espèces (E)	NS	NS	<0,0001	NS
E×S	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C5. Rendements et contribution au rendement au cours de l'été 2020 de plantes fourragères soumises à différentes régies (nombre de récoltes durant la saison et fertilisation azotée) en zone haute à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le semis a été effectué le 4 juillet 2019 avec de l'avoine comme plante-abri. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. Les récoltes ont été effectuées le 21 juillet 2020 et le 4 septembre 2020 selon le stade de développement des espèces implantées.

	Récolte 1			Récolte 2			Total annuel		
	Biomasse totale	Espèces pérennes semées	Mauvaises herbes	Biomasse totale	Espèces pérennes semées	Mauvaises herbes	Biomasse totale	Espèces pérennes semées	Mauvaises herbes
	kg MS/ha								
Régie									
1 Récolte et 0 Fertilisation	559	13	546	-	-	-	559 c	13	546 b
1 Récolte et 1 Fertilisation	533	36	497	-	-	-	533 c	36	497 b
2 Récoltes et 0 Fertilisation	583	43	539	475 b	102	373 b	1 057 b	145	912 b
2 Récoltes et 2 Fertilisations	522	53	470	1 632 a	244	1 388 a	2 154 a	297	1 858 a
Espèces									
Alpiste	475 b	29 b	446 b	1 036	146b	890	993 b	102 b	891
Fléole des prés	478 b	10 b	467 b	1 098	62b	1 036	1 026 b	41 b	985
Vulpin	525 b	7 b	518 b	915	40b	875	982 b	27 b	955
Mélange complexe	719 a	98 a	621 a	1 165	444a	721	1 302 a	320 a	982
ANOVA	Valeur P								
Régie (R)	NS	NS	NS	0,0005	NS	0,009	<0,0001	NS	0,0008
Espèces (E)	0,0001	0,0003	0,006	NS	0,006	0,07	0,003	0,001	NS
R×E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Note: Pour la deuxième récolte, seuls les traitements à deux récoltes ont été inclus dans l'analyse statistique. En conséquence, pour les espèces, la somme des récoltes 1 et 2 pour une composante botanique ne correspondent pas au total annuel indiqué dans le tableau.

Tableau C6. Valeur nutritive en 2020 de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2020 en zone haute sur deux site (Baie-du-Febvre, rive sud et Saint-Barthélemy, rive nord) du littoral du lac Saint-Pierre (semis Baie-du-Febvre : 2 juin 2020; semis Saint-Barthélemy : 18 juin 2020). Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme, de la fétuque rouge et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée le 18 septembre 2020 à Baie-du-Febvre et le 19 août 2020 à Saint-Barthélemy.

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
Site					
Baie-du-Febvre	7,7 b	66,6 a	44,0 a	7,7 b	63,3 b
Saint-Barthélemy	19,1 a	56,5 b	40,7 b	12,2 a	77,0 a
Espèces					
Alpiste	11,7	62,8	42,7	9,3	67,9
Fétuque rouge	11,1	64,0	43,1	8,9	67,6
Fléole des prés	11,4	63,6	43,1	9,1	67,6
Vulpin	11,6	62,7	42,6	9,4	67,9
Mélange complexe	11,7	63,1	43,0	9,4	68,2
ANOVA	Valeur P				
Site (S)	<0,001	<0,001	0,01	<0,001	<0,001
Espèces (E)	NS	NS	NS	NS	NS
E×S	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C7. Valeur nutritive à la première récolte en 2020 de plantes fourragères semées en 2019 et soumises à différentes régies (nombre de récoltes durant la saison et fertilisation azotée) en zone haute à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le semis a été effectué le 4 juillet 2019 avec de l'avoine comme plante-abri. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée le 21 juillet 2020 selon le stade de développement des espèces implantées. Noter que les régies à la première récolte ne diffèrent pas entre les traitements.

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
Régie					
1 Récolte et 0 Fertilisation	20,1	35,8	25,6	17,2	84,2
1 Récolte et 1 Fertilisation	17,6	35,4	26,7	13,7	82,9
2 Récoltes et 0 Fertilisation	17,5	35,6	27,2	13,6	84,1
2 Récoltes et 2 Fertilisations	17,6	35,9	27,1	14,0	83,7
Espèces					
Alpiste	18,4 ab	35,8 a	26,4 bc	14,9 a	84,0 ab
Fléole des prés	17,8 b	36,0 a	27,0 ab	14,3 ab	83,3 bc
Vulpin	17,8 b	34,3 b	25,9 c	14,4 ab	84,4 a
Mélange complexe	18,8 a	36,8 a	27,4 a	13,9 b	83,1 c
ANOVA	Valeur P				
Régie (R)	NS	NS	NS	NS	NS
Espèces (E)	0,03	0,002	0,02	0,02	0,008
R×E	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C8. Valeur nutritive à la deuxième récolte en 2020 de plantes fourragères semées en 2019 et soumises à différentes régies (nombre de récoltes durant la saison et fertilisation azotée) en zone haute à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le semis a été effectué le 4 juillet 2019 avec de l'avoine comme plante-abri. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. La récolte a été effectuée le 4 septembre 2020 selon le stade de développement des espèces implantées.

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
Régie					
1 Récolte et 0 Fertilisation	-	-	-	-	-
1 Récolte et 1 Fertilisation	-	-	-	-	-
2 Récoltes et 0 Fertilisation	16,4	39,0	29,9 b	9,5	82,0
2 Récoltes et 2 Fertilisations	15,2	41,7	31,7 a	10,1	80,0
Espèces					
Alpiste	15,5 b	40,4	30,8	10,0	81,2
Fléole des prés	15,3 b	40,7	31,1	9,8	80,6
Vulpin	15,3 b	40,0	30,5	10,0	81,6
Mélange complexe	17,0 a	40,3	30,7	9,3	81,0
ANOVA	Valeur P				
Régie (R)	NS	NS	0,02	NS	NS
Espèces (E)	0,004	NS	NS	NS	NS
R×E	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Note: Seuls les traitements à deux récoltes ont été inclus dans l'analyse statistique.

Tableau C9. Moyenne annuelle (pondérée selon les rendements) de la valeur nutritive en 2020 de plantes fourragères semées en 2019 et soumises à différentes régies (nombre de récoltes durant la saison et fertilisation azotée) en zone haute à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le semis a été effectué le 4 juillet 2019 avec de l'avoine comme plante-abri. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. Les récoltes ont été effectuées le 21 juillet 2020 et le 4 septembre 2020 selon le stade de développement des espèces implantées. Noter que les régies à la première récolte ne diffèrent pas entre les traitements.

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité <i>in vitro</i> de la matière sèche (48 h) IVTDMD48
	%	%	%	%	% de la MS
Régie					
1 Récolte et 0 Fertilisation	20,1 a	35,8 b	25,6 c	16,2 a	84,2 a
1 Récolte et 1 Fertilisation	17,6 b	35,4 b	26,8 bc	13,7 b	82,9 a
2 Récoltes et 0 Fertilisation	16,9 b	37,1 b	28,5 ab	11,7 c	83,1 a
2 Récoltes et 2 Fertilisations	15,9 b	40,4 a	30,6 a	11,0 c	81,1 b
Espèces					
Alpiste	17,7 ab	37,3	27,9	13,5	82,9
Fléole des prés	17,3 b	37,7	28,3	13,1	82,4
Vulpin	17,3 b	36,1	27,2	13,3	83,4
Mélange complexe	18,3 a	37,6	28,1	12,8	82,6
ANOVA	Valeur P				
Régie (R)	0,004	0,01	0,003	<0,001	0,01
Espèces (E)	0,03	NS	NS	NS	NS
R×E	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C10. Caractérisation automnale de la biomasse (23 octobre 2020) de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2020 à deux sites en zone haute du littoral du lac Saint-Pierre (Baie-du-Febvre, rive sud et Saint-Barthélemy, rive nord). Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le brome inerme, la fétuque rouge et le lotier corniculé. Le semis a été effectué le 2 juin 2020 à Baie-du-Febvre et le 18 juin 2020 à Saint-Barthélemy. La récolte a été effectuée le 18 septembre 2020 à Baie-du-Febvre et le 19 août 2020 à Saint-Barthélemy. La fertilisation azotée a été effectuée après la récolte de fourrage (fertilisation à Baie-du-Febvre : 23 septembre 2020; à Saint-Barthélemy : 19 août 2020).

Traitements	Couverture du sol	Hauteur étirée de la végétation	Hauteur Robel	Biomasse
	%	cm	cm	kg MS/ha
Site				
Baie-du-Febvre	28 b	30 b	7	36 b
Saint-Barthélemy	57 a	49 a	7	632 a
Fertilisation				
0 kg N/ha	42	38	7	287
50 kg N/ha	43	41	7	381
Espèces				
Alpiste	46 ab	40	7	411
Fétuque rouge	38 b	39	7	301
Fléole des prés	37 b	41	7	326
Vulpin	43 ab	42	8	356
Mélange complexe	50 a	34	7	278
ANOVA	Valeur P			
Site (S)	0,02	0,001	NS	0,001
Fertilisation (F)	NS	NS	NS	NS
F×S	NS	NS	NS	NS
E	0,02	0,05	NS	NS
E×F	NS	NS	NS	NS
E×S	NS	0,04	NS	NS
E×F×S	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : la fertilisation), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C11. Caractérisation automnale (19 octobre 2020) de la biomasse de plantes fourragères soumises à différentes régies (nombre de récoltes durant la saison et fertilisation azotée) en zone haute à Baie-du-Febvre dans le littoral du lac Saint-Pierre. Le semis a été effectué le 4 juillet 2019 avec de l'avoine comme plante-abri. Le mélange complexe inclut l'alpiste roseau, la fléole des prés, le vulpin, le brome inerme et le lotier corniculé. Les récoltes ont été effectuées le 21 juillet 2020 et le 4 septembre 2020 selon le stade de développement des espèces implantées.

Traitements	Couverture du sol	Hauteur étirée de la végétation	Hauteur Robel	Biomasse
	%	cm	cm	kg MS/ha
Régie				
1 Récolte et 0 Fertilisation	63	39b	19b	769b
1 Récolte et 1 Fertilisation	84	50a	25a	1 154a
2 Récoltes et 0 Fertilisation	46	15c	2c	0c
2 Récoltes et 2 Fertilisations	54	18c	3c	0c
Espèces				
Alpiste	61ab	32	11	425
Fléole des prés	55b	29	13	506
Vulpin	65a	29	13	525
Mélange complexe	65a	31	11	467
ANOVA	Valeur P			
Régie (R)	NS	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Espèces (E)	0,02	NS	NS	NS
R×E	0,02	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : l'espèce), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0.05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Projet 2. Évaluation de l'impact de la régie de l'alpiste roseau en ce qui a trait au nombre de coupes et à la fertilisation azotée (2021)

Tableau C12. Rendement annuel en 2021 de prairies d'alpiste roseau établies en 2018 sur deux sites (Baie-du-Febvre et Maskinongé) du littoral du lac Saint-Pierre. L'alpiste roseau a été soumis à différentes régies en ce qui a trait à la fréquence de coupe et à la fertilisation azotée. Les récoltes ont eu lieu le 7 juin 2021 et le 6 août 2021 à Baie-du-Febvre et le 10 juin 2021 et le 25 août 2021 à Maskinongé. Les traitements de régie sont : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte).

	Récolte 1			Récolte 2			Total annuel		
	Biomasse totale	Alpiste roseau	Mauvaises herbes	Biomasse totale	Alpiste roseau	Mauvaises herbes	Biomasse totale	Alpiste roseau	Mauvaises herbes
	kg MS/ha								
Sites									
Baie-du-Febvre	2 250 b	2 003 b	247 a	3 486 b	2 437 b	1 049 a	3 993 b	3 221 b	772 a
Maskinongé	2 870 a	2 768 a	102 b	5 421 a	5 356 a	66 b	5 581 a	5 446 a	135 b
Régies									
1 Récolte et 0 Fertilisation	2 588	2 369	218	-	-	-	2 588 b	2 369 b	218 b
1 Récolte et 1 Fertilisation	2 612	2 505	106	-	-	-	2 612 b	2 505 b	106 b
2 Récoltes et 1 Fertilisation	2 533	2 374	158	4 384	3 772	613	6 917 a	6 146 a	770 a
2 Récoltes et 2 Fertilisations	2 508	2 292	216	4 522	4 021	502	7 031 a	6 313 a	718 a
ANOVA	Valeur P								
Sites (S)	0,05	0,02	0,04	0,03	0,004	0,002	0,01	0,001	< 0,001
Régies (R)	NS	NS	NS	NS	NS	NS	< 0,001	< 0,001	< 0,001
S×R	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,02	< 0,001	< 0,001

Pour un facteur donné (ex. : le site), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements. Note : Pour la deuxième récolte, seuls les traitements à deux récoltes ont été inclus dans l'analyse statistique. En conséquence, pour les sites, la somme des récoltes 1 et 2 pour une composante botanique ne correspond pas au total annuel indiqué dans le tableau.

Tableau C13. Valeur nutritive en 2021 de fourrages en première coupe de prairies d’alpiste roseau établies en 2018 sur deux sites (Baie-du-Febvre et Maskinongé) du littoral du lac Saint-Pierre. L’alpiste roseau a été soumis à différentes régies en ce qui a trait à la fréquence de coupe et de fertilisation azotée. Les récoltes ont eu lieu le 7 juin 2021 à Baie-du-Febvre et le 10 juin 2021 à Maskinongé. Les traitements de régie sont : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte).

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité de la fibre au détergent neutre (48 h) (NDFd48)
	%	%	%	%	% de la MS
Sites					
Baie-du-Febvre	11,7	63,3 a	40,5 a	8,4	35,0
Maskinongé	11,7	58,1 b	34,9 b	8,2	33,6
Régies					
1 Récolte et 0 Fertilisation	11,9	60,5	37,5	8,0 c	34,2
1 Récolte et 1 Fertilisation	11,8	60,3	37,2	8,5 a	34,3
2 Récoltes et 1 Fertilisation	11,6	60,7	37,7	8,4 ab	34,4
2 Récoltes et 2 Fertilisations	11,5	61,3	38,2	8,2 bc	34,3
ANOVA	Valeur P				
Sites (S)	NS	0,002	0,001	NS	NS
Régies (R)	NS	NS	NS	0,02	NS
S×R	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : le site), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C14. Valeur nutritive en 2021 de fourrages en deuxième coupe de prairies d'alpiste roseau établies en 2018 sur deux sites (Baie-du-Febvre et Maskinongé) du littoral du lac Saint-Pierre. L'alpiste roseau a été soumis à différentes régies en ce qui a trait à la fréquence de coupe et à la fertilisation azotée. Les récoltes ont eu lieu le 6 août 2021 à Baie-du-Febvre et le 25 août 2021 à Maskinongé. Les traitements de régies sont : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte).

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité de la fibre au détergent neutre (48 h) (NDFd48)
	%	%	%	%	% de la MS
Sites					
Baie-du-Febvre	13,4 a	60,1	41,5 a	12,0 a	32,4
Maskinongé	10,4 b	60,1	39,4 b	10,3 b	32,2
Régies					
1 Récolte et 0 Fertilisation	-	-	-	-	-
1 Récolte et 1 Fertilisation	-	-	-	-	-
2 Récoltes et 1 Fertilisation	12,2	60,0	39,9	11,2	32,7 a
2 Récoltes et 2 Fertilisations	11,6	60,8	41,0	11,1	31,8 b
ANOVA					
	Valeur P				
Sites (S)	<0,001	NS	0,002	0,001	NS
Régies (R)	NS	NS	NS	NS	0,02
S×R	NS	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : la régie), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

Pour l'analyse des données de la deuxième coupe, les traitements avec une seule coupe ont été exclus.

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C15. Moyenne annuelle de la valeur nutritive en 2021 de fourrages de prairies d’alpage roseau établies en 2018 sur deux sites (Baie-du-Febvre et Maskinongé) du littoral du lac Saint-Pierre. L’alpage roseau a été soumis à différentes régies en ce qui a trait à la fréquence de coupe et à la fertilisation azotée. Les moyennes annuelles sont des moyennes pondérées pour le rendement relatif de chaque récolte. Les récoltes ont eu lieu le 7 juin 2021 et le 6 août 2021 à Baie-du-Febvre et le 10 juin 2021 et le 25 août 2021 à Maskinongé. Les traitements de régie sont : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte)

Traitements	Protéine brute	Fibre au détergent neutre (NDF)	Fibre au détergent acide (ADF)	Cendres	Digestibilité de la fibre au détergent neutre (48 h) (NDFd48)
	%	%	%	%	% de la MS
Sites					
Baie-du-Febvre	12,3 a	62,3 a	40,7 a	9,5 a	34,1
Maskinongé	11,3 b	58,9 b	36,3 b	8,9 b	33,1
Régies					
1 Récolte et 0 Fertilisation	11,9	60,5	37,5 b	8,0 c	34,2 a
1 Récolte et 1 Fertilisation	11,8	60,3	37,3 b	8,5 b	34,3 a
2 Récoltes et 1 Fertilisation	11,9	60,3	39,2 a	10,2 a	33,4 b
2 Récoltes et 2 Fertilisations	11,5	61,1	40,1 a	10,0 a	32,7 b
ANOVA					
	Valeur P				
Sites (S)	0,02	0,005	0,001	0,03	NS
Régies (R)	NS	NS	<0,001	<0,001	<0,001
S×R	0,01	0,02	NS	0,03	NS

Pour un facteur donné (ex. : le site), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
 NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C16. Caractérisation automnale de la biomasse à la mi-octobre 2021 de prairies d’alpage roseau établies en 2018 sur deux sites (Baie-du-Febvre et Maskinongé) du littoral du lac Saint-Pierre. L’alpage roseau a été soumis à différentes régies en ce qui a trait à la fréquence de coupe et à la fertilisation azotée. Les traitements de régie sont : i) 1 récolte, pas de fertilisation azotée, ii) 1 récolte, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la récolte), iii) 2 récoltes, 1 fertilisation azotée (100 kg N/ha après la première récolte), iv) 2 récoltes, 2 fertilisations azotées (60 kg N/ha après la première récolte et 40 kg N/ha après la deuxième récolte).

Traitements	Couverture du sol	Hauteur étirée de la végétation	Hauteur Robel	Biomasse
	%	cm	cm	kg MS/ha
Sites				
Baie-du-Febvre	90	70 a	46 a	2 752
Maskinongé	95	60 b	41 b	3 069
Régie				
1 Récolte et 0 Fertilisation	94	80 b	59 b	4 018 b
1 Récolte et 1 Fertilisation	98	99 a	70 a	6 271 a
2 Récoltes et 1 Fertilisation	87	37 c	20 c	499 c
2 Récoltes et 2 Fertilisations	92	43 c	24 c	855 c
ANOVA				
	Valeur P			
Site (S)	NS	0,03	0,03	NS
Régies (R)	NS	<0,001	<0,001	<0,001
S×R	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : le site), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).
NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Projet 3. Évaluation de l'impact des mauvaises herbes, du taux de semis et de l'enrobage avec de l'argile sur l'établissement de l'alpiste roseau (2021)

Tableau C17. Rendement et contribution au rendement de l'alpiste roseau semé le 19 mai 2021 à Saint-Barthélemy dans le littoral du lac Saint-Pierre. L'alpiste roseau a été semé à différents taux de semis et les semences ont été enrobées ou non avec de l'argile. Les taux de semis ont été ajustés pour prendre en considération le taux de germination et le poids additionnel de l'argile. De plus, les parcelles ont été désherbées ou non au cours de la saison, ce qui a mené à différentes pressions de mauvaises herbes. Les parcelles ont été récoltées le 20 août 2021.

	Total	Alpiste roseau	Mauvaises herbes
	kg MS/ha		
Pression mauvaises herbes (M)			
Élevée	2 212 a	986	1 227 a
Faible	1 051 b	974	77 b
Enrobage d'argile (E)			
Avec	1 378	722	656
Sans	1 886	1 239	647
Taux de semis (T)			
11 kg/ha	1 473	838	635
15 kg/ha	1 573	956	618
19 kg/ha	1 751	1 160	591
23 kg/ha	1 729	967	762
ANOVA	Valeur P		
Mauvaises herbes (M)	0,002	NS	0,008
Enrobage (E)	NS	NS	NS
M×E	NS	NS	NS
Taux de semis (T)	NS	NS	NS
M×T	NS	NS	NS
E×T	NS	NS	NS
M×E×T	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : la pression des mauvaises herbes), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

Tableau C18. Caractérisation automnale de la biomasse de l'alpiste roseau semé le 19 mai 2021 et récolté le 20 août 2021 à Saint-Barthélemy, dans le littoral du lac Saint-Pierre, au 12 octobre 2021. L'alpiste roseau a été semé à différents taux de semis et les semences ont été enrobées ou non avec de l'argile. Les taux de semis ont été ajustés pour prendre en considération le taux de germination et le poids additionnel de l'argile. De plus, les parcelles ont été désherbées ou non au cours de la saison, ce qui a mené à différentes pressions de mauvaises herbes.

	Couverture du sol	Hauteur étirée de la végétation	Hauteur Robel	Biomasse
	%	cm	cm	kg MS/ha
Pression mauvaises herbes (M)				
Élevée	89	34	15	717 b
Faible	76	36	18	1 007 a
Enrobage d'argile (E)				
Avec	64	34	15	786
Sans	70	35	18	938
Taux de semis (T)				
11 kg/ha	64	35	16	880
15 kg/ha	72	36	17	892
19 kg/ha	67	33	17	856
23 kg/ha	66	35	16	819
Mauvaises herbes (M)	NS	NS	NS	0,03
Enrobage (E)	NS	NS	NS	NS
M×E	NS	NS	NS	NS
Taux de semis (T)	NS	NS	NS	NS
M×T	NS	NS	NS	NS
E×T	NS	NS	NS	0,02
M×E×T	NS	NS	NS	NS

Pour un facteur donné (ex. : la pression des mauvaises herbes), les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

NS : Pas de différence statistique entre les traitements.

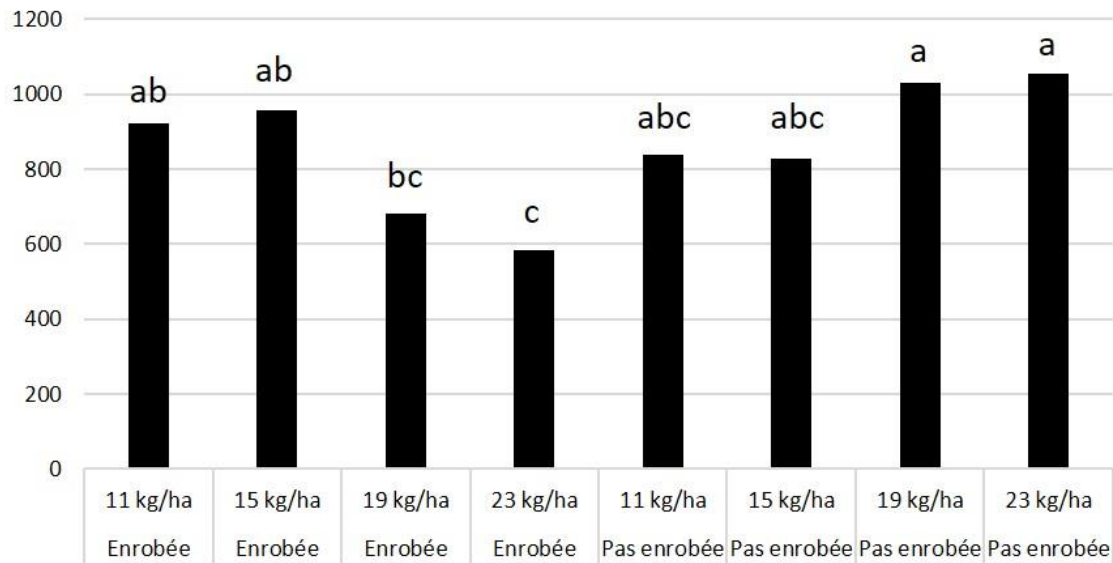


Figure C6. Biomasse automnale en kg de MS par hectare d’alpiste roseau semé en mai 2021 et récolté le 20 août 2021 à Saint-Barthélemy, dans le littoral du lac Saint-Pierre. L’alpiste roseau a été semé à différents taux de semis et les semences ont été enrobées ou non avec de l’argile. Les taux de semis ont été ajustés pour prendre en considération le taux de germination et le poids additionnel de l’argile. De plus, les parcelles ont été désherbées au cours de la saison, ce qui a mené à différentes pressions de mauvaises herbes. Ce graphique illustre l’interaction Taux de semis × Enrobage pour la biomasse présente en fin de saison avant les gels (voir tableau C18). Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

Photos

Année 2019 :



Photo C1. Parcelles de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2019 dans la zone haute (≥ 6 m) à Baie-du-Febvre (semis : le 4 juillet 2019) (projet 1). La photo du haut présente l'implantation d'une parcelle du mélange complexe en date du 13 août 2019, celle du bas l'implantation d'une parcelle après la récolte du 27 août 2019.

Année 2020 :



Photo C2. État au printemps 2020 (29 mai) d'une parcelle de plantes fourragères établies en 2019 dans la zone basse (< 6 m) à Baie-du-Febvre (projet 1). La photo illustre le dépôt de sédiments après le retrait des eaux lors de la crue du printemps. Ces résidus ont formé une croûte qui a fortement réduit le potentiel de repousse des plants établis en 2019.



Photo C3. État au printemps 2020 (29 mai) de parcelles de plantes fourragères établies en 2019 dans la zone haute (> 6 m) à Baie-du-Febvre (projet 1). La photo illustre le dépôt de résidus végétaux dans la zone correspondant à la limite de la crue au printemps 2020. Ces résidus ont formé un paillis qui a fortement réduit le potentiel de repousse des plants établis en 2019.



Photo C4. Parcelles de plantes fourragères établies avec de l'avoine comme plante-abri au cours de l'été 2020 dans la zone basse (< 6 m) à Baie-du-Febvre (semis : juin 2020) (projet 1). Les photos illustrent l'accumulation d'eau due aux précipitations du 12 août 2020, qui ont rendu la récolte des parcelles impossible.



Photo C5. Parcelles de plantes fourragères récoltées le 19 août 2020 en zone haute à Saint-Barthélemy (projet 1). La photo illustre la forte compétition exercée par les mauvaises herbes sur les espèces fourragères semées. La très grande proportion de la biomasse récoltée était composée de mauvaises herbes, à savoir 89 % (voir tableau C4 pour le détail des résultats).

Année 2021 :



Photo C6. État de parcelles de plantes fourragères établies en 2019 dans la zone haute (> 6 m) à Baie-du-Febvre (projet 1) au printemps 2021 [A) mai et B) juin]. La photo A) illustre le dépôt de résidus végétaux dans la zone correspondant à la limite de la crue au printemps 2021. Ces résidus ont formé un paillis qui a fortement réduit le potentiel de repousse des plants établis en 2019.



Photo C7. État, début juin 2021, de parcelles semées en 2019 à Baie-du-Febvre (A et B) et en 2020 à Saint-Barthélemy (C) (projet 1). Le lotier corniculé est la seule espèce ayant une survie appréciable dans certaines des parcelles du mélange complexe.



Photo C8. Parcelles d'alpiste roseau semées en 2021 (projet 3) : A) Baie-du-Febvre et B) Saint-Barthélemy. L'émergence a été très faible, voire nulle à Baie-du-Febvre et très bonne à Saint-Barthélemy.

D - POTENTIEL AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTAL DE CULTURES ALTERNATIVES CULTIVÉES EN ZONES LITTORALES DU LAC SAINT-PIERRE

VALÉRIE GRAVEL (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Cultures alternatives

Principaux collaborateurs

Anne Vannasse (Université. Laval) et Philippe Seguin (Université. McGill)

Résumé des travaux de recherche

- En zone basse élévation (≤ 6 m), aucune espèce arbustive n'a survécu malgré la faible crue printanière de 2021. Il est à noter que des oies blanches ont été observées au printemps dans ces parcelles. Plusieurs tiges d'arbustes et de saules arbustifs semblaient arrachées par ces dernières. Un fort taux de survie a cependant été observé (après repousse) pour les parcelles de foin d'odeur, de menthe et de ciboulette (> 75 %). Aucune autre espèce pérenne n'a survécu aux inondations printanières de 2021.
- En zone haute élévation (> 6 m), le taux de survie des espèces arbustives après le retrait de l'eau en 2021 a été nettement supérieur à celui de l'année précédente (à 95 %). De plus, les parcelles étaient plus proches de la route : il se pourrait donc que la pression de broutage attribuable aux oies blanches soit plus faible. Nous avons également constaté un fort taux de survie (après une repousse) pour les parcelles de foin d'odeur, de menthe, de ciboulette, ainsi que d'asclépiade (> 85 %). Cependant, les fougères ont montré un très faible taux de survie (de 5 %).
- Après la crue printanière, il n'y avait aucune couverture végétale dans les parcelles implantées en 2020. En 2021, les résidus de biomasse post-récolte des cultures alternatives implantées ne semblent également pas suffisants pour offrir une bonne couverture du sol pendant la crue printanière 2022 ou pour offrir un habitat pour la reproduction du poisson. L'implantation d'un mélange d'espèces (cultures intercalaires) ou de cultures de couverture dans les cultures alternatives permettrait probablement d'améliorer ces résultats, tout comme c'est le cas pour les grandes cultures de soya et de maïs en cours dans la zone littorale.
- Les fortes précipitations reçues à la fin de juin ont causé une accumulation d'eau dans les parcelles de cultures alternatives en zone de haute élévation et basse élévation à Baie-du-Febvre. La zone basse est restée submergée (de plus de 30 cm d'eau) durant approximativement 22 jours. La zone haute est restée submergée approximativement sept jours. Toutes les parcelles implantées en 2021 en zone basse ont subi un taux de mortalité de 100 % (toutes espèces confondues). En zone haute élévation, les fortes précipitations ont impacté la germination et la croissance des espèces annuelles suivantes : haricot, pois jaune, tournesol, sarrasin, panique

érigé, bourrache et caméline. Contrairement à 2020, seul le lin semé en zone haute a survécu à l'inondation pendant la saison de croissance. Cependant, la germination n'a pu se faire qu'une fois l'eau retirée, ce qui a pu décaler la saison de croissance et retarder la récolte. La caméline, n'ayant pas eu le temps de germer complètement avant l'inondation estivale, a connu un taux de mortalité de 100 % sur toutes les parcelles. Aucune repousse n'a été observée le restant de la saison.

Mise en contexte

Une des priorités du Pôle est de développer de nouvelles pratiques agronomiques durables autant du point de vue agricole qu'environnemental et faunique. Une avenue possible est l'implantation de cultures alternatives pour remplacer les cultures principales du littoral du lac Saint-Pierre, celles du maïs et du soya.

Objectifs

L'objectif général du projet est d'évaluer le potentiel agronomique et faunique de différentes espèces lorsqu'elles sont cultivées en zones inondables.

Objectifs spécifiques:

- 1) Évaluer le potentiel d'établissement et de rendement d'espèces vivaces, annuelles et biennuelles à deux niveaux d'élévation dans le littoral du lac Saint-Pierre dans le secteur de Baie-du-Febvre.
- 2) Évaluer le potentiel d'impact faunique à partir d'indicateurs phénologiques et de la biomasse post-récolte des plants cultivés.
- 3) Initier le développement d'itinéraires techniques des cultures alternatives démontrant le plus fort potentiel agronomique et faunique.

Méthodologie

L'étude a été réalisée sur un site situé sur la rive sud à Baie-du-Febvre à deux niveaux d'élévation correspondant aux cotes de niveaux de l'eau à Sorel : zone haute (> 6 m) et zone basse (\leq 6 m). Initialement, il était planifié d'implanter des parcelles sur un deuxième site sur la rive nord à Saint-Barthélemy. Toutefois, ces travaux n'ont pas eu lieu en raison de différentes contraintes. La première année (en 2019), il n'a pas été possible d'implanter dans le champ désigné sur la rive nord en raison de la crue intense et de la décrue tardive. En 2020 et en 2021, les contraintes en lien avec la COVID-19 ont rendu difficile l'obtention du matériel nécessaire pour l'implantation sur deux sites. Cela a également compliqué les visites sur les sites pour le suivi des implantations. Nous avons par conséquent décidé d'implanter seulement sur un site, celui de la rive sud.

2019

- a) Implantation des parcelles de recherche dans un dispositif en bloc complet (trois répétitions pour chaque espèce) (tableau D1):
 - 42 parcelles en zone de haute élévation (> 6 m).
 - 14 espèces testées :

- Tournesol (*Helianthus annuus*)
- Chou frisé ou kale (*Brassica oleracea*)
- Courges (*Cucurbita sp.*)
- Livèche ou céleri vivace (*Levisticum officinale*)
- Persil (*Petroselinum crispum*)
- Camerise (*Lonicera caerulea*)
- Noisetier américain (*Corylus americana*)
- Aronie à fruits noirs (*Aronia melanocarpa*)
- Sureau blanc (*Sambucus canadensis*)
- Menthe du Canada (*Mentha canadensis*)
- Fougère à l'autruche (*Matteucia struthiopteris*)
- Bourrache (*Borago officinalis*)
- Asclépiade incarnate (*Asclepias incarnata*)
- Ciboulette (*Allium schoenoprasum*)

- 36 parcelles en zone de basse élévation (≤ 6 m). La livèche et le persil ont connu un faible taux de germination sur le site de haute élévation (moins de 5 %), ce qui fait que nous n'avons pas répété les essais pour ces deux espèces en zone de basse élévation. Nous avons testé un total de 12 espèces.

Les taux de semis et dates de semis pour chacune des espèces implantées en 2019 sont fournies au tableau D2. En raison de la crue printanière prolongée, nous avons réalisé les semis et les transplantations tardivement, soit en grande majorité le 10 juillet en zone haute et le 30 juillet en zone basse.

Nous avons étudié les variables suivantes : 1) succès d'implantation pour la saison 2019 (% nombre de plants implantés démontrant une repousse au printemps) 2) mesures de rendements¹ commercialisables 3) données phénologiques de la biomasse résiduelle post-récolte des plants à l'automne (hauteur étirée, hauteur Robel, % de recouvrement du sol).

Nous n'avons appliqué aucun fertilisant pour les espèces vivaces, telles que la menthe, après la récolte. Cela aurait pu affecter la repousse et la survie à l'hiver. Des effets de ce choix, bien que non mesurés, ont peut-être été observés sur les rendements dans les années subséquentes, ainsi que sur le potentiel des résidus de culture comme substrats pour la reproduction des poissons.

2020

Puisque les arbustes et une partie des vivaces implantées en 2019 n'ont pas survécu à la crue printanière de 2020, nous avons fait de nouvelles implantations tout en conservant les plants de vivaces herbacées dans les parcelles qui avaient survécu (à savoir principalement la menthe, l'asclépiade et la ciboulette). Des plants de fougère ont également survécu, mais nous avons procédé à une plantation additionnelle en 2020 dans les parcelles.

- a) Implantation des parcelles de recherche dans un dispositif en bloc complet (trois répétitions pour chaque espèce) (tableau D3):
- 72 parcelles en zone de haute élévation (> 6 m) et 72 parcelles en zone de basse élévation (\leq 6 m)
 - Les 24 espèces suivantes ont été testées :
 - Tournesol var. Hornet (*Helianthus annuus*)
 - Courge d'hiver (*Cucurbita* sp.)
 - Courge d'été (*Cucurbita* sp.)
 - Bourrache (*Borago officinalis*)
 - Caméline (*Camelina sativa* L. Crantz)
 - Lin var. CDC Bethune (*Linum usitatissimum*)
 - Sarrasin var. Mancan (*Fagopyrum esculentum*)
 - Sarrasin var. Manisoba (*Fagopyrum esculentum*)
 - Pois jaune var. CDC Amarillo (*Pisum sativum* L.)
 - Haricot var. Black bean (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Red kidney bean (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Small red (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Pinto (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Navy (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Cranberry bean (*Phaseolus vulgaris*)
 - Ciboulette (*Allium schoenoprasum*)
 - Menthe du Canada (*Mentha canadensis*)
 - Asclépiade (*Asclepias incarnata*)
 - Fougère à l'autruche (*Matteucia struthiopteris*)
 - Foin d'odeur (*Hierochloe odorata*)
 - Saule (*Salix miyabeana*)
 - Aronie à fruits noirs (*Aronia melanocarpa*)
 - Camerise (*Lonicera caerulea*)
 - Sureau blanc (*Sambucus canadensis*)

Les taux de semis et dates de semis pour chacune des espèces implantées en 2020 sont fournis au tableau D4. Nous avons réalisé les semis et transplantations au cours des deux premières semaines de juin, à l'exception du foin d'odeur, que nous avons implanté le 20 juillet.

Nous avons étudié les variables suivantes : 1) présence de biomasse au printemps et survie à la crue des espèces vivaces implantées en 2019 ; 2) succès d'implantation pour la saison 2020 (% nombre de plants implantés démontrant une repousse au printemps); 3) mesures de rendements¹ commercialisables; et 4) données phénologiques de la biomasse résiduelle post-récolte des plants à l'automne (hauteur étirée, hauteur Robel, % de recouvrement du sol).

Nous n'avons pas mesuré les variables automnales (données phénologiques de la biomasse résiduelle post-récolte des plants à l'automne) dans les parcelles de la zone de basse élévation, car elles étaient inondées à la suite d'une forte pluie en août.

2021

- a) Implantation des nouvelles parcelles de recherche dans un dispositif en bloc complet (trois répétitions pour chaque espèce) (tableau D5):
- 24 parcelles en zone de haute élévation (> 6 m) et 24 parcelles en zone de basse élévation (\leq 6 m)
 - Les neuf espèces suivantes ont été testées :
 - Tournesol var. Hornet (*Helianthus annuus*)
 - Bourrache (*Borago officinalis*)
 - Sarrasin var. Mancan (*Fagopyrum esculentum*)
 - Sarrasin var. Manisoba (*Fagopyrum esculentum*)
 - Mélange caméline (*Camelina sativa L. Crantz*) et pois jaune var. CDC Amarillo (*Pisum sativum L.*)
 - Haricot var. Pinto (*Phaseolus vulgaris*)
 - Haricot var. Navy (*Phaseolus vulgaris*)
 - Panic érigé (*Panicum virgatum*)
- b) Nous avons implanté un dispositif de 32 parcelles en zone haute et en zone basse dans le but de tester deux taux de semis, ainsi que deux dates de semis sur les deux espèces qui présentaient des résultats intéressants à l'année 2020.
- Implantation de parcelles de recherche dans un dispositif en bloc complet (quatre répétitions pour chaque combinaison – 2 espèces x 2 dates x 2 taux de semis). La superficie de chaque parcelle était de 7,5 m². Par chaque parcelle, une superficie de 5,83 m² a été récoltée.
- 32 parcelles en zone de haute élévation (> 6 m) et 32 parcelles en zone de basse élévation (\leq 6 m)
 - Nous avons testé les espèces suivantes :
 - Caméline (*Camelina sativa L. Crantz*)
 - Lin var. CDC Bethune (*Linum usitatissimum*)
 - Nous avons testé les deux dates de semis suivantes :
 - Deux semaines ont séparé le premier semis du second pour les deux espèces testées (1^{er} semis : 19 mai 2021 – 2^e semis : 2 juin 2021).
 - Nous avons testé les deux taux de semis suivants : pour le lin, ils étaient de 50 kg/ha et 70 kg/ha, tandis que pour la caméline, ils étaient de 4 kg/ha et 8 kg/ha.

c) Nous avons conservé les parcelles implantées en 2020 ayant survécu à la crue printanière de 2021 pour les espèces suivantes (tableau D5) :

- Saules arbustifs (*Salix miyabeana*)
- Camerise (*Lonicera caerulea*)
- Sureau (*Sambucus canadensis*)
- Aronie à fruits noirs (*Aronia melanocarpa*)
- Asclépiade incarnate (*Asclepias incarnata*)
- Fougère à l'autruche (*Matteucia struthiopteris*)
- Menthe du Canada (*Mentha canadensis* ou *arvensis*)
- Ciboulette (*Allium schoenoprasum*)
- Foin d'odeur (*Hierochloa odorata*)

Nous avons étudié ces variables : 1) survie à la crue pour les espèces vivaces implantées en 2020, 2) succès d'implantation des différentes cultures pour la saison 2021 (% nombre de plants implantés démontrant une repousse au printemps), 3) mesures de rendements¹ commercialisables, et 4) données phénologiques de la biomasse résiduelle post-récolte des plants à l'automne (hauteur étirée, hauteur Robel, % de recouvrement du sol).

Pour la zone de basse élévation, nous avons effectué les mesures des variables automnales des parcelles implantées en 2020 seulement dans les parcelles de menthe, de ciboulette, de foin d'odeur et de saule arbustif. Ces espèces sont les seules à avoir survécu à la crue printanière et à l'inondation estivale causée par les fortes précipitations de juin.

Rendements mesurés et rendements théoriques

Il est à noter que les cultures alternatives que nous avons testées dans le cadre de l'étude n'ont reçu aucun intrant (pas de traitement des semences, pas de fertilisation ni de désherbage manuel). Ainsi, les comparaisons entre les mesures de rendement obtenues au cours des trois années et les rendements théoriques trouvés dans la littérature ne sont présentées qu'à titre indicatif. De plus, de nombreux autres facteurs peuvent influencer le rendement d'une culture et doivent être pris en compte pour permettre une comparaison juste des données sur les rendements, notamment l'espacement des rangs, la densité des plants/ha, la date de plantation, les variétés, le % d'humidité à la récolte, etc.

Résultats et discussion

2019

Succès d'implantation 2019

Malgré des semis et des plantations tardives, la plupart des espèces se sont bien implantées dans les deux zones d'élévation. À la fin de la saison de croissance, la majorité des espèces pérennes (menthe, aronie, camerise, fougère, sureau, ciboulette et noisetier) avait un taux de survie de 80 % et plus. Parmi les espèces pérennes indigènes, seule l'asclépiade avait un taux de survie inférieur (73 % ± 26 %), principalement en raison d'une infestation de pucerons. La livèche n'a pas germé, ni sur le terrain ni en serre, et donc il semblerait que les semences achetées n'étaient pas viables. Les annuelles, implantées par semis manuel,

ont eu un taux de survie plus variable, entre 88 % et 16 % (courge > tournesol > bourrache > persil). Le chou frisé a été implanté d'abord par semis en zone haute. Vu la faible émergence observée, des semis en serre ont été effectués. Les transplants ont ensuite été implantés sur les parcelles en zone basse. Ces transplants ont eu un taux de survie nettement plus élevé de 67 % (± 0 %) comparativement à 10 % ($\pm 6,4$ %) pour les plants implantés par semis. De façon générale, l'utilisation de transplants ou le semis mécanique devraient être prioritaires afin de réduire la variance liée au semis manuel en champ.

Rendements

Il n'y a pas de mesure de rendement pour la plupart des espèces pérennes (aronie, camerise, fougère, sureau, noisetier et asclépiade), puisqu'il s'agit de l'année d'implantation et qu'il n'y a pas eu de production (fruits, noix, soies, etc.). Les parties aériennes des espèces pérennes de menthe et de ciboulette ont été récoltées, mais présentent des rendements très faibles, par rapport aux rendements rapportés par la littérature (tableau D2). Quant aux annuelles, certaines espèces ont eu des rendements comparables aux rendements rapportés par la littérature, dont la courge et la bourrache, mais seulement en zone haute où les semis ont été effectués vingt jours avant le semis en zone basse. Une seule espèce a démontré un rendement intéressant et comparable aux valeurs théoriques en zone de basse : il s'agit du chou frisé. Cette espèce a démontré des rendements 10 x plus élevés lorsque implantée par transplant que lorsque semée directement sur le terrain, et ce, malgré une implantation effectuée plus de trente jours après le semis en zone haute. Le tournesol a produit beaucoup de biomasse, mais une saison de croissance trop courte n'a pas permis la récolte des graines. Une variété de tournesol hâtive serait une alternative intéressante dans le contexte d'une saison de croissance plus courte dans le littoral du lac Saint-Pierre. Comme indiqué ci-haut, le taux de survie du persil a été faible et nous n'avons pu faire qu'une seule récolte en zone haute. Il est difficile de faire un constat sur les résultats de rendement des annuelles pour l'année 2019 à cause des plantations tardives. Des résultats sur plusieurs années seraient nécessaires avant de faire des recommandations pour le choix des espèces spécifiques adaptées au littoral du lac Saint-Pierre.

Mesures automnales

Les analyses des mesures automnales 2019 incluent deux espèces vivaces (la menthe et la ciboulette), ainsi que cinq espèces annuelles (la bourrache, la courge, le chou frisé, le tournesol et le persil).

Pour la hauteur étirée des résidus de biomasse, il y a une interaction significative entre les zones d'élévation et les espèces (valeur de $p < 0,0001$) (figure D1). La hauteur étirée moyenne des plants est plus élevée en zone haute qu'en zone basse, mais varie selon l'espèce. C'est probablement dû au fait que les végétaux ont bénéficié d'une période de croissance plus longue, le semis ayant été fait plus tôt en zone haute. En zone haute, la hauteur étirée suivant la récolte correspond à cet ordre décroissant : bourrache > ciboulette et courge > tournesol > menthe > chou frisé > persil. En zone basse, ce sont plutôt les courges qui présentent la plus haute biomasse, suivies par la ciboulette et le tournesol, la bourrache et la menthe, puis par le chou frisé.

L'interaction entre les zones d'élévation et les espèces est également significative pour la hauteur Robel des résidus de biomasse post-récolte (ajout valeur de $p < 0,0001$), une mesure de la densité de la végétation (figure D2). Dans les deux zones, c'est la bourrache qui a la plus grande densité de biomasse post-récolte. L'ordre de grandeur des mesures pour les autres espèces varie entre les deux zones. Les différences que nous avons trouvées entre les espèces pour la hauteur étirée et la densité de la végétation peuvent être expliquées par le type de parties récoltées (tableau D1). Par exemple, seules les tiges florales ont été récoltées dans les parcelles de bourrache, alors que pour le chou frisé il s'agit de toutes les parties aériennes, tiges et feuilles. La couverture du sol varie significativement ($P < 0,05$) selon les espèces implantées, et ce, pour les deux zones, suivant cet ordre décroissant : bourrache > courge > ciboulette > chou frisé > tournesol > menthe > persil.

2020

Biomasse résiduelle au printemps et survie à la crue des espèces vivaces

Lors de la première visite au champ après la crue printanière, le 20 mai 2020, il n'y avait aucune biomasse résiduelle dans les parcelles de cultures alternatives implantées en 2019. Les vivaces arbustives implantées en 2019 n'ont pas survécu à la crue printanière de 2020 (camerise, sureau, noisetier et aronie), et ce, malgré un bon taux de succès suite à l'implantation en 2019, qui se situait entre 85 et 100 %. Les vivaces herbacées ont eu un taux de survie à la crue variant entre 2,8 et 53 %, zones haute et basse confondues. La menthe a eu le meilleur taux de survie moyen pour les deux zones (haute et basse) (53 %), suivie de la ciboulette (10 %), de l'asclépiade (3,5 %) et de la fougère (2,8 %).

Si la fougère à l'autruche n'a pas survécu aux conditions de saturation du sol occasionnées par les fortes précipitations survenues pendant la saison de croissance 2020, le recouvrement en été, pour les trois autres espèces pérennes ayant survécu à la crue printanière 2020, a toutefois été très bon. Pour l'asclépiade et la ciboulette, on note un recouvrement de 100 % (aucune mortalité pendant la saison de croissance 2020). La croissance de la menthe a été fulgurante, avec des recouvrements entre 250 et 1 800 %.

Succès d'implantation 2020

Malgré un début de saison plus hâtif en 2020, l'implantation des espèces pérennes a eu moins de succès qu'en 2019. Les taux de succès à la suite de l'implantation se situent entre 13 et 100 %. Ce résultat est probablement lié aux conditions climatiques difficiles en 2020 : une période de sécheresse lors des plantations, suivie de plusieurs épisodes de pluies abondantes qui ont causé des inondations estivales (principalement dans la zone basse du site expérimental). Ces conditions ont défavorisé la croissance de la fougère, de l'aronie et de la camerise en zone basse, par rapport à la zone haute. Seul le saule arbustif à croissance rapide s'est mieux implanté en zone basse (76 %) qu'en zone haute (34 %). Le sureau (100 %) et le foin d'odeur (97 %) ont eu un bon taux d'implantation dans les deux zones, malgré le fait que le foin d'odeur ait été implanté un mois après les autres espèces (20 juillet 2020) à cause de la disponibilité des plants en pépinière.

Rendements

Il n'y a pas de mesure de rendement pour les espèces pérennes implantées en 2020. Il s'agit des espèces suivantes : la fougère, le foin d'odeur, le saule, l'aronie et le sureau (tableau D4). Pour les quatre espèces pérennes implantées en 2019 et ayant survécu à la crue de 2020, la production se résume comme suit :

- Fougère (taux de survie moyen au printemps de 2,8 % et seconde implantation en 2020) : il n'y a pas eu de production, puisque les plants n'ont pas survécu aux conditions de saturation du sol occasionnées par les fortes précipitations en été.
- Asclépiade (taux de survie moyen au printemps de 3,5 %) : les gousses ont été récoltées dans les deux zones, avec un rendement supérieur, mais plus variable dans la zone basse (232 kg/ha \pm 269), comparativement à la zone haute (43 kg/ha \pm 40). Ce rendement est toutefois nettement inférieur au potentiel de rendement rapporté dans la littérature, qui est de 1,578 à 3,285 kg/ha.
- Ciboulette (taux de survie moyen au printemps de 10 %) : les rendements de cette espèce ont été comparables à ceux de la littérature en 2019 (\pm 3,000 kg/ha). Pour l'année 2020, les rendements sont inférieurs à ceux de 2019 et sont très différents entre les deux zones (zone haute : 1,566 kg/ha ; zone basse : 74 kg/ha). Le faible taux de survie à la crue de 14 % pour la zone haute et de 6 % pour la zone basse expliquerait cette baisse de production entre 2019 et 2020. Cette espèce a de toute évidence été grandement affectée en zone basse, où les inondations survenues en été ont été plus marquées pendant la saison de croissance.
- Menthe (taux de survie de 53 %) : le rendement de cette espèce a été supérieur à celui qu'on trouve dans la littérature (1,123 kg/ha) et comparable pour les deux zones, haute (2,210 kg/ha) et basse (2,481 kg/ha).

Concernant les espèces annuelles, elles ont été fortement affectées par les conditions de saturation en eau en zone basse. Nous observons 100 % de mortalité pour les espèces suivantes : le haricot, le pois jaune, la courge et la bourrache. Certaines parcelles de tournesol (n=1) et de sarrasin (n=1) ont pu être récoltées en zone basse, de même que toutes les parcelles de lin (n=3) et de caméline (n=3). Elles ont toutes donné un rendement inférieur à celui mesuré en zone haute (tableau D4).

Nous avons récolté toutes les espèces annuelles implantées en zone haute. Les conditions environnementales pour la saison de croissance 2020 ont défavorisé la levée et la croissance de la bourrache et de la courge d'hiver. Leurs rendements ont été inférieurs à ceux observés en 2019, malgré une saison de croissance plus longue avec le retrait des eaux plus hâtif au printemps. Toutes les autres espèces annuelles se sont bien implantées en zone haute, quoique leurs rendements ont été inférieurs, pour la plupart, à ceux qu'on trouve dans la littérature, sauf pour la caméline et les courges d'été. Par rapport aux rendements rapportés dans la littérature, les espèces annuelles ayant le mieux performé en zone haute sont, en ordre décroissant : caméline (152 %), courges d'été (107 %), pois jaune (67 %), haricot var. Windbreaker Pinto (61 %), haricot var. Red hawk dark kidney (57 %), haricot var. Zorro black bean (45 %), sarrasin var. Manisoba (43 %), haricot var. T9905 Navy (42 %), haricot var. Merlot small red (42 %), haricot var. Etna cranberry (38 %), tournesol var. Hornet (37 %), lin var. CDC Bethune (35 %), sarrasin var. Mancan (34 %), bourrache (24 %) et courges d'hiver (11 %).

Comme seulement la caméline et le lin ont survécu aux conditions d'inondations de la zone basse, ces deux espèces semblent être intéressantes pour les zones d'élévation du littoral plus basses et plus sujettes aux inondations printanières, malgré le fait que le lin n'ait pas démontré de rendement exceptionnel en zone haute.

Mesures automnales

Pour la hauteur étirée des résidus de biomasse post-récolte prélevée dans les parcelles situées dans la zone haute, la courge d'été se démarque significativement de l'ensemble des espèces (valeur de $p < 0,05$). Elle est suivie de l'asclépiade, de la ciboulette, de la bourrache et du tournesol (figure D3). Les autres espèces, incluant notamment les haricots et les pois, ont une hauteur étirée très faible.

Tout comme en 2019, la bourrache a une hauteur Robel significativement supérieure aux autres espèces (valeur de $P < 0,05$) (figure D4). Les autres espèces n'ont pas laissé beaucoup de résidus de biomasse, ce qui pourrait être dû aux gels ou à une mauvaise implantation. De manière générale, et pour toutes les espèces, il y avait très peu de résidus de biomasse laissés sur place après la récolte. Ce résultat s'accompagne de hauteurs Robel considérées comme faibles, entre 0 et 15 cm, par rapport à une densité de végétation d'une hauteur d'environ 30 cm pour favoriser la ponte chez la perchaude pendant la période d'inondation printanière.

Le pourcentage de couverture du sol après la récolte est variable pour les différentes espèces, se situant entre 2,5 % et 53 % (figure D5). La menthe, le lin, la courge d'été et la bourrache sont les espèces offrant une meilleure couverture du sol après la récolte, alors que les haricots et les pois offrent une faible couverture végétale après la récolte (moins de 5 %). L'asclépiade offre aussi une faible couverture végétale, ce qui s'explique par une faible survie à la crue printanière (3,5 %). En effet, malgré une bonne croissance des plants en 2020 et une récolte, le faible nombre de plants ayant survécu à la crue n'offre pas une grande couverture du sol à l'échelle de la parcelle.

2021

Biomasse résiduelle au printemps et survie à la crue des espèces vivaces

Lors de notre première visite au champ après la crue printanière, le 10 avril 2021, il n'y avait que très peu de biomasse résiduelle dans les parcelles de cultures alternatives implantées en 2019 et en 2020 (photo D1, 2, 5). Par contre, les vivaces herbacées et arbustives (notamment la ciboulette, la menthe et le sureau) ont eu un taux de survie à la crue intéressant (photo D3, D4 et D6).

Rendements

Certaines des espèces pérennes semées en 2019 ont une fois de plus été récoltées en 2021, soit la ciboulette, la menthe du Canada et l'asclépiade. Les rendements étaient, cependant inférieurs aux valeurs qu'on trouve dans la littérature (figure D6A ; tableau D4). À l'exception de la menthe, nous avons mesuré des rendements mesurés inférieurs en zone basse, comparativement à ceux de la zone haute (figure D6A).

Le saule implanté en 2020 a été récolté pour la première fois en 2021. Les rendements (3 761 kg/ha en zone haute) sont demeurés relativement bas, ce qui peut être expliqué par le fait qu'il s'agissait de la première année de récolte (figure D6B). On peut toutefois noter que les rendements étaient significativement plus bas en zone basse (714 kg/ha), ce qui est probablement attribuable aux conditions d'inondations printanières dans cette zone (figure D6B).

Les espèces annuelles, quant à elles, ont une fois de plus été fortement affectées par les conditions de saturation en eau en zone haute (photo D7) et en zone basse (photo D8). Nous observons 100 % de mortalité pour la majorité des espèces annuelles implantées en 2021 en zone basse. Par conséquent, nous ne les avons pas récoltées. Nous avons cependant récolté toutes les espèces annuelles implantées en zone haute. Toutefois, les rendements ont été affectés par les conditions d'inondation estivale survenues en plein milieu de la saison de croissance (photo D7). Malgré tout, les espèces annuelles se sont bien implantées en zone haute et ont montré des rendements, pour la plupart, comparables aux valeurs qu'on trouve dans la littérature (figure D6C).

Mesures automnales

Nous avons observé des valeurs faibles pour la hauteur étirée et pour la hauteur Robel, principalement dans les cultures annuelles (figure D7). Les hauteurs étirées ne dépassaient pas 32 cm (bourrache), alors que les hauteurs Robel ne dépassaient pas 29 cm (ciboulette) (figure D7).

Les pourcentages de couverture du sol après la récolte sont demeurés sous 50 % pour les cultures implantées en 2019 et récoltées en 2021 (ciboulette, asclépiade et menthe) (figure D7A). Pour les cultures implantées en 2020 et mesurées en 2021, le pourcentage de couverture du sol se situait entre 0 % (aronie, camerise et sureau) et 17 % (Hierochloe) (figure D7B). De façon générale, la couverture du sol pour les cultures pérennes est demeurée très faible. Une tendance similaire a été observée pour les cultures annuelles implantées en 2021 : la couverture du sol demeurait pour elles sous les 35 % (figure D7C). Seul le panic érigé avait une valeur plus élevée (en moyenne de 60 %). Toutefois, la forte pression des mauvaises herbes dans ces parcelles n'a pas permis la récolte du panic. Cette valeur est donc liée aux mauvaises herbes présentes plutôt qu'à la culture d'intérêt (figure D7C ; photo D9).

Essais lin/caméline

L'ensemble des parcelles implantées en zone basse ont été détruites par les inondations estivales persistantes en saison de croissance. Nous n'avons pas pu récolter la caméline et le lin en fin de saison dans cette zone. Nous n'avons pu récolter que le lin qui poussait dans les parcelles en zone haute. La caméline n'a pas résisté aux inondations dans la zone haute. De façon générale, le lin a bien résisté aux inondations estivales qui sont survenues dans la zone haute en pleine saison de croissance. Nous n'avons observé aucune différence significative entre les rendements obtenus pour les deux taux de semis et les deux dates de semis (figure D8).

Les mesures d'automne (pourcentage de couverture, hauteur étirée et hauteur Robel) ont également été prises dans les parcelles de lin en zone haute. Nous n'avons observé aucune différence significative concernant le pourcentage de couverture du sol et la hauteur étirée (figure D9). Ce résultat est principalement dû à la variabilité observée entre les parcelles d'un même traitement. Une tendance semble montrer que le semis tardif (2 juin 2021) a permis d'obtenir une meilleure couverture du sol à l'automne, bien que les valeurs soient demeurées très faibles (moins de 17 % de couverture). En ce qui concerne la hauteur Robel, les résultats les plus élevés ont été observés pour le semis hâtif (19 mai 2021) à une densité plus faible (50 kg/ha). Toutefois, nous n'avons observé aucune différence significative pour les autres traitements (figure D9).

Conclusions générales

De façon générale, il est important de prendre en considération la difficulté de comparer les rendements obtenus pour les différentes cultures dans le cadre de ce projet au lac Saint-Pierre avec des rendements théoriques, puisque de nombreux facteurs sont différents : espacement des rangs, densité des plants/ha, fertilisation, traitements de semences, date de plantations, variétés, pourcentage d'humidité à la récolte, etc.

La menthe a démontré un potentiel intéressant en ce qui concerne la survie à la crue et les rendements. Toutefois, pour évaluer le potentiel de cette espèce comme culture alternative en zone littorale, des analyses de son contenu en huiles essentielles devraient être effectuées. Cela permettrait de déterminer son potentiel économique. Il est possible que cette culture vivace ait un comportement similaire à celui d'une prairie si plus d'une récolte sont effectuées durant l'année et qu'elles sont faites au moment opportun. Cela pourrait augmenter le potentiel de cette espèce comme habitat faunique, tout en produisant une culture à valeur économique. Nous n'avons toutefois pas évalué spécifiquement ces deux aspects dans le cadre de ce projet. Des essais supplémentaires seraient nécessaires afin de faire une évaluation combinée du potentiel économique et faunique.

De plus, le lin semble démontrer un potentiel comme culture alternative, mais sa biomasse résiduelle reste minimale à l'automne et au printemps suivant. Cela peut occasionner des enjeux de récolte et de marché, comparativement au sarrasin, car ce dernier peut être cultivé dans certaines régions du lac Saint-Pierre. Par contre, en prenant en considération les conditions dans lesquelles les essais ont eu lieu (inondations estivales en période de croissance des plantes), il faut faire attention avec l'interprétation des résultats obtenus. Des essais supplémentaires à plus grande échelle permettraient de confirmer ce potentiel et de réévaluer les paramètres tels que la date et le taux de semis.

Plusieurs espèces n'ont pu être évaluées à leur plein potentiel. Par exemple, bien que sa croissance ait été relativement bonne, le tournesol n'a pu être récolté totalement puisqu'il n'avait pas atteint la maturité. Il serait intéressant de tester d'autres types de tournesol oléagineux plus hâtifs afin d'évaluer leur potentiel. Ceux-ci pourraient également être testés en combinaison avec une culture intercalaire dans le but d'optimiser la couverture de sol au printemps.

Tableaux, figures et photos D

Tableau D1. Espèces testées en 2019 en petites parcelles à Baie-du-Febvre, dans les deux zones d'élévation (zone haute > 6 m; zone basse ≤ 6 m). Les espèces ont été choisies en fonction des critères suivants : résidus de biomasse post-récolte estimés et potentiel de couverture du sol, tolérance à la crue lorsque connue, intérêt commercial, coûts et disponibilité des semences lors de la période de plantation (juillet-août 2019, après la décrue tardive).

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus biomasse	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Tournesol	<i>Helianthus annuus</i>	Annuelle	Oléagineux	Graines	++		+++	Comestible
Chou frisé (kale)	<i>Brassica oleracea</i> var. <i>acephala laciniata</i>	Annuelle	Légume	Parties aériennes	+		++	Comestible
Courges	<i>Cucurbita sp.</i>	Annuelle	Légume	Fruits	++		++	Comestible
Livèche, céleri vivace	<i>Levisticum officinale</i>	Vivace	Légume	Parties aériennes	+	Sol riche, humide	+	Comestible
Persil	<i>Petroselinum crispum</i>	Annuelle	Fines herbes	Parties aériennes	+		+	Comestible
Camerise	<i>Lonicera caerulea</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Grand besoin en eau	+++	Comestible
Noisetier américain	<i>Corylus americana</i>	Arbuste	Noix	Graines	+++	Sol frais	++	Comestible, pollinisation
Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais, humide, détrempé	+	Comestible, biveraines (FIH renaturalisation, horticulture ornementale, pollinisation)

Tableau D1 (suite).

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus biomasse	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Sureau blanc	<i>Sambucus canadensis</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais	+	Comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, intérêt papillons/oiseaux
Menthe du Canada	<i>Mentha canadensis</i>	Vivace	Fines herbes, médicinale	Parties aériennes	+	Sol frais, humide, détrempe	+	Huiles essentielles, comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, pollinisation, odorant
Fougère à l'autruche	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	Vivace	Légume	Tiges	+++	Sol humide, détrempe, tolère l'inondation	++	Cosmestible, renaturalisation
Bourrache	<i>Borago officinalis</i>	Annuelle	Médicinale	Fleurs et graines	++		+	Médicinal, mellifère
Asclépiade incarnate	<i>Asclepias incarnata</i>	Vivace	Culture commerciale	Graines	++	Sol frais, humide, détrempe	++	Industriel (fibres), renaturalisation, pollinisation, médicinal, odorant
Ciboulette	<i>Allium schoenoprasum</i>	Vivace	Fines herbes	Parties aériennes	+		+	Comestible

Tableau D2. Taux de semis, dates de semis ou de plantation et rendements (moyenne et écart-type) pour les cultures alternatives annuelles et certaines vivaces herbacées sur le site de Baie-du-Febvre (BAIE08) pour l'année 2019, pour deux zones d'élévation (zone haute > 6 m; zone basse ≤ 6 m), de même que les valeurs théoriques de rendements trouvés dans la littérature.

Noms communs	Noms latins	Taux de semis (nombre de plants/ha)	Dates de semis / plantation		Parties récoltées	Rendements (kg/ha MS*)		Valeurs théoriques de rendements	
			Zone haute > 6 m	Zone basse ≤ 6 m		Zone haute > 6 m	Zone basse ≤ 6 m	Valeurs (kg/ha MS)	Références
Tournesol	<i>Helianthus annuus L.</i>	203 333	10 juillet	30 juillet	Biomasse seulement (pas de graines)	22 600 ± 4 731	5 584 ± 1 521	13 000 à 17 000 (biomasse) 1 500 à 2 000 (graines de tournesol)	Ion et al. (2014). "Results Regarding Biomass Yield at Sunflower Under Different Planting Patterns and Growing Conditions", <i>Scientific Papers-Series A, Agronomy</i> , 57 : 205-210. Ministry of agriculture, food and rural affairs of Ontario (OMAFRA). Guide agronomique des grandes cultures. Publication 811F.
Chou frisé (kale)	<i>Brassica oleracea</i> var. <i>acephala laciniata</i>	52 500	10 juillet	13 août	Parties aériennes	228 ± 238	2 493* ± 3 293	1 836 à 3 306	Center for agriculture, food and the environment, University of Massachusetts (2020). <i>New England Vegetable Management Guide, Estimating Vegetable Yields.</i>
Courges sp.	<i>Cucurbita sp.</i>	13 333	10 juillet	30 juillet	Fruits	23 658 ± 14 804	12 426 ± 846	20 000	Ministry of agriculture, food and rural affairs of Ontario (OMAFRA) (2009). <i>Pumpkin and Squash Production.</i>

Tableau D2 (suite)

Noms communs	Noms latin	Taux de semis (nombre de plants/ha)	Dates de semis / plantation		Parties récoltées	Rendements (kg/ha MS*)		Valeurs théoriques de rendements	
			Zone haute 6 m	Zone basse ≤ 6 m		Zone haute > 6 m	Zone basse ≤ 6 m	Valeur (kg/ha MS)	Référence
Livèche (céleri vivace)	<i>Levisticum officinale</i>	25 000	10 juillet	-	Aucune (émergence = 0 %)	0	-	-	-
Persil	<i>Petroselinum crispum</i>	125 000	10 juillet	-	Parties aériennes	74 ± 34	-	9 700 à 15 940	Kolota <i>et al.</i> (2012). "The Effects of Genetic and Agronomic Factors on Quantity and Quality of Leafy Parsley Yields", <i>Pol. J. Environ. Stud.</i> , vol. 21 (4) : 937-942.
Camerise	<i>Lonicera caerulea</i>	5 000	10 juillet	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Noisetier américain	<i>Corylus americana</i>	5 000	30 juillet	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	5 000	10 juillet	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Sureau blanc	<i>Sambucus canadensis</i>	5 000	10 juillet	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Menthe du Canada	<i>Mentha canadensis</i>	43 333	13 août	13 août	Parties aériennes	92 ± 9	81 ± 20	7 036 à 7 707	Nigussie <i>et al.</i> (2017). "Response of Spearmint to Nitrogen and Phosphorus Fertilizers at Koka, Ethiopia", <i>Acad. Res. J. Agri. Sci. Res.</i> , vol. 5 (6) : 414-418.

Tableau D2 (suite)

Noms communs	Noms latin	Taux de semis (nombre de plants/ha)	Dates de semis / plantation		Parties récoltées	Rendements (kg/ha MS*)		Valeurs théoriques de rendements	
			Zone haute > 6 m	Zone basse ≤ 6 m		Zone haute > 6 m	Zone basse ≤ 6 m	Valeurs (kg/ha MS)	Références
Fougère à l'autruche	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	5 000	10 juillet	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Bourrache	<i>Borago officinalis</i>	70 000	10 juillet	30 juillet	Fleurs	436 ± 272	18 ± 14	300 à 1 000	Filière des plantes médicinales du Québec (2010). <i>La bourrache, Guide de production sous régime biologique</i> , Québec, 26 p.
Asclépiade incarnate	<i>Asclepias incarnata</i>	62 500	13 août	30 juillet	Aucune	-	-	-	-
Ciboulette	<i>Allium schoenoprasum</i>	105 000	30 juillet	30 juillet	Parties aériennes	420 ± 73	440 ± 187	3 170 à 7 460	Suojala (2003). "Yield Potential of Chive: Effects of Cultivar, Plastic Mulch and Fertilization", <i>Agricultural and food science in Finland</i> , vol. 12 : 95-105.

*MS = Matière sèche.

*Utilisation de transplant pour le chou frisé en zone basse, le taux d'émergence du semis en zone haute s'étant avéré plutôt faible (10 % ± 6,4 %).

Tableau D3. Espèces testées en 2020 en petites parcelles à Baie-du-Febvre, dans les deux zones d'élévation (zone haute > 6 m; zone basse ≤ 6 m). Les espèces ont été choisies en fonction des critères suivants : résidus de biomasse post-récolte estimés et potentiel de couverture du sol, tolérance à la crue lorsque connue, intérêt commercial, coûts et disponibilité des semences.

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Tournesol var. Hornet	<i>Helianthus annuus</i>	Annuelle	Oléagineux	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Courge d'hiver	<i>Cucurbita sp.</i>	Annuelle	Maraîcher	Fruits	++	S.o.	++	Comestible
Courge d'été	<i>Cucurbita sp.</i>	Annuelle	Maraîcher	Fruits	++	S.o.	++	Comestible
Bourrache	<i>Borago officinalis</i>	Annuelle	Médicinale	Fleurs et graines	++	S.o.	+	Médicinal, mellifère
Caméline	<i>Camelina sativa</i> L. Crantz	Annuelle	Oléagineux	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Lin var. CDC Bethune	<i>Linum usitatissimum</i>	Annuelle	Oléagineux / fibres	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible (grain), industriel (fibres : parties aériennes)
Sarrasin var. Mancan	<i>Fagopyrum esculentum</i>	Annuelle	Céréale	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Sarrasin var. Manisoba	<i>Fagopyrum esculentum</i>	Annuelle	Céréale	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Pois jaune var. CDC Amarillo	<i>Pisum sativum</i> L.	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible

Tableau D3 (suite).

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Haricot var. Black bean	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Red kidney	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Small red	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Pinto	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Navy	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Cranberry	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Ciboulette	<i>Allium schoenoprasum</i>	Vivace	Fines herbes	Parties aériennes	+	Tout type de sol	+	Comestible
Menthe du Canada	<i>Mentha canadensis</i>	Vivace	Fines herbes, médicinale	Parties aériennes	+(*)	Sol frais, humide, détrem pé	+	Huiles essentielles, comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, pollinisation, odorant
Asclépiade incarnate	<i>Asclepias incarnata</i>	Vivace	Culture commerciale	Graines	++	Sol frais, humide, détrem pé	++	Industriel (fibres), renaturalisation, pollinisation, médicinal, odorant

Tableau D3 (suite).

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Fougère à l'autruche	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	Vivace	Légume	Tiges	+++	Sol humide, détrempe, tolère l'inondation	++	Cosmestible, renaturation
Foin d'odeur	<i>Hierochloe odorata</i>	Vivace	Culture commerciale	Parties aériennes	+	Sol frais, humide	+	Industriel (odorant), renaturation, ornemental
Saule	<i>Salix miyabeana</i>	Arbuste	Culture commerciale	Tiges	+++	Sol humide	+++	Biocarburant, 164phytoremédiation, bandes riveraines
Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais, humide, détrempe	+	Comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturation, horticulture ornementale, pollinisation
Camerise	<i>Lonicera caerulea</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Grand besoin en eau	+++	Comestible
Sureau blanc	<i>Sambucus canadensis</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais	+	Comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturation, intérêt papillons/oiseaux

*Selon la repousse suite à la récolte (pourrait être plus importants).

Tableau D4. Taux de semis, dates de semis ou plantation et rendements (moyenne et écart-type) pour les cultures alternatives annuelles et certaines vivaces herbacées sur le site de Baie-du-Febvre (BAIE08) pour les années 2019 et 2020, pour deux zones d'élévation (zone haute > 6 m ; zone basse ≤ 6 m), de même que les valeurs théoriques de rendements trouvés dans la littérature.

Noms communs	Densités de semis (nombre de plants/ha)		Dates de semis / plantation				Rendements (kg/ha) ¹				Valeurs théoriques de rendements ²	
	2019	2020	2019		2020		2019		2020		Valeurs (kg/ha MS)	Références
			Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse		
Tournesol ³	203 333	166 667	10 juillet	30 juillet	10 juin	10 juin	Biomasse : 8 509 ± 947 Grains : 0	Biomasse : 5 584 ± 1 521 Grains : 0	Biomasse : 2 344 ± 559 Grains : 647 ± 128	Biomasse : 541 ± 936 Grains : 122 ± 211	13 000 à 17 000 (biomasse) 1 500 à 2 000 (grains)	Ion et al. (2014). OMAFRA (2017).
Courges d'hiver sp. ³	14 815	14 815	10 juillet	30 juillet	9 juin	10 juin	26 287 ± 16 450	13 806 ± 940	3 404 ± 1 449	0	14 000 à 46 000	OMAFRA (2009); Hefner et al. (2019)
Courges d'été	S.o.	14 815	S.o.		9 juin	10 juin	S.o.		75 516 ± 27 594	0	46 000 à 94 800	Larkin (2020).
Bourrache	77 778	77 778	10 juillet	30 juillet	9 juin	10 juin	Fleurs : 485 ± 302 Grains : 42 ± 34	Fleurs : 20 ± 16 Grains : 7 ± 6	Fleurs : 154 ± 55 Grains : 12 ± 7	Fleurs : 0 Grains : 0	Fleurs : 290 à 1 000 Grains : 50 à 450 (frais)	Filière des plantes médicinales biologiques du Québec (2010).

Tableau D4 (suite).

Noms communs	Densités de semis (nombre de plants/ha)		Dates de semis / plantation				Rendements (kg/ha) ¹				Valeurs théoriques de rendements ²	
	2019	2020	2019		2020		2019		2020		Valeurs (kg/ha MS)	Références
			Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse		
Caméline	S.o.	8 331 667	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		369 ± 217	93 ± 44	243	Tremblay et Angers (2018)
Lin var. CDC Bethune	S.o.	20 648 093	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		349 ± 124	93 ± 78	737 à 1 266	Fernandez et al. (2019); McCollough et al. (2020)
Sarrasin var. Mancan	S.o.	4 562 421	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		265 ± 143	0	370 à 1 185	Fang et al. (2018); Mahata et al. (2018)
Sarrasin var. Manisoba	S.o.	4 795 708	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		336 ± 225	39 ± 95		
Pois jaune var. CDC Amarillo	S.o.	1 072 570	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		371 ± 105	0	481 à 630	Fernandez et al. (2019)
Haricot var. T9905 Navy	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		1 127 ± 334	0	2 694	Hoyos-Villegas et al. (2020)
Haricot var. Windbreaker Pinto	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		1 121 ± 594	0	1 848	Hoyos-Villegas et al. (2020)
Haricot var. Zorro Black bean	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		1 100 ± 295	0	2 467	Hoyos-Villegas et al. (2020)

Tableau D4 (suite).

Nom commun	Densité de semis (nombre de plants/ha)		Date de semis / plantation				Rendement (kg/ha) ¹				Valeur théorique de rendement ²	
	2019	2020	2019		2020		2019		2020		Valeur (kg/ha MS)	Référence
			Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse		
Haricot var. Red Hawk dark kidney	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		816 ±202	0	1 435	Hoyos-Villegas et al. (2020)
Haricot var. Merlot small red	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		788 ±198	0	1 884	Hoyos-Villegas et al. (2020)
Haricot var. Etna Cranberry	S.o.	424 533	S.o.		6 juin	6 juin	S.o.		591 ± 163	0	1 550	Hoyos-Villegas et al. (2020)
Ciboulette	116 667	Zone haute : 18 210 Zone basse : 5 864 ⁴	30 juillet	30 juillet	Semis 2019 (voir tableau D2)		2 936 ± 1008	3 242 ± 922	1 566 ± 1 492	74 ± 67	2 870 à 4 040	Wilson (1995)
Menthe du Canada	48 148	S.o. ⁴	13 août	13 août	Semis 2019 (voir tableau D2)		490 ± 99	418 ± 173	2 210 ± 2 984	2 481 ± 209	1 123	Ardalani et al. (2017)
Asclépiade incarnate	62 500	Zone haute : 4 167 Zone basse : 3 889 ⁴	13 août	30 juillet	Semis 2019 (voir tableau D2)		Aucun, implantation seulement		43 ± 40	232 ± 269	1 578 à 3 285	Darby (2019 a, b)

Tableau D4 (suite).

Nom commun	Densité de semis (nombre de plants/ha)		Date de semis / plantation				Rendement (kg/ha) ¹				Valeur théorique de rendement ²	
	2019	2020	2019		2020		2019		2020		Valeur (kg/ha MS)	Référence
			Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse		
Fougère à l'autruche implantée en 2019 et 2020	10 000	10 000	10 juillet	30 juillet	implantation 2019 (voir tableau D2) + 15 juin	Implantation 2019 (voir tableau D2) + 15 juin	Aucun, implantation seulement		Aucun, implantation seulement		S.o.	
Foin d'odeur	S.o.	11 111	S.o.		20 juillet	20 juillet	S.o.		Aucun, implantation seulement		S.o.	
Saule	S.o.	54 645	S.o.		9 juin	10 juin	S.o.		Aucun, implantation seulement		S.o.	
Aronie à fruits noirs	10 000	10 000	10 juillet	30 juillet	15 juin	15 juin	Aucun, implantation seulement		Aucun, implantation seulement		S.o.	
Camerise	10 000	10 000	10 juillet	30 juillet	10 juin	10 juin	Aucun, implantation seulement		Aucun, implantation seulement		S.o.	
Sureau blanc	10 000	10 000	10 juillet	30 juillet	15 juin	15 juin	Aucun, implantation seulement		Aucun, implantation seulement		S.o.	

¹ Les rendements sont exprimés en matière sèche pour la plupart des espèces (poids sec), sauf pour les courges d'été et d'hiver, la ciboulette et la menthe du Canada, dont le rendement est exprimé en matière humide (poids frais). Pour les haricots et les pois jaune, les rendements sont exprimés en poids sec avec 18 % de contenu en eau.

² Les rendements théoriques comparatifs retrouvés dans la littérature scientifique sont inscrits à titre informatif seulement (pas les mêmes conditions de culture).

³ Différentes variétés en 2019 et en 2020 : Tournesol var. Russian Mammouth en 2019 et var. Hornet en 2020. La variété Hornet est une variété à maturité plus hâtive, qui a été choisie pour augmenter les chances de récolte de graines de tournesol en 2020. En effet, il n'y a pas eu de production de grains en 2019 pour la variété Russian Mammouth, probablement à cause d'une courte saison de croissance (cru prolongée); Courges d'hiver var. Algonquin en 2019 et var. *Tiana Organic* en 2020. Les semences de courges d'hiver de la variété Algonquine, achetées en 2019, se sont avérées être un mélange de plusieurs espèces de courges d'été et d'hiver (semencier artisanal).

⁴ Pour la ciboulette et l'asclépiade incarnate, la densité de semis en 2020 correspond au nombre de plants ayant survécu à la crue printanière de 2020. Pour la menthe du Canada, il n'y a pas de densité de semis pour 2020, la survie à la crue ayant été mesurée par le recouvrement et non en fonction du nombre de plants (incapacité de compter le nombre de plants à cause des rhizomes).

Tableau D5. Espèces testées en 2021 en petites parcelles à Baie-du-Febvre, dans les deux zones d'élévation (zone haute > 6 m; zone basse ≤ 6 m). La partie 1 du tableau comprend les espèces implantées dans de nouvelles parcelles de recherche et la partie 2, celles des parcelles implantées en 2020 ayant survécu à la crue printanière de 2021. Les espèces ont été choisies en fonction des critères suivants : résidus de biomasse post-récolte estimés et potentiel de couverture du sol, tolérance à la crue lorsque connue, intérêt commercial, coûts et disponibilité des semences.

Noms communs	Noms latins	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Nouvelles implantations 2021								
Tournesol var. Hornet	<i>Helianthus annuus</i> L.	Annuelle	Oléagineux	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Bourrache	<i>Borago officinalis</i>	Annuelle	Médicinale	Fleurs et graines	++	S.o.	+	Médicinal, mellifère
Sarrasin var. Mancan	<i>Fagopyrum esculentum</i>	Annuelle	Céréale	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Sarrasin var. Manisoba	<i>Fagopyrum esculentum</i>	Annuelle	Céréale	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Caméline et Pois jaune var. CDC Amarillo	<i>Pisum sativum</i> L.	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Pinto	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Haricot var. Navy	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Annuelle	Légumineuse	Parties aériennes	+	S.o.	+++	Comestible
Panic érigé	<i>Panicum virgatum</i>	Vivace	Graminée	Parties aériennes	+	S.o.	+	Industriel

Tableau D5 (suite).

Noms communs	Noms latin	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Implantations 2020, espèces ayant survécu à la crue printanière de 2021								
Saule	<i>Salix miyabeana</i>	Arbuste	Culture commerciale	Tiges	+++	Sol humide	+++	Biocarburant, phytoremédiation, bandes riveraines
Camerise	<i>Lonicera caerulea</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Grand besoin en eau	+++	Comestible
Sureau blanc	<i>Sambucus canadensis</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais	+	Comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, intérêt papillons/oiseaux
Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	Arbuste	Petits fruits	Fruits	+++	Sol frais, humide, détrempé	+	Comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, horticulture ornementale, pollinisation
Asclépiade incarnate	<i>Asclepias incarnata</i>	Vivace	Culture commerciale	Graines	++	Sol frais, humide, détrempé	++	Industriel (fibres), renaturalisation, pollinisation, médicinal, odorant
Fougère à l'autruche	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	Vivace	Légume	Tiges	+++	Sol humide, détrempé, tolère l'inondation	++	Cosmestible, renaturalisation

Tableau D5 (suite).

Noms communs	Noms latin	Types	Catégories	Parties récoltées	Résidus post-récolte	Tolérance à la crue	Intérêt commercial	Usages
Menthe du Canada	<i>Mentha canadensis</i>	Vivace	Fines herbes, médicinale	Parties aériennes	+	Sol frais, humide, détrempé	+	Huiles essentielles, comestible, bandes riveraines (FIHOQ), renaturalisation, pollinisation, odorant
Ciboulette	<i>Allium schoenoprasum</i>	Vivace	Fines herbes	Parties aériennes	+	Tout type de sol	+	Comestible
Foin d'odeur	<i>Hierochloa odorata</i>	Vivace	Culture commerciale	Parties aériennes	+	Sol frais, humide	+	Industriel (odorant), renaturalisation, ornemental

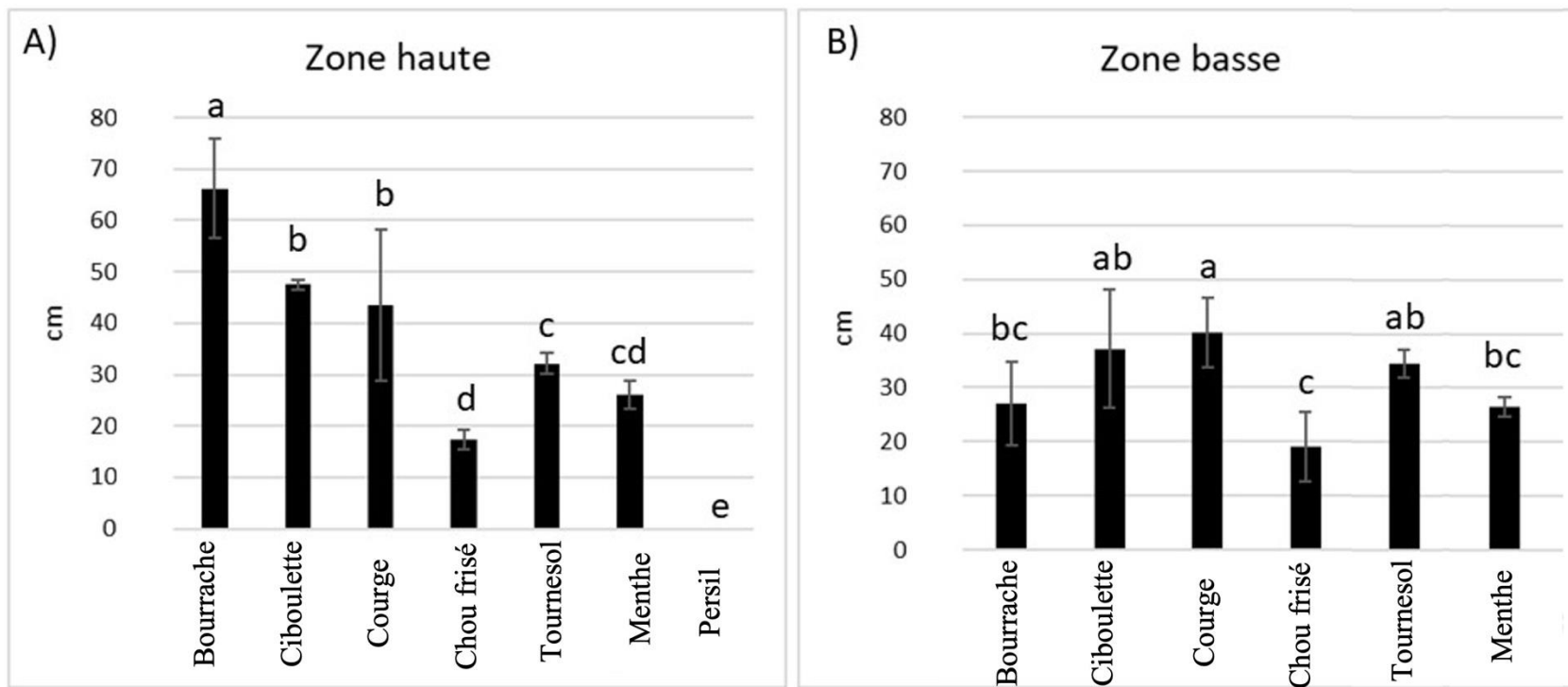


Figure D1. Caractérisation automnale (moyenne et écart-type) de la hauteur étirée (2019-10-09) des différentes espèces de cultures alternatives, après la récolte, dans les deux zones d'élévation (zone haute > 6 m ; zone basse ≤ 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$. Il n'y avait aucun plant de persil en zone basse.

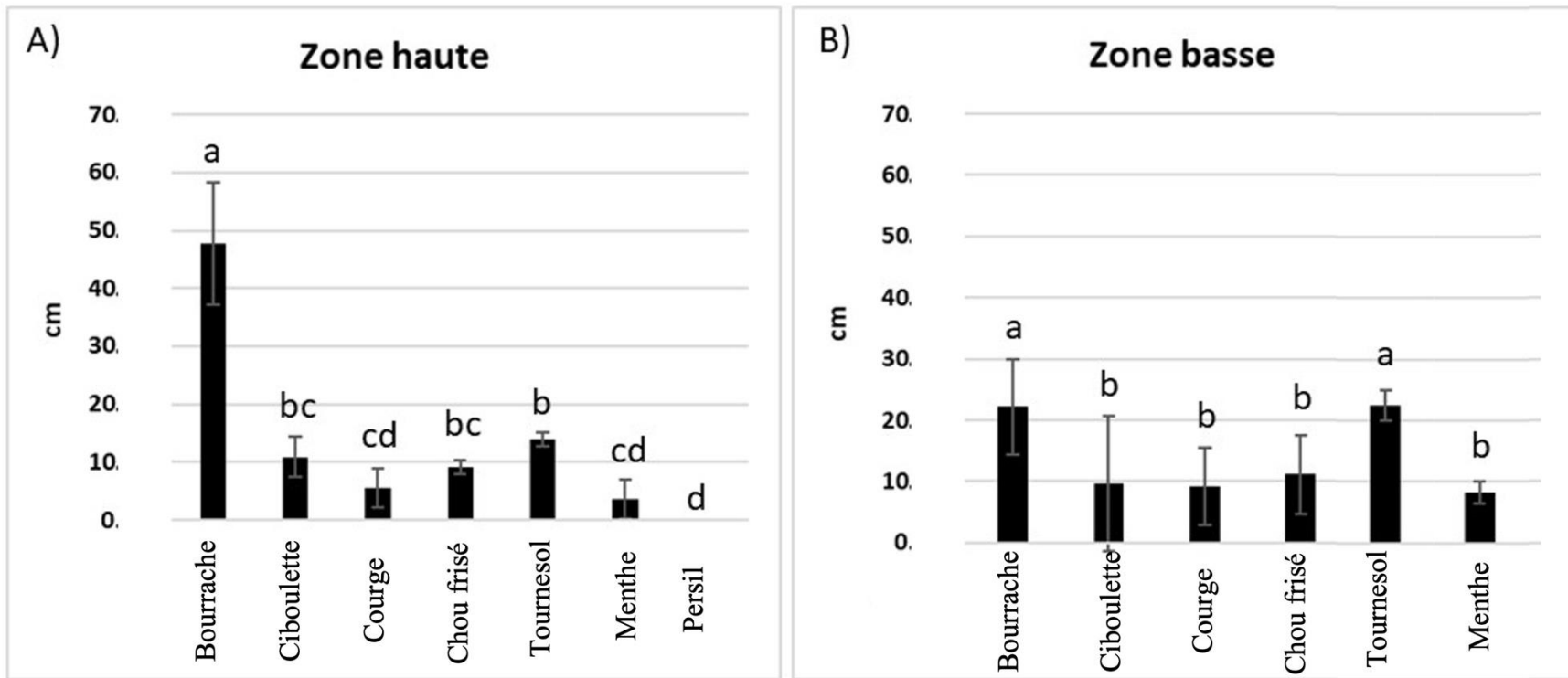


Figure D2. Caractérisation automnale (moyenne et écart-type) de la hauteur Robel (2019-10-09) des différentes espèces de cultures alternatives, après la récolte, dans les deux zones d'élévation (zone haute > 6 m; zone basse ≤ 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$. Il n'y avait aucun plant de persil en zone basse.

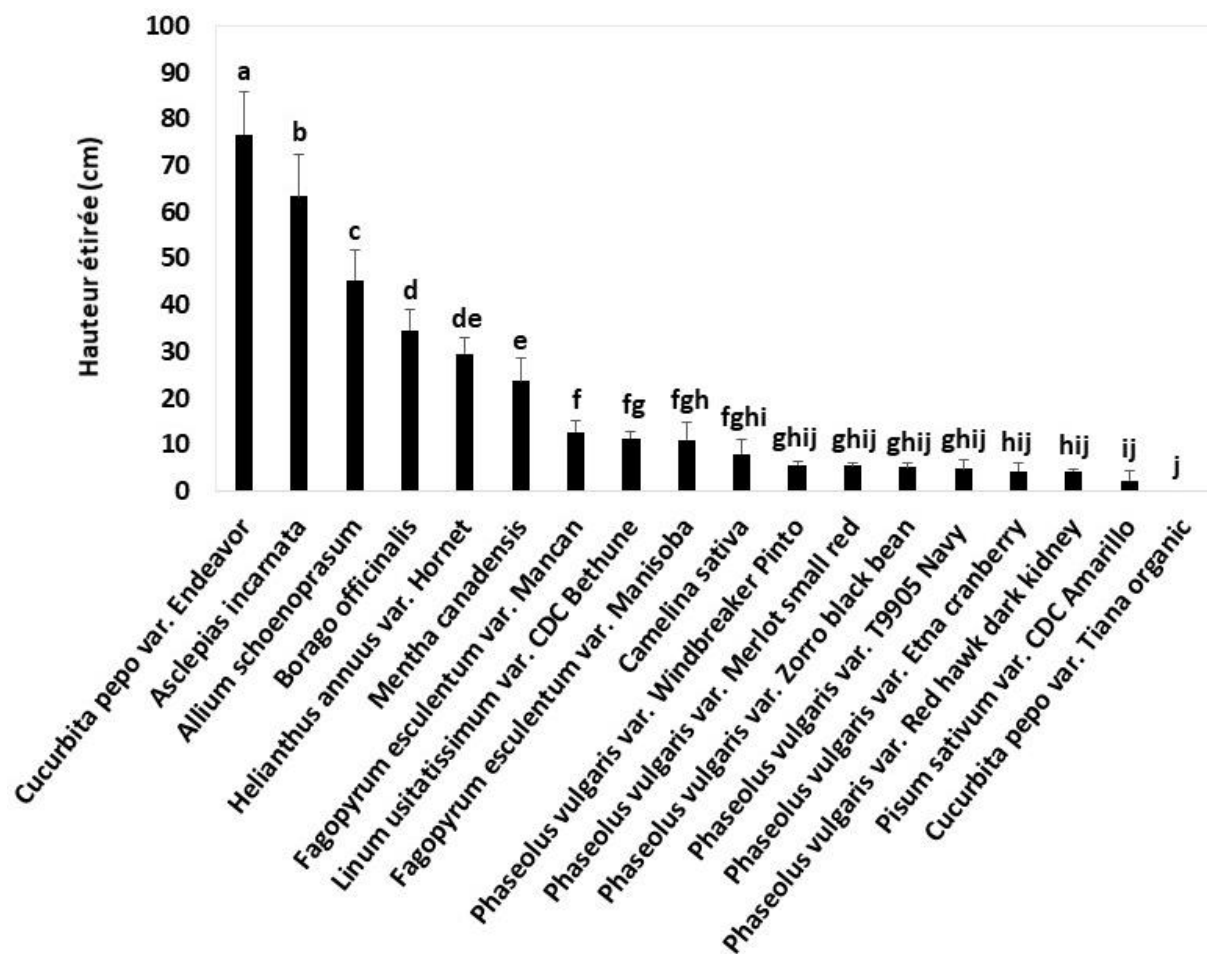


Figure D3 Caractérisation automnale (moyenne et écart-type) de la hauteur étirée (cm) (2020-10-23) des différentes espèces de cultures alternatives, après la récolte, dans la zone de haute élévation (> 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre. Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

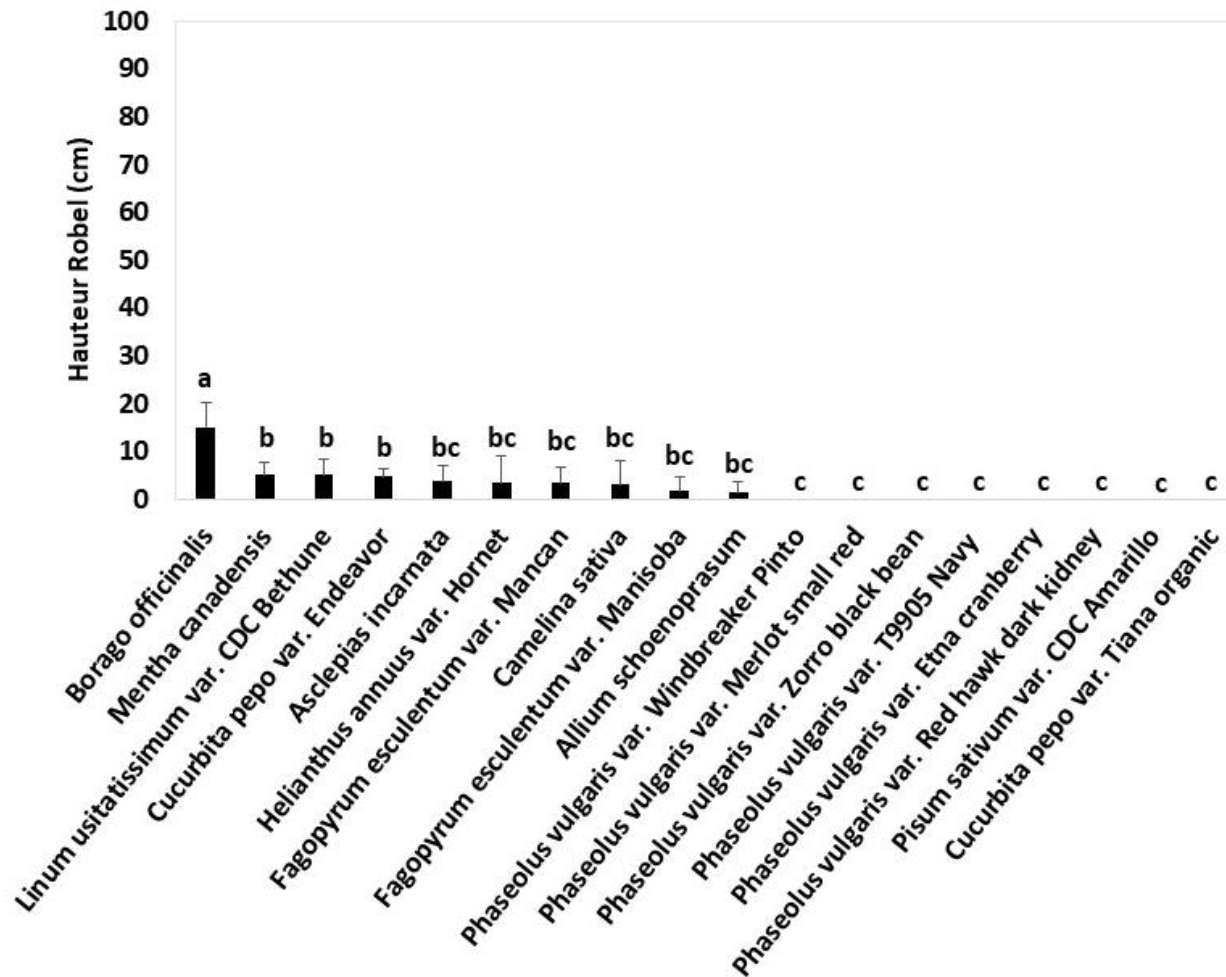


Figure D4. Caractérisation automnale (moyenne et écart-type) de la hauteur Robel (cm) (2020-10-23) des différentes espèces de cultures alternatives, après la récolte, dans la zone de haute élévation (> 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre. Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

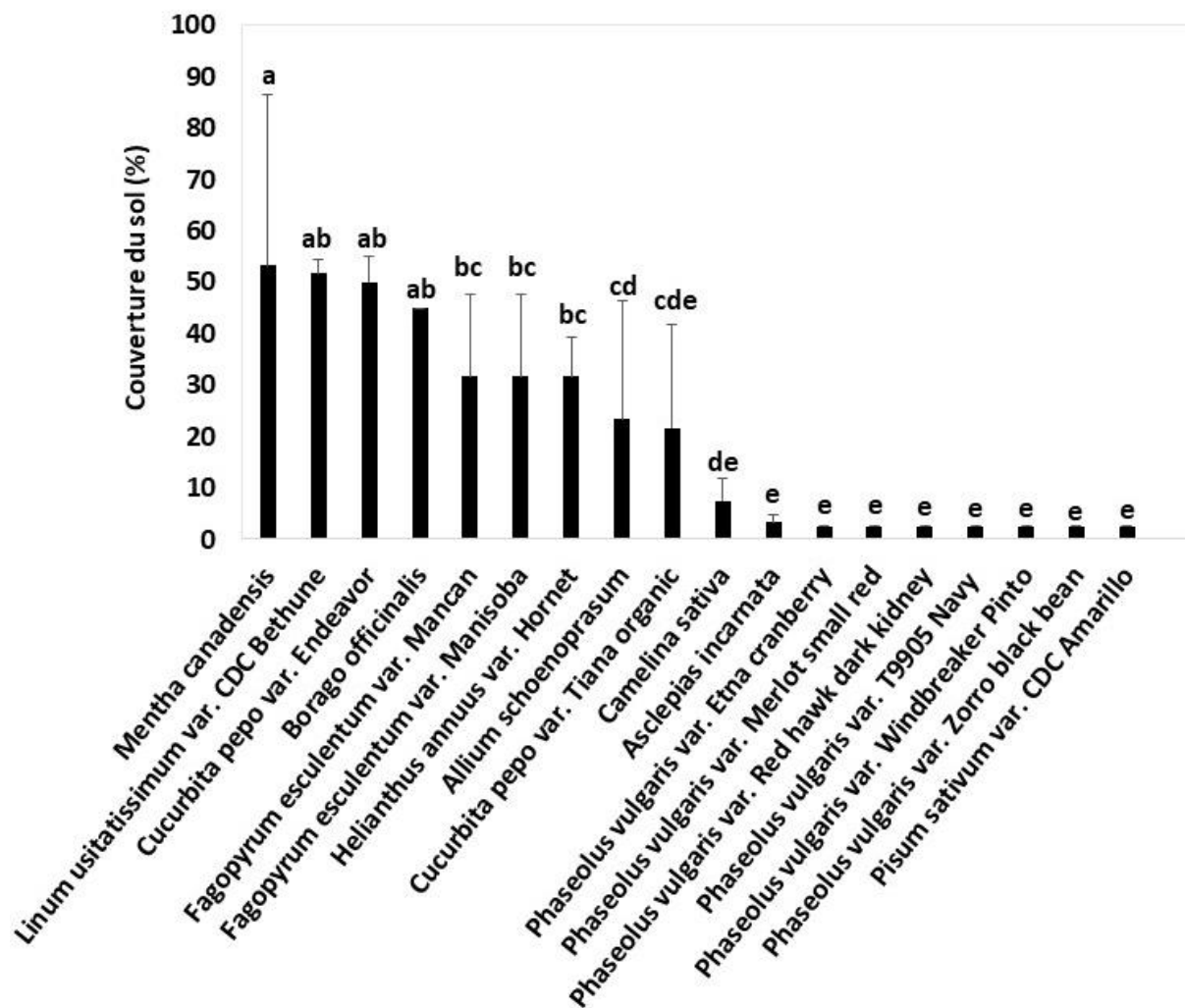


Figure D5. Caractérisation automnale (moyenne et écart-type) du pourcentage de couverture du sol (2020-10-23) des différentes espèces de cultures alternatives, après la récolte, dans la zone de haute élévation (> 6 m) du littoral du lac Saint-Pierre. Les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement différentes ($P < 0,05$).

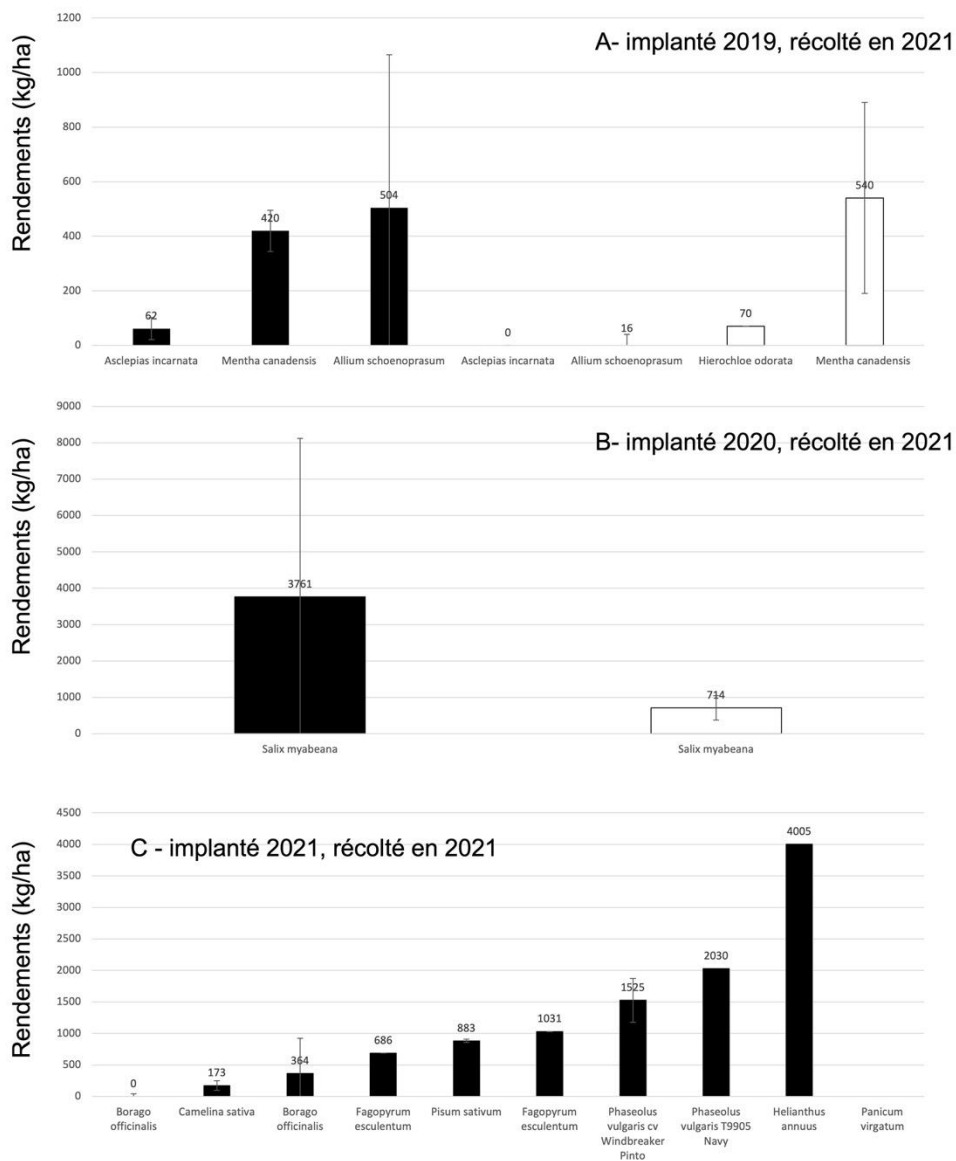


Figure D6. Rendement (moyenne et écart-type) pour les cultures alternatives annuelles et certaines vivaces herbacées sur le site de Baie-du-Febvre (BAIE08) pour l'année 2021, pour deux zones d'élévation (zone haute ≥ 6 m : noir ; zone basse ≤ 6 m : blanc).

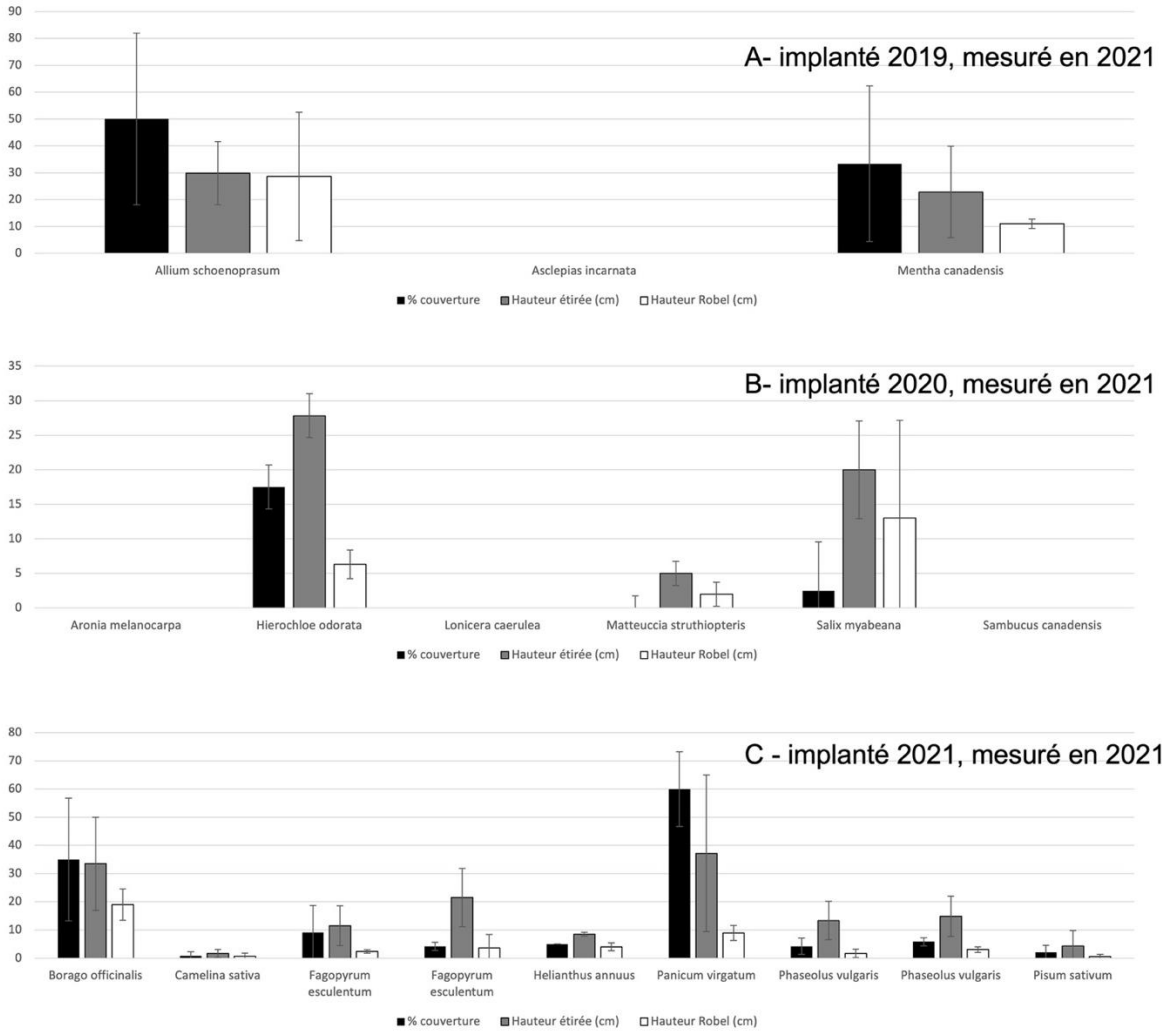


Figure D7. Mesures d'automne (pourcentage de couverture, hauteur étirée et hauteur Robel) pour les cultures alternatives annuelles et certaines vivaces herbacées sur le site de Baie-du-Febvre (BAIE08) pour l'année 2021, pour une des deux zones d'élévation (zone haute ≥ 6 m seulement).

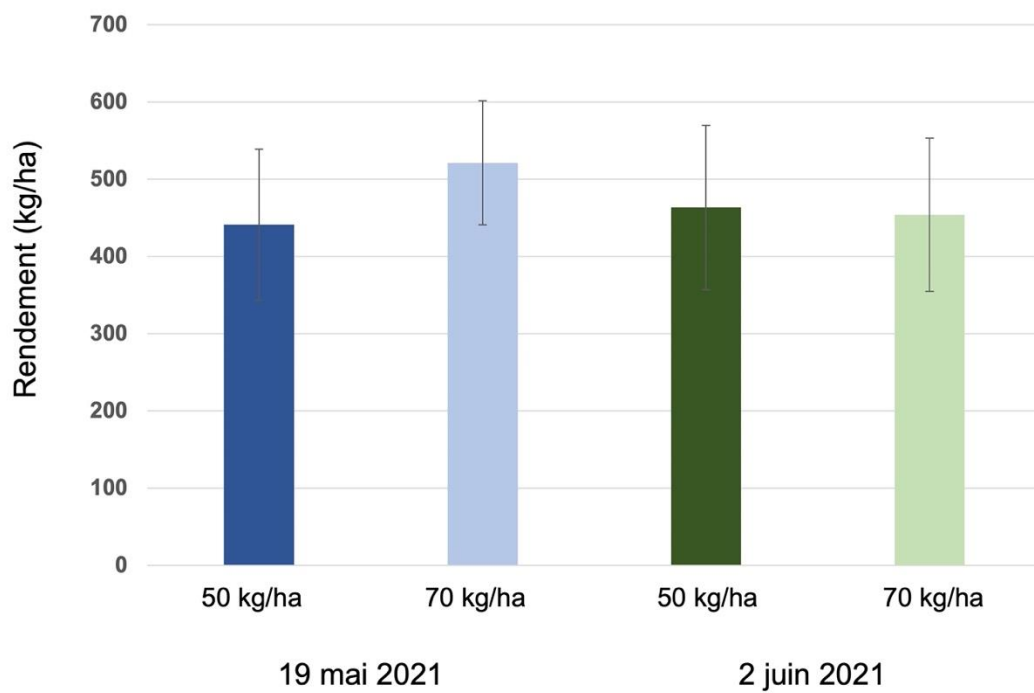


Figure D8. Rendement (moyenne et écart-type) pour les cultures de lin en zone haute pour l'année 2021 selon les dates de semis (19 mai ou 2 juin 2021) et le taux de semis (50 ou 70 kg/ha).

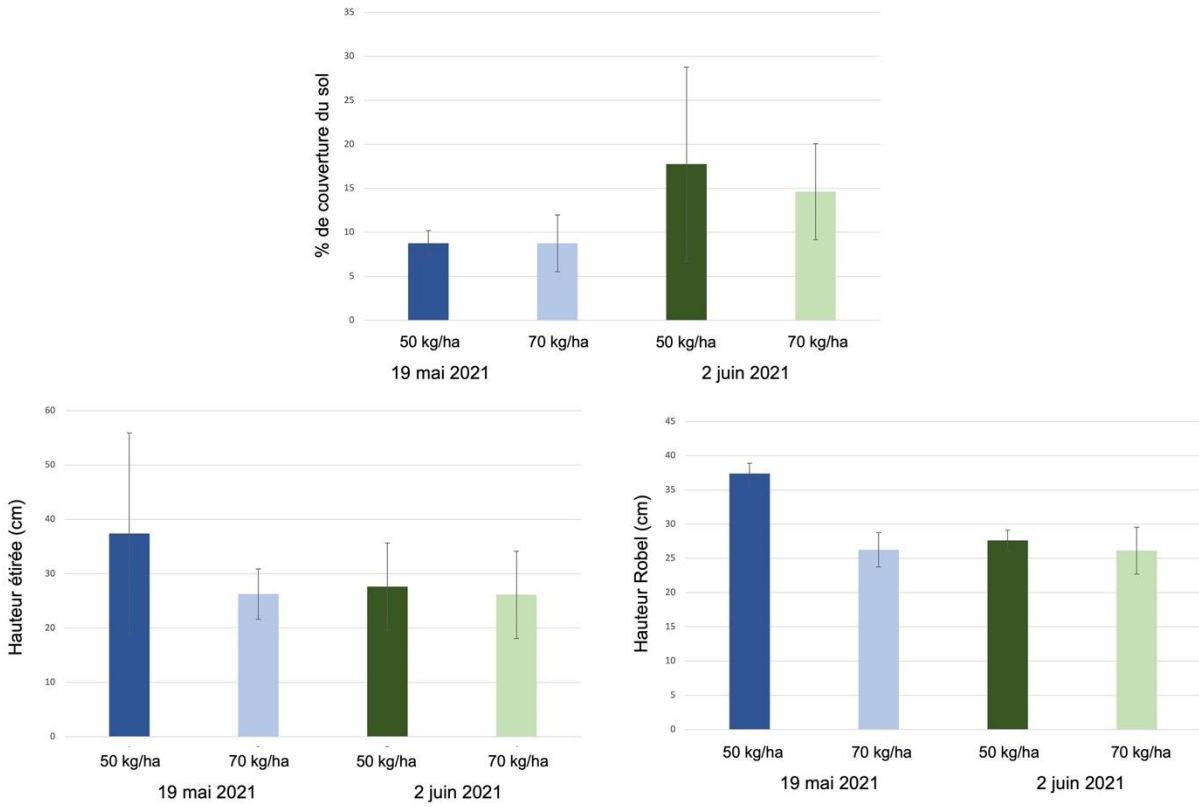


Figure D9. Mesures d'automne (pourcentage de couverture, hauteur étirée et hauteur Robel) pour les cultures de lin en zone haute pour l'année 2021 selon les dates de semis (19 mai ou 2 juin 2021) et le taux de semis (50 ou 70 kg/ha).



Photo D1 : Le 10 avril 2021 : Traces du passage des oies blanches.



Photo D2 : Le 10 avril 2021 : Très peu de biomasse résiduelle et de couvertures de sol dans les parcelles de cultures alternatives implantées en 2020.



Photo D3 : Le 10 avril 2021 : Survie de la ciboulette implantée en zone de haute élévation après la crue printanière de 2021.



Photo D4 : Le 28 avril 2021 : Survie des espèces arbustives en zone de haute élévation.



Photo D5 : Le 28 avril 2021 : Condition au sol après le retrait de la crue printanière de 2021.



Photo D6 : Le 28 mai 2021 : Bonne croissance de la ciboulette implantée en zone de haute élévation.



Photo D7 : Le 5 juillet 2021 : Inondation estivale des parcelles de cultures alternatives (zone de haute élévation).



Photo D8 : Les 5 et 12 juillet 2021 : Zone de basse élévation.



Photo D9 : Le 19 octobre 2021 : Extrême pression des mauvaises herbes dans les parcelles de panic érigé.

E - PHYTOPROTECTION DANS LE CONTEXTE DE LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE : DÉVELOPPEMENT D'UNE GESTION RAISONNÉE DES RAVAGEURS DES SEMIS

VALÉRIE GRAVEL (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Phytoprotection

Principaux collaborateurs

Anne Vannasse (Université. Laval), Philippe Seguin (Université. McGill)

Résumé des travaux de recherche

- Le niveau de risque lié à la présence et à l'abondance du ver fil-de-fer (VFF) dans la zone littorale du lac Saint-Pierre était faible pour tous les sites échantillonnés en 2019 (abondance entre 0 et 0,48 VFF/piège-appât), ainsi qu'en 2020 (entre 0 et 0,55 VFF/piège-appât) et en 2021 (entre 0 et 0,73 VFF/piège-appât).
- Les secteurs à l'étude et les différentes textures de sol ont eu un effet sur les populations d'espèces ravageurs du semis en 2020 et en 2021.
- L'effet potentiel des traitements (culture de sarrasin fauchée et incorporée ou non) n'a pu être évalué de façon précise considérant le nombre restreint d'individus observés de VFF dans le champ expérimental.
- Les faibles populations de VFF et des autres ravageurs du semis remettent en question l'utilisation de semences traitées dans les champs situés dans le littoral du lac Saint-Pierre. Toutefois, il pourrait y avoir une certaine variation au sein des populations selon la fréquence des inondations, la durée des crues et la date de fin des décrues. Ces éléments restent à explorer.
- Très peu de ravageurs ont été observés dans les cultures alternatives. Seuls l'altise et le puceron ont été observés, respectivement sur les tournesols et sur les haricots et l'asclépiade.

Contexte

L'implantation de nouvelles pratiques agricoles dans le littoral du lac Saint-Pierre (LSP) doit prendre en considération la phytoprotection. Une grande préoccupation environnementale dans cette région est directement liée à l'utilisation de pesticides et aux effets potentiellement néfastes de ces produits sur la qualité de l'eau et sur la faune. Changer les pratiques culturales, comme en recourant à l'utilisation de cultures alternatives ou à une utilisation réduite des pesticides, peut avoir un effet bénéfique sur l'environnement tout en créant un déséquilibre phytosanitaire des cultures agricoles (p. ex. : nouveaux ravageurs et perte de rendement due à des taux d'infestation plus élevés).

Objectifs

L'objectif général de ce projet était d'évaluer l'impact des changements dans les pratiques culturales sur l'état phytosanitaire des cultures.

Objectifs spécifiques :

- 1) Évaluer l'impact de pratiques culturales améliorées pour le soya et le maïs ainsi que des prairies sur les ravageurs du semis de ces cultures;
- 2) Évaluer l'état phytosanitaire des cultures alternatives envisagées pour le littoral du LSP et déterminer les besoins éventuels en interventions phytosanitaires;
- 3) Évaluer une approche de lutte intégrée (déjà utilisée dans le littoral du LSP) minimisant l'utilisation de pesticides contre les ennemis des cultures conventionnelles.

Méthodologie¹

Saison 2019

Objectif 1 : Suivis phytosanitaires des ravageurs du semis dans les grandes parcelles

Les traitements qui devaient initialement être comparés ont été modifiés en raison de la crue printanière prolongée. Par exemple, aucun des producteurs participants n'a semé de maïs en grandes parcelles. Par conséquent, les traitements comparés pour l'année 2019 ont été :

- Nouvelle prairie (1)
- Vieille prairie (2)
- Soya conventionnel (2)
- Soya amélioré (2)
- Blé d'automne (en remplacement du maïs) (2)
- *Ray-grass* annuel (en remplacement du maïs) (2)

Nous avons effectué un dépistage des ravageurs du semis dans les grandes cultures (ver fil-de-fer (VFF), ver blanc, larves et pupes de la mouche des semis), selon le protocole du Réseau d'avertissements phytosanitaires (RAP) ;

https://cerom.qc.ca/vffqc/documents/Protocole_pour_echantillonner_les_vers_fil-de-fer_2021.pdf (photo E 1):

- Installation de 10 pièges-appâts sur chacun des sites dépistés
- Réalisation de 3 relevés et réinstallations des pièges, à une semaine d'intervalle
- Identification des échantillons prélevés de ravageurs du semis par le Laboratoire d'expertise et de diagnostic en phytoprotection du MAPAQ

Le dépistage a été effectué sur tous les sites de Saint-Barthélemy (rive nord) et de l'Île-Dupas (rive sud), en plus d'un site à Baie-du-Febvre (rive sud), pour un total de 11 sites dépistés (tableau E1) :

¹ Il est à noter que toutes les semences de maïs et de soya n'étaient pas traitées aux néonicotinoïdes dans les deux types de régies (conventionnelle et améliorée), et ce, durant les trois années, de 2019 à 2021.

10 pièges × 3 (installation et relevés) = 30 pièges par site × 11 sites = 330 pièges installés

Les données ont été analysées avec le logiciel SAS à l'aide de deux modèles différents : distribution de Poisson et distribution binomiale négative. Tout d'abord, la distribution a été choisie en examinant le Pearson Chi carré /DF. Un Chi carré de Pearson/DF de 1 indique le choix approprié de distribution pour le modèle. La distribution binomiale négative avait un Pearson Chi carré /DF le plus près de 1, soit de 0,78. Par conséquent, la distribution binomiale négative a été choisie comme modèle final.

Objectif 2 : Suivis phytosanitaires dans les cultures alternatives implantées en petites parcelles

Nous avons effectué le suivi qualitatif de l'état phytosanitaire dans les cultures alternatives en dépistant des maladies et des insectes ravageurs (présence de symptômes de maladies ou d'insectes). Aucun traitement phytosanitaire n'a été appliqué.

Saison 2020

Objectif 1 : Suivis phytosanitaires des ravageurs du semis dans les grandes parcelles

Les sites ciblés correspondent aux traitements suivants :

- Maïs conventionnel (six sites)
- Maïs pratiques améliorées (cinq sites)
- Soya conventionnel (deux sites)
- Soya pratiques améliorées (deux sites)
- Nouvelle prairie (quatre sites)
- Vieille prairie (deux sites)

Nous avons fait un dépistage des ravageurs du semis dans les grandes cultures (VVF, ver blanc, larves et pupes de la mouche des semis), selon le protocole du RAP, comme décrit plus haut.

Le dépistage a été effectué sur 21 sites (tableau E2) :

10 pièges × 3 (1 × installation et 3 × relevés) = 30 pièges par site × 21 sites = 630 pièges installés

Les données ont été analysées avec le logiciel SAS à l'aide de deux modèles différents : distribution de Poisson et distribution binomiale négative. Tout d'abord, la distribution a été choisie en examinant le Pearson Chi carré /DF. Un Chi carré de Pearson/DF de 1 indique le choix approprié de distribution pour le modèle. Pour la variable de traitement, la distribution binomiale négatif avait un Chi carré de Pearson/DF de 0,92. Pour la variable de texture du sol, la distribution binomiale négatif avait un Pearson Chi carré /DF de 0,89. Pour la variable de région, la distribution binomiale négatif avait un Pearson Chi carré /DF de 1,34. Par conséquent, la distribution binomiale négative a été choisie pour toutes les variables comme modèle final.

Objectif 2 : Suivis phytosanitaires dans les cultures alternatives implantées en petites parcelles

Le suivi qualitatif de l'état phytosanitaire a été effectué dans les cultures alternatives pour les maladies et pour les insectes ravageurs. Aucun traitement phytosanitaire n'a été appliqué.

Objectif 3 : Essai de sarrasin pour lutter contre les ravageurs du semis en grandes cultures (maïs et soya)

L'essai comprenait les deux traitements suivants : 1) témoin soya conventionnel, 2) sarrasin. Nous avons implanté chacun des deux traitements en zone haute et en zone basse d'un champ (1 répétition par zone).

Nous avons effectué un dépistage des ravageurs du semis (VFF, ver blanc, larves et pupes de la mouche des semis) dans les différents traitements de l'essai, selon le protocole du RAP, comme décrit plus haut.

Nous avons fait le dépistage au printemps 2020 dans les parcelles témoin en soya conventionnel et dans les parcelles de sarrasin, pour les zones haute et basse (**tableau E3**) : $10 \text{ pièges} \times 3 (1 \times \text{installation et } 3 \times \text{relevés}) = 30 \text{ pièges par traitement} \times 2 \text{ traitements} \times 2 \text{ zones} = 120 \text{ pièges installés}$

Nous avons fauché les parcelles de sarrasin (2020-08-23) et en avons ensuite enfoui une partie (2020-09-23).

Saison 2021

Objectif 1 : Suivis phytosanitaires des ravageurs du semis dans les grandes parcelles

Les sites ciblés correspondent aux traitements suivants :

- Maïs conventionnel (trois sites)
- Maïs pratiques améliorées (quatre sites)
- Soya conventionnel (quatre sites)
- Soya pratiques améliorées (quatre sites)
- Nouvelle prairie (trois sites)
- Vieille prairie (quatre sites)

Un dépistage des ravageurs du semis dans les grandes cultures (VFF, ver blanc, larves et pupes de la mouche des semis), selon le protocole du RAP, comme décrit plus haut.

Le dépistage a été effectué sur 22 sites (tableau E4) :

$10 \text{ pièges} \times 3 (1 \times \text{installation et } 3 \times \text{relevés}) = 30 \text{ pièges par site} \times 22 \text{ sites} = 660 \text{ pièges installés}$

Les données ont été analysées avec le logiciel SAS à l'aide de deux modèles différents : distribution de Poisson et distribution binomiale négative. Tout d'abord, la distribution a été choisie en examinant le Pearson Chi carré /DF. Un Chi carré de Pearson/DF de 1 indique le choix approprié de distribution pour le modèle. Pour la variable de traitement,

la distribution binomiale négatif avait un Chi carré de Pearson/DF de 0,99. Pour la variable de texture du sol, la distribution binomiale négatif avait un Pearson Chi carré /DF de 0,89. Pour la variable de région, la distribution binomiale négatif avait un Pearson Chi carré /DF de 1,32. Par conséquent, la distribution binomiale négative a été choisie pour toutes les variables comme modèle final.

Objectif 2 : Suivis phytosanitaires dans les cultures alternatives implantées en petites parcelles

Nous avons fait le suivi qualitatif de l'état phytosanitaire dans les cultures alternatives pour les maladies et pour les insectes ravageurs au cours des trois années (2019, 2020 et 2021). Aucun traitement phytosanitaire n'a été appliqué.

Objectif 3 : Essai de sarrasin pour lutter contre les ravageurs du semis en grandes cultures (maïs et soya) : En 2021, l'essai comprenait les traitements suivants : 1) témoin maïs conventionnel, 2) sarrasin fauchées et 3) sarrasin fauchées et enfouies, pour les zones haute et basse d'un champ (1 répétition par zone).

Nous avons fait un dépistage des ravageurs du semis dans les différents traitements de l'essai (VVF, ver blanc, larves et pupes de la mouche des semis), selon le protocole du RAP, comme décrit plus haut.

Nous avons réalisé le dépistage au printemps 2021 et à l'automne 2021, dans les trois traitements (tableau E5 et E6; photo E 2) :

10 pièges × 3 (1 × installation et 3 × relevés) = 30 pièges par traitement × 3 traitements × 2 zones = 180 pièges installés au printemps 2021

10 pièges × 3 (1 × installation et 3 × relevés) = 30 pièges par traitement × 3 traitements × 2 zones = 180 pièges installés à l'automne 2021

Nous avons fauché (2021-08-19), puis enfoui (2021-08-29) les parcelles de sarrasin.

Résultats et discussion

Suivis phytosanitaires des ravageurs des semis dans les grandes parcelles :

La liste des espèces dépistées dans le cadre des suivis phytosanitaires est présentée au tableau E7.

2019

Le niveau de risque lié à la présence et à l'abondance du VFF dans la zone littorale du LSP a été faible pour tous les sites échantillonnés en 2019 (11 sites), avec des abondances moyennes variant entre 0 et 0,48 VFF par piège-appât (tableau E1). En effet, les seuils d'interventions économiques suggérés par le Réseau d'avertissements phytosanitaires (RAP) sont d'un VFF par piège-appât pour les espèces *Melatonus*, *Agriotes* et *Limonius*, et de trois VFF par piège-appât pour *Hypnoidus abbreviatus*. Ils n'ont pas été atteints. Une abondance de VFF qui atteint ces seuils se traduit par 5 % de dommages aux plantules.

En ordre d'importance, les espèces de ravageurs des semis que nous avons trouvés en plus grande proportion sur l'ensemble des sites échantillonnés sont *Hypnoidus abbreviatus* (VFF) > *Delia platura* (mouche du semis) > *Agriotes* (VFF) > *Melatonus* (VFF) > *Dalopius* (ver blanc) > *Limonius* (VFF) puis *Phyllophaga anxia* (ver blanc, un seul individu sur l'ensemble des sites) (figure E1). Il existe tout de même une certaine hétérogénéité dans la composition des espèces pour chacune des régions (figure E2). Par exemple, *Hypnoidus abbreviatus*, une espèce moins dommageable pour les cultures (dont le seuil d'intervention est de 3 VFF par piège-appât), est majoritaire (proportion de 55 %) seulement à Saint-Barthélemy, alors qu'à Baie-du-Febvre et à l'Île-Dupas, il s'agit des espèces *Agriotes* et *Melatonus*. Nous avons observé les pupes et larves de la mouche des semis *Delia platura* à peu près dans la même proportion pour chacune des régions échantillonnées, soit entre 26 et 37 %.

L'effet des différents traitements du projet à grande échelle (selon un gradient d'intensification agricole) a été étudié pour voir s'ils influencent la population totale de VFF (tableau E8). En 2019, les traitements ont été considérés comme non significatifs (valeur $P > 0,05$). Considérant le nombre restreint de sites échantillonnés, il nous a été impossible de tester l'effet de la région et de la texture du sol.

2020

En 2020, le niveau de risque lié à la présence et à l'abondance du VFF dans la zone littorale du LSP est demeuré faible pour tous les sites échantillonnés, avec des abondances moyennes variant entre 0 et 0,55 VFF par piège-appât (tableau E2). Une fois de plus, ces moyennes sont demeurées inférieures aux seuils d'intervention économique proposés par le RAP.

En considérant l'ensemble des sites dépistés, les espèces de ravageurs des semis que nous avons trouvés en plus grande proportion sur l'ensemble des sites échantillonnés sont (en ordre d'importance) : *Delia platura* (mouche du semis) > *Hypnoidus abbreviatus* (VFF) > *Agriotes* (VFF) > *Melatonus* (VFF) > *Dalopius* (VFF) > *Phyllophaga anxia* (ver blanc) > *Limonius* (VFF), *Popillia japonica* (ver blanc), *Aeolus* (VFF) (figure E3). Encore un fois, en 2020, il existait une certaine hétérogénéité au niveau de la composition des espèces pour chacune des régions (figure E4). La mouche des semis *Delia platura* est l'espèce majoritaire pour les régions de Baie-du-Febvre, d'Île-Dupas et de Pierreville : elle représente entre 44 et 59 % des insectes dépistés. Toutefois, il n'y a pas de seuil d'intervention établi pour cette espèce au Québec (RAP). Il pourrait être intéressant, dans le cadre d'un projet futur, de faire un suivi des dommages causés par ce ravageur sur les différentes cultures en zone littorale du LSP. Dans la région de Saint-Barthélemy, l'espèce majoritaire était les *Agriotes* sp. Cette espèce représentait 79 % des captures.

Cette hétérogénéité a également été observable dans les cultures (figure E5). Pour le maïs et le soya, la mouche des semis *Delia platura* constitue l'espèce majoritairement dépistée avec 52 et 69 % des captures. Dans ces deux cas, *Hypnoidus abbreviatus* et les *Agriotes* sp. représentaient les deuxième et troisième espèces les plus abondantes respectivement. Dans les prairies, *Dalopius* sp. (31 %) a été l'espèce la plus souvent dépistée, suivie d'*Agriotes* sp. (25 %) et de *Melatonus* sp. (19 %) (figure E5).

Les différentes textures de sol ont également eu un effet sur les populations d'espèces ravageurs du semis (figure E6). La mouche des semis *Delia platura* est l'espèce majoritairement dépistée dans les sols argileux, les loams et loams sableux. Dans le limon argileux sableux, *Dalopius* sp. a été le plus souvent observé, tandis que *Agriotes* sp. était majoritaire pour les loams argileux (figure E6).

L'effet des traitements du projet à grande échelle, celui de la texture du sol et celui la région ont été étudiés pour voir s'ils influencent la population totale de VFF (tableau E8). En 2020, les traitements du projet à grand échelle et la texture du sol ont montré des différences significatives (valeur $P < 0,05$). Par contre, le facteur région n'a pas montré de différences significatives (valeur $P > 0,05$).

2021

En 2021, le niveau de risque associé à l'abondance du VFF dans la zone littorale du LSP est demeuré faible pour tous les sites échantillonnés, avec des abondances moyennes variant entre 0 et 0,73 VFF par piège-appât (tableau E4). Ces moyennes étaient par conséquent inférieures aux seuils d'intervention économique proposés par le RAP.

En considérant l'ensemble des sites détectés, les espèces de ravageurs des semis que nous avons trouvées en plus grande proportion sont (par ordre d'importance) : *Hypnoidus abbreviatus* (VFF) > *Delia platura* (mouche des semis) > *Melatonus* sp.(VFF) > *Limonius* sp. (VFF) > *Agriotes* sp. (VFF) > *Aeolus* sp. (VFF) > *Phyllophaga anxia* (ver blanc) > *Popillia japonica* (ver blanc) > *Dalopius* sp. (VFF), *Hemicrepidius* sp (VFF) (figure E7).

Comme pour les deux années précédentes, il existe encore une certaine hétérogénéité dans la proportion d'espèces pour chaque région (figure E8). Dans la région de Baie-du-Febvre, nous avons trouvé *Melanotus* sp. et *Delia platura* en plus grande proportion. Elles représentaient respectivement 31 et 30 %. Dans la région de l'Île-Dupas, *Melanotus* sp. et *Agriotes* sp. étaient présentes en plus grande proportion. Elles représentaient respectivement 39 et 28 %. Dans la région de Pierreville, nous avons trouvé *Hypnoidus abbreviatus* et *Delia platura* en plus grande proportion. Elles représentaient respectivement 43 et 30 %. Dans la région de Saint-Barthélemy, l'espèce majoritaire était *Agriotes* sp., qui représentait 75 % des insectes détectés.

Les différentes textures de sol ont également influencé les populations d'espèces de ravageurs des semis (figure E9). La mouche des semis *Delia platura* a été détectée en majorité dans les sols argileux et les argiles sableuses. Dans les sols de limon argileux sableux et dans les loams, *Melatonus* sp. était l'espèce la plus présente. Dans les loams sableux, *Hypnoidus abbreviatus* était l'espèce la plus observée, tandis que *Agriotes* sp. était majoritaire pour les sols de loam argileux.

Nous avons aussi étudié l'effet des différents traitements du projet à grande échelle, de la texture du sol et de la région pour voir s'ils influencent la population totale de VFF (tableau E8). En 2021, la texture du sol et la région ont montré des différences hautement significatives (valeur $P < 0,01$). Par contre, le facteur traitement du projet à grande échelle n'a pas montré de différences significatives (valeur $P > 0,05$).

Suivis phytosanitaires dans les cultures alternatives implantées en petites parcelles

Les principales observations pendant la saison de croissance, au cours des trois années (2019, 2020 et 2021), se résument comme suit :

2019 :

Les plants d'asclépiade ont été infestés par le puceron.

2020 :

Nous avons observé très peu de ravageurs (pression moindre qu'en 2019). Seuls l'altise et le puceron ont été observés, respectivement sur les tournesols et sur les haricots, et sur l'asclépiade en fin de saison (mi-octobre 2020). Les rendements de ces cultures n'ont toutefois pas été affectés par ces ravageurs. Cependant, il est possible que l'infestation de pucerons dans les plants d'asclépiade en fin de saison réduisent leur potentiel de survie à la crue. En effet, malgré une bonne implantation et croissance en 2019, le taux de survie au printemps 2020 de l'asclépiade a été faible (3,5 %) et, comme mentionné plus haut, nous avons observé une semblable infestation de pucerons en fin de saison en 2019.

2021

En 2021, la majorité des symptômes observés dans les cultures alternatives étaient liés aux inondations estivales causées par les fortes pluies et à la persistance de l'eau dans le champ utilisé pour cet essai.

Évaluation des dommages causés par les ravageurs des semis dans les grandes cultures :

Une partie du champ de soya sur le site DUPA02 a été fortement infectée par le champignon *Sclerotinia sclerotiorum*, probablement assez pour réduire les rendements (2,37 tonnes/ha). En effet, cette partie du champ n'a pas été récoltée par le producteur. Outre la présence de *Sclerotinia*, il y a eu verse du soya dans cette partie du champ, suivie par un envahissement du soya par le blé d'automne semé en 2019, ce qui peut aussi expliquer l'absence de récolte dans cette partie. De faibles rendements de maïs ont aussi été rapportés pour les sites BART05 (4,6 tonne/ha) et BART06 (6 tonne/ha). Les plants de maïs semblaient présenter des symptômes s'apparentant au ver-gris noir (*Agrostis ipsilon*), soit la pousse des plants de travers, ce qui a lieu lorsque le ver-gris noir coupe les plants sous la surface du sol. Comme ces insectes n'ont pas été observés lors du dépistage des ravageurs de semis, la pousse de travers serait aussi potentiellement due à une mauvaise incorporation des résidus de la culture de l'année précédente lors du travail de sol au printemps. Des symptômes associés aux calandres (*Sphenophorus* spp.) ont été observés sur les feuilles des plants de maïs des sites DUPA04 et DUPA05. Il ne semble pas y avoir eu d'effets sur le rendement, qui est respectivement de 7,85 et 8,99 tonnes/ha, dans la moyenne des rendements pour le maïs, et aucun symptôme n'a été observé sur les plants matures plus tard en saison. Finalement, nous avons observé des zones de maïs versé sur le site de PIER03 à la récolte, ce qui peut être dû à la présence de chrysomèle (*Diabrotica* sp.). Toutefois, ces insectes n'ont pas été aperçus sur le site.

Essai de sarrasin pour lutter contre les ravageurs du semis en grandes cultures (maïs-soya)

2020

L'essai a débuté en 2020. Le dépistage effectué en début de saison a montré que le niveau de risque lié à la présence et à l'abondance du VFF dans le champ utilisé pour cet essai était très faible (tableau 3).

2021

En 2021, le dépistage en début de saison au printemps (tableau 5) et à l'automne (tableau 6) a montré que le niveau de risque associé à la présence et à l'abondance du VFF dans le champ utilisé pour cet essai était très faible. L'effet potentiel des traitements (culture de sarrasin fauchée et incorporée ou non) n'a pu être évalué de façon précise considérant le nombre restreint d'individus observés.

Conclusion

Les trois années d'échantillonnage ont été très différentes en ce qui a trait aux inondations printanières. En 2019, la décrue a été très tardive, tandis qu'en 2020, la décrue s'est faite très rapidement et, en 2021, la décrue pourrait être qualifiée de moyenne. De façon générale, pour l'ensemble des suivis phytosanitaires, les populations de VFF et des autres ravageurs des semis étaient très basses. L'ensemble des données montre une abondance moyenne bien en dessous des seuils d'intervention économique suggérés par le RAP. Ces faibles niveaux de populations pourraient être en lien avec les crues et les inondations récurrentes dans les champs cultivés dans le littoral du LSP. La présence d'eau au printemps pourrait affecter la migration des larves dans le sol, notamment à cause de son effet sur la température du sol.

Pour ce qui est de l'essai avec le sarrasin, il est toutefois important de noter que les faibles niveaux de populations de VFF dès le début des essais (en 2020) n'ont pas permis de tirer de conclusions significatives quant à l'effet d'une culture de sarrasin sur les populations des ravageurs du semis. Des essais ciblant des champs naturellement infectés ou en conditions plus contrôlées, où les populations de départ seraient définies et abondantes, permettraient de mieux évaluer l'impact de cette pratique sur les ravageurs du semis. Dans le cas des cultures alternatives, très peu de ravageurs et de maladies ont été observés - soulignons que les conditions de production pourraient avoir affecté la pression qu'ils exercent dans les parcelles.

Les résultats obtenus lors des dépistages remettent donc en question l'utilisation de semences traitées dans les champs situés dans le littoral du LSP. Toutefois, il pourrait y avoir une certaine variation dans les populations selon la fréquence des inondations, la durée des crues et la date de fin des décrues.

Tableaux, figures et photos E

Tableau E1. Information sur les onze sites où nous avons réalisé le dépistage des ravageurs des semis en 2019 : Abondance totale des vers fil-de-fer, des vers blancs et des larves et/ou pupes de la mouche des semis, seuils d'intervention et niveau de risque pour le ver fil-de-fer.

Site	Historique des cultures			Culture 2019	Texture du sol	Travail du sol	% MO *	Ver fil-de-fer			Larve et/ou puce de la mouche des semis (abondance totale)	
	2016	2017	2018					Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque*		Ver blanc (abondance totale)
DUPA01	Maïs	Maïs	Maïs	Blé d'automne	Loam sablo-argileux	Conventionnel	4,3	1	0,03	Faible	0	0
DUPA02	Maïs	Soya	Soya	Blé d'automne	Loam sablo-argileux	Conventionnel	3,6	3	0,08	Faible	0	1
DUPA05	Maïs	Maïs	Maïs	Soya	Loam sablo-argileux	Conventionnel	3,9	1	0,03	Faible	1	0
DUPA04	Maïs	Maïs	Maïs	Soya	Loam sablo-argileux	Conventionnel	3,9	1	0,03	Faible	0	6
DUPA03	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie	Loam sablo-argileux	Aucun	3,3	5	0,13	Faible	0	0

Tableau E1 (suite).

Site	Historique des cultures				Texture du sol	Travail du sol	% MO *	Ver fil-de-fer			Ver blanc (abondance totale)	Larve et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
	2016	2017	2018	Culture 2019				Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque*		
BART05	Soya	Soya	Soya	Ray-grass annuel	Loam limono-argileux	Conventionnel	4,6	4	0,11	Faible	0	2
BART06	Soya	Soya	Soya	Ray-grass annuel	Loam limono-argileux	Conventionnel	4,4	3	0,10	Faible	0	1
BART07	Soya	Soya	Soya	Soya	Loam limono-argileux	Conventionnel	5,8	11	0,32	Faible	0	0
BART08	Soya	Soya	Soya	Soya	Loam limono-argileux	Conventionnel	4,7	10	0,33	Faible	0	7
BART10	Soya	Prairie	Prairie	Avoine fourragère	Loam argileux	Conventionnel	6,7	0	0	Faible	0	0
BAIE09	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie	Loam argileux	Aucun	4,9	9	0,48	Faible	0	7

*MO = Matière organique.

*Niveau de risque : Faible (0 à 1,5 VFF/piège), modéré (1,6 à 2,9 VFF/piège), élevé (> 3 VFF/piège).

Tableau E2. Information sur les 21 sites où nous avons réalisé le dépistage des ravageurs des semis en 2020 : Abondance totale des vers fil-de-fer, des vers blancs et des larves et/ou pupes de diptères et niveau de risque pour le ver fil-de-fer.

Site	Superficie du champ en ha	Culture 2019	Culture 2020	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer			Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
						Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque *		
BAIE01	5,26	Soya	Maïs	Argile	7,2	1	0,03	Faible	0	24
BAIE02	4,45	Soya	Maïs	Argile	8	1	0,03	Faible	0	2
BAIE03	4,90	Blé d'automne	Soya	Argile	5,5	0	0	Faible	0	0
BAIE04	4,88	Blé d'automne	Soya	Argile	5	0	0	Faible	0	0
BAIE07	6,00	Plantes fourragères	Plantes fourragères	Argile sableuse	4,2	0	0	Faible	0	0
BAIE09	1,40	Plantes fourragères	Plantes fourragères	Limon argileux sableux	6,4	22	0,55	Faible	0	0
BAIE10	1,60	Plantes fourragères	Plantes fourragères	Argile	4,8	1	0,03	Faible	1	0
BART05	3,5	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Loam argileux	3,8	1	0,03	Faible	0	0
BART06	3,4	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Loam argileux	3,6	3	0,08	Faible	0	0
BART07	2,5	Soya	Maïs	Argile	4,9	6	0,15	Faible	0	0
BART08	2,0	Soya	Maïs	Loam argileux	4,3	3	0,08	Faible	0	0
BART11	1,10	Plantes fourragères	Plantes fourragères	Loam argileux	4,7	0	0	Faible	0	0
DUPA01	2,00	Blé d'automne	Soya	Loam argileux	4,2	7	0,18	Faible	0	1

*Niveau de risque (RAP): Faible (0 à 1,5 VFF/piège), modéré (1,6 à 2,9 VFF/piège), élevé (> 3 VFF/piège).

Tableau E2 (suite).

Site	Superficie du champ en ha	Culture 2019	Culture 2020	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer			Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
						Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque *		
DUPA02	5,56	Blé d'automne	Soya	Loam	3,1	2	0,05	Faible	0	19
DUPA04	2,00	Soya	Maïs	Loam argileux	3,7	11	0,28	Faible	0	2
DUPA05	2,50	Soya	Maïs	Loam argileux	3,5	6	0,15	Faible	3	0
DUPA03	1,10	Plantes fourragères	Plantes fourragères	Loam	3,6	2	0,05	Faible	1	0
DUPA07	2,3	Soya	Plantes fourragères	Loam argileux	3,9	1	0,03	Faible	0	4
PIER03	13,50	Soya	Maïs	Loam sableux	2,2	15	0,38	Faible	0	7
PIER04	13,25	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Loam sableux	2,3	1	0,03	Faible	0	3
PIER05	15,50	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Loam sableux	1,6	7	0,18	Faible	0	23

*Niveau de risque (RAP): Faible (0 à 1,5 VFF/piège), modéré (1,6 à 2,9 VFF/piège), élevé (> 3 VFF/piège).

Tableau E3. Données de dépistage des espèces de ravageurs des semis pour l'essai sarrasin effectué en 2020 : Abondance totale des vers fil-de-fer, des vers blancs et des larves et/ou pupes de diptères.

Site	Élévation	Culture 2019	Culture 2020	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer (abondance totale)	Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
BAIE05	haute	Seigle d'automne	Sarrasin	Argile	10	0	0	0
BAIE05	haute	Seigle d'automne	Soya	Argile	10	0	0	0
BAIE05	basse	Seigle d'automne	Sarrasin	Argile sableuse	5	0	0	0
BAIE05	basse	Seigle d'automne	Soya	Argile sableuse	5	1	0	1

Tableau E4. Informations sur les 22 sites où nous avons réalisé le dépistage des ravageurs des semis en 2021 : Abondance totale des vers fil-de-fer, des vers blancs et des larves et/ou pupes de diptères et niveau de risque pour le ver fil-de-fer.

Site	Superficie du champ en ha	Culture 2019	Culture 2020	Culture 2021		Matière organique (%)	Ver fil-de-fer			Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
				Texture du sol			Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque *		
BAIE01	5,26	Soya	Maïs	Soya	Argile	8,2	1	0,03	Faible	0	2
BAIE02	4,45	Soya	Maïs	Soya	Argile	8,7	2	0,05	Faible	0	4
BAIE03	4,90	Blé d'automne	Soya	Maïs	Argile	5,9	0	0,00	Faible	0	1
BAIE04	4,88	Blé d'automne	Soya	Maïs	Argile	8,5	0	0,00	Faible	0	1
BAIE07	6,0	Prairies	Prairies	Prairies	Argile sableuse	8,6	2	0,07	Faible	0	2
BAIE09	1,40	Prairies	Prairies	Prairies	Limon argileux sableux	5,7	8	0,20	Faible	2	0
BAIE10	1,6	Prairies	Prairies	Prairies	Argile	3,7	9	0,3	Faible	0	0
BART05	3,5	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Soya	Loam argileux	3,8	0	0,00	Faible	0	0
BART06	3,4	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Soya	Argile loam	4,2	1	0,03	Faible	0	0
BART07	2,5	Soya	Maïs	Maïs	Argile	4,3	0	0,00	Faible	0	0
BART08	2,0	Soya	Maïs	Maïs	Loam argileux	4,1	1	0,03	Faible	1	0
BART09	2,1	Prairies	Prairies	Prairies	Loam argileux	6,4	0	0,00	Faible	0	0
BART10	1,6	Prairies	Prairies	Prairies	Loam argileux	3,7	1	0,03	Faible	0	0

*Niveau de risque (RAP): Faible (0 à 1,5 VFF/piège), modéré (1,6 à 2,9 VFF/piège), élevé (> 3 VFF/piège).

Tableau E4 (suite).

Site	Superficie du champ en ha	Culture 2019	Culture 2020	Culture 2021	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer			Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
							Abondance totale	Abondance VFF/piège	Niveau de risque *		
BART11	1,10	Prairies	Prairies	Prairies	Loam argileux	4,3	0	0,00	Faible	0	0
DUPA01	2,0	Blé d'automne	Soya	Maïs	Loam argileux	3,6	5	0,25	Faible	0	0
DUPA02	5,56	Blé d'automne	Soya	Maïs	Loam	3,3	0	0,00	Faible	1	1
DUPA04	2,00	Soya	Maïs	Soya	Loam argileux	3,3	1	0,03	Faible	0	0
DUPA05	2,50	Soya	Maïs	Soya	Loam argileux	4,4	0	0,00	Faible	0	0
DUPA03	1,10	Prairies	Prairies	Prairies	Loam	3,4	8	0,20	Faible	1	0
PIER03	13,50	Soya	Maïs	Soya	Loam sableux	2,5	29	0,73	Faible	0	14
PIER04	13,25	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Soya	Loam sableux	2,3	19	0,48	Faible	0	2
PIER05	15,50	<i>Ray-grass</i> annuel	Maïs	Maïs	Loam sableux	2	9	0,23	Faible	0	9

*Niveau de risque (RAP): Faible (0 à 1,5 VFF/piège), modéré (1,6 à 2,9 VFF/piège), élevé (> 3 VFF/piège).

Tableau E5. Données de dépistage des espèces de ravageurs des semis au printemps pour l'essai sarrasin effectué en 2021 dans le cadre des travaux du Pôle. Abondance totale des vers fil-de-fer, vers blancs et larves et/ou pupes de diptères, seuils d'intervention et niveau de risque pour le ver fil-de-fer.

Site	Élévation	Culture 2019	Culture 2020	Culture 2021	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer (abondance totale)	Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché	Argile	9,2	2	0	0
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché/incorporé	Argile	8,6	1	0	6
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Soya	Maïs	Argile	8,8	0	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché	Argile sableuse	3,2	0	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché/incorporé	Argile sableuse	5,2	0	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Soya	Maïs	Argile sableuse	4,5	0	0	0

Tableau E6. Données de dépistage des espèces de ravageurs des semis à l'automne pour l'essai sarrasin effectué en 2021 dans le cadre des travaux du Pôle ; Abondance totale des vers fil-de-fer, des vers blancs et des larves et/ou pupes de diptères, seuils d'intervention et niveau de risque pour le ver fil-de-fer.

Site	Élévation	Culture 2019	Culture 2020	Culture 2021	Texture du sol	Matière organique (%)	Ver fil-de-fer (abondance totale)	Ver blanc (abondance totale)	Larves et/ou pupes de la mouche des semis (abondance totale)
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché	Argile	9,2	0	0	0
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché/incorporé	Argile	8,6	1	0	0
BAIE05	Haute	Seigle d'automne	Soya	Maïs	Argile	8,8	0	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché	Argile sableuse	3,2	1	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Sarrasin	Sarrasin Fauché/incorporé	Argile sableuse	5,2	1	0	0
BAIE05	Basse	Seigle d'automne	Soya	Maïs	Argile sableuse	4,5	0	0	1

Tableau E7. Liste et descriptions des espèces dépistées lors des suivis phytosanitaires et cultures affectées par ces insectes.

Nom latin	Nom commun	Cultures affectées
<i>Hypnoidus</i> sp.	Taupin trapu (VFF*)	Légumes de champs
<i>Aeolus</i> sp.	VFF	Céréales, maïs
<i>Dalopius</i> sp.	VFF	Céréales
<i>Agriotes</i> sp.	Taupin du blé (VFF)	Céréales, maïs, pomme de terre, fraise, légumes de champs
<i>Melanotus</i> sp.	Taupin du maïs (VFF)	Maïs, pomme de terre, blé
<i>Limonius</i> sp.	Taupin bosselé (VFF)	Céréales, maïs, pomme de terre, betterave sucrée, légumes de champs
<i>Phyllophaga anxia</i>	Hanneton commun (ver blanc)	Cultures fourragères, gazon, maïs
<i>Popillia japonica</i>	Scarabée japonais (ver blanc)	Légumes de champs, fraise, maïs, plantes fourragères
<i>Delia platura</i>	Mouche des semis	Cultures fourragères, céréales, légumes de champs, maïs

*VFF : ver fil-de-fer.

** *Hemicrepidius* sp VFF a aussi été détectée, mais en très faible quantité.

Tableau E8 : Analyses statistiques des effets fixes (type III).

Effets	Degrés de liberté	Valeur F	Valeur P
2019			
Traitements (grande échelle)	7	1,05	0,4013
2020			
Traitements (grande échelle)	5	4,38	0,0008
Texture du sol	5	4,37	0,0008
Région	3	1,39	0,2471
2021			
Traitements (grande échelle)	5	2,07	0,0699
Texture du sol	5	11,79	< 0,0001
Région	3	16,87	< 0,0001

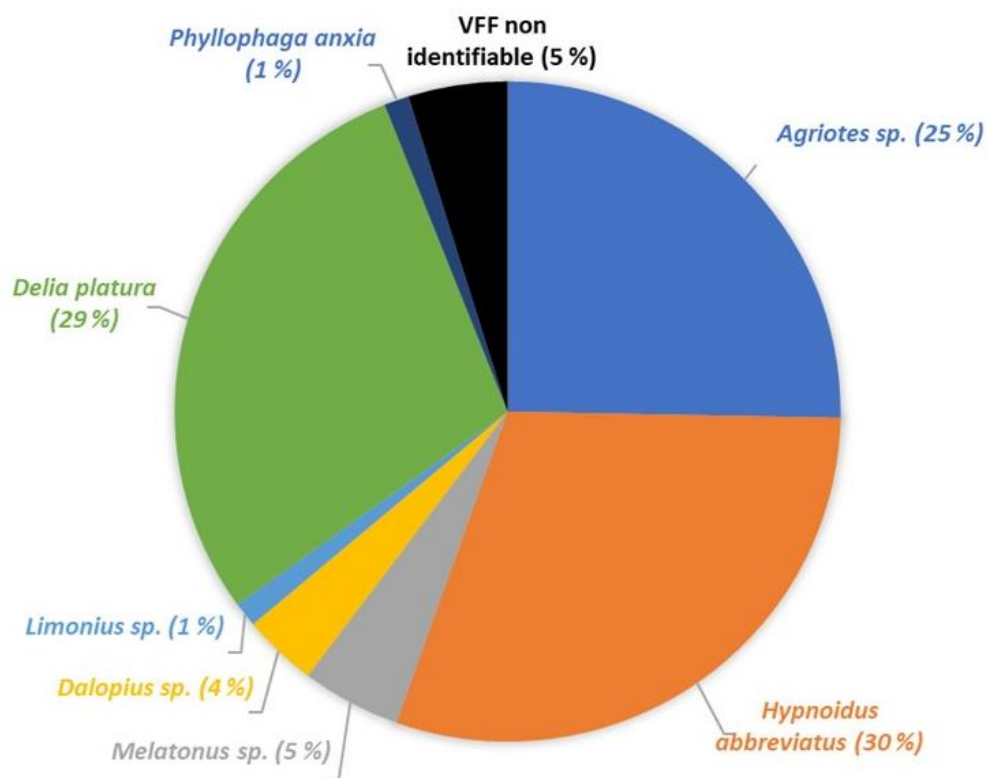


Figure E1. Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) dans les sols des onze sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2019.

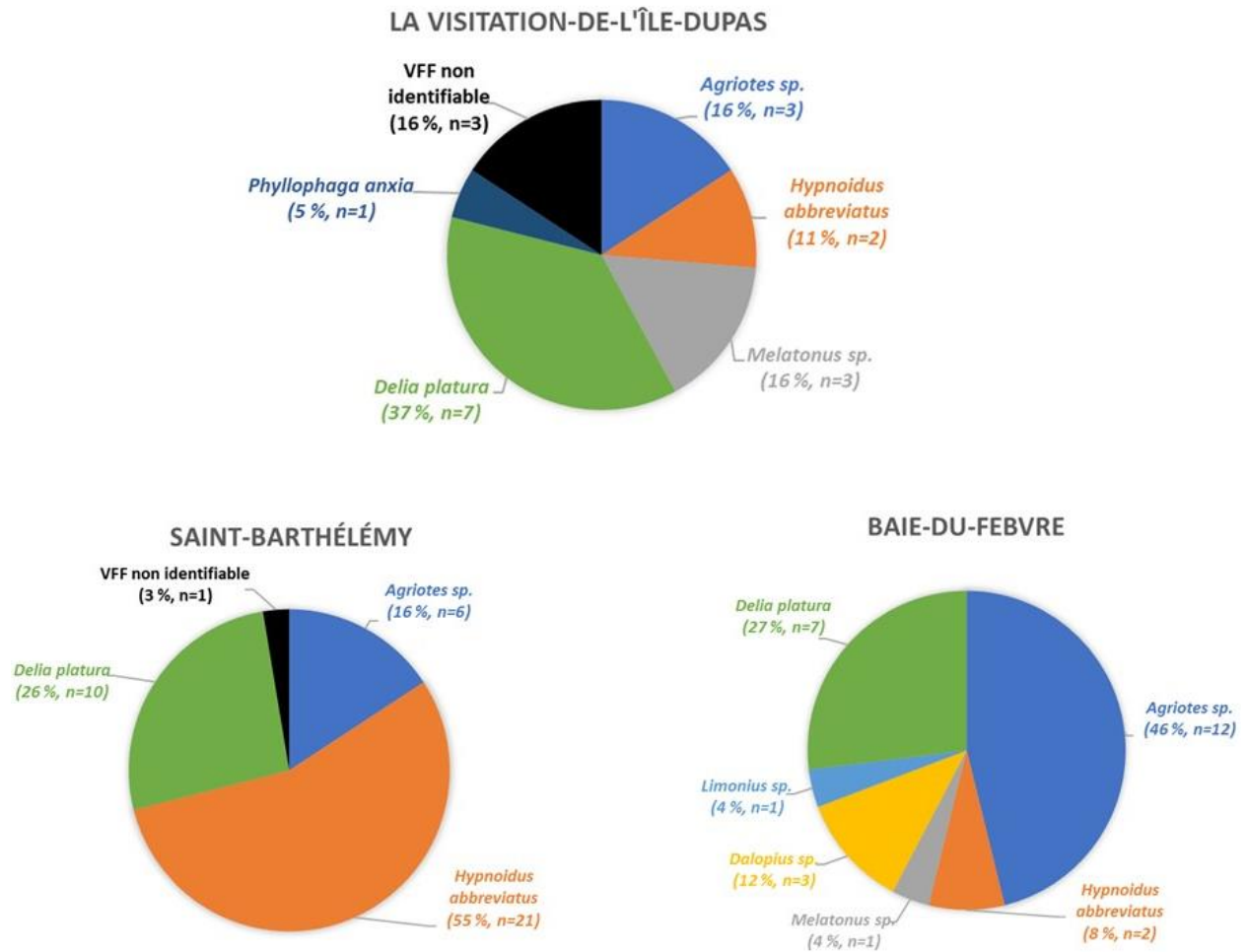


Figure E2. Proportion (% et abondance) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) dans les sols des onze sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2019 en fonction de la région (Ile-Dupas, n=5 champs ; Saint-Barthélemy, n=5 champs ; Baie-du-Febvre, n=1 champ).

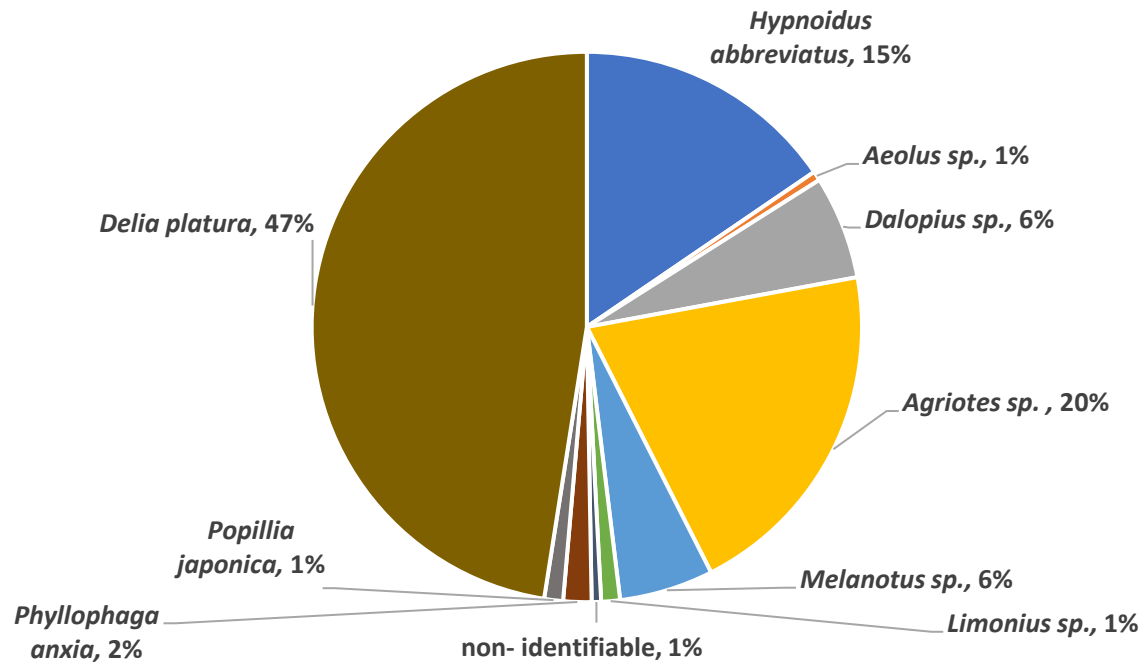


Figure E3. Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 21 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2020.

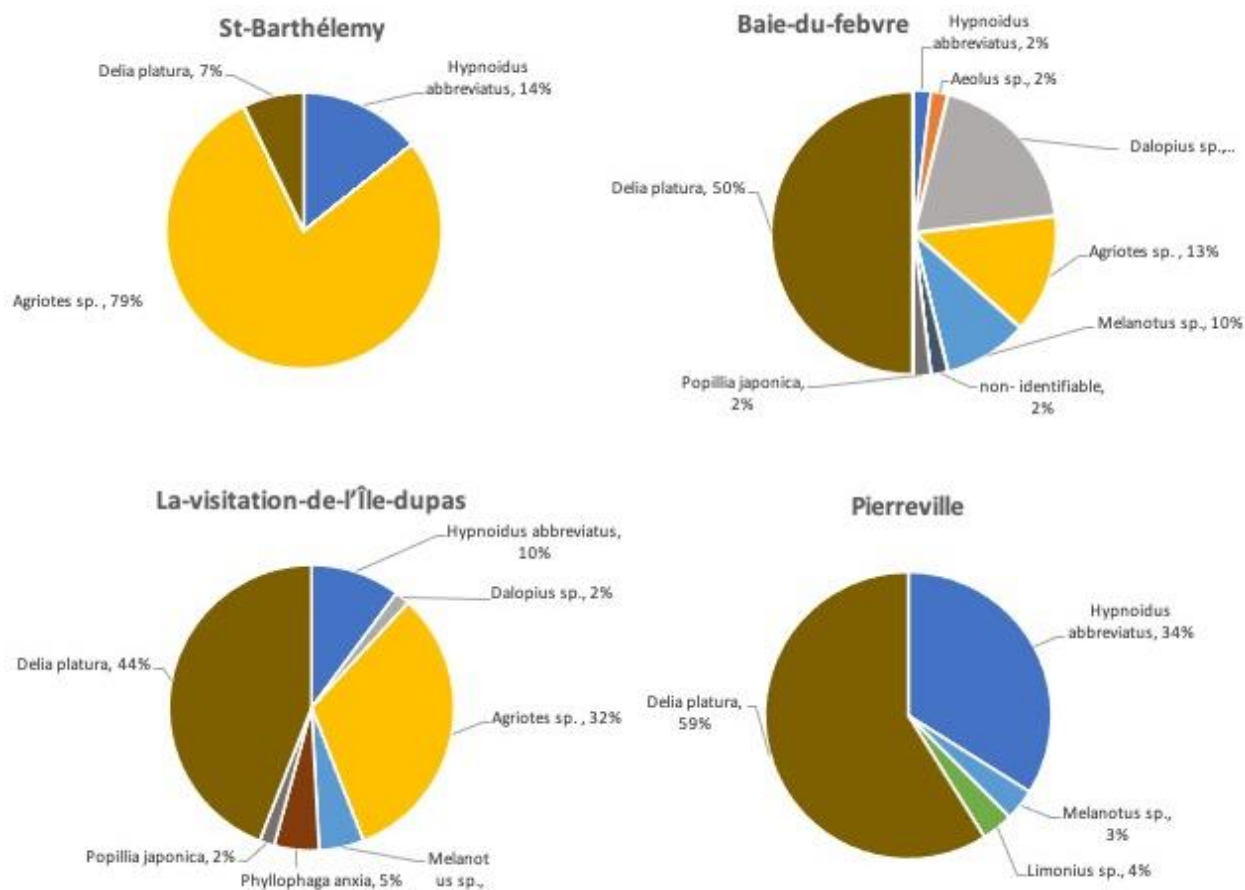


Figure E4. Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 21 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2020 en fonction de la région (Ile-Dupas, Saint-Barthélemy, Baie-du-Febvre et Pierreville).

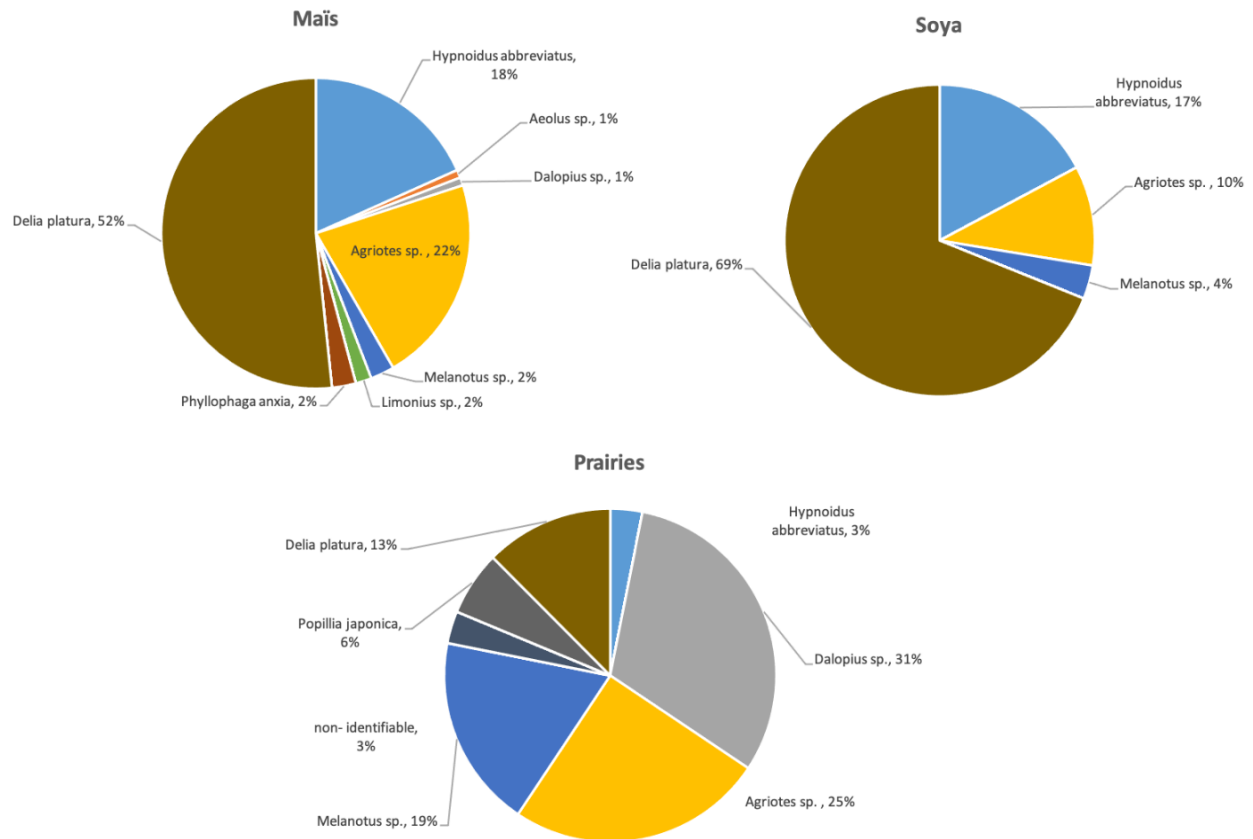


Figure E5. Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 21 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2020 en fonction de la culture.

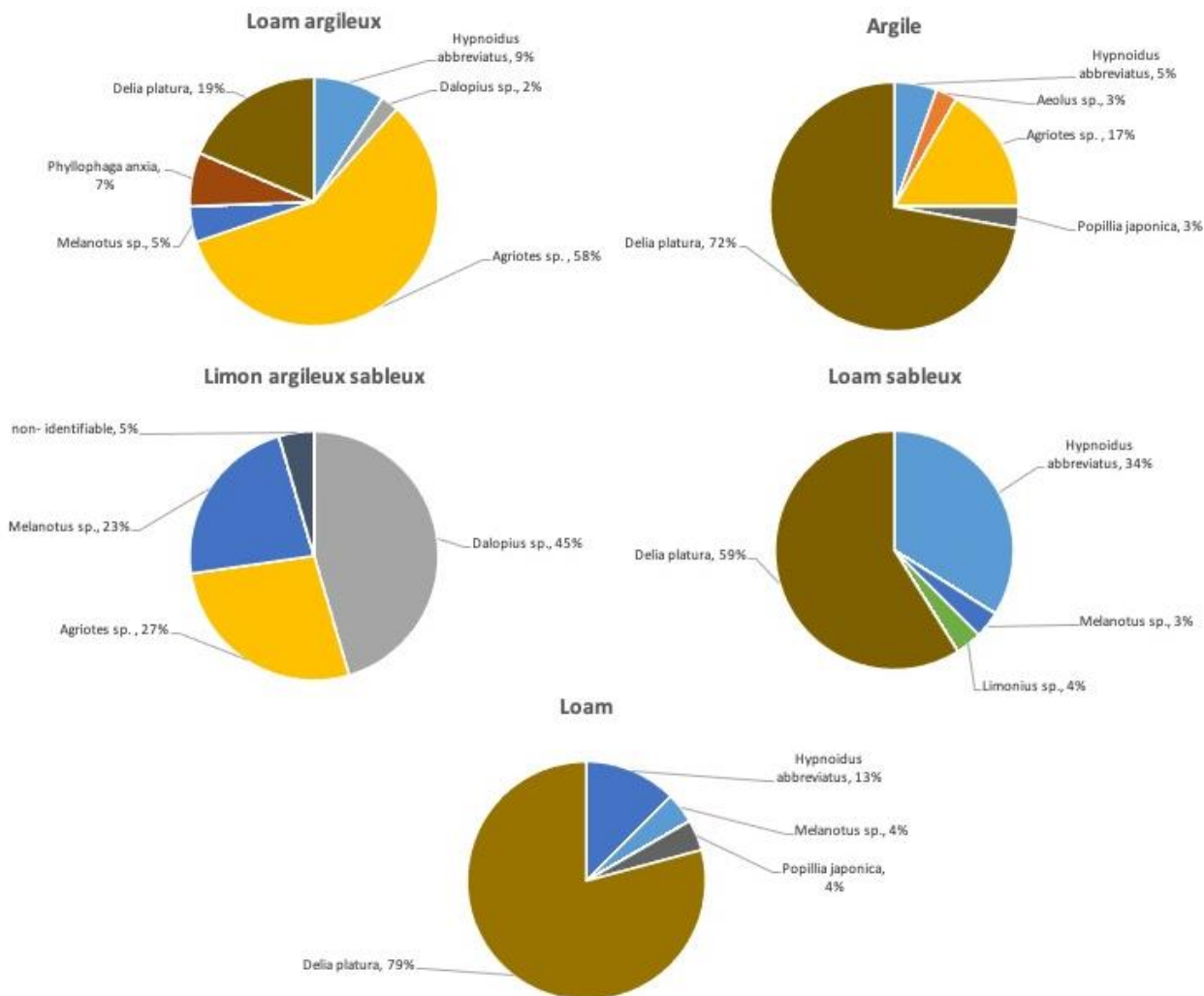


Figure E6 : Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 21 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2020 en fonction de la texture du sol.

2021, 22 SITES

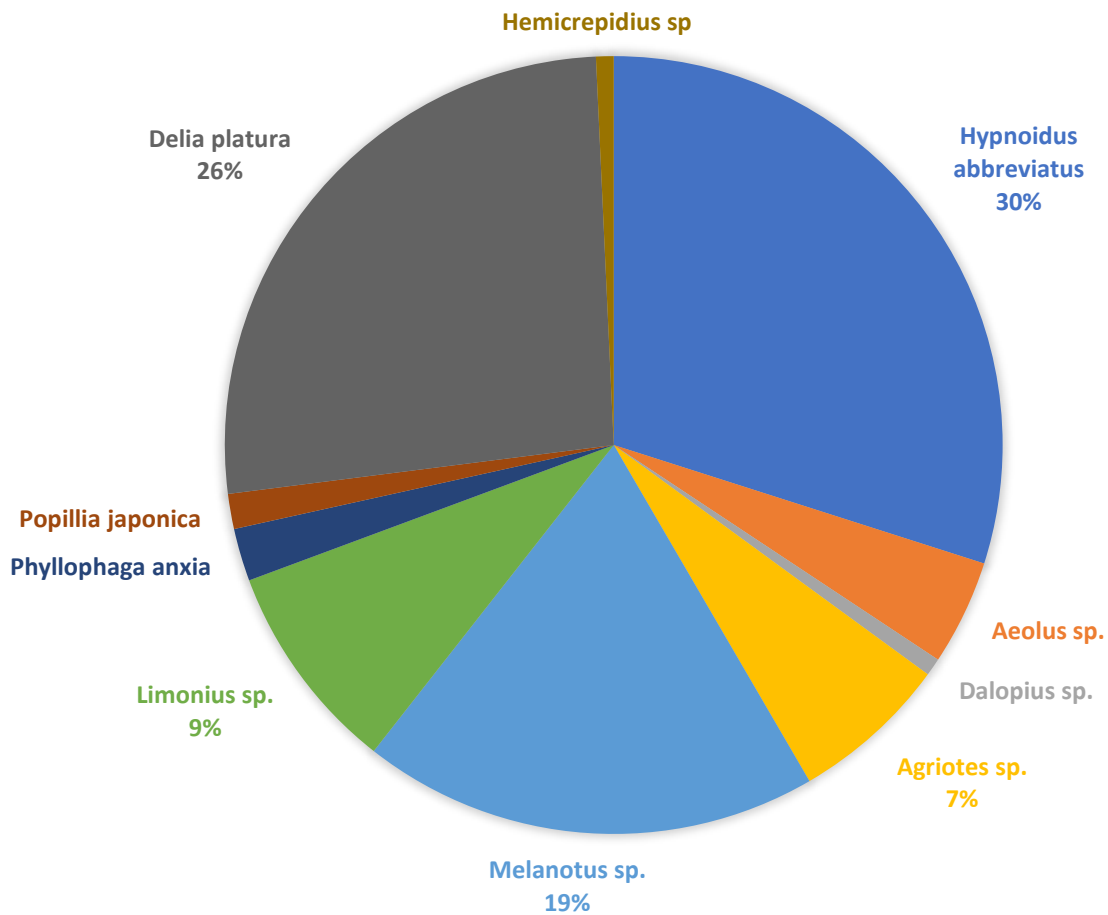


Figure E7 : Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 22 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2021.

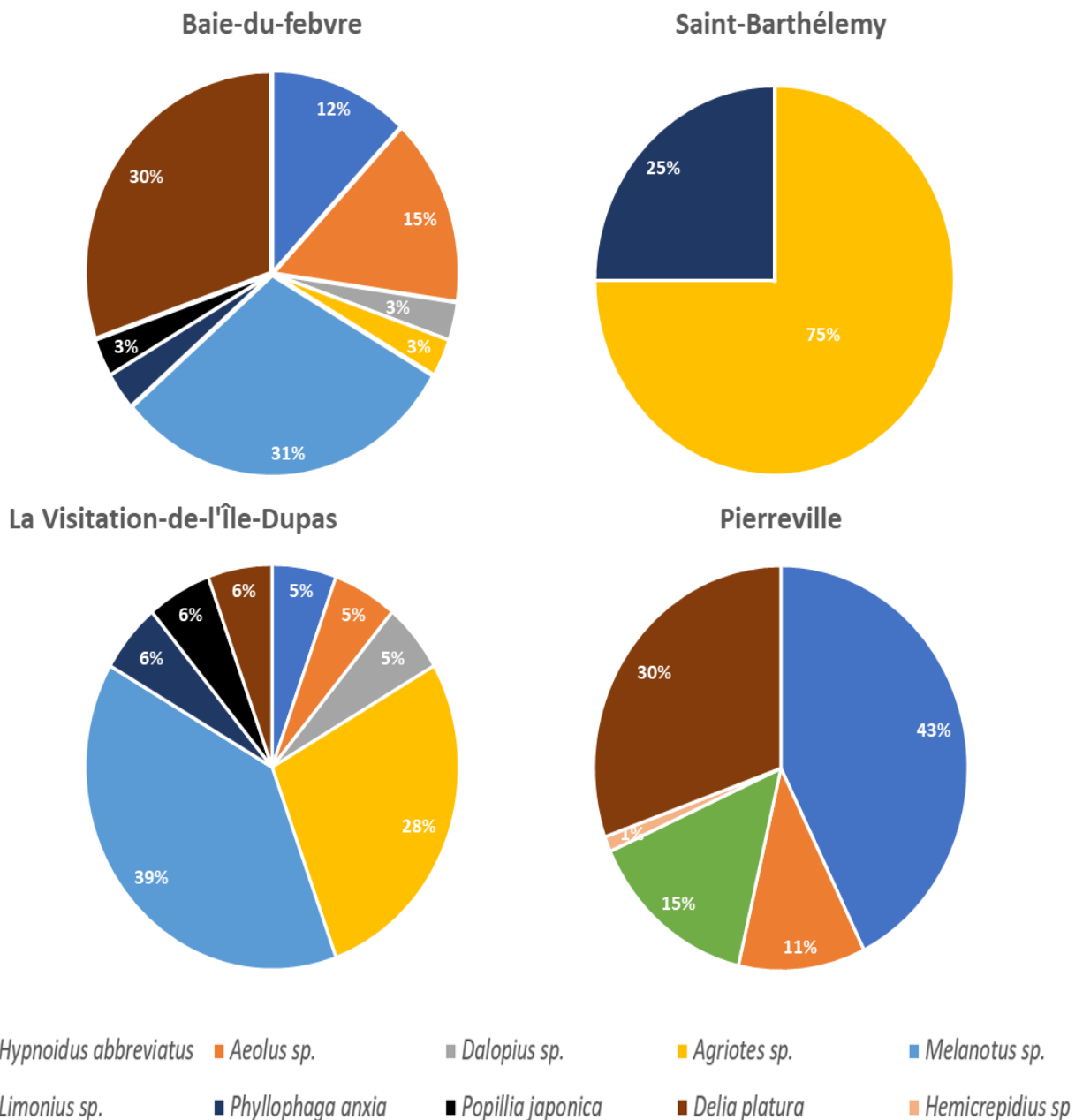


Figure E8 : Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 22 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2021 en fonction de la région (Ile-Dupas, Saint-Barthélemy, Baie-du-Febvre et Pierreville).

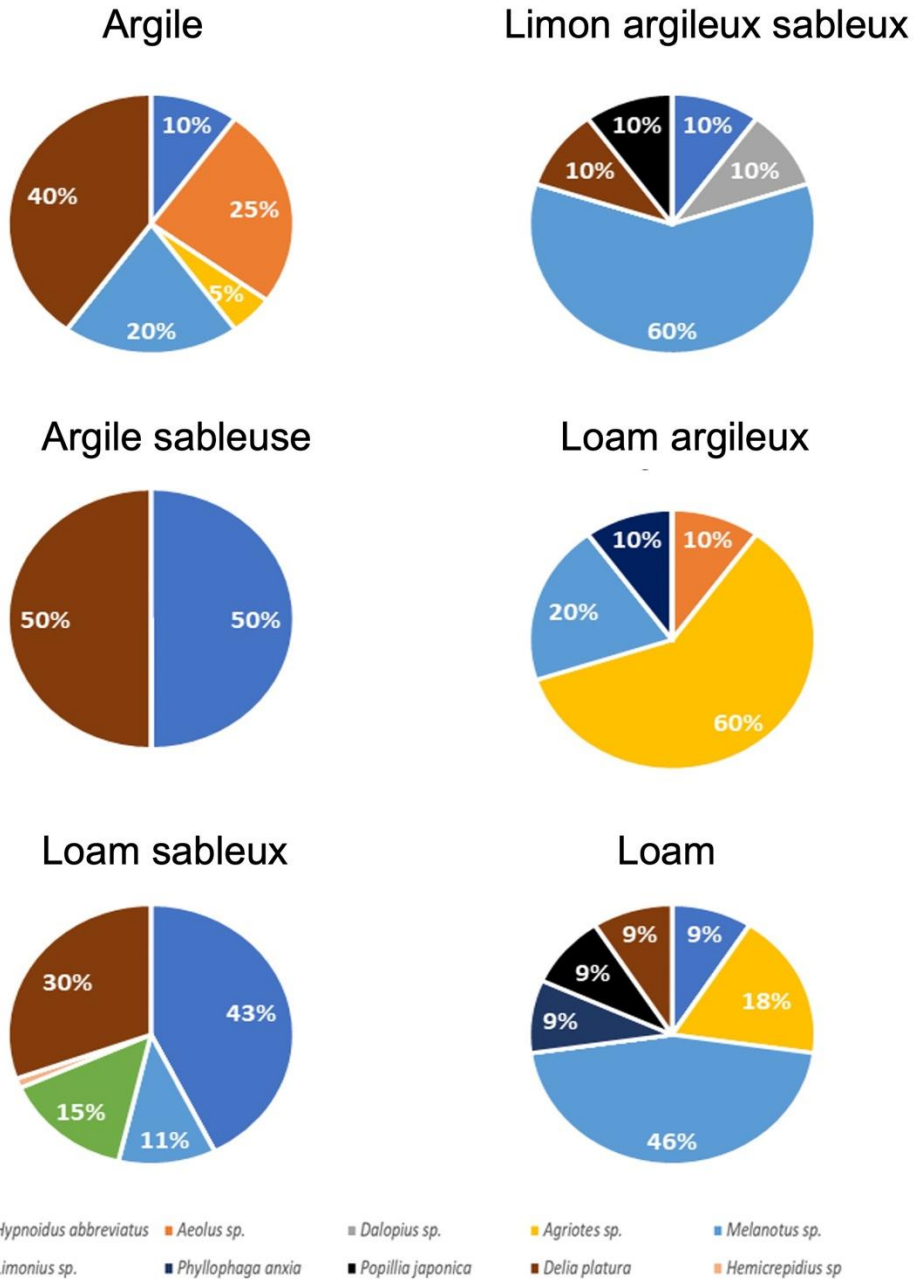


Figure E9 : Proportion (%) des différentes espèces de ravageurs des semis trouvées et identifiées par le Laboratoire de diagnostic en phytoprotection du ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) dans les sols des 22 sites échantillonnés dans le littoral du lac Saint-Pierre en 2021 en fonction de la texture du sol.



Photo E1. Dépistage des vers fil-de-fer 2019-2021 : A, B, C) installation des pièges au champ ; D) inspection des pièges et relevé des individus présents de façon hebdomadaire, suivi d'une réinstallation des pièges; E, F) préparation des échantillons relevés pour indentification. Crédit Photo : Palaniappan Ramanathan, étudiant à la maîtrise.

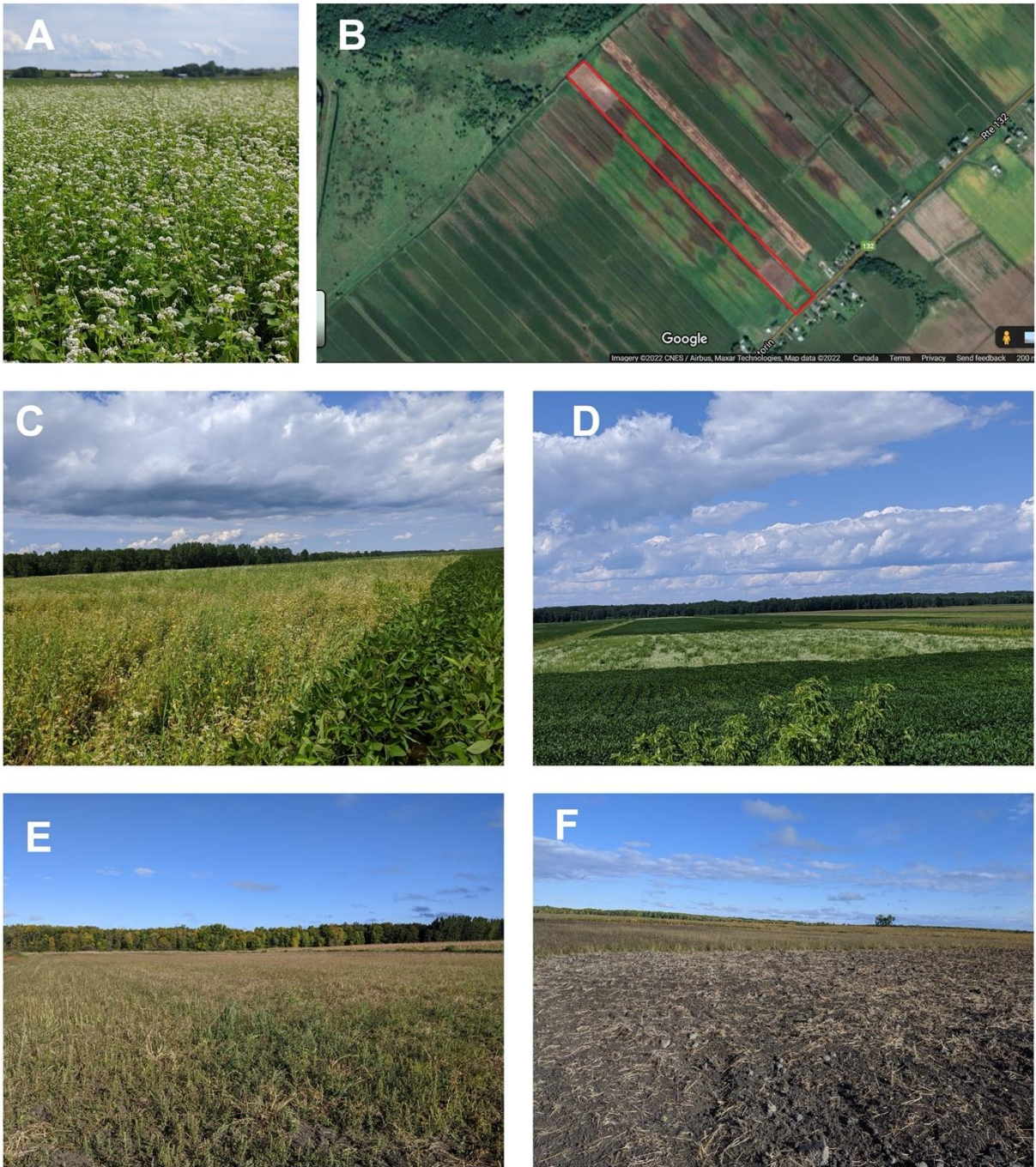


Photo E2. Essai de sarrasin pour lutter contre les ravageurs du semis en grandes cultures (photos prises en 2021) : A, C, D) champ de sarrasin en 2021 avant la fauche, B) localisation du champ utilisé pour l'essai sarrasin, E, F) champ de sarrasin lors du dépistage d'automne.

F - DÉVELOPPER DES MÉTHODES D'AMÉNAGEMENT DE FOSSÉS VÉGÉTALISÉS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

MONIQUE POULIN (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Diversification des bandes herbacées près des fossés

Principaux collaborateurs

Bérenger Bourgeois (Université. Laval), Mathieu Vaillancourt (Université. Laval), Raphaël Duchesne-Pelletier (Université. Laval), Anne Vanasse (Université. Laval), Zhiming Qi (Université. McGill), Pierre-André Bordeleau (UQTR), Philippe Brodeur (MELCCFP)

Résumé des travaux de recherche

- Le principal dispositif du projet implique l'implantation de 22 km de bandes herbacées dans six secteurs du littoral du lac Saint-Pierre. Au terme du projet, les bandes d'alpiste roseau ont produit une biomasse moyenne de 3 214 kg/ha après trois ou quatre ans, mais cette productivité a été affectée par l'échec d'établissement de l'alpiste dans 57 % des bandes implantées. Ces portions de bandes ont dû être ressemées en 2021.
- On observe un effet marqué du secteur sur l'implantation des bandes, où la productivité des espèces semées variait du simple au quintuple d'un secteur à l'autre du littoral, selon les années.
- Le succès d'établissement de l'alpiste était associé à trois facteurs : la synchronisation du semis avec une pluie de plus de 3 mm, la texture du sol et l'élévation de la bande. Les succès d'établissement étaient observés soit dans les parcelles où une première pluie tombait dans les trois jours suivant le semis, soit dans les parcelles à faible contenu en argile se trouvant dans le haut du gradient d'élévation. L'élévation des parcelles est liée à la durée de l'inondation et l'effet de celle-ci a été démontré clairement : le temps de résidence de l'eau moyen dans les quadrats où l'alpiste était bien établi était de 10 jours, alors qu'il était de 27 jours en moyenne dans les quadrats associés à un échec d'établissement.
- La flore s'établissant de façon spontanée dans les portions de bandes où l'alpiste n'a pas réussi à s'implanter est représentée par des espèces rudérales, mais leur potentiel de nuire aux cultures ainsi que la succession des communautés végétales dans les bandes devraient être étudiés, notamment en raison du risque de voir des espèces envahissantes prendre la place.
- Les friches, prairies humides et marais inventoriés dans le littoral présentaient une flore peu affectée par le gradient d'intensification agricole dans le paysage avoisinant. La richesse ou la diversité spécifique des marais et des friches était négativement affectée par le temps de résidence de l'eau durant la crue. L'alpiste a été trouvé dans 81 % et 76 % des friches et des prairies humides, avec un recouvrement moyen de 45 % et de 53 % lorsqu'il était présent, mais cette espèce

- considérée comme envahissante a été recensée dans seulement 15 % des marais, avec un recouvrement de 7 %.
- Peu d'espèces arbustives recensées dans le littoral ont été identifiées comme associées à un temps de résidence de l'eau particulier, mais certaines présentent un bon potentiel en vue d'un aménagement de bandes arbustives le long de fossés agricoles, notamment *Cornus sericea*, *Salix eriocephala*, *Salix discolor*, *Myrica gale* et *Spiraea alba*. Il faut toutefois noter que l'échantillonnage n'était pas adapté à l'étude des espèces arbustives (et arborescentes) puisque la localisation des quadrats et leur taille n'étaient pas appropriées.
 - En ce qui a trait aux caractéristiques de végétation favorables à la perchaude en période de crue, les sites identifiés comme sites de pontes au sein du littoral avaient une végétation semblable à celle des friches et des prairies humides. Il reste difficile de cerner les caractères propres à la végétation qui peuvent favoriser la ponte.
 - Diversifier les bandes herbacées le long des fossés agricoles reste un défi : nos premières expériences n'ont pas permis d'établir de mélanges diversifiés sur le terrain en raison d'impondérables (fortes pluies). Nous avons donc commencé des expériences plus poussées, qui sont en cours d'établissement depuis 2022, mais les résultats sont encore préliminaires. Une expérience en serre a cependant montré que l'alpiste semble plus productif lorsqu'il est implanté en mélange de trois espèces. La complémentarité des niches serait probablement bénéfique pour le maintien des bandes diversifiées, comparativement à l'établissement de monocultures, mais leur maintien à long terme reste un défi.

Mise en contexte

Les bandes riveraines implantées en bordure des cours d'eau et des fossés agricoles ont un rôle écologique clé pour les écosystèmes naturels avoisinants. Elles constituent notamment des bandes tampons entre les champs et les cours d'eau ou fossés, qui contribuent à retenir les sédiments et à filtrer les contaminants agricoles (ex. : fertilisants, pesticides). En plus de fournir un habitat à la faune et à la flore, elles favorisent la dispersion des espèces à l'échelle du paysage. Toutefois, les espèces végétales adaptées aux conditions spécifiques du littoral du lac Saint-Pierre (LSP) et susceptibles d'être implantées efficacement le long des fossés demeurent méconnues. Les bandes établies en bordure de fossés seront appelées ici bandes herbacées et non pas bandes riveraines, un terme que nous réservons aux bandes situées en bordure de cours d'eau hors littoral. Les bandes implantées dans le cadre du Pôle sont en effet constituées uniquement d'herbacées, le choix de planter des arbustes ayant été écarté en début de projet, faute d'une adhésion des producteurs concernés.

Objectifs

Les objectifs généraux du projet sont 1) de développer les connaissances relatives aux communautés végétales présentes dans le littoral du LSP afin d'identifier les espèces à préconiser dans les projets d'aménagement de bandes herbacées le long de fossés agricoles et 2) d'évaluer leur succès d'établissement dans la zone littorale du LSP.

Le projet se décline en quatre volets qui ont les objectifs spécifiques suivants :

- évaluer le potentiel d'établissement de l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L.) le long de fossés agricoles dans le littoral du LSP;

- connaître la flore des habitats naturels et semi-naturels du littoral du LSP, soit celle des friches, prairies humides et marais, explorer les effets de la durée des inondations et de l'intensification des cultures annuelles dans le paysage sur cette flore et évaluer sa similarité avec la flore de sites propices à la ponte pour la perchaude et le brochet;
- tester des mélanges d'espèces permettant de diversifier les bandes herbacées à établir le long des fossés dans le littoral du LSP;
- évaluer le rôle de la diversité d'espèces dans la productivité des mélanges herbacés et leur tolérance à l'inondation.

Méthodologie

Établissement de bandes d'alpiste roseau

L'alpiste roseau (cultivar *Bellevue*) a été choisi puisqu'il est bien adapté aux conditions du littoral et qu'il présente un intérêt écologique. Cette espèce pérenne produit une forte biomasse, qui résiste bien à l'inondation et aux sécheresses occasionnelles, et qui est favorisée par des apports réguliers en azote et en sédiments (Bittman et al., 1988, Kercher et Zedler, 2004). De plus, l'alpiste a le potentiel de servir d'habitat pour la ponte des œufs de perchaude, puisqu'il produit une biomasse importante constituée de tiges denses et suffisamment rigides (Paquin et Brodeur, 2021). Il se trouve en abondance dans les milieux naturels du littoral du LSP et colonise spontanément les sites agricoles laissés en friche. Bien qu'il existe des cultivars introduits, c'est une espèce indigène au Québec. Son expansion dans la province au cours des derniers siècles serait liée à la pollution par les nitrates et la construction de routes, plutôt qu'à son utilisation en agriculture (Lavoie et al., 2005).

En 2020, des bandes herbacées de 2 ou 4 m de large ont été implantées le long de fossés en bordure des champs dans trois secteurs (Baie-du-Febvre, Saint-Cuthbert et Yamachiche). Pour l'étude sur l'accumulation de sédiments (voir projet de Z. Qi), un traitement témoin sans bande (culture annuelle jusqu'au fossé) a aussi été inclus dans le dispositif en bloc complet aléatoire : chaque secteur comportait ainsi un fossé bordé de bandes de 2 m de large, un autre avec des bandes de 4 ainsi qu'un fossé témoin. Les fossés à l'étude faisaient en moyenne 1 028 m (Baie-du-Febvre), 833 m (Saint-Cuthbert) et 615 m (Yamachiche) de longueur, pour un total de près de 10 km de bandes implantées, toutes largeurs confondues. En vue de l'établissement des bandes, l'alpiste roseau et l'avoine comme plantes-abris ont été semés au semoir à céréales avec boîte à millage, respectivement à un taux de 23 kg/ha et de 69 kg/ha, entre le 21 et le 25 mai 2020. Environ 60 % des bandes ont été ressemées ou sursemées à l'été 2021 (du 7 au 22 mai), respectivement dans les zones où l'alpiste ne s'était pas établi la première année et dans les zones où l'établissement présentait des discontinuités. À chacune des deux années, les bandes ont fait l'objet d'un inventaire botanique en juillet ainsi que d'un échantillonnage à l'automne, au cours duquel la hauteur maximale et la hauteur Robel⁹ de la végétation ont également été mesurées et la biomasse aérienne, récoltée. À l'automne, le couvert et la biomasse de l'alpiste et de l'avoine ont été évalués de façon combinée pour ces deux

⁹ La hauteur Robel est une mesure de la biomasse aérienne végétale et de sa structure pour une utilisation comme habitat par la faune (Spellman, 2011).

espèces, sans distinction, alors que les mauvaises herbes ont été considérées à part. Nous avons pris ces données dans 10 quadrats équidistants de 50 x 50 cm au sein de chaque bande, ce qui correspond à 40 quadrats par secteur. En vue de limiter le ressemis des plantes-abris et des adventices, toutes les bandes étaient fauchées entre le 1^{er} et le 15 août, chaque année.

Pour présenter les résultats finaux de ce projet mené dans le cadre des travaux du Pôle, nous avons combiné les bandes d'alpiste du projet « Grandes cultures » d'Anne Vanasse au présent projet (ci-après nommé « Fossés végétalisés ») pour les analyses. Les 15 bandes du projet « Grandes cultures » étaient réparties dans 4 secteurs (Baie-du-Febvre, île Dupas, Saint-Barthélemy, Pierreville). Dans chaque secteur, des bandes de 4 m ont été implantées en bordure de deux champs, pour un total de quatre bandes par secteur, à l'exception du secteur de Pierreville, où seules trois bandes ont été implantées (l'un des deux champs étant bordé par un chemin de ferme). Les bandes mesuraient environ 1 000 m (Baie-du-Febvre), 600 m (île Dupas, Saint-Barthélemy) et 1 500 m (Pierreville) de longueur, pour un total de près de 12 km de bandes implantées, toutes largeurs confondues. L'alpiste roseau et le ray-grass comme plantes-abris ont été semés au semoir à céréales avec boîte à millage, respectivement à un taux de 11 kg/ha et de 5,9 kg/ha, entre le 24 juin et le 10 juillet 2019, sauf pour une bande à Pierreville, semée le 23 mai 2020. Environ 67 % des bandes ont été ressemées ou sursemées à l'été 2020 (du 21 au 25 mai) ou à l'été 2021 en ce qui concerne la bande de Pierreville (16 mai 2021). La collecte de données était la même que celle décrite ci-dessus (fossés végétalisés). Ces bandes étaient également fauchées entre le 1^{er} et le 15 août chaque année. Comme les bandes du projet « Grandes cultures » ont été semées à partir de 2019, quatre années de données sont disponibles, alors que pour le projet « Fossés végétalisés », la mise en place a débuté en 2020, et trois années de données sont donc disponibles.

Afin d'avoir un portrait plus détaillé des implantations faites dans le cadre des projets « Grandes cultures » et « Fossés végétalisés », nous avons poussé l'investigation, cette fois en faisant la distinction entre les quadrats à succès (établissement continu ou discontinu) et les quadrats en échec (aucun établissement d'alpiste). Le moment critique pour l'établissement de l'alpiste est l'hiver et le printemps de l'année 2, alors que les plantules sont soumises au froid et à l'inondation. Au printemps, nous pouvions donc juger du succès d'établissement de l'alpiste semé l'année précédente. Nous avons classé les quadrats selon leur évaluation au printemps de la deuxième année d'implantation : échec (aucun alpiste établi) ou succès (alpiste complètement ou partiellement établi; Figure F1). Nous avons dû retirer de ces analyses plus fines une bande du secteur de Saint-Barthélemy correspondant à dix quadrats, en raison de sa destruction accidentelle au printemps suivant son établissement. Au total, l'alpiste s'est établi (de façon continue ou discontinue) dans 161 quadrats sur les 259 quadrats évalués.

Afin de mieux comprendre les différences dans le succès d'établissement de l'alpiste, nous sommes penchés sur les facteurs climatiques, locaux et topographiques qui pouvaient expliquer le succès ou l'échec d'établissement de l'alpiste dans les différents quadrats. Les facteurs climatiques testés étaient la première pluie (nombre de jours séparant le semis et la première pluie de plus de 3 mm), les précipitations cumulatives totales pour le premier

mois suivant le semis, l'occurrence d'un événement extrême lors de l'année du semis (> 50 mm de pluie en moins de 24 heures) et le total cumulé des précipitations durant la première saison de croissance (de la date de semis au 31 octobre de la même année). Ces données étaient obtenues à partir de quatre stations météorologiques localisées le plus près de chaque secteur. Les facteurs liés aux conditions locales étaient la texture du sol, le pH ainsi que le contenu en potassium et en phosphore. Enfin, les données topographiques correspondaient à l'élévation de chaque quadrat par rapport au niveau moyen des mers, corrigé pour la différence du niveau d'eau du LSP (différence de 44 cm entre les extrémités amont et aval). L'élévation a été considérée comme une estimation de la durée d'inondation. À l'aide de ces facteurs, nous avons produit un arbre de classification pour identifier quelles variables permettent d'expliquer la réussite ou l'échec d'établissement de l'alpiste, et à quelles valeurs seuils.

Flore des friches, des prairies humides et des marais

Afin de cibler des espèces herbacées ayant un bon potentiel d'établissement le long des fossés agricoles de la zone littorale, nous avons échantillonné 125 milieux naturels et semi-naturels dans des paysages contrastés le long d'un gradient d'utilisation du sol. Ces milieux étaient des friches, des prairies humides et des marais, dont le paysage immédiat (1 km²) présentait un couvert faible (< 5 %), intermédiaire (20-35 %) ou élevé (> 60 %) de cultures annuelles. Nous avons restreint la sélection des sites à ceux d'une superficie de 0,5 à 5 ha. Au sein de chaque site, nous avons échantillonné la végétation dans 4 quadrats de 2,5 x 2,5 m (pour un total de 500), répartis de manière à bien assurer la représentativité de la végétation du site, tout en évitant les zones avec arbustes (et arbres). Les quadrats étaient également placés autour du centre de chaque site pour éviter l'effet de bordure. Nous avons noté le couvert de toutes les espèces présentes dans chaque quadrat, ainsi que la hauteur moyenne des plantes et une cote de rigidité. Le temps de résidence de l'eau a aussi été obtenu pour chacun des sites pour les années 2019 et 2020, à partir du modèle développé par P.-A. Bordeleau pour évaluer la résistance des plantes à l'inondation.

Diversification des bandes herbacées

Dans le but de diversifier les bandes herbacées le long des fossés agricoles du littoral du LSP, nous avons testé sept mélanges d'espèces. La composition de ces mélanges, présentée au Tableaux **et figures F**

Tableau F1, a été élaborée en fonction de connaissances acquises sur la flore des friches, des prairies humides et des marais lors des inventaires de 2019 (section précédente) et d'échanges avec Benoît Bertrand, de la pépinière Rustique. Dans chaque mélange, nous nous sommes assurés d'avoir des espèces à établissement rapide (jouant le rôle de plante-abri) et des espèces plus lentes mais pérennes. Nous avons aussi choisi des espèces présentant une bonne tolérance à la fois aux inondations et à la sécheresse estivale. Nous avons également pris en considération les critères d'architecture de la plante et de production de fleurs mellifères : les espèces produisant des tiges denses et rigides étaient favorisées et les espèces mellifères les plus appropriées ont été incluses.

Après stratification des semences pour certaines espèces au cours de l'hiver 2021 (report dû à la fermeture du pavillon Comtois lors du confinement de 2020), les mélanges ont été

instaurés sur le terrain avec un taux de semis global de 52 kg/ha, dans des parcelles de 7,1 m de long sur 1,5 m de large à l'aide du semoir Carter (de la ferme Saint-Augustin, Université Laval). Les parcelles ont été établies selon un dispositif en bloc complet aléatoire, comportant quatre répétitions dans deux sites, soit à Baie-du-Febvre et à Saint-Cuthbert (pour un total de 56 parcelles : 4 répétitions x 7 mélanges x 2 sites). À chacun des sites, l'expérience a été établie dans la portion aval des fossés bordés des bandes d'alpiste et avoine de 2 m de large où nous avons pris soin de ne pas établir d'alpiste en 2020 et 2021 (de l'avoine avait été semée pour limiter la prolifération de mauvaises herbes).

Diversité spécifique et productivité des mélanges herbacés

La littérature regorge d'études montrant une relation positive entre la richesse en espèces et la fonctionnalité d'un écosystème (Balvanera et al., 2006, Naeem et al., 2012, Turnbull et al., 2016, Craven et al., 2018). Plus un écosystème présente une végétation diversifiée, plus il serait stable ou productif (Balvanera et al., 2006, Hector et al., 2010, Tilman et al., 2006). Plus récemment, des études ont montré que cette relation est surtout liée à la diversité des traits fonctionnels dans la communauté et qu'elle renvoie ainsi à la notion de complémentarité des niches : les espèces qui présentent des traits différents entrent moins en compétition pour les ressources. Par exemple, une communauté formée de plusieurs espèces avec des racines occupant différentes profondeurs du sol pourra puiser plus efficacement les ressources en eau et en minéraux et sera plus productive qu'une végétation monospécifique.

Nous avons voulu étudier le rôle de la diversité au sein des bandes herbacées dans la productivité du système. Nous avons mené une expérience en serre pour évaluer l'effet de la richesse en espèces, de l'identité de ces espèces et de la compétition sur la production de biomasse des mélanges herbacés. Nous avons également regardé comment ces relations variaient en fonction du régime hydrique, pour les mélanges soumis à des conditions de capacité au champ ou à des conditions d'inondation. Nous avons aussi étudié la diversité fonctionnelle, mais nous ne la présentons pas ici par souci d'accessibilité et de concision (un article scientifique complet est en évaluation pour publication dans une revue scientifique avec comité de révision par les pairs).

Quatre espèces végétales ont été testées : deux graminées (*Alopecurus pratensis* L. et *Phalaris arundinacea* L.), une herbacée à feuilles larges (*Asclepias incarnata* L.) et une légumineuse (*Melilotus officinalis* [L.] Lam.). Ces espèces sont connues sous les noms de vulpin des prés, d'alpiste roseau, d'asclépiade incarnate et de mélilot blanc. Elles ont été sélectionnées pour leurs traits contrastés (ce qui limite la redondance fonctionnelle), leur résistance à l'inondation et la disponibilité en pépinière. Des graines de ces espèces ont d'abord été semées en caissettes pour produire des plantules avec lesquelles mener l'expérience. Nous avons ensuite établi des communautés formées de 12 plantules assemblées en monocultures (4 traitements) ou en mélanges de 2 (6 traitements), 3 (4 traitements) ou 4 espèces (1 traitement), pour un total de 15 traitements. Six répétitions ont été instaurées pour les monocultures ainsi que pour les mélanges de 2 ou 3 espèces, alors que celui de 4 espèces a été répliqué 12 fois. Les unités expérimentales correspondaient à des pots de plastique (diamètre x hauteur : 15 x 30 cm) remplis avec un substrat horticole. Pour chacune des quatre espèces, nous avons établi six répétitions de

monoculture à demi-densité (six plantules) pour étudier l'effet de la compétition intra-spécifique sur la production de biomasse. Au total, l'expérience comprenait donc 120 pots.

Un mois après la transplantation des plantules en pots, l'un des deux régimes hydriques a été appliqué à la moitié des pots, soit celui correspondant à la capacité au champ ou aux conditions d'inondation. Pour le traitement de capacité au champ, les pots étaient irrigués jusqu'à saturation chaque deux jours avec de l'eau de pluie et l'excédent était drainé. Pour le traitement d'inondation, le niveau de l'eau était gardé constant à 5 cm au-dessus du substrat de croissance, sauf pour une période de trois jours au milieu de l'expérience, où l'eau a été drainée pour éviter la prolifération d'algues. Après six semaines de croissance dans ces conditions, nous avons récolté les plants pour mesurer la biomasse aérienne sèche. Nous avons séparé la biomasse racinaire selon deux profondeurs de sol, soit 0-15 cm et 15-30 cm.

Nous avons testé l'effet du régime hydrique et de la richesse en espèces (au sein de chaque régime hydrique) sur la biomasse aérienne et souterraine par une analyse de variance (ANOVA), suivie d'un test de Tukey. Nous avons testé de la même façon l'effet de la compétition sur la production de biomasse aérienne.

Modes d'implantation et diversification de bandes herbacées pérennes

À la suite de l'échec de la mise en place des essais de diversification des bandes herbacées en 2021, quatre nouveaux essais ont été établis à deux sites, soit à Baie-du-Febvre et à Saint-Barthélemy, dans l'objectif d'affiner nos connaissances sur les modes d'implantation de l'alpiste. Le premier essai sert à identifier les conditions de semis les plus favorables à l'établissement de l'alpiste en termes de préparation de sol, de taux de semis et de choix de plantes-abris. Le deuxième essai teste le mode d'implantation de l'alpiste par transfert de rhizomes issus de populations sauvages. Le troisième essai vise à étudier l'effet de la diversité des espèces semées sur leur productivité et leur résistance à l'inondation. Enfin, le quatrième essai vise à tester l'utilisation de paillis pour favoriser l'implantation de mélanges de semences. Ces essais seront désignés sous les noms de 1) essai établissement, 2) essai rhizomes, 3) essai diversification et 4) essai paillis. La liste des traitements de ces quatre essais est présentée au Tableau F2.

L'essai **établissement**, réalisé selon un plan factoriel à 3 blocs complets aléatoires, compte au total 14 traitements. Les neuf premiers sont une combinaison de trois taux de semis de l'alpiste (11, 22 et 44 kg/ha) et de trois plantes-abris (aucune plante-abri, ray-grass annuel ou avoine). Trois autres traitements testent des espèces vivaces en guise d'alternatives à l'alpiste, soit l'agrostide blanche (*Agrostis gigantea*), la calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*) et la fétuque des prés (*Lolium pratense*), semés avec l'avoine en plante-abri. Un autre traitement inclut une espèce annuelle, l'herbe du Soudan (*Sorghum x drummondii*), testée comme plante-abri alternative au ray-grass ou à l'avoine pour l'alpiste. Enfin, le quatorzième traitement est un témoin non semé. À Baie-du-Febvre, ces traitements ont été semés sur un sol préparé soit de façon conventionnelle, soit après la réalisation d'un faux-semis (considérées comme les parcelles principales d'un plan factoriel en tiroir), tandis qu'à Saint-Cuthbert, tous les traitements ont dû être mis en place

après un travail de sol correspondant à un faux-semis, en raison de la pression élevée en mauvaises herbes pérennes. Cela donne un total de 126 parcelles expérimentales.

L'essai **rhizomes**, réalisé selon un plan factoriel à 3 blocs complets systématiques (*strip plot*), comprend les 32 traitements factoriels suivants : 2 densités de rhizomes (ratio superficie récoltée : épandue de 1 : 5 ou 1 : 10) x incorporation ou non d'une partie de la biomasse aérienne d'alpiste issue du site de récolte x 2 modes d'introduction d'un mélange de semences complémentaire plaine inondable (semé avant l'épandage des rhizomes au semoir expérimental ou après, à la volée) x 4 traitements de paillis (paille à 33 m³ ha⁻¹, paille à 66 m³ ha⁻¹, jute, témoin sans paillis). L'essai a été mis en place à Saint-Barthélemy seulement, en raison de la proximité d'une population sauvage d'alpiste, pour un total de 96 parcelles expérimentales.

L'essai **diversification**, réalisé selon un plan en trois blocs complets aléatoires, comprend six traitements de semences, les trois premiers représentant une diversification graduelle de la combinaison connue d'alpiste et avoine (1 : alpiste + avoine; 2 : Traitement 1 + lotier corniculé; 3 : Traitement 2 + fétuque des prés, agrostide blanche, calamagrostide du Canada). Les trois traitements suivants sont des mélanges du commerce, développés pour les milieux humides, soit 4 : le mélange MICA, 5 : le mélange prairie humide et 6 : le mélange plaine inondable. Les taux de semis et la composition de chaque traitement sont présentés au Tableau F3. L'essai a été mis en place aux deux sites, pour un total de 36 parcelles expérimentales.

Enfin, l'essai **paillis** a été réalisé selon un plan factoriel en tiroir à trois blocs complets aléatoires, avec le mélange de semences en parcelles principales et le paillis en sous-parcelles. Il comprend au total 16 traitements, soit 2 traitements de semences (mélanges du commerce prairie humide et plaine inondable), combinés à 8 traitements de paillis différents (paille à 33 m³ ha⁻¹, paille à 66 m³ ha⁻¹, tourbe à 30 m³ ha⁻¹, tourbe à 60 m³ ha⁻¹, filet en jute, paillis en fibre de coco [*coir blanket*], paillis granulaire à base de sciure de bois, en plus d'un traitement témoin sans paillis). L'essai a été mis en place aux deux sites, pour un total de 96 parcelles expérimentales.

Les données préliminaires ont été collectées en automne 2022 à l'aide de quadrats de 50 x 50 cm placés dans chaque unité expérimentale. Pour chaque parcelle, nous avons noté les données de recouvrement des espèces semées et des adventices ainsi que la hauteur maximale moyenne des espèces pérennes, dans le cas de l'essai **établissement**.

Résultats

Établissement de bandes d'alpiste roseau

Dans la dernière version du rapport, nous avons observé une différence marquée entre les rendements dans les bandes de 2 m et de 4 m et avons conclu à un effet de la largeur. Une analyse plus fine a montré que ces différences étaient dues à des facteurs confondus, soit à une différence de préparation de sol (champs et producteurs différents), ce qui avait favorisé certaines bandes de 4 m qui avaient un rendement largement supérieur. Puisqu'il est impossible de séparer l'effet de ces facteurs et l'effet de la largeur, les bandes de 2 m et de 4 m ne sont plus analysées séparément dans le présent rapport.

Les figures Figure F2a et Figure F2b présentent les données de biomasse et de recouvrement prises à l'automne pour les quatre années du projet. Nous voulons d'abord donner un portrait global des quelque 22 km de bandes herbacées implantées au LSP, avant de présenter les détails par secteur, puis par quadrat, selon leur statut de réussite ou d'échec d'établissement de l'alpiste. Au total, selon la régie d'implantation d'alpiste mise en place durant les quatre années des deux projets, la production de biomasse aérienne d'alpiste roseau et de plante-abri (avoine ou ray-grass annuel) des bandes est passée de 1 482 kg/ha la première année à 1 534, 3 030, puis 3 173 kg/ha les années suivantes (Figure F2a). Ces rendements étaient associés à des recouvrements de 19, 31, 44 et 54 % (Figure F2b). Les moyennes se basent sur l'ensemble des quadrats des bandes herbacées issues des projets « Grandes cultures » et « Fossés végétalisés », succès et échecs confondus; seule l'année 4 exclut les quadrats associés aux bandes du projet « Fossés végétalisés », démarré en 2020 (puisque la végétation de ces quadrats n'a que trois saisons de croissance). Ces données représentent un passage graduel d'une végétation annuelle d'avoine ou de ray-grass à une végétation vivace d'alpiste roseau, puisque près de 100 % de la biomasse des espèces semées à l'année 1 provenait de la plante-abri et que 100 % de la biomasse des espèces semées à l'année 4 provenait de l'alpiste (données non montrées). En effet, l'alpiste s'établit lentement et représente donc une part négligeable de la biomasse à l'année 1. Quant aux plantes-abris, elles ont été semées dans l'ensemble des bandes à l'année 1, puis dans une partie des bandes qui était sursemée ou ressemée aux années 2 et 3. Enfin, à l'année 4, les bandes sont restées intouchées; la seule espèce semée qui demeurait était l'alpiste. Ainsi, nous observons que les bandes herbacées d'alpiste ont un établissement plutôt lent : il leur faut deux ans pour produire une biomasse qui soit le double de la biomasse de la plante-abri annuelle de l'année 1 (ce qui exige au total trois années d'établissement). La biomasse récoltée à l'année 4 (plus de 3 000 kg/ha), qui offre un recouvrement du sol élevé, correspond donc à de l'alpiste bien établi et devrait se maintenir ainsi dans les prochaines années.

Les adventices, quant à elles, suivent un patron inverse, avec une diminution graduelle de leur biomasse, qui passait de 1 082 kg/ha à 1 294, 831, puis 621 kg/ha de l'année 1 à l'année 4 (Figure F2c). Les espèces semées ont donc toujours produit une biomasse supérieure à celle des adventices, même à l'année 1, grâce aux plantes-abris. Le recouvrement moyen des adventices montrait un patron semblable à celui de leur biomasse, passant quant à lui de 43 % à 29, 26, puis 21 % pour les mêmes années (Figure F2d). Lors de la première année, les adventices avaient donc un recouvrement plus important que les

espèces semées, pour diminuer à une valeur équivalente à l'année 2, avant d'être dépassées par les espèces semées aux années 3 et 4.

La hauteur Robel représente l'indice de densité qui permet d'évaluer le potentiel des bandes herbacées à offrir un substrat pour la ponte de la perchaude. Cet indice tient compte de l'ensemble des espèces présentes dans la bande lors de la mesure à l'automne. Mesurant d'abord 28 cm, la bande a augmenté à 39, 49, puis 59 cm au cours de quatre années de croissance (Figure F3). Une partie des bandes herbacées développe ainsi des caractéristiques favorables à la ponte de la perchaude dès la deuxième année, puisqu'à ce moment, elles sont constituées d'une végétation pérenne, qui restera en place durant la crue, d'une hauteur Robel supérieure à 30 cm (valeur seuil pour la ponte). Pour la plupart des valeurs présentées dans les cinq premières figures, on observe une grande variance due à l'inclusion de quadrats très variables, l'alpiste s'établissant parfois très rapidement, parfois pas du tout en quatre ans. Nous avons d'ailleurs pu observer ces cas de figure au sein d'une même bande. Nous traitons ci-dessous des facteurs de succès d'établissement, en classifiant les quadrats en fonction de l'échec ou du succès.

Un portrait plus détaillé de l'établissement de l'alpiste est présenté à la Figure F4, par secteur. La biomasse aérienne d'automne de l'alpiste et des plantes-abris combinées est présentée, chaque point correspond à un portrait de la saison de croissance de l'année associée. Les secteurs de Baie-du-Febvre est (BAIE Est), de l'île Dupas (DUPA), de Pierreville (PIER) et de Saint-Barthélemy (BART) sont associés aux bandes du projet « Grandes cultures », réalisé sur quatre ans (bandes semées en 2019), tandis que les secteurs de Baie-du-Febvre ouest (BAIE Ouest), de Saint-Cuthbert (CUTH) et de Yamachiche (YAMA) sont associés au projet « Fossés végétalisés », réalisé sur trois ans (semées en 2020). Les courbes montrent un effet secteur assez prononcé, qui est visible dès le point de départ à l'année 1, où le site le plus productif (DUPA, 2 377 kg/ha) avait une biomasse au moins trois fois plus importante que celle produite au site le moins productif (PIER, 776 kg/ha). Lors de l'année 2, deux tendances antagonistes se dessinent : certains sites montrent une augmentation de biomasse (YAMA, PIER, BAIE Ouest), alors que d'autres affichent une diminution (CUTH, BART, BAIE Est). L'année 3 a généralement été favorable pour l'ensemble des secteurs, à l'exception de BAIE Est, qui est resté stable. Le site de l'île Dupas (DUPA) a connu une fulgurante augmentation de production de l'année 2 à l'année 3, pour ensuite se stabiliser à l'année 4, avec une production de plus de 6 000 kg/ha. Les trois autres sites ayant bénéficié d'une quatrième année montrent une augmentation de biomasse, mais n'atteignent que la moitié ou moins de celle du site le plus productif, soit celui de l'île Dupas. Globalement, les secteurs DUPA et YAMA ont été les plus productifs, BAIE Est a été le moins productif, alors que les quatre autres secteurs présentaient des valeurs intermédiaires. Les valeurs de biomasse, de recouvrement et de hauteur Robel sont présentées au Tableau F4.

D'après les observations terrain, l'alpiste s'est implanté rapidement, mais surtout de façon uniforme aux sites de l'île Dupas. C'est le seul secteur où les quadrats présentent cette homogénéité. Il convient donc encore une fois de rappeler que même dans ce portrait plus fin de la productivité des bandes herbacées, les valeurs correspondent à des moyennes. Ainsi, pour la plupart des secteurs, à l'exception de l'île Dupas, cette moyenne est basée

sur un mélange de quadrats avec une biomasse d'alpiste élevée et de quadrats avec une biomasse d'alpiste virtuellement nulle. Par exemple, dans le secteur de Baie-du-Febvre est, aucun alpiste ou presque ne s'était implanté dans l'un des deux sites à l'année 4, alors qu'il s'était bien implanté dans l'autre, où il avait une productivité moyenne. Cette variation pouvait même avoir lieu au sein des bandes. Par exemple, deux bandes du secteur de Baie-du-Febvre ouest avaient des rendements exceptionnels sur une moitié de leur longueur et une absence totale d'alpiste sur l'autre moitié.

En 2021, nous avons observé que le succès d'implantation des bandes était lié à l'inondation : les portions de bandes bien établies avaient connu des durées d'inondation bien plus courtes au printemps 2020, par comparaison avec les portions de bandes où l'alpiste ne s'était pas établi, situées généralement plus en aval (10 jours contre 27 jours en moyenne; Figure F5 et Figure F6; Tableau F5).

Notre analyse plus poussée des facteurs menant au succès ou à l'échec de l'établissement de l'alpiste a été possible grâce à la combinaison des quadrats des projets « Grandes cultures » et « Fossés végétalisés » pour les trois premières années de croissance, qui nous a permis de gagner en puissance d'analyse (Figure F7). Nous observons d'abord que la biomasse des espèces semées (alpiste et plante-abri combinés) était significativement différente entre les quadrats « succès » et « échec » pour les trois années du dispositif (Figure F7a), comme c'était le cas pour les adventices (Figure F7b). La première année, la biomasse des espèces semées était principalement attribuable à la plante-abri pour les deux types de quadrats (observation terrain), tandis qu'aux années 2 et 3, l'alpiste représentait la majeure partie de la biomasse dans les quadrats « succès », puisque seul le tiers de ces quadrats avait reçu un sursemis incluant une plante-abri. Dans ces quadrats « succès », la biomasse a augmenté de façon significative à l'année 3, atteignant 5 004 kg/ha, soit une biomasse trois fois plus importante que lors des deux premières années (Figure F7a; Tableau F6). Au contraire, dans les quadrats « échec », la biomasse, constituée principalement de la plante-abri en raison de l'absence d'alpiste et des ressemis constants, a subi une diminution constante, malgré les efforts de ressemis répétés. Quant aux adventices, elles ont suivi un patron inverse à celui des espèces semées : dans les parcelles d'alpiste bien établi, elles étaient moins productives que dans les quadrats « échec », et leur biomasse diminuait significativement chaque année, pour atteindre une biomasse 14 fois moindre que celle de l'alpiste à l'année 3 (354 kg/ha; Figure F7b; Tableau F6). Dans les parcelles où l'alpiste échouait à s'établir, la biomasse des mauvaises herbes dépassait de plus de trois fois celle des espèces semées (1 482 kg/ha; Figure F7b; Tableau F6).

La hauteur Robel des quadrats « succès » était plus grande que celle des quadrats « échec » aux années 2 et 3, et suivait à peu près le même patron que la biomasse d'automne des espèces semées, d'une année à l'autre, avec une augmentation constante (Figure F8). Dans les quadrats « succès », la hauteur Robel a augmenté significativement chaque année, passant de 25 cm à l'année 1 à 64 cm à l'année 3, en dépit des fauches réalisées chaque année au mois d'août. La hauteur atteignait donc la valeur seuil de 30 cm, qui permet la ponte de la perchaude. Elle était plutôt stable dans les quadrats « échec » pour les trois années (autour de 30 cm).

Enfin, l'arbre de classification produit à partir de l'évaluation du succès ou de l'échec des quadrats retient trois facteurs explicatifs, soit le moment de la première pluie après le semis, le contenu en argile du sol et l'élévation du quadrat, en ordre décroissant d'importance (Figure F9). Ceux-ci expliquent à eux seuls 62 % du succès d'établissement. Le succès d'établissement global des quadrats était de 62 % (161 quadrats « succès » sur un total de 259 quadrats). D'abord, un taux de succès élevé (94 %) était obtenu lorsqu'il avait plu dans les trois jours suivant les semis, tous les autres paramètres confondus, ce facteur étant le principal déterminant du succès. Si toutefois la première pluie arrivait plus tard, d'autres facteurs entraient alors en jeu. Un taux de succès assez élevé (82 %) pouvait encore être obtenu si les quadrats étaient caractérisés à la fois par un faible contenu en argile (< 21 %) et une position plus élevée (> 6 m). Inversement, un haut taux d'échec était observé dans les quadrats ayant soit un contenu en argile plus élevé (23 % de succès), soit une plus faible élévation (17 % de succès).

Au cours des deux premières années d'implantation du présent projet (« Fossés végétalisés »), nous avons réalisé une caractérisation des espèces végétales qui poussent de façon spontanée dans les bandes herbacées. Les espèces variaient selon les secteurs (Figure F10; Tableau F7), mais leurs caractéristiques demeuraient similaires. C'étaient principalement des espèces annuelles, adventices (mauvaises herbes) des milieux agricoles. La sétaire (*S. pumila*, *S. viridis* et *S. faberi*) composait une grande partie (60 %) du cortège de mauvaises herbes dans le secteur de Baie-du-Febvre, alors que les secteurs de Saint-Cuthbert et Yamachiche présentaient des compositions avec une meilleure répartition entre les espèces dominantes, notamment entre *Digitaria sanguinalis*, *Chenopodium album*, *Ambrosia artemisiifolia* et *Panicum capillare*. Il est à noter qu'une seule espèce présentait un couvert absolu supérieur à 10 % : *Setaria pumila* couvrait 12,8 % de la surface des quadrats inventoriés à Baie-du-Febvre (tableau F3).

Flore des friches, des prairies humides et des marais

Avant de tester l'influence du paysage et du temps de résidence de l'eau sur la flore des friches, des prairies humides et des marais, nous avons vérifié les biais possibles en lien avec l'observateur, la date d'échantillonnage et la superficie du site : seules la richesse spécifique des friches ($p = 0,0377$) et la diversité de Shannon¹⁰ des prairies humides ($p = 0,0265$) augmentaient significativement avec la date d'échantillonnage. Comme attendu, nous avons trouvé que le temps de résidence de l'eau était plus long en marais, intermédiaire en prairies humides et minimal en friches (Figure F11). À l'inverse, le temps de résidence de l'eau ne dépendait pas du niveau d'intensification agricole du paysage, ce qui nous rassure quant au plan d'échantillonnage non biaisé ($F = 0,6226$; $p = 0,5385$). La richesse spécifique était influencée par le type d'habitat, avec un nombre d'espèces plus élevé dans les friches que dans les prairies humides et marais; quant à elle, la diversité de Shannon ne variait pas entre les trois types d'habitats (Figure F12).

¹⁰ La diversité de Shannon renvoie ici à l'index de Shannon (H), qui est défini comme suit : $-\sum p_i \ln p_i$, où p_i est la proportion (n/N) des individus d'une espèce recensée (n) sur le nombre total d'individus recensés (N), et ln est le logarithme naturel.

L'analyse par types d'habitats a également permis de détecter certains effets de l'intensification agricole du paysage et du temps de résidence de l'eau sur les communautés végétales des habitats naturels et semi-naturels du littoral du LSP. Dans les prairies humides situées dans des endroits où le niveau d'intensification agricole du paysage était de faible à moyen, il y avait un plus grand nombre d'espèces que dans celles situées en zones où le niveau d'intensification était très fort, cette tendance étant aussi observée pour la diversité de Shannon (Figure F13). En marais, la richesse en espèces et la diversité de Shannon diminuaient significativement avec le temps de résidence de l'eau, tandis que la richesse spécifique tendait à diminuer avec l'intensification agricole du paysage (Figure F13). En friches, la seule tendance trouvée était que la diversité de Shannon diminuait significativement avec le temps de résidence de l'eau.

Quant à la réponse des communautés végétales au gradient d'intensification agricole du paysage et du temps de résidence de l'eau, seul ce dernier facteur influençait la composition végétale, pour chaque type d'habitat (RDA, valeur $p = 0,001$ à $0,004$), alors que le paysage avait peu ou pas d'influence (RDA, valeur $p = 0,054$ à $0,214$; Figure F14). On observe tout de même certaines tendances : les friches en paysages moins agricoles semblaient présenter une composition végétale différente de celle des autres friches, alors que pour les prairies humides et les marais, ce sont les sites en paysages fortement agricoles qui se distinguaient du reste (figure F11).

Globalement, ces analyses indiquent une influence du temps de résidence de l'eau sur les communautés végétales des habitats naturels et semi-naturels du littoral du LSP, mais un effet plus ténu de l'intensification agricole sur cette flore.

Sélection d'arbustes pouvant tolérer l'inondation

Nous avons profité des inventaires en milieux naturels et semi-naturels pour explorer la relation entre les arbustes et le temps de résidence de l'eau en période d'inondation, et ce, pour inspirer de futurs aménagements de bandes arbustives dans la zone du littoral du LSP. Les analyses effectuées sont présentées à titre informatif et ne reflètent pas tout le potentiel des arbustes à s'implanter en zone du littoral puisque notre échantillonnage dans les friches, prairies humides et marais n'était pas orienté vers les arbustes (et tendait même à éliminer les zones à forte densité d'espèces arbustives et arborescentes). Tout de même, près de la moitié des quadrats (235/500) inventoriés dans les habitats naturels et semi-naturels du littoral du LSP comprenait des espèces arbustives et arborescentes, dont 14 ayant été recensées dans plus de 5 quadrats (Tableau F8). Le temps de résidence de l'eau moyen 2019-2020 des 235 quadrats comprenant des espèces arbustives et arborescentes variait de 0 à 245 jours, avec une médiane de 61 jours, tandis que le temps de résidence de l'eau moyen 2019-2020 des cultures annuelles du littoral du LSP (zone 0-2 ans) variait de 0 à 245 jours, avec une médiane de 35 jours (Figure F15).

L'analyse des corrélations entre l'abondance des espèces et le temps de résidence de l'eau moyen 2019-2020 (pour les espèces présentes dans au moins cinq quadrats) montre que deux des espèces avaient une abondance significativement corrélée au temps de résidence de l'eau : l'abondance de *Salix alba* diminuait avec le temps de résidence de l'eau, bien qu'on pouvait la trouver dans des habitats où le temps de résidence de l'eau moyen est très

long (182 jours; Tableau F8). Pour *Populus tremuloides*, qui n'est trouvé que dans des zones où le temps de résidence de l'eau ne dépassait pas 28 jours, l'abondance augmentait avec le temps de résidence de l'eau. L'amplitude de valeurs quant au temps de résidence de l'eau où *Salix alba* a été trouvé est donc plus grande que pour *Populus tremuloides*, mais à l'intérieur de cette étendue de valeurs, *Salix alba* est associé à des parcelles inondées moins longtemps. C'est l'inverse pour *Populus*. L'abondance des autres espèces semble indépendante du temps de résidence de l'eau.

Nous avons par la suite identifié des espèces indicatrices du temps de résidence de l'eau en découpant la distribution du temps de résidence de l'eau des quadrats en classes selon trois approches, soit un découpage en cinq classes égales (méthode 1), un découpage en trois classes égales (méthode 2) et un découpage en trois classes inégales (méthode 3; Tableau F9).

D'abord, lorsque le temps de résidence de l'eau aux des quadrats échantillonnés était découpé en cinq classes de taille égale, dix espèces indicatrices ont été trouvées. Lorsque nous avons utilisé le temps de résidence de l'eau pour les superficies en production dans le littoral du LSP et l'avons découpé en trois classes de taille relativement semblable (Tableau F9), neuf espèces étaient indicatrices. Lorsque nous avons forcé le découpage du temps de résidence de l'eau pour les terres en production en élargissant la classe médiane, représentant 80 % des valeurs intermédiaires du temps de résidence de l'eau des cultures annuelles de la zone 0-2 ans du LSP (laissant 10 % des valeurs pour la classe inférieure et 10 % pour la classe supérieure), seules cinq espèces étaient indicatrices.

Certaines espèces sont indicatrices selon les trois méthodes, soit *Rubus idaeus*, *Populus tremuloides*, *Rhus typhina* et *Acer platanoides* pour les temps de résidence les plus courts et *Acer saccharinum* pour les temps de résidence les plus longs (Tableau F10). Les espèces qui sont indicatrices pour les deux premières méthodes sont *Acer negundo* pour les temps de résidence courts à moyens, *Salix eriocephala* pour les temps de résidence moyens et *Myrica gale* pour les temps de résidence les plus longs. Enfin, certaines espèces sont indicatrices selon une seule des méthodes : *Cornus sericea* et *Populus deltoides* pour les temps de résidence courts à moyens selon la méthode 1 et *Spiraea alba* pour le temps de résidence le plus court selon la méthode 2.

Ces analyses permettent donc d'identifier les espèces les plus tolérantes aux inondations (ex. : *Acer saccharinum* et *Myrica gale*), les espèces les moins tolérantes aux inondations (ex. : *Acer platanoides*, *Populus tremuloides*, *Rhus typhina* et *Rubus idaeus*) et les espèces préférant les inondations moyennes (ex. : *Salix eriocephala*).

À la lumière de ces résultats et en fonction de critères comme le caractère envahissant ou le port des espèces, dans une perspective de plantation éventuelle de bandes arbustives dans le littoral du LSP, les espèces à considérer seraient *Cornus sericea*, *Salix eriocephala*, *Salix discolor*, *Myrica gale* et *Spiraea alba*. Toutefois, des expériences devraient être menées pour étudier la tolérance des espèces arbustives à la durée des inondations et donc leur potentiel d'établissement dans le littoral du LSP. Les boutures de saules pourraient être particulièrement intéressantes à tester, compte tenu du faible coût de leur implantation et

de la simplicité de manipulation. L'effet de la longueur des boutures, du ratio longueur dans le sol/longueur hors sol, de la période d'implantation (printemps versus automne) et de l'espèce sélectionnée ainsi que la provenance des boutures pourraient être des paramètres étudiés. En 2019, dans la région d'étude, en dehors des sites échantillonnés, nous avons répertorié plusieurs espèces de saules, soit *Salix alba* (arbre), *Salix bebbiana*, *Salix discolor*, *Salix eriocephala*, *Salix interior* (plantation), *Salix nigra* (arbre), *Salix pellita*, *Salix petiolaris*, *Salix sericea*. Il serait pertinent d'évaluer la capacité d'établissement de certaines de ces espèces à partir de boutures dans le littoral du LSP.

Flore caractéristique des sites de ponte

Nous avons voulu par la suite évaluer le type de végétation propice à la ponte d'œufs de perchaude et de brochet en comparant la flore inventoriée en 2019 dans les friches, prairies humides et marais (voir ci-dessus) à celle où des œufs ont été trouvés lors d'inventaires fauniques effectués dans des marécages, prairies humides et parcelles cultivées aux printemps 2020 et 2021 par l'équipe de Philippe Brodeur du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Les sites identifiés comme sites de ponte étaient concentrés principalement dans trois secteurs à Baie-du-Febvre, à Pierreville et à Saint-Barthélemy.

En juillet 2021, nous avons donc procédé à des inventaires de végétation à l'emplacement des transects où des œufs avaient été trouvés (sites de ponte), selon le même protocole qu'en milieu naturel ou semi-naturel (inventaires de 2019). Au total, nous avons inventorié 47 quadrats le long des transects établis pour la recherche d'œufs. Nous avons évalué le couvert des espèces de plantes (de plus de 5 % de recouvrement) dans un quadrat de 2,5 x 2,5 m.

Nous avons réalisé des analyses en composantes principales (ACP) pour comparer la végétation des friches, des prairies humides et des marais à celle des sites de ponte. Plus précisément, nous avons ajouté les données des sites de ponte à chacune des trois matrices sites-espèces végétales obtenues grâce aux inventaires des milieux naturels et semi-naturels de 2019, puis nous avons effectué une ACP avec chacune de ces matrices modifiées, après avoir appliqué une transformation de Hellinger aux données. Nous avons produit une ellipse de confiance de 95 % pour les quadrats associés à la ponte, pour ensuite déterminer quels sites parmi les 125 friches, prairies humides et marais inventoriés en 2019 avaient une végétation semblable à celle des sites de ponte (comme indiqué par la position des quadrats se trouvant au sein des limites de l'ellipse). À partir des sites ainsi sélectionnés, nous avons analysé les caractéristiques de la végétation pour identifier les facteurs favorisant la ponte. Plus précisément, nous avons fait des analyses de variance (ANOVA) pour tester s'il y avait des différences de hauteur, de rigidité, de densité, du nombre de strates de la végétation ainsi que d'intensification de paysage agricole entre les sites semblables aux sites de ponte et les autres.

Les ACP ont révélé que 80 % des quadrats inventoriés dans les friches, 90 % de ceux faits en prairies humides et 30 % de ceux réalisés en marais en 2019 présentaient une végétation semblable à celle trouvée dans les sites de ponte (Figure F16). Ces quadrats sont représentés dans chacune des figures par les points bleus situés à l'intérieur de l'ellipse (qui correspond à l'intervalle de confiance de 95 % calculé à partir des inventaires botaniques des sites de ponte). Ces résultats indiquent ainsi que la végétation trouvée aux sites de ponte correspondait davantage à celle caractéristique des friches et des prairies humides qu'à celle des marais. Comme indiqué ci-dessus, les inventaires botaniques de 2019 dans les milieux naturels et semi-naturels ont été effectués uniquement dans des milieux où le couvert arboré était faible ou nul, contrairement aux inventaires fauniques qui pouvaient notamment être faits dans des marécages riverains. Ces résultats sont donc à prendre avec un certain recul et ne sont présentés ici qu'à titre exploratoire.

Parmi les espèces caractérisant les quadrats semblables aux sites de ponte, l'alpiste (*Phalaris arundinacea*) était clairement l'espèce la plus abondante, montrant des couverts moyens de 61 % dans 69 % de ces quadrats en friches et de 68 % dans 68 % de ces quadrats en prairies humides (Tableau F11). L'alpiste n'était présent que dans 10 % des quadrats de marais identifiés comme semblables aux sites de ponte. Dans ces quadrats, l'onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*) était l'espèce la plus abondante, avec un couvert moyen de 54 % dans 25 % des quadrats. Comme les sites de ponte se trouvaient dans des marécages, des prairies humides et des parcelles cultivées, leurs communautés végétales ressemblaient davantage à celles des friches et des prairies humides qu'à celles des marais, qui se distinguaient nettement des sites de ponte (avec 70 % des quadrats en dehors de l'ellipse).

Les quadrats qui différaient des sites de pontes étaient caractérisés par une forte proportion de *Calystegia sepium* et *Solidago rugosa* dans les friches, d'*Onoclea sensibilis* dans les prairies ou de *Butomus umbellatus* et *Sagittaria latifolia* dans les marais (Figure F16). *Phalaris arundinacea*, l'espèce la plus fréquente dans les sites de ponte, n'était pas davantage associé aux sites qui leur étaient semblables qu'à ceux qui s'en distinguaient (sauf lors de la comparaison avec les marais, où la présence d'alpiste est indicatrice de marais s'apparentant davantage à des prairies humides).

Il est à noter que les inventaires aux sites de ponte étaient également caractérisés par la présence d'espèces exotiques considérées comme envahissantes par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2021), dont *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* et *Rorippa amphibia*. Bien que ces espèces n'aient aucune valeur du point de vue botanique, elles semblent tout de même pouvoir offrir un potentiel faunique intéressant ou du moins ne pas nuire à la ponte de la perchaude et du brochet.

Parmi les quatre variables de structure de végétation que nous avons analysées, seule la densité de végétation différait entre les sites semblables aux sites de ponte et ceux qui étaient distincts. La mesure de densité était déterminée de façon qualitative, de 1 (très clairsemé; < 10 tiges m⁻²) à 5 (très dense; > 1 000 tiges m⁻²). Plus spécifiquement, les quadrats avec une végétation typique de celle des sites de ponte (inclus dans l'ellipse) présentaient une densité plus faible que les autres ($\bar{x} = 3,46$ contre $\bar{x} = 4,11$). Il reste que l'indice de densité n'était probablement pas adapté à l'étude d'une végétation composée à la fois de plantes graminoides et de plantes à larges feuilles. Nous avons aussi analysé l'effet de l'intensification agricole dans un rayon de 1 km autour des sites inventoriés dans les friches, prairies humides et marais, mais ce paramètre ne variait pas, peu importe les sites (semblables ou non aux sites de ponte).

En résumé, les sites où nous avons trouvé des œufs de perchaude et de brochet aux printemps 2020 et 2021 étaient caractérisés par une végétation plus typique des friches et des prairies humides, où l'alpiste abonde. L'emplacement de ponte varie en fonction du niveau d'inondation, puisque la perchaude recherche une profondeur d'eau de 0,3 à 1 m, ce qui peut être situé dans des communautés végétales plus ou moins terrestres ou aquatiques selon l'année. Il pourrait ainsi être intéressant de faire des analyses qui incluraient le temps de résidence de l'eau ou une autre mesure liée à l'inondation. Elles permettraient de tirer des conclusions plus solides, puisque l'effet des communautés

végétales serait testé, alors que l'effet aléatoire de l'inondation serait contrôlé. Il pourrait également être intéressant de retourner dans les communautés échantillonnées lors de l'été 2019, à l'emplacement des quadrats, pour inventorier les œufs de poisson en période d'inondation afin de savoir, parmi les milieux étudiés, lesquels ont un potentiel faunique.

Diversification des bandes herbacées

L'établissement des mélanges diversifiés a été compromis par les conditions météorologiques de la saison de croissance. À Saint-Cuthbert, l'absence de pluie suivant le semis n'a pas favorisé l'implantation des espèces semées. Cette période de sécheresse a d'ailleurs eu des conséquences observables sur l'ensemble de nos sites, où l'établissement de l'avoine a été mitigé, alors que cette espèce performe généralement très bien. Pour leur part, les parcelles instaurées à Baie-du-Febvre ont été inondées pendant plus de six semaines à partir du début juillet 2021 en raison d'un événement de pluie intense, ce qui a complètement détruit les plantes en phase d'établissement. Enfin, la qualité du travail du sol est également un facteur qui pourrait expliquer le faible établissement des espèces. Aucun résultat n'est donc disponible pour cette partie du projet.

Diversité spécifique et productivité des mélanges herbacés

À l'issue de l'expérience en serre, nous avons trouvé, sans surprise, un effet très clair du régime hydrique sur la productivité des communautés testées (Figure F17). La biomasse aérienne (qui comptait pour 63 % de la biomasse totale produite) et la biomasse souterraine étaient réduites respectivement de 60 % et de 64 % en conditions d'inondation, comparativement aux conditions de capacité au champ. Le régime hydrique a également modulé les interactions entre plantes, ce qui a mené à un effet de la richesse en espèces sur la productivité des communautés (Figure F18) : la richesse en espèces a influencé la production de biomasse aérienne seulement en conditions de capacité au champ, où la biomasse produite était la plus haute dans les traitements à trois espèces et la plus faible dans les monocultures. Fait intéressant, la richesse en espèces n'a pas influencé la production de biomasse souterraine sous aucun des deux régimes hydriques.

Lorsque nous avons comparé la biomasse aérienne produite par plant dans les monocultures à pleine densité (12 plants par pot) à celle à densité réduite (6 plants par pot), nous avons trouvé un effet de compétition intra-spécifique sur la productivité, pour toutes les espèces, sous les deux régimes hydriques (Figure F19). Ainsi, le ratio biomasse en densité réduite/biomasse à pleine densité était supérieur à 0 pour les quatre monocultures, à la fois à capacité au champ et en conditions d'inondation, ce qui indique une interaction négative entre les plants lorsqu'ils sont trop serrés (premier doublet pour chaque espèce présentée à la Figure F19).

Par contraste avec la compétition intra-spécifique, l'effet de la compétition inter-spécifique sur la production de biomasse aérienne était modulé par le régime hydrique (Figure F19). Pour *A. pratensis*, la compétition inter-spécifique a réduit la production de biomasse à capacité au champ (ratio supérieur à 0), avec la plus grande perte de biomasse dans les communautés à quatre espèces, mais elle n'a pas influencé la production de biomasse en conditions d'inondation (barres bleues recoupant la ligne pointillée à 0). Pour *A. incarnata*, la productivité a répondu de la même façon à la compétition inter-spécifique sous les deux

régimes hydriques, avec une biomasse aérienne plus faible à pleine densité pour tous les mélanges d'espèces. Fait intéressant, la biomasse produite par *M. officinalis* était systématiquement plus faible à pleine densité qu'à densité réduite en conditions d'inondation (ratio supérieur à 0), comparativement à celle en conditions de capacité au champ, où une plus grande biomasse a été produite à pleine densité dans les mélanges à trois et à quatre espèces, ce qui indique des interactions positives entre les espèces dans ces mélanges. Enfin, la biomasse produite par *P. arundinacea* n'a pas été influencée par la compétition inter-spécifique lorsque les mélanges étaient composés de deux ou quatre espèces, alors que les mélanges à trois espèces ont produit plus de biomasse à pleine densité qu'à densité réduite, ce qui suggère des processus de facilitation plutôt que de compétition. Cette expérience a donc montré que même si la compétition intra- et inter-spécifique a en général réduit la productivité des plants, des interactions positives ont été détectées, les effets du régime hydrique et de la richesse en espèces restant étroitement liés à l'espèce cible considérée.

En bref, nous avons pu observer que si *M. officinalis* favorise la productivité des communautés en capacité au champ, elle nuit à cette productivité en conditions d'inondation. Dans ces conditions, c'est *P. arundinacea* qui contribue le plus à cette productivité. Cela indique que l'identité d'espèces clés pour le fonctionnement d'un écosystème tend à changer selon les conditions abiotiques. Ainsi, alors que la complémentarité des niches revêt une grande importance, la présence d'espèces clés est la capacité d'établissement de certaines de ces espèces à partir de boutures, comme c'est le cas pour le mélilot blanc en conditions de capacité au champ et de l'alpiste roseau en conditions d'inondation. Ces résultats montrent clairement l'importance de la diversité dans les communautés de bandes herbacées. Une plus grande richesse en espèces offre ainsi une plus grande résilience, en augmentant la probabilité qu'il s'y trouve des espèces clés capables de résister aux différents stress abiotiques (sécheresse, gel, inondation, etc.). Les facteurs influençant le devenir des mélanges diversifiés à long terme restent à être étudiés dans les conditions du LSP.

Modes d'implantation et diversification de bandes herbacées pérennes

Dans l'essai **établissement**, nous avons pu distinguer les plantules d'alpiste de la plante-abri. Nous avons mesuré la performance de l'alpiste de deux façons (recouvrement et hauteur maximale moyenne). Le choix de la plante-abri et le taux de semis ont eu une influence sur le recouvrement de l'alpiste : lorsqu'il était semé sans plante-abri, l'alpiste avait un meilleur recouvrement (10 %) que lorsqu'il était semé avec de l'avoine ou du ray-grass (6 % dans les deux cas), peu importe le taux de semis (Figure F20a). Quant aux taux de semis croissants, ils donnaient des recouvrements de plus en plus importants (passant de 5 à 10 % pour des taux de semis de 11 à 44 kg/ha), peu importe la plante-abri utilisée (Figure F20b). Nous n'avons pas de donnée de biomasse pour l'instant puisque nous suivrons ces parcelles dans le temps.

Pour ce qui est de la hauteur moyenne maximale de l'alpiste, elle a été influencée par la présence de plantes-abris, mais pas par le taux de semis, et seulement à Baie-du-Febvre : comme pour le recouvrement, l'alpiste était plus haut lorsqu'il était semé sans plante-abri (23 cm) que lorsqu'il était semé avec de l'avoine ou du ray-grass (19 et 17 cm

respectivement), peu importe le taux de semis (Figure F21). À Saint-Barthélemy, la croissance moins importante des plantes-abris a probablement réduit la compétition avec l'alpiste, ce qui pourrait expliquer l'absence d'effet à ce site.

En ce qui a trait aux adventices, l'avoine a réduit leur recouvrement à 41 %, alors que celui-ci était de 57 % dans les parcelles sans plantes-abris, peu importe le taux de semis utilisé (Figure F22). Le ray-grass a diminué le recouvrement d'adventices à 47 %, une valeur intermédiaire par rapport à celle des traitements avec avoine ou sans plantes-abris. À Baie-du-Febvre, une interaction entre les facteurs de plante-abri et de travail du sol a été observée sur le recouvrement des adventices : après un travail de sol conventionnel, l'avoine a réduit significativement le recouvrement des adventices (à 44 %), tandis qu'il n'y avait pratiquement aucune différence dans les parcelles avec ray-grass (57 %) et les parcelles sans plantes-abris (58 %; Figure F23). Après un faux-semis, cependant, le recouvrement moyen des adventices variait beaucoup plus d'un traitement à l'autre : les deux plantes-abris diminuaient le recouvrement des adventices à 39 % pour l'avoine et à 50 % pour le ray-grass, alors que le recouvrement était de 73 % dans les parcelles sans plantes-abris (Figure F23).

Les différences entre le travail conventionnel et le faux-semis n'étaient pas significatives au sein de chaque traitement de plante-abri. Toutefois, le faux-semis a permis une réduction accrue des adventices dans les parcelles avec plantes-abris et inversement, il aurait favorisé la croissance des adventices dans les parcelles sans plantes-abris. Enfin, le travail de sol n'a pas eu d'effet sur le recouvrement ni sur la hauteur de l'alpiste (données non montrées).

Parmi les espèces testées comme alternatives à l'alpiste (essai **établissement**), la calamagrostide du Canada a eu un très faible taux de germination : cela a été un échec d'implantation dans sept parcelles sur neuf et la calamagrostide présentait un recouvrement de moins de 1 % dans les deux parcelles où nous avons pu la repérer. L'agrostide blanche s'est implantée dans toutes les parcelles, mais avait un recouvrement moyen de moins de 1 %. C'est la fétuque des prés qui présente le meilleur potentiel pour remplacer l'alpiste, du moins au terme de l'année 1, avec un recouvrement moyen de 11 % (Figure F24), une valeur semblable à celle de l'alpiste (9 %).

Enfin, comme alternative à l'avoine et au ray-grass, l'herbe du Soudan a donné des résultats comparables aux deux plantes-abris, mais en raison de la variance des résultats, il est ardu de conclure à une réduction significative des adventices ou à une réduction significative du recouvrement ou de la hauteur de l'alpiste. L'alpiste semé avec l'herbe du Soudan en plante-abri avait un recouvrement de 10 % (Figure F25a), avec une hauteur maximale moyenne de 18 cm. À noter qu'à la Figure F25a, les deux valeurs très élevées (20 %) de recouvrement de l'alpiste semé avec l'avoine ou avec l'herbe du Soudan proviennent de deux parcelles où les plantes-abris s'étaient mal implantées et avaient un recouvrement de moins de 5 %, ce qui aurait favorisé la croissance de l'alpiste. Par comparaison, les parcelles semées en alpiste à 22 kg/ha avec l'avoine ou le ray-grass comme plante-abri avaient des recouvrements de 9 et 12 % et une hauteur maximale moyenne de 18 et 20 cm, respectivement. Dans les parcelles où il y avait de l'herbe du Soudan, le recouvrement des

adventices était de 40 %, alors qu'il était de 47 % avec l'avoine, de 45 % avec le ray-grass et de 73 % dans les parcelles témoins (Figure F26).

Dans l'essai **rhizomes**, il n'était pas possible de distinguer l'alpiste venant des rhizomes, les espèces des mélanges semés ou encore les adventices, en raison de la densité de poacées. Pour l'année 1, seule une comparaison du recouvrement total de végétation a donc été effectuée. Seul le paillis utilisé a eu une influence : alors que les parcelles sans paillis et avec de la paille à densité faible avaient un recouvrement de 68 % et 67 % respectivement en moyenne, la jute diminuait ce recouvrement à 45 % (Figure F27). La paille à densité élevée n'avait pas d'effet significatif sur le recouvrement de la végétation, avec un recouvrement de 51 %. Les mesures à la deuxième saison de croissance nous permettront de savoir si cet effet s'exerce surtout sur le recouvrement des espèces semées ou sur celui des adventices. Quant aux autres traitements (densité de rhizomes épandus, inclusion de biomasse aérienne, mode d'introduction du mélange de semis), ils n'ont pas eu d'effet significatif sur le recouvrement total de la végétation.

L'essai **diversification** a permis de comparer la performance de mélanges de plus en plus diversifiés ainsi que celle de trois mélanges du commerce. Puisqu'il n'était pas possible de distinguer les espèces pérennes des plantes-abris dans les mélanges, nous présentons donc les résultats préliminaires de recouvrement pour l'ensemble des espèces semées. Les mélanges ont donné des recouvrements assez similaires, se situant entre 27 et 40 % (Figure F28a), alors que le recouvrement en adventices, bien que légèrement plus élevé, suivait la même tendance, se situant entre 32 et 43 % (Figure F28b).

Dans l'essai **paillis**, l'efficacité de sept types de paillis a pu être évaluée, à la fois sur la performance de deux mélanges semés et sur les recouvrements des adventices. Aucun des paillis n'a eu d'incidence sur le recouvrement des espèces semées, qui variait uniquement selon le mélange (le recouvrement du mélange plaine inondable était de 38 %, significativement plus élevé que le recouvrement du mélange prairie humide, à 24 %; Figure F29). En ce qui a trait à l'efficacité de contrôle des mauvaises herbes, le paillis le plus efficace était la fibre de noix de coco (recouvrement d'adventices de 7 %), suivie de la jute (9 %), de la paille haute densité (10 %), de la paille faible densité (11 %), de la tourbe haute densité (17 %), de la tourbe faible densité (22 %), puis du paillis granulaire (22 %). Dans les parcelles sans paillis, la moyenne de recouvrement des adventices était de 25 %.

Discussion et conclusion

Le LSP a une grande étendue géographique et son littoral est soumis à des crues très variables d'un printemps à l'autre, deux sources de variabilité importantes pour le développement d'approches d'aménagement des bandes herbacées le long des fossés. Parmi l'ensemble des facteurs agronomiques connus pour influencer l'établissement de cultures en champ, la synchronisation des semis avec la pluie, le type de sol et l'élévation (corrélée avec la durée de l'inondation au printemps) sont ressortis comme étant les trois facteurs clés ayant mené au succès ou à l'échec de l'établissement de l'alpiste dans les dispositifs de bandes herbacées établis dans le cadre du Pôle. Les portions de bandes où

l'implantation a été un échec étaient généralement des zones argileuses ou de basse élévation. Les sols argileux mettent plus de temps à sécher au printemps et il est plus difficile de les travailler pour faire un lit de semence fin, ce qui peut affecter la croissance des semis. De plus, alors que l'alpiste établi tolère bien l'inondation, ce n'est pas le cas pour les plantules (Bittman et al., 1988). Les zones basses des champs vont donc continuer d'être soumises à des inondations printanières et représenteront toujours un certain défi pour l'établissement de bandes herbacées. Les années où la crue est de courte durée sont les meilleures années pour établir les bandes d'alpiste, bien que cette espèce en phase d'établissement demeure toujours vulnérable à des fortes pluies en été, qui peuvent créer des eaux stagnantes sur plusieurs jours et ainsi faire périr les plantules.

Ces essais constituent la mise en place d'un dispositif à large échelle sur lequel un suivi sera effectué, afin de mesurer la rétention de sédiments et de nutriments par les bandes établies ainsi que leur potentiel faunique. Les données actuelles de suivi des sédiments, acquises par l'équipe du professeur Zhiming Qi de l'Université McGill, restent des résultats préliminaires. Comme les bandes étaient encore en processus d'établissement lors des années 2020 et 2021, l'année 2022 a été la première année de suivi de la sédimentation pour laquelle les bandes d'alpiste sont bien en place (pour une majorité des quadrats), bien que cela implique un ensemble de zones où l'établissement a été un succès et un échec. Il faudra donc encore quelques années de suivi des bandes établies afin de pouvoir dégager des conclusions probantes.

Jusqu'à maintenant, grâce au suivi réalisé dans les bandes implantées, nous avons pu constater que l'alpiste n'avait pas un comportement envahissant dans les champs agricoles adjacents. À Pierreville, toutefois, l'alpiste semble s'être ressemé de lui-même le long d'une des trois bandes, mais un travail de sol en bordure de champ (ou une application d'herbicide pour les régies en semis direct) serait suffisant pour limiter ce phénomène. Un suivi au cours des prochaines années sera nécessaire pour valider le choix de cette espèce dans l'établissement des bandes herbacées. Il reste qu'une fauche des bandes d'alpiste avant l'épiaison serait une pratique à favoriser pour éviter la propagation des graines dans le paysage. Le comportement de la fétuque des prés, potentielle alternative à l'alpiste selon nos essais de 2022, sera également à surveiller.

Concernant la valeur d'habitat faunique des bandes d'alpiste, un échantillonnage orienté sur la recherche d'œufs de poisson (perchaude et brochet) a été réalisé avec P. Brodeur du MFFP au printemps 2022 dans les bandes herbacées du présent projet. Il a ainsi été en mesure de confirmer l'utilisation des bandes d'alpiste par la perchaude et le brochet. Les événements de ponte sont étroitement liés à la profondeur d'eau lors de la crue et il faut un grand effort d'échantillonnage pour comprendre l'influence relative de la végétation et de la crue durant la période de déplacement des poissons.

Après l'échec de l'établissement de l'expérience sur la diversification des bandes herbacées en 2021, l'établissement des essais mis en place cette année à deux sites, combinés à des essais visant à optimiser l'établissement de l'alpiste, a été une réussite selon nos résultats préliminaires. Nous avons déjà pu observer que la plante-abri a un effet délétère sur la croissance de l'alpiste lors de la première année, et nous serons en mesure de dire l'année

prochaine si cet effet persiste. Il est notamment possible qu'une croissance réduite des plantules d'alpiste à l'année 1 affecte leur résistance à la crue. Par contre, l'expérience menée en serre nous a révélé que la performance de l'alpiste semble améliorée lorsqu'il pousse en mélange, probablement en raison du phénomène de complémentarité des niches. Advenant le développement d'une approche menant au succès d'établissement de mélanges herbacées, il reste que le maintien de bandes diversifiées représente un défi devant la prédisposition de l'alpiste à dominer les communautés végétales.

Les espèces végétales s'établissant spontanément dans les bandes d'alpiste correspondent principalement à des adventices (mauvaises herbes) des champs cultivés, annuelles pour la plupart. Ce portrait de la flore spontanée demeure relativement similaire, que les parcelles en soient à leur première ou à leur deuxième année (Figure F; Tableau F12). En ce qui a trait aux portions de bandes où l'alpiste ne s'établit pas, il pourrait être intéressant de voir quels sont les patrons de succession à plus long terme. Pour l'instant, la flore spontanée en début de succession ne ressemble pas à celle des vieilles prairies (voir fiche de P. Séguin) ni à celle des habitats naturels ou semi-naturels du littoral. Il reste que, compte tenu de la forte présence d'alpiste dans la zone littorale, voire en bordure de fossé, un établissement spontané de l'alpiste est attendu lorsqu'une population est présente tout près (ne serait-ce que par propagation des rhizomes). Des essais sur l'établissement d'arbustes à partir de boutures et de plants seront mis en place en 2023 et pourraient contribuer à améliorer notre capacité à végétaliser les bordures de fossés dans les zones où le temps d'inondation est plus long et où l'alpiste (et autres espèces) peine à s'établir. De plus, les essais de diversification mis en place cette année pourront donner des réponses en ce qui a trait aux alternatives à l'alpiste et aux mélanges de semences plus diversifiés. Cela permettrait à terme la mise en place de bandes herbacées potentiellement plus résilientes aux événements extrêmes, comme la sécheresse et les inondations estivales. Pour ce qui est des essais portant sur l'établissement de l'alpiste mis en place en 2022, on a pu bien montrer que les plantes-abris et les paillis sont tous deux des méthodes qui permettent de réduire le recouvrement d'adventices, mais que l'alpiste s'établit mieux sans plante-abri. Il semble donc que la répression des mauvaises herbes par la plante-abri n'ait pas bénéficié à l'alpiste. Cela demeure dans tous les cas un avantage certain pour les producteurs, qui perçoivent les adventices comme nuisibles. À cet égard, l'utilisation d'une plante-abri demeure la solution la moins coûteuse, par comparaison avec les paillis. Il restera à savoir si leur effet de compétition sur l'alpiste peut affecter son établissement à l'année 2. Enfin, il faut demeurer vigilant devant la présence d'espèces envahissantes telles que le phragmite, qui a été identifié localement dans certains fossés de la zone d'étude.

Bibliographie

- Balvanera, P., A. B. Pfisterer, N. Buchmann, J.-S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli et B. Schmid (2006). “Quantifying the Evidence for Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning and Services”, *Ecology Letters*, vol. 9, p. 1146-1156.
- Bittman, S., J. Waddington, B. E. Coulman et S. G. Bonin (1988). *Alpiste roseau : un guide de production*, Ottawa, Agriculture Canada, 33 p.
- Craven, D., N. Eisenhauer, W.D. Pearse et al. (2018). “Multiple Facets of Biodiversity Drive the Diversity–Stability Relationship”, *Nature Ecology and Evolution*, vol. 2, n° 10, p. 1579-1587.
- Hector, A., Y. Hautier, P. Saner, L. Wacker, R. Bagchi, J. Joshi, M. Scherer-Lorenzen, E.M. Spehn, E. Bazeley-White, M. Weilenmann, M.C. Caldeira, P.G. Dimitrakopoulos, J.A. Finn, K. Huss-Danell, A. Jumpponen, C.P.H. Mulder, C. Palmborg, J.S. Pereira, A.S.D. Siamantziouras, A.C. Terry, A.Y. Troumbis, B. Schmid et M. Loreau (2010). “General Stabilizing Effects of Plant Diversity on Grassland Productivity Through Population Asynchrony and Overyielding”, *Ecology*, vol. 91, n° 8, p. 2213-2220.
- Kercher, S. M. et J. B. Zedler (2004). “Multiple Disturbances Accelerate Invasion of Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a Mesocosm Study”, *Oecologia*, vol. 138, p. 455-464.
- Lavoie, C., C. Dufresne et F. Delisle (2005). “The Spread of Reed Canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Québec: A Spatio-Temporal Perspective”, *Écoscience*, vol. 12, n° 3, p. 366-375.
- Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2021). *Espèces exotiques envahissantes*. Enviro WEB. [En ligne :] <https://www.pub.enviroweb.gouv.qc.ca/SCC/Catalogue/ConsulterCatalogue.aspx>.
- Naeem, S., J.E. Duffy et E. Zavaleta (2012). “The Functions of Biological Diversity in an Age of Extinction”, *Science*, vol. 336, n° 6087, p. 1401-1406.
- Paquin, E. et P. Brodeur (2021). *Développement d’un protocole d’échantillonnage d’œufs de grand brochet au filet troubleau dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre au printemps 2018*, Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 12 p. et annexes.
- Spellman, F. R. (2011). *Forest-Based Biomass Energy: Concepts and Applications*, Floride, CRC Press, 514 p.
- Tilman, D., P. B. Reich et J. M. H. Knops (2006). “Biodiversity and Ecosystem Stability in a Decade-Long Grassland Experiment”, *Nature*, vol. 441, p. 629-632.
- Turnbull, L.A., F. Isbell, D.W. Purves, M. Loreau et A. Hector (2016). “Understanding the Value of plant Diversity for Ecosystem Functioning Through Niche Theory”, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 283 : 20160536.

Tableaux et figures F

Tableau F1. Composition de sept mélanges herbacés testés sur le terrain à l'été 2021, aux sites de Baie-du-Febvre et de Saint-Cuthbert. Les mélanges ont été introduits selon un taux de semis global de 52 kg/ha. Au total, quatre répétitions de chacun des mélanges ont été établies aux deux sites d'étude pour un total de 56 parcelles expérimentales. Les parcelles ont été réparties selon un plan en bloc complet aléatoire.

Mélange	1	2	3	4	5	6	7
Taux de semis (kg/ha)	52	52	52	52	52	82	18
	Proportion de chaque espèce (%)						
<i>Agrostis gigantea</i> Roth	15	17					
<i>Alopecurus pratensis</i> Linnaeus				25			
<i>Asclepias incarnata</i> Linnaeus				14			
<i>Elymus virginicus</i> Linnaeus		20		25	30		
<i>Eutrochium maculatum</i> (Linnaeus) E.E. Lamont			5				
<i>Festuca rubra</i> Linnaeus		20	30				
<i>Lolium arundinaceum</i> (Schreber) Darbyshire	20						
<i>Lolium multiflorum</i> Lamarck	13	15	20	20	25	73	
<i>Lolium perenne</i> Linnaeus	12	12					
<i>Lotus corniculatus</i> Linnaeus		11					
<i>Melilotus officinalis</i> (Linnaeus) Lamarck				15			
<i>Panicum virgatum</i> Linnaeus	15						100
<i>Phalaris arundinacea</i> Linnaeus			25		30	27	
<i>Phleum pratense</i> Linnaeus	25	5					
<i>Poa palustris</i> Linnaeus			20		15		
<i>Symphotrichum lanceolatum</i> (Willdenow) G.L. Nesom				1			

Les mélanges 1 et 2 ont été adaptés du mélange MICA développé par Canards Illimités. Le mélange 6 est un témoin, correspondant à la composition des bandes herbacées implantées à large échelle avec de l'**alpiste roseau (22 kg/ha) et de l'avoine (60 kg/ha)**.

Tableau F2. Liste des traitements des essais établissement, rhizomes, diversification et paillis.

Essai établissement	
1	Alpiste 11 kg/ha
2	Alpiste 11 kg/ha + ray-grass annuel 10 kg/ha
3	Alpiste 11 kg/ha + avoine 60 kg/ha
4	Alpiste 22 kg/ha
5	Alpiste 22 kg/ha + ray-grass annuel 10 kg/ha
6	Alpiste 22 kg/ha + avoine 60 kg/ha
7	Alpiste 44 kg/ha
8	Alpiste 44 kg/ha + ray-grass annuel 10 kg/ha
9	Alpiste 44 kg/ha + avoine 60 kg/ha
10	Agrostide blanche 4 kg/ha + avoine 60 kg/ha
11	Calamagrostide du Canada 4,5 kg/ha + avoine 60 kg/ha
12	Fétuque des prés 20 kg/ha + avoine 60 kg/ha
13	Alpiste 22 kg/ha + herbe du Soudan 18 kg/ha
14	Témoin non semé

Essai diversification	
1	Alpiste 22 kg/ha + avoine 60 kg/ha
2	Alpiste 22 kg/ha + lotier corniculé 7 kg/ha + avoine 60 kg/ha
3	Mélange diversifié avec alpiste 24 kg/ha + avoine 60 kg/ha*
4	Mélange MICA 52 kg/ha*
5	Mélange prairie humide 42 kg/ha*
6	Nouveau mélange Indigo plaine inondable 26 kg/ha*
* Détails de ces mélanges au Tableau F3.	

Essai paillis	
1	Paille à 33 m ³ /ha
2	Paille à 66 m ³ /ha
3	Tourbe à 30 m ³ /ha
4	Tourbe à 60 m ³ /ha
5	Filet en jute
6	Paillis en fibre de coco (<i>coir blanket</i>)
7	Paillis granulaire à base de sciure de bois
8	Témoin sans paillis

Essai rhizomes (factoriel)	
2	Densité de rhizomes (ratio de 1 : 5 ou de 1 : 10)
x 2	Incorporation de biomasse aérienne d'alpiste ou uniquement de rhizomes
x 2	Mode d'introduction du mélange de semences (semoir expérimental ou à la main)
x 4	Traitement de paillis (paille à 33 m ³ ha-1, paille à 66 m ³ ha-1, jute, témoin)

Tableau F3. Composition des mélanges de l'essai diversification.

Traitement	
1 Alpiste 22 kg/ha + avoine à 60 kg/ha (AA22)	
2 Alpiste 22 kg/ha + lotier corniculé 7 kg/ha + avoine à 60 kg/ha (AA22L)	
3 Mélange diversifié + avoine à 60 kg/ha (AA22L+)	
4 Mélange plaine inondable 26 kg/ha (PI)	
5 Mélange MICA 52 kg/ha (MICA)	
6 Mélange prairie humide 42 kg/ha (PH)	

Composition du mélange diversifié (3)	Ratio en poids (%)
<i>Phalaris arundinacea</i>	22,5
<i>Lotus corniculatus</i>	30
<i>Lolium pratense</i>	44
<i>Agrostis gigantea</i>	2
<i>Calamagrostis canadensis</i>	1,5

Composition du mélange plaine inondable (4)	
<i>Agrostis gigantea</i>	3
<i>Lolium multiflorum</i>	55
<i>Agrostis scabra</i>	4
<i>Poa palustris</i>	14,5
<i>Juncus tenuis</i>	0,5
<i>Festuca saximontana</i>	9,5
<i>Carex vulpinoidea</i>	3,5
<i>Panicum virgatum</i>	10

Composition du mélange MICA (5)	
<i>Agrostis gigantea</i>	3
<i>Andropogongerardi</i>	5,5
<i>Elymus canadensis</i>	16,5
<i>Sporobolus michauxianus</i>	1,5
<i>Festuca rubra</i>	11
<i>Calamagrostis canadensis</i>	1,5
<i>Panicum virgatum</i>	5,5
<i>Lolium multiflorum</i>	55,5

Composition du mélange prairie humide (6)	
<i>Agrostis gigantea</i>	15
<i>Lolium arundinaceum</i>	20
<i>Lolium perenne</i>	12
<i>Lolium multiflorum</i>	13
<i>Panicum virgatum</i>	15
<i>Phleum pratense</i>	25



Figure F1. Évaluation du succès ou de l'échec de l'implantation de l'alpiste au printemps suivant l'année d'implantation (printemps de l'année 2). De gauche à droite, ces photos représentent (a) un établissement complet (succès), (b) un établissement partiel (succès, sursemis nécessaire) et (c) un échec d'établissement (ressemis nécessaire).

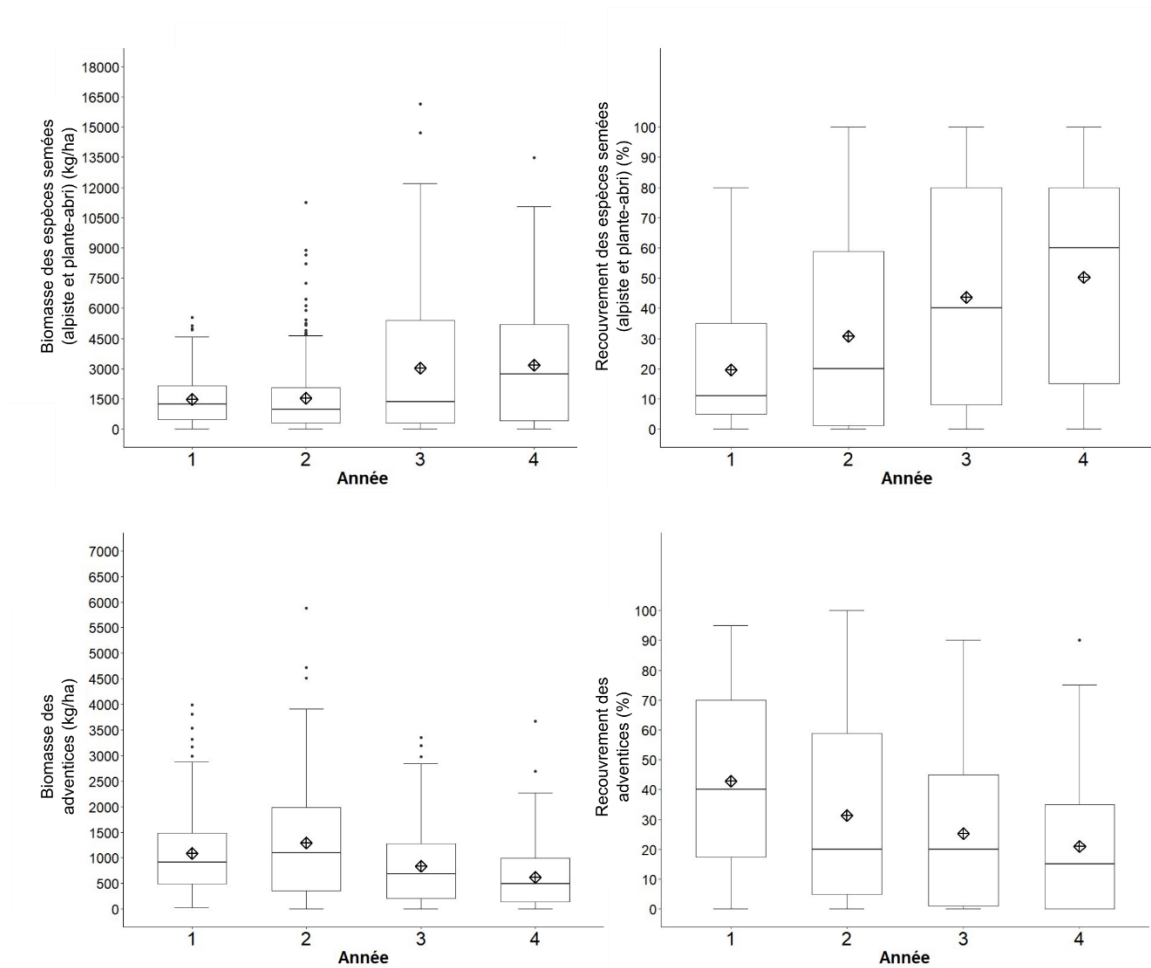


Figure F2. (a) Biomasse moyenne et (b) recouvrement des espèces semées (alpiste et plante-abri), ainsi que (c) biomasse moyenne et (d) recouvrement moyen des adventices par année d'implantation pour l'ensemble des bandes herbacées des projets « Grandes cultures » et « Fossés végétalisés », y compris les réussites et les échecs ($n = 272$ quadrats). La moyenne de l'année 4 n'inclut que les secteurs du projet « Grandes parcelles » semés en 2019 ($n = 152$ quadrats). Les boîtes à moustaches présentent les quartiles, la ligne centrale représentant la médiane. Les points en croix représentent les moyennes.

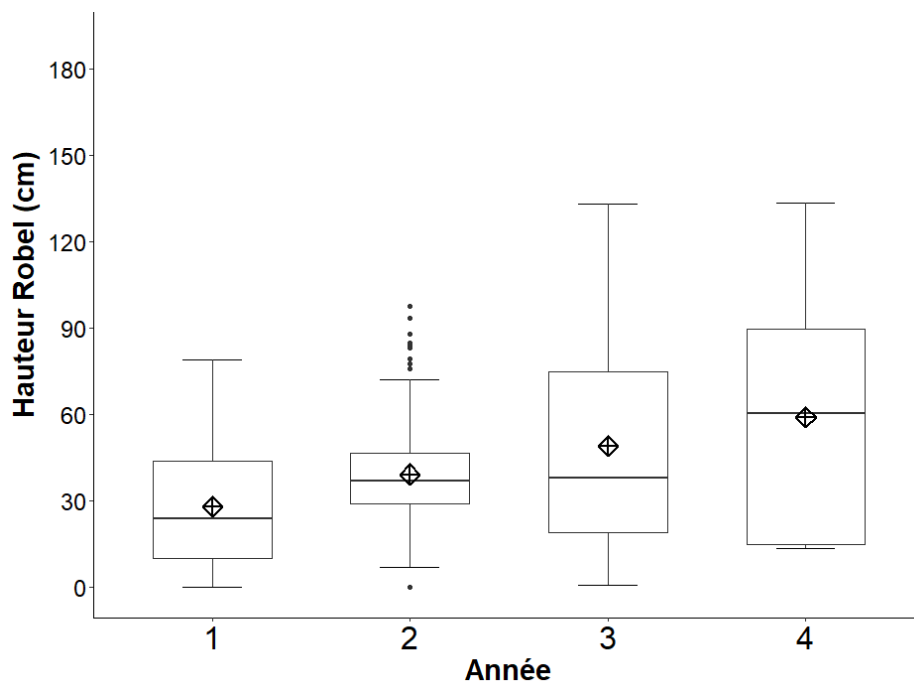


Figure F3. Hauteur Robel moyenne par année d'implantation pour l'ensemble des bandes herbacées des projets « Grandes cultures » et « Fossés végétalisés », y compris les réussites et les échecs (n = 272 quadrats). La moyenne de l'année 4 n'inclut que les secteurs du projet « Grandes parcelles » semés en 2019 (n = 152 quadrats). Les boîtes à moustaches présentent les quartiles, la ligne centrale représentant la médiane. Les points en croix représentent les moyennes.

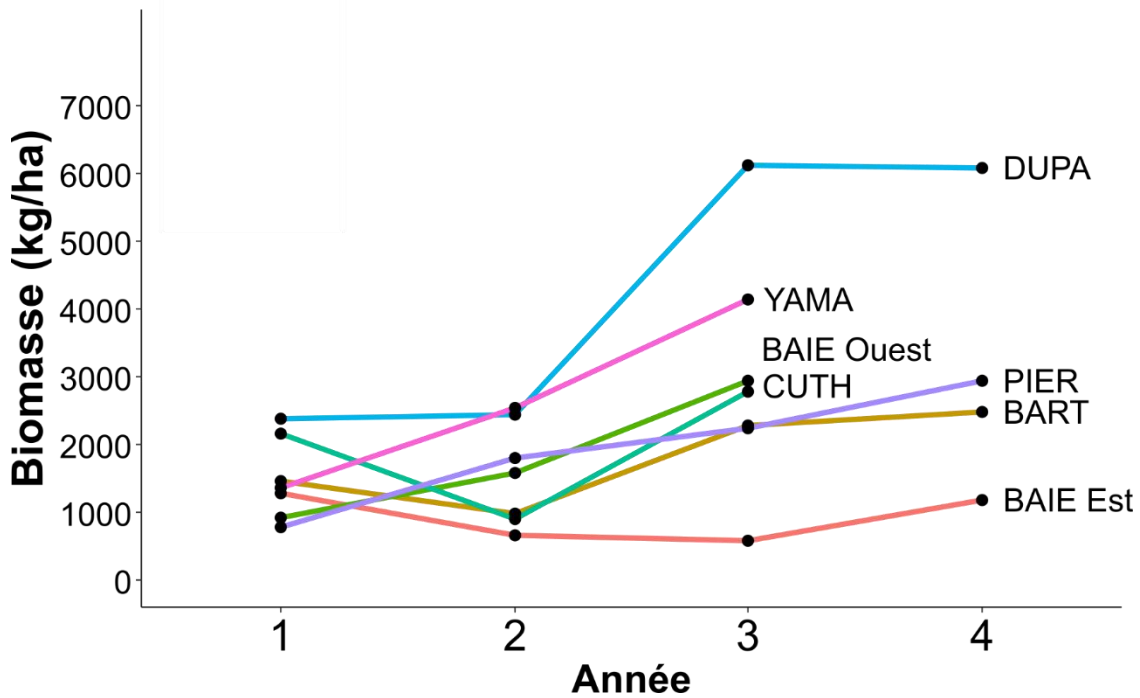


Figure F4. Courbes d'évolution de la biomasse moyenne d'alpiste par année d'implantation et par secteur, y compris les réussites et les échecs (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). Chaque secteur est constitué de deux sites ayant chacun deux bandes, à l'exception de Pierreville, où l'un des deux sites n'avait qu'une seule bande en raison de la présence d'un chemin de ferme. BAIE : Baie-du-Febvre, BART : Saint-Barthélemy, CUTH : Saint-Cuthbert, DUPA : île Dupas, PIER : Pierreville, YAMA : Yamachiche.

Tableau F4. Tableau résumé des résultats finaux pour l'ensemble des bandes en 2022 (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). Les bandes de trois ans correspondent aux bandes du projet « Fossés végétalisés », tandis que les bandes de quatre ans correspondent aux bandes du projet « Grandes cultures ». BAIE : Baie-du-Febvre, BART : Saint-Barthélemy, CUTH : Saint-Cuthbert, DUPA : île Dupas, PIER : Pierreville, YAMA : Yamachiche, bandes de trois ans : BAIE Ouest, CUTH et YAMA, bandes de quatre ans : BAIE Est, BART, DUPA et PIER. \bar{x} : moyenne, ErrType : erreur type, n : nombre de quadrats total entrant dans le calcul des moyennes.

Secteur	Biomasse alpiste		Recouvrement alpiste		Biomasse adventices		Recouvrement adventices		Hauteur Robel		n =
	\bar{x} kg/ha	ErrType	\bar{x} %	ErrType	\bar{x} kg/ha	ErrType	\bar{x} %	ErrType	\bar{x} cm	ErrType	
BAIE Est	1 179	351	20	4	871	75	35	3	27	4	40
BAIE Ouest	2 852	612	42	6	841	90	31	4	49	7	40
BART	2 470	281	39	3	882	108	31	3	60	6	40
CUTH	2 784	583	39	5	1 088	146	38	5	45	7	37
DUPA	6 069	390	86	2	129	26	1	1	84	4	40
PIER	2 926	363	58	5	597	99	15	3	66	6	32
YAMA	4 127	694	49	7	958	161	34	6	52	5	40
Moyenne des bandes de trois ans	3 267	368	43	4	960	78	34	3	49	4	117
Moyenne des bandes de quatre ans	3 173	229	50	3	621	48	21	2	59	3	152
Moyenne globale	3 214	205	47	2	768	45	27	2	55	2	269

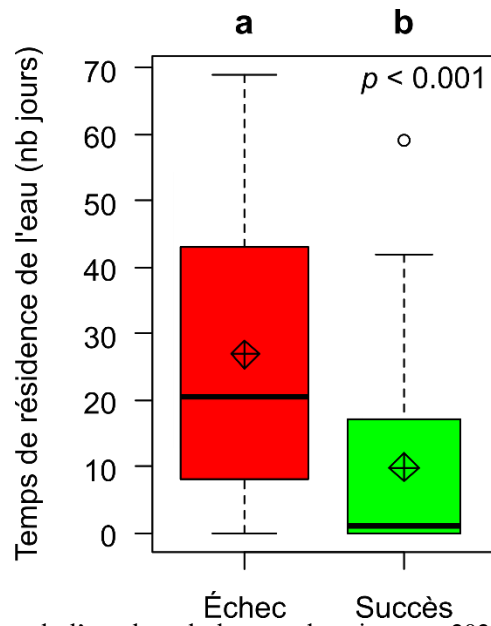


Figure F5. Temps de résidence de l'eau lors de la crue du printemps 2021 dans les quadrats où l'alpiste roseau ne s'est pas implanté (Échec; n = 65 quadrats) et dans ceux où il s'est implanté (Succès; n = 50 quadrats) dans les bandes herbacées du projet « Fossés végétalisés ». Les lettres indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$, détectées par un test de LSD.

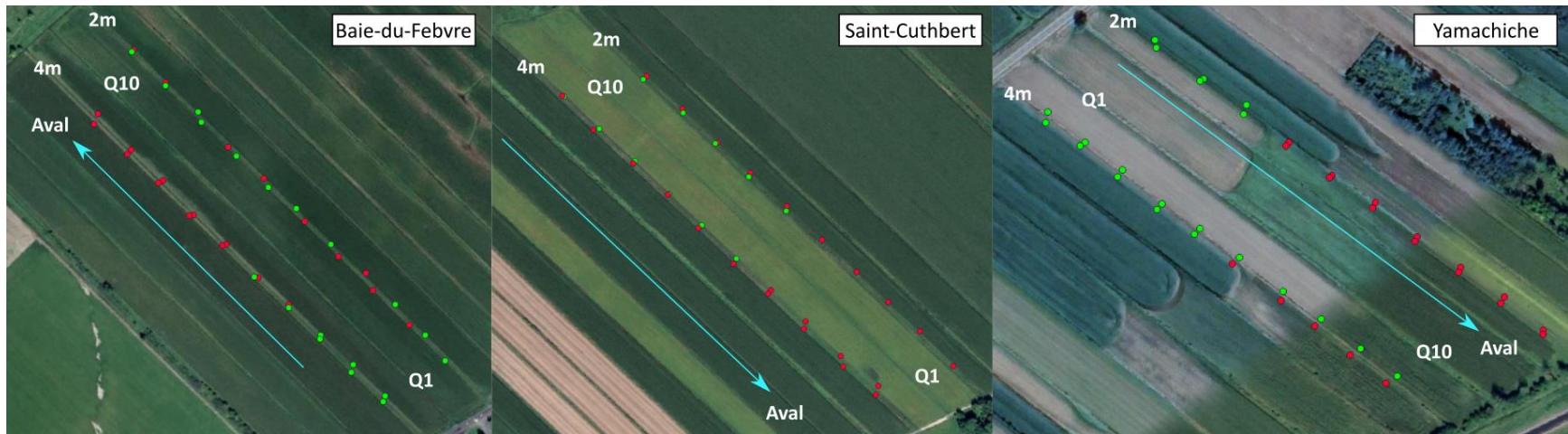


Figure F6. Carte des quadrats et aperçu de l'implantation des bandes herbacées du projet « Fossés végétalisés », comme évaluée au printemps 2021 (donc un an après l'implantation). Les points verts représentent les succès et les points rouges, les échecs (voir figure F4). La position des quadrats 1 (Q1) et 10 (Q10) ainsi que le sens d'écoulement de l'eau dans les fossés vers l'aval sont indiqués pour chaque site. Au total, 65 quadrats sur 115 (57 %) correspondent à des sections de bandes qui ont dû être ressemées au printemps 2021.

Tableau F5. Durée de la crue et succès d'établissement pour chaque quadrat dans les bandes herbacées du projet « Fossés végétalisés ».

Quadrat	Crue	Établ.	Quadrat	Crue	Établ.	Quadrat	Crue	Établ.	Quadrat	Crue	Établ.	Quadrat	Crue	Établ.	Quadrat	Crue	Établ.
(jours)			(jours)			(jours)			(jours)			(jours)			(jours)		
Baie-du-Febvre						Saint-Cuthbert						Yamachiche					
2m Est			4 m Est			2m Est			4 m Est			2m Est			4 m Est		
1	0	Succès	1	0	Succès	1	62	Échec	1	39	Échec	1	0	Succès	1	0	Succès
2	0	Succès	2	0	Succès	2	56	Échec	2	58	Échec	2	0	Succès	2	0	Succès
3	0	Échec	3	0	Succès	3	42	Échec	3	66	Échec	3	0	Succès	3	2	Succès
4	0	Succès	4	17	Échec	4	35	Échec	4	42	Échec	4	27	Échec	4	0	Succès
5	0	Succès	5	8	Échec	5	17	Échec	5	17	Succès	5	56	Échec	5	30	Succès
6	12	Échec	6	4	Échec	6	4	Échec	6	25	Succès	6	42	Échec	6	31	Succès
7	12	Échec	7	21	Échec	7	6	Échec	7	12	Succès	7	25	Échec	7	29	Succès
8	0	Succès	8	12	Échec	8	8	Échec	8	12	Succès	8	45	Échec	8	32	Succès
9	8	Échec	9	8	Échec	9	0	Échec	9	4	Succès	9	41	Échec	9	38	Succès
10	19	Échec	10	15	Échec	10	10	Échec	10	5	Succès	10	42	Échec	10	59	Succès
2 m Ouest			4 m Ouest			2 m Ouest			4 m Ouest			2 m Ouest			4 m Ouest		
1	0	Succès	1	0	Succès	1	S.o.	S.o.	1	54	Échec	1	0	Succès	1	0	Succès
2	0	Échec	2	0	Succès	2	S.o.	S.o.	2	37	Échec	2	0	Succès	2	0	Succès
3	0	Échec	3	0	Succès	3	S.o.	S.o.	3	47	Échec	3	12	Succès	3	4	Succès
4	0	Échec	4	18	Succès	4	S.o.	S.o.	4	44	Échec	4	37	Échec	4	0	Succès
5	20	Échec	5	0	Succès	5	S.o.	S.o.	5	8	Échec	5	57	Échec	5	33	Succès
6	17	Succès	6	0	Échec	6	20	Succès	6	22	Échec	6	58	Échec	6	27	Échec
7	8	Succès	7	4	Échec	7	12	Succès	7	17	Échec	7	18	Échec	7	31	Échec
8	0	Succès	8	12	Échec	8	17	Succès	8	12	Échec	8	59	Échec	8	60	Échec
9	1	Succès	9	0	Échec	9	12	Succès	9	11	Échec	9	69	Échec	9	58	Échec
10	42	Succès	10	0	Échec	10	12	Succès	10	5	Échec	10	58	Échec	10	37	Échec

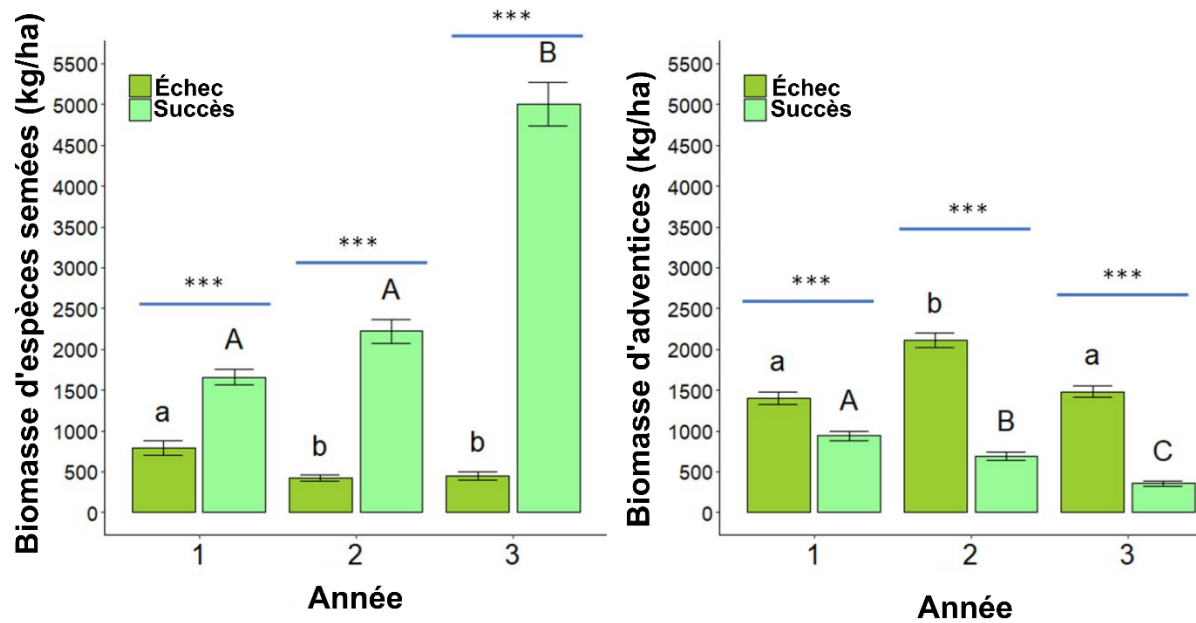


Figure F7. Dynamique (a) des espèces semées (alpiste roseau + plante-abri) et (b) des adventices dans les quadrats « succès » et « échec », pour les trois premières années d'établissement (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). Dans les quadrats « succès », l'alpiste était présent, mais sa biomasse était négligeable à l'année 1. Dans les quadrats « échec », la biomasse d'alpiste à l'année 1 était virtuellement nulle. Les lettres minuscules permettent de comparer la biomasse des quadrats « échec » entre les années. Les lettres majuscules permettent de comparer la biomasse des quadrats « succès » entre les années. Le symbole *** au-dessus des lignes horizontales indique les différences significatives entre les quadrats « succès » et « échec » pour chaque année au niveau $< 0,001$.

Tableau F6. Tableau résumé des résultats des trois années pour l'ensemble des quadrats classés par succès ou échec d'établissement de l'alpiste (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). \bar{x} : moyenne, Err_{Type} : erreur type, n_1 : nombre de quadrats entrant dans le calcul des moyennes pour les données de biomasse, n_2 : nombre de quadrats entrant dans le calcul des moyennes pour les données de hauteur Robel.

Secteur	Biomasse espèces semées		Biomasse adventices		$n_1 =$	Hauteur Robel		$n_2 =$
	\bar{x} kg/ha	Err _{Type}	\bar{x} kg/ha	Err _{Type}		\bar{x} cm	Err _{Type}	
Quadrats « succès »								
Année 1	1 659	95	938	61	152	25	1,5	152
Année 2	2 220	150	695	50	152	43	1,5	143
Année 3	5 004	272	354	31	153	64	2,6	151
Quadrats « échec »								
Année 1	789	87	1 403	79	98	29	1,9	98
Année 2	420	35	2 108	87	98	33	1,1	96
Année 3	446	52	1 482	70	93	29	2,1	92

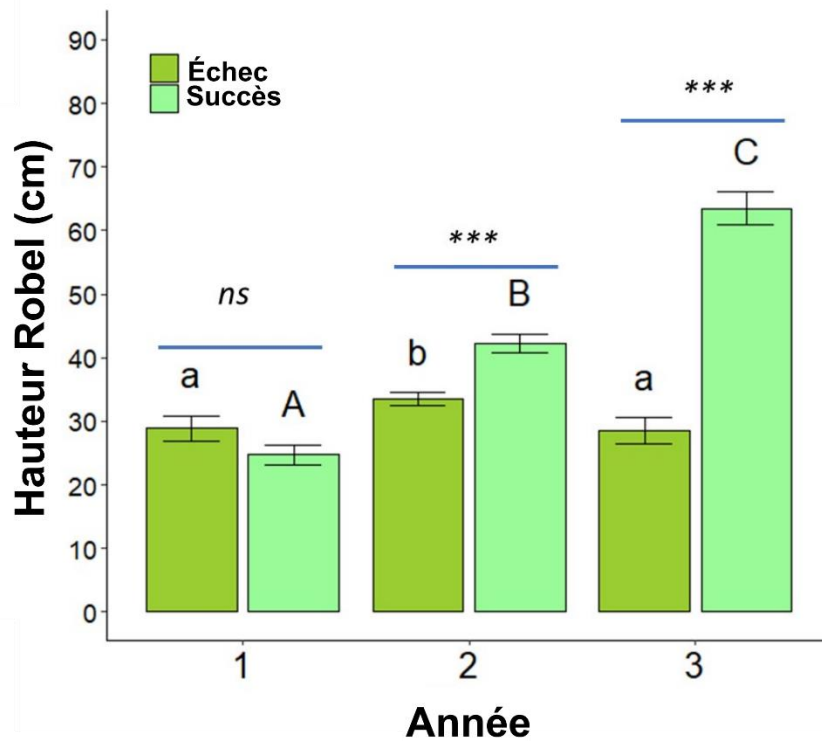
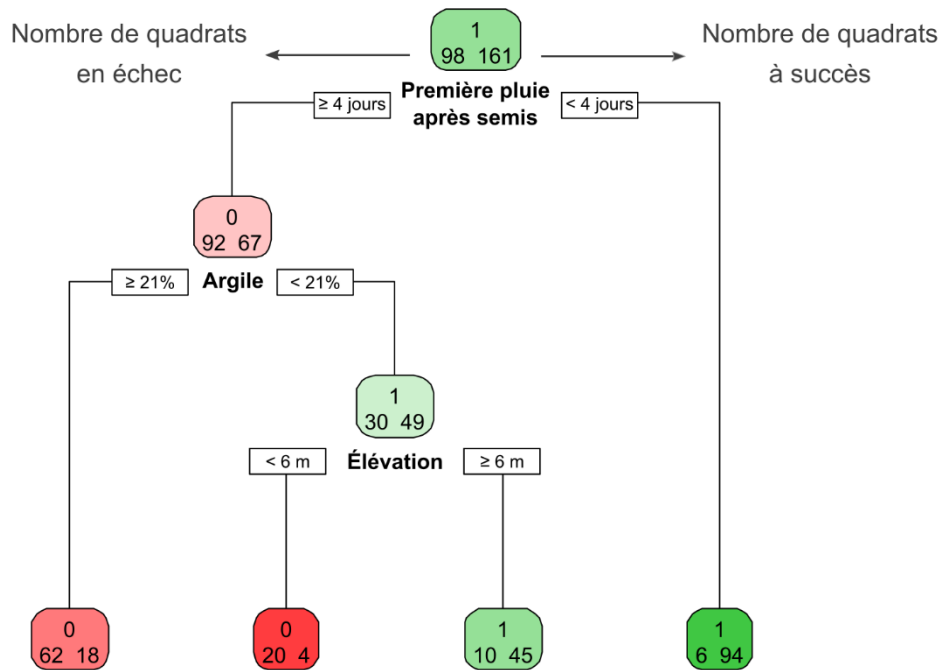


Figure F8. Dynamique de la hauteur Robel des bandes herbacées dans les quadrats « succès » et « échec » pour les trois premières années d'implantation (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). La végétation était composée des espèces semées (alpiste et plante-abri), ainsi que des adventices. Les lettres minuscules permettent de comparer la biomasse des quadrats « échec » entre les années. Les lettres majuscules permettent de comparer la biomasse des quadrats « succès » entre les années. Le symbole *** au-dessus des lignes horizontales indique les différences significatives entre les quadrats « succès » et « échec » pour chaque année au niveau $< 0,001$ et la mention ns indique les différences non significatives.



Erreur: 0,388 Erreur VC: 0,459 SE: 0,062

Figure F9. Arbre de classification des facteurs qui influencent le succès d'établissement des bandes herbacées, documenté dans 259 quadrats au total (projets « Fossés végétalisés » et « Grandes cultures » combinés). Les scores de 1 et de 0 dans le haut des boîtes correspondent respectivement à une dominance de succès ou d'échec. Les valeurs de droite et de gauche à l'intérieur des boîtes représentent respectivement le nombre de quadrats « succès » et « échec » à chaque nœud. La couleur rouge indique une dominance d'échec et la couleur verte indique une dominance de succès.

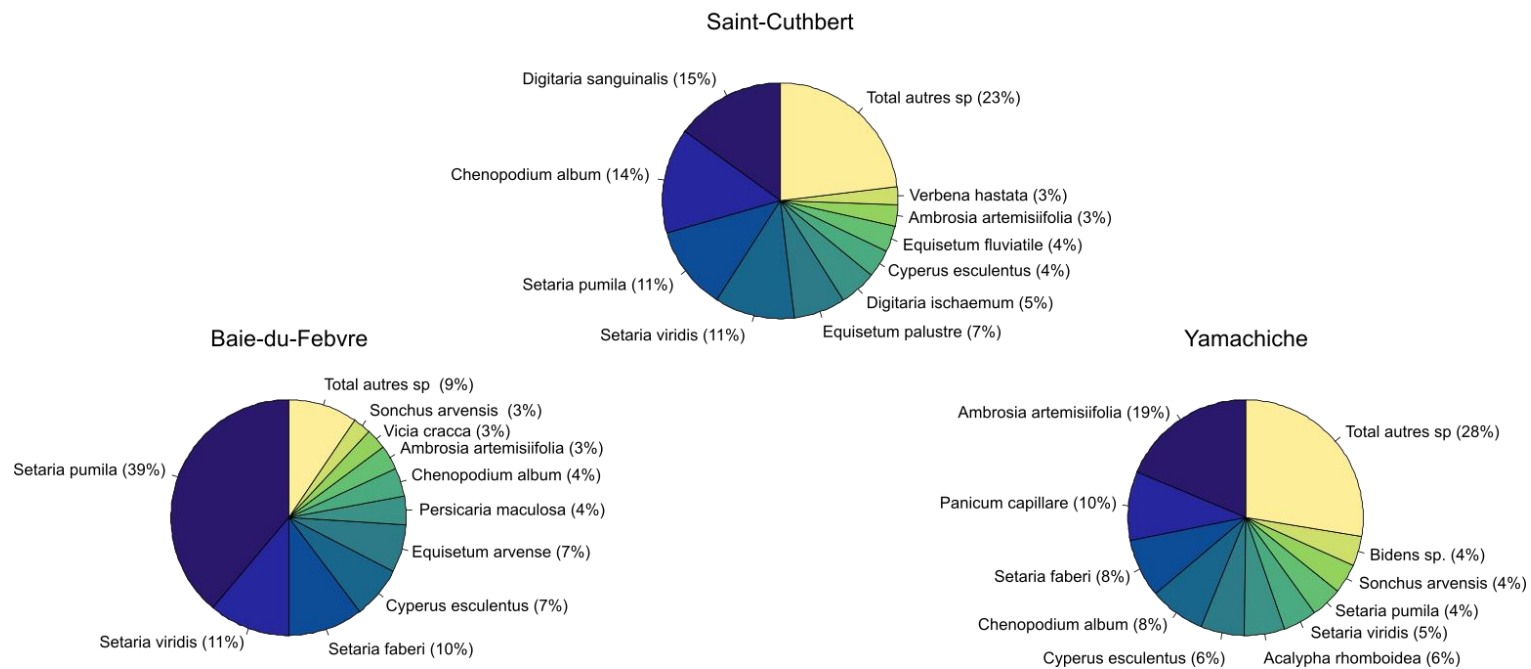


Figure F10. Représentation des principales espèces de mauvaises herbes trouvées dans les bandes herbacées du projet « Fossés végétalisés » lors des inventaires de juillet 2020 et 2021 pour les trois sites. Les espèces sont classées selon leur recouvrement relatif par rapport à l'ensemble des mauvaises herbes (valeur indiquée entre parenthèses; moyenne de l'ensemble des quadrats d'un site pour les deux années). Par exemple, à Baie-du-Febvre, la sétairie de Faber représente en moyenne 10 % du couvert des mauvaises herbes recensées en 2020 et 2021. Son recouvrement absolu sur le terrain était moindre, puisque les mauvaises herbes ne couvraient pas 100 % de la parcelle. Les recouvrements absolus (pourcentage de la parcelle couverte par chacune des espèces) des principales espèces de mauvaises herbes sont présentés au Tableau F7.

Tableau F7. Recouvrement absolu des dix principales espèces de mauvaises herbes trouvées dans les bandes herbacées lors des inventaires de juillet 2020 et 2021 pour chaque site du projet « Fossés végétalisés » (moyenne de l'ensemble des quadrats d'un site pour les deux années; en référence à la **Figure F10**). Ce tableau permet de connaître les espèces couvrant la plus grande superficie dans les parcelles inventoriées et d'identifier celles qui présentent un risque pour les cultures adjacentes.

Baie-du-Febvre		
	%	%
<i>Setaria pumila</i>	12,8	<i>Persicaria maculosa</i> 1,3
<i>Setaria viridis</i>	3,7	<i>Chenopodium album</i> 1,3
<i>Setaria faberi</i>	3,4	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> 1,1
<i>Cyperus esculentus</i>	2,3	<i>Vicia cracca</i> 0,9
<i>Equisetum arvense</i>	2,2	<i>Sonchus arvensis</i> 0,8
Saint-Cuthbert		
<i>Digitaria sanguinalis</i>	6,0	<i>Digitaria ischaemum</i> 2,0
<i>Chenopodium album</i>	5,7	<i>Cyperus esculentus</i> 1,5
<i>Setaria pumila</i>	4,6	<i>Equisetum fluviatile</i> 1,4
<i>Setaria viridis</i>	4,4	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> 1,2
<i>Equisetum palustre</i>	2,8	<i>Verbena hastata</i> 1,0
Yamachiche		
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	9,6	<i>Acalypha rhomboidea</i> 2,9
<i>Panicum capillare</i>	4,9	<i>Setaria viridis</i> 2,4
<i>Setaria faberi</i>	4,1	<i>Setaria pumila</i> 2,2
<i>Chenopodium album</i>	3,9	<i>Sonchus arvensis</i> 2,1
<i>Cyperus esculentus</i>	3,1	<i>Bidens sp.</i> 2,1

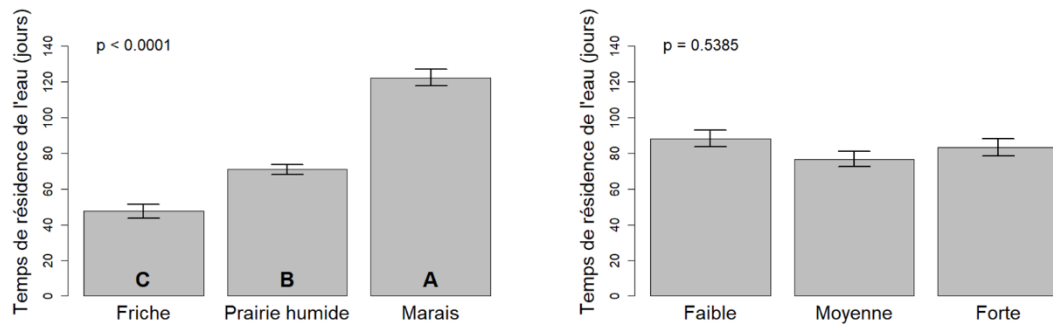


Figure F11. Effet du type de milieu (friches, prairies humides, marais) et du niveau d'intensification agricole (faible : 0,1-12 % des terres en cultures annuelles, moyenne : 20-45 %, forte : 60-88 %) sur le temps de résidence de l'eau aux sites d'échantillonnage de 2019 dans le littoral du LSP. Les lettres indiquent les différences significatives, obtenues par un test de Tukey.

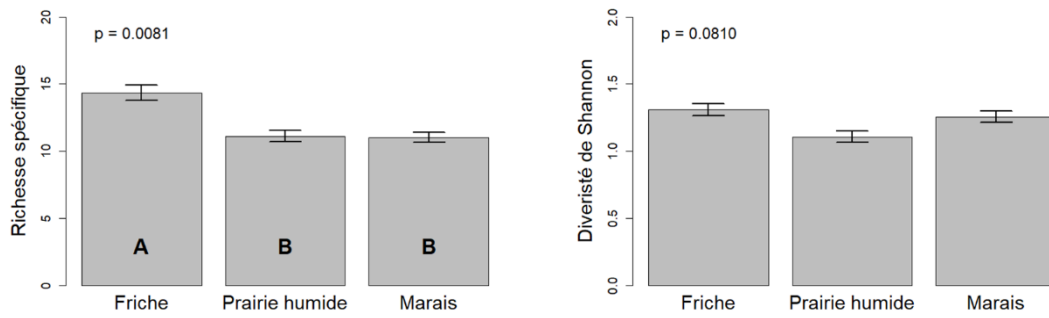


Figure F12. Effet du type d'habitat sur la richesse en espèces et la diversité de Shannon des communautés végétales dans les trois types de milieux naturels et semi-naturels échantillonnés en 2019 dans le littoral du LSP. La diversité de Shannon est un indice écologique représentant l'équitabilité d'une communauté : il diminue lorsqu'une espèce domine une communauté. Les lettres indiquent les différences significatives, obtenues par un test de Tukey.

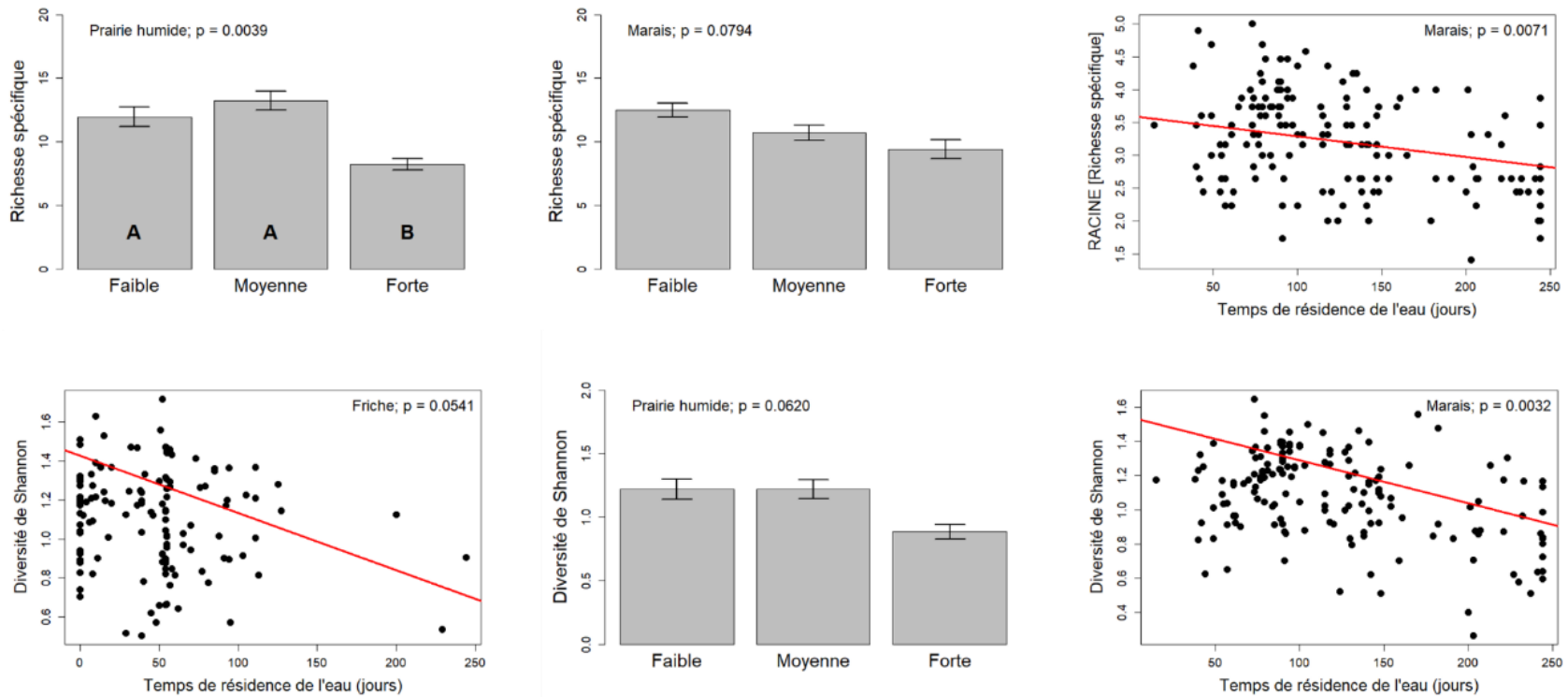


Figure F13. Effet de l'intensification agricole du paysage (faible : 0,1-12 % des terres en cultures annuelles, moyenne : 20-45 %, forte : 60-88 %) et du temps de résidence de l'eau sur la richesse spécifique (première ligne) et la diversité de Shannon (deuxième ligne) des communautés végétales dans les trois types de milieux naturels et semi-naturels échantillonnés en 2019 dans le littoral du LSP. Seules les relations significatives ($p \leq 0,05$) ou montrant une tendance ($0,05 < p \leq 0,1$) sont représentées. Les lettres indiquent les différences significatives, obtenues par un test de Tukey.

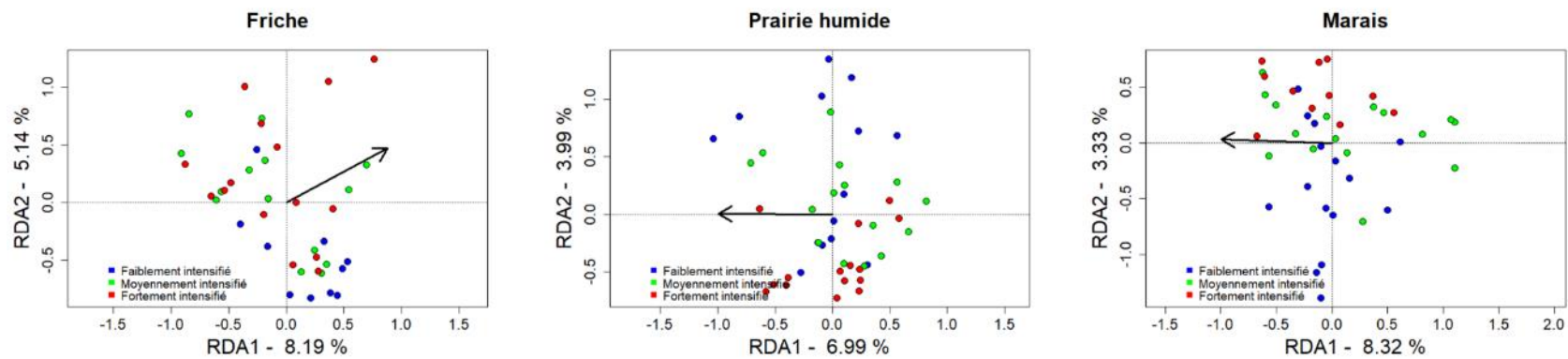


Figure F14. Effet de l'intensification agricole (faible : 0,1-12 % des terres en cultures annuelles, moyenne : 20-45 %, forte : 60-88 %) et du temps de résidence de l'eau sur la composition des communautés végétales dans les trois types de milieux naturels et semi-naturels, évalué par analyses de redondance. Les trois niveaux d'intensification agricole sont représentés par différentes couleurs, alors que le temps de résidence de l'eau est représenté par la flèche partant de l'origine de chaque graphique. Les centroïdes des trois niveaux d'intensification agricole ne sont pas présentés étant donné que le paysage n'avait pas d'influence significative sur les communautés.

Tableau F8. Corrélations entre l'abondance des espèces arbustives et arborescentes et le temps de résidence de l'eau moyen en 2019 et 2020. L'abondance est représentée par le nombre de quadrats dans lesquels chaque espèce a été recensée (nombre d'occurrences). Les données d'inventaires des friches, prairies humides et marais en 2019 ont été utilisées ici, mais il faut rappeler que ces inventaires ciblaient les espèces herbacées et ne sont donc pas représentatifs des espèces arbustives et arborescentes abondantes dans le littoral du LSP. Seules les espèces présentes dans au moins cinq quadrats ont été prises en considération dans le calcul des corrélations. Seuls les R² des corrélations significatives sont présentés.

Espèce	Code	Nombre d'occurrences	Gamme de temps de résidence de l'eau (min - médiane - max)	Pente de l'abondance en fonction du temps de résidence de l'eau	Valeur de p associée à la pente de l'abondance en fonction du temps de résidence de l'eau	R ² de la régression entre l'abondance et le temps de résidence de l'eau (%)
Acer saccharinum Linnaeus	ACESAC	131	8 - 79 - 245	0.0340	0.3476	
Fraxinus pennsylvanica Marshall	FRAPEN	55	0 - 40 - 121	0.0766	0.0977	
Acer negundo Linnaeus	ACENEG	34	0 - 25 - 96	-0.0027	0.9578	
Cornus sericea Linnaeus	CORSER	23	0 - 41 - 206	0.0008	0.9891	
Salix eriocephala Michaux	SALERI	17	21 - 71 - 245	0.0445	0.8020	
Populus deltoides W. Bartram ex Marshall	POPDEL	16	0 - 42 - 245	-0.2453	0.1476	
Rubus idaeus Linnaeus	RUBIDA	13	0 - 2 - 20	0.3767	0.6234	
Salix alba Linnaeus	SALALB	13	10 - 72 - 182	-0.3604	0.0439	25.82
Ulmus rubra Muhlenberg	ULMRUB	12	0 - 50 - 181	0.0076	0.5757	
Salix discolor Muhlenberg	SALDIS	9	0 - 45 - 206	0.0217	0.1299	
Populus tremuloides Michaux	POPTRE	7	0 - 6 - 28	0.0740	0.0310	56.66
Myrica gale Linnaeus	MYRGAL	5	41 - 99 - 108	0.4410	0.2212	
Rhus typhina Linnaeus	RHUTYP	5	0 - 0 - 17	-0.3106	0.8850	
Spiraea alba var. latifolia (Aiton) Dippel	SPIALB	5	0 - 29 - 40	0.2314	0.3833	
Acer platanoides Linnaeus	ACEPLA	3	0 - 0 - 0			
Cephalanthus occidentalis Linnaeus	CEPOCC	3	69 - 73 - 103			
Salix nigra Marshall	SALNIG	3	58 - 73 - 114			
Ilex verticillata (Linnaeus) A. Gray	ILEVER	2	36 - 59 - 82			
Lonicera canadensis Bartram ex Marshall	LONCAN	1	0			
Picea glauca (Moench) Voss	PICGLA	1	0			
Populus nigra Linnaeus	POPNEG	1	15			
Quercus rubra Linnaeus	QUERUB	1	29			
Rosa acicularis Lindley	ROSACI	1	8			
Rosa cinnamomea Linnaeus	ROSCIN	1	15			
Salix bebbiana Sargent	SALBEB	1	46			
Salix interior Rowlee	SALINT	1	40			
Salix lucida Muhlenberg	SALLUC	1	81			
Salix pellita (Andersson) Bebb	SALPEL	1	41			
Salix petiolaris Smith	SALPET	1	39			
Ulmus americana Linnaeus	ULMAME	1	4			

Tableau F9. Méthodes utilisées pour créer les classes de temps de résidence de l'eau, pour la recherche d'espèces indicatrices parmi les plantes inventoriées dans les friches, prairies humides et marais en 2019. Le nombre de journées sous l'eau et le nombre de quadrats associés à cette durée d'inondation sont donnés pour chaque méthode.

Classe	Méthode 1 ¹		Méthode 2 ²		Méthode 3 ³	
	N ^{bre} de jours	N ^{bre} de quadrats	N ^{bre} de jours	N ^{bre} de quadrats	N ^{bre} de jours	N ^{bre} de quadrats
1	0-21	51	0-38	80	0-18	44
2	21-45	52	38-81	104	18-68	103
3	45-71	50	81-245	69	68-245	106
4	71-92	48				
5	92-245	52				

¹ Les trois classes étaient de taille égale, approximativement, en termes de nombres de quadrats.

² Les trois classes correspondaient respectivement à 60 %, 35 % et 5 % des valeurs de la distribution du temps de résidence de l'eau pour les cultures annuelles du littoral du LSP.

³ Les trois classes correspondaient respectivement à 10 %, 80 % et 10 % des valeurs de la distribution du temps de résidence de l'eau pour les cultures annuelles du littoral du LSP.

Tableau F10. Groupes de temps de résidence de l'eau pour lesquels les espèces arbustives et arborescentes sont indicatrices (au seuil $\alpha = 0,10$). Ces espèces ont été recensées lors des inventaires effectués en 2019 dans les friches, prairies humides et marais du littoral du LSP.

Espèce	Code	Groupe de temps de résidence de l'eau pour laquelle l'espèce est indicatrice ($\alpha = 0.10$)		
		METHODE 1	METHODE 2	METHODE 3
Acer saccharinum Linnaeus	ACESAC	92-245	81-245	68-245
Fraxinus pennsylvanica Marshall	FRAPEN			
Acer negundo Linnaeus	ACENEG	21-45	0-38	
Cornus sericea Linnaeus	CORSER	21-45		
Salix eriocephala Michaux	SALERI	71-92	38-81	
Populus deltoides W. Bartram ex Marshall	POPDEL	21-45		
Rubus idaeus Linnaeus	RUBIDA	0-21	0-38	0-18
Salix alba Linnaeus	SALALB			
Ulmus rubra Muhlenberg	ULMRUB			
Salix discolor Muhlenberg	SALDIS			
Populus tremuloides Michaux	POPTRE	0-21	0-38	0-18
Myrica gale Linnaeus	MYRGAL	92-245	81-245	
Rhus typhina Linnaeus	RHUTYP	0-21	0-38	0-18
Spiraea alba var. latifolia (Aiton) Dippel	SPIALB		0-38	
Acer platanoides Linnaeus	ACEPLA	0-21	0-38	0-18
Cephalanthus occidentalis Linnaeus	CEPOCC			
Salix nigra Marshall	SALNIG			
Ilex verticillata (Linnaeus) A. Gray	ILEVER			
Lonicera canadensis Bartram ex Marshall	LONCAN			
Picea glauca (Moench) Voss	PICGLA			
Populus nigra Linnaeus	POPNIG			
Quercus rubra Linnaeus	QUERUB			
Rosa acicularis Lindley	ROSACI			
Rosa cinnamomea Linnaeus	ROSCIN			
Salix bebbiana Sargent	SALBEB			
Salix interior Rowlee	SALINT			
Salix lucida Muhlenberg	SALLUC			
Salix pellita (Andersson) Bebb	SALPEL			
Salix petiolaris Smith	SALPET			
Ulmus americana Linnaeus	ULMAME			

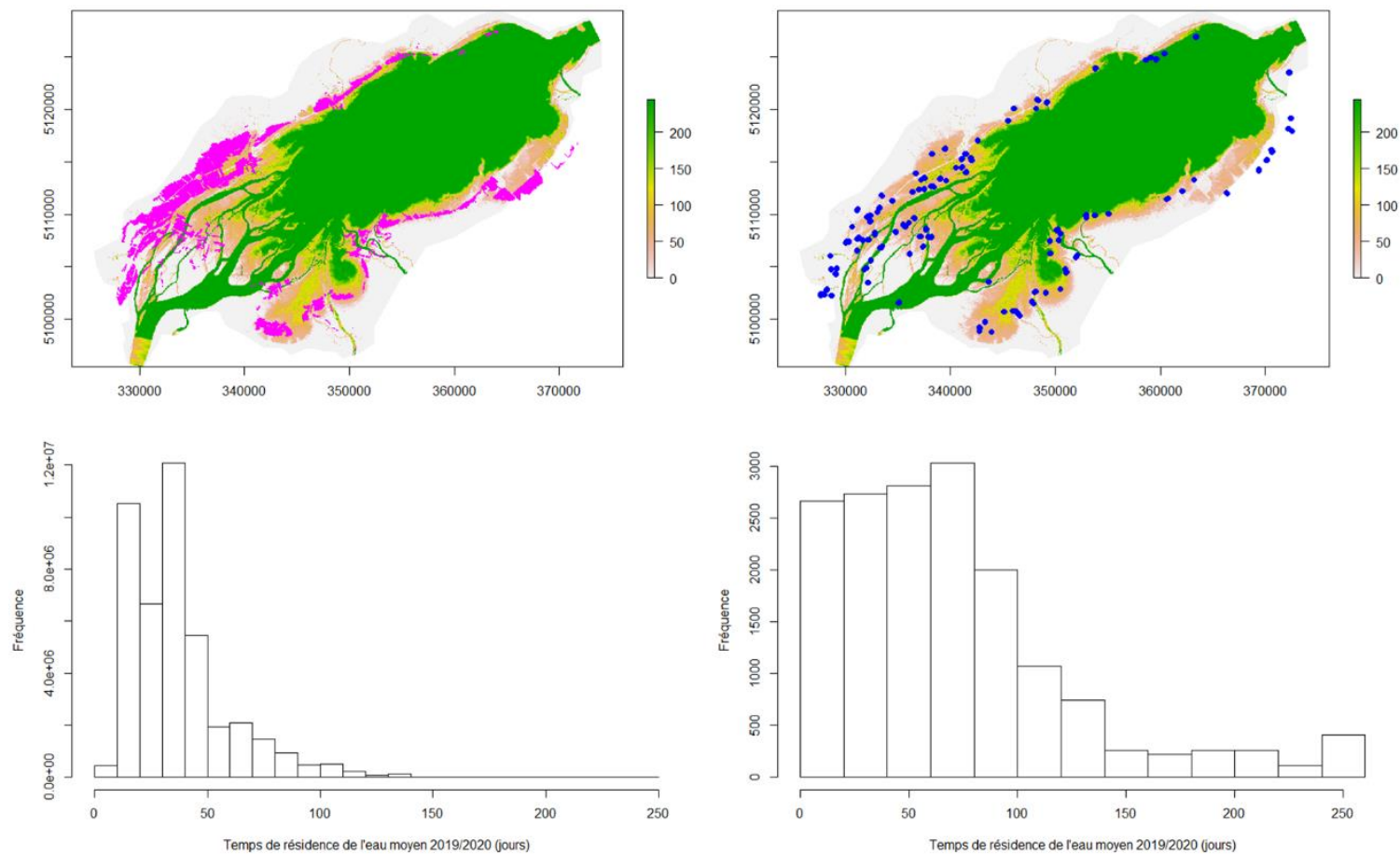


Figure F15. Répartition des cultures annuelles (magenta; haut gauche) et des quadrats de végétation (bleu; haut droite) selon la cartographie du temps de résidence de l'eau 2019 (de 0 à 245 jours) et distribution du temps de résidence de l'eau moyen 2019/2020 pour les cultures annuelles du littoral du LSP (bas gauche) et pour les 235 quadrats inventoriés en 2019 dans les friches, prairies humides et marais, qui présentaient des espèces arbustives et arborescentes.

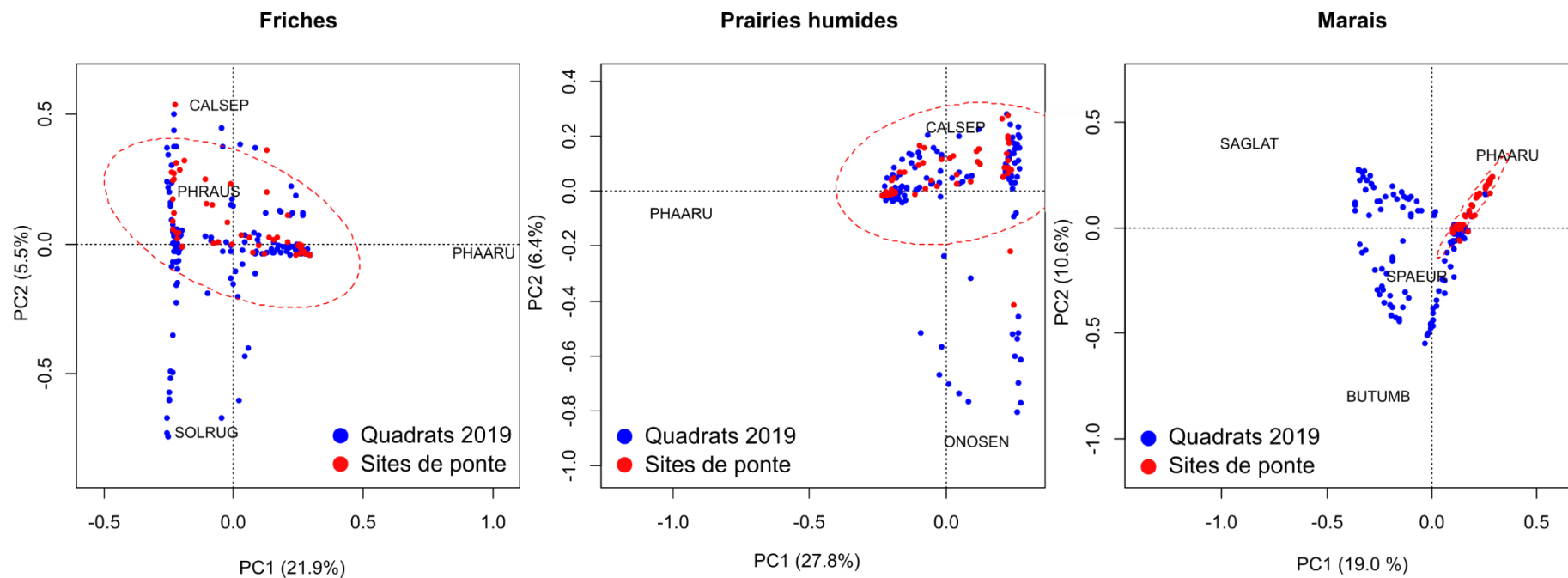


Figure F16. Analyses en composantes principales (ACP) à partir des inventaires de végétation dans les sites de pont (rouge) ainsi que dans les friches, prairies humides et marais (bleu). L'ellipse représente l'intervalle de confiance de 95 % autour des quadrats inventoriés dans les sites de pont (2021). BUTUMB = *Butomus umbellatus*, CALSEP = *Calystegia sepium*, ONOSEN = *Onoclea sensibilis*, PHAARU = *Phalaris arundinacea*, PHRAUS = *Phragmites australis*, SOLRUG = *Solidago rugosa*, SPAEUR = *Sparganium eurycarpum*.

Tableau F11. Espèces les plus fréquentes (> 10 %) dans les quadrats inventoriés dans les friches, prairies humides et marais et qui ont une composition végétale semblable à celle des sites de ponté (donc des quadrats de 2019 compris dans l'ellipse sur chacune des figures des ACP), ainsi que dans les sites de ponté. Le recouvrement moyen est celui des quadrats dans lesquels les espèces ont été recensées.

	Fréquence %	Recouvrement moyen lorsque présente %
Friches		
<i>Phalaris arundinacea</i>	69,4	61,3
<i>Vicia cracca</i>	14,5	24,6
<i>Calystegia sepium</i>	14,5	11,9
<i>Onoclea sensibilis</i>	11,3	37,9
Prairies humides		
<i>Phalaris arundinacea</i>	68,0	68,1
<i>Persicaria amphibia</i>	15,0	17,7
<i>Calystegia sepium</i>	11,8	28,1
<i>Lythrum salicaria</i>	11,1	14,6
Marais		
<i>Onoclea sensibilis</i>	25,0	54,0
<i>Lythrum salicaria</i>	22,9	15,7
<i>Persicaria amphibia</i>	16,7	28,1
<i>Rorippa amphibia</i>	16,7	30,0
<i>Carex lachenalii</i>	14,6	18,9
<i>Parathelypteris noveboracensis</i>	10,4	37,5
<i>Phalaris arundinacea</i>	10,4	30,5
<i>Phragmites australis</i>	10,4	47,5
<i>Sagittaria ridiga</i>	10,4	21,5
<i>Salix eriocephala</i>	10,4	69,5
Sites de ponté		
<i>Phalaris arundinacea</i>	68,1	46,5
<i>Calystegia sepium</i>	31,9	19,7
<i>Apocynum cannabinum</i>	23,4	32,0
<i>Asclepias incarnata</i>	17,0	7,5
<i>Bidens frondosa</i>	14,9	15,4
<i>Lythrum salicaria</i>	10,6	7,5
<i>Rorippa amphibia</i>	10,6	41,5

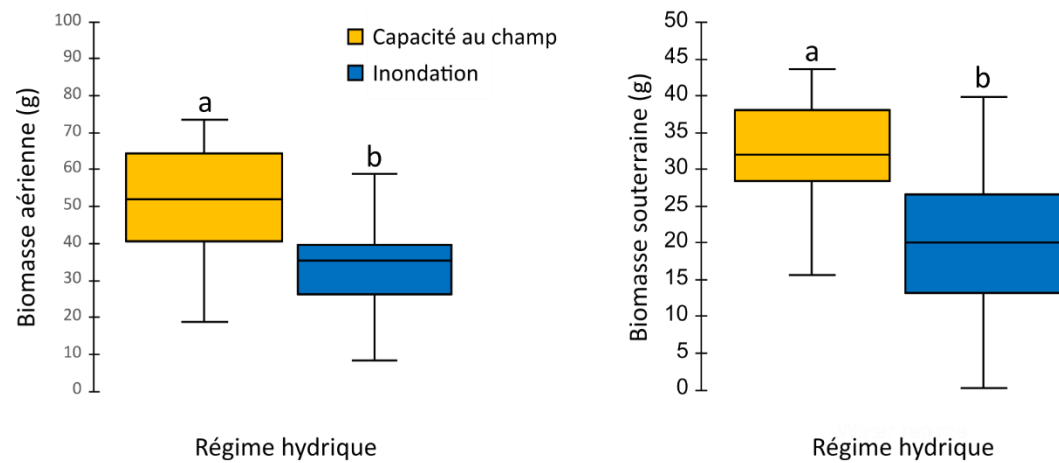


Figure F17. Effets du régime hydrique (capacité au champ – inondation) sur la production de biomasse aérienne et souterraine de quatre espèces plantées en monocultures et en mélanges (*Alopecurus pratensis* L., *Phalaris arundinacea* L., *Asclepias incarnata* L. et *Melilotus officinalis* (L.) Lam.). Les biomasses ont été moyennées pour tous les traitements du nombre d'espèces, au sein de chacun des régimes hydriques. Les lettres indiquent les différences significatives entre les régimes hydriques, détectées par un test de Tukey.

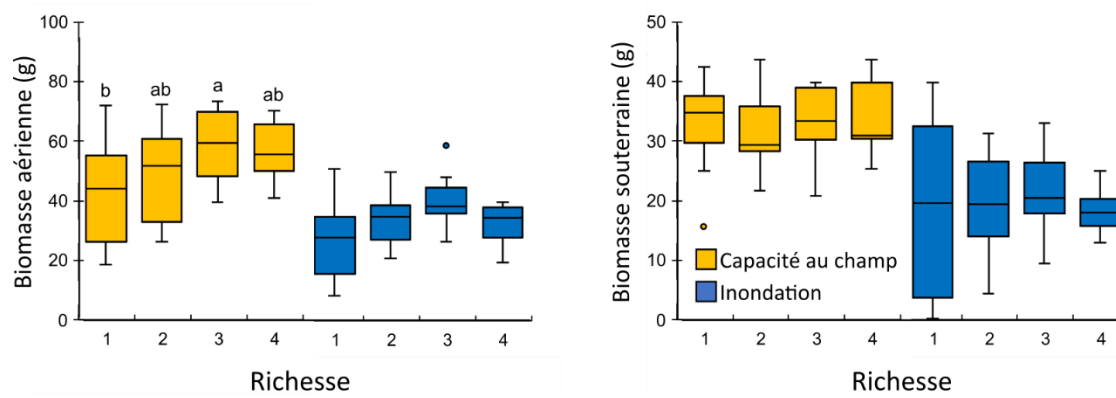


Figure F18. Effet de la richesse spécifique sur la production de biomasse aérienne et souterraine de quatre espèces plantées en monocultures et en mélanges (*Alopecurus pratensis* L., *Phalaris arundinacea* L., *Asclepias incarnata* L. et *Melilotus officinalis* (L.) Lam.). Les biomasses ont été moyennées pour chacun des traitements du nombre d'espèces (monoculture, mélanges à deux, trois ou quatre espèces), au sein de chacun des régimes hydriques. Les lettres indiquent les différences significatives entre les richesses pour chaque régime hydrique, détectées par un test de Tukey.

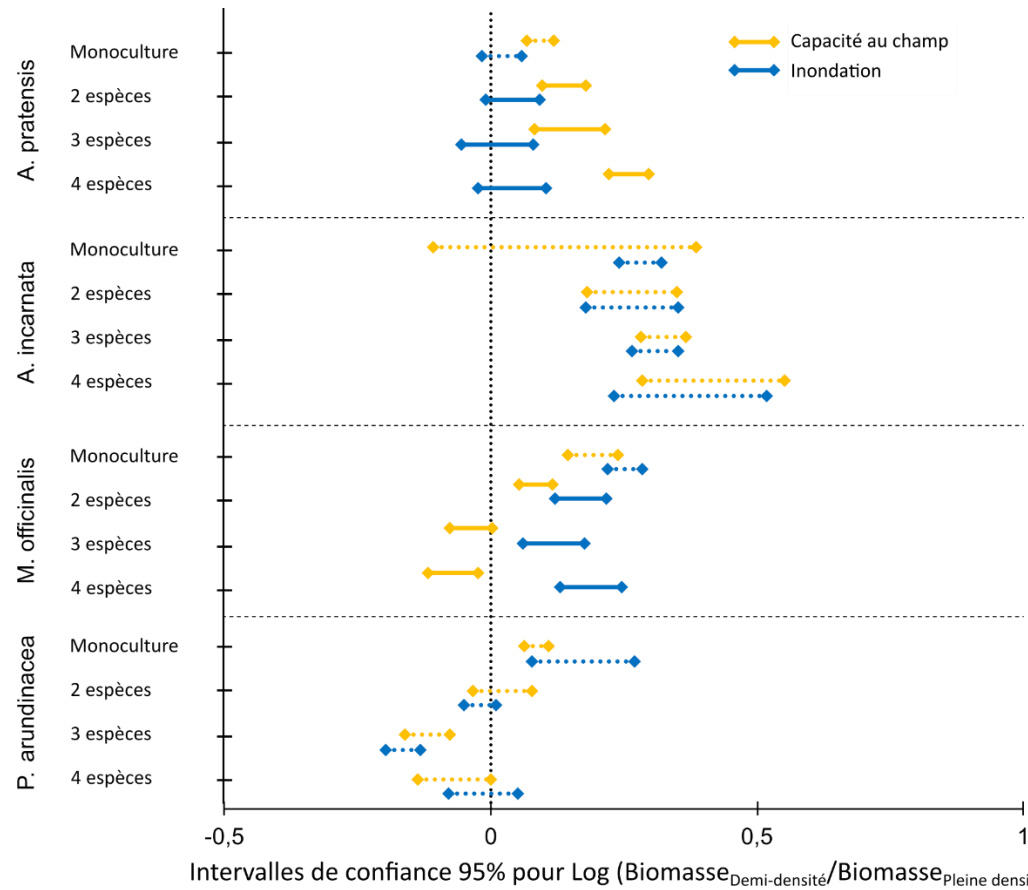


Figure F19. Effets du régime hydrique (capacité au champ – inondation) et de la compétition intra- et interspécifique (calculée pour chaque espèce comme le logarithme du ratio de biomasse des individus cultivés en monoculture à demi-densité/biomasse des individus cultivés en monoculture ou en mélange à pleine densité) sur la production de biomasse aérienne. Des intervalles de confiance de 95 % négatifs indiquent une production de biomasse plus faible à pleine densité qu'à demi-densité. Un intervalle de confiance recoupant zéro indique une différence non significative. Les lignes pleines indiquent pour chaque espèce et chaque niveau de richesse des différences significatives entre les régimes hydriques, détectées par un test de Tukey, et les lignes pointillées indiquent des différences non significatives.

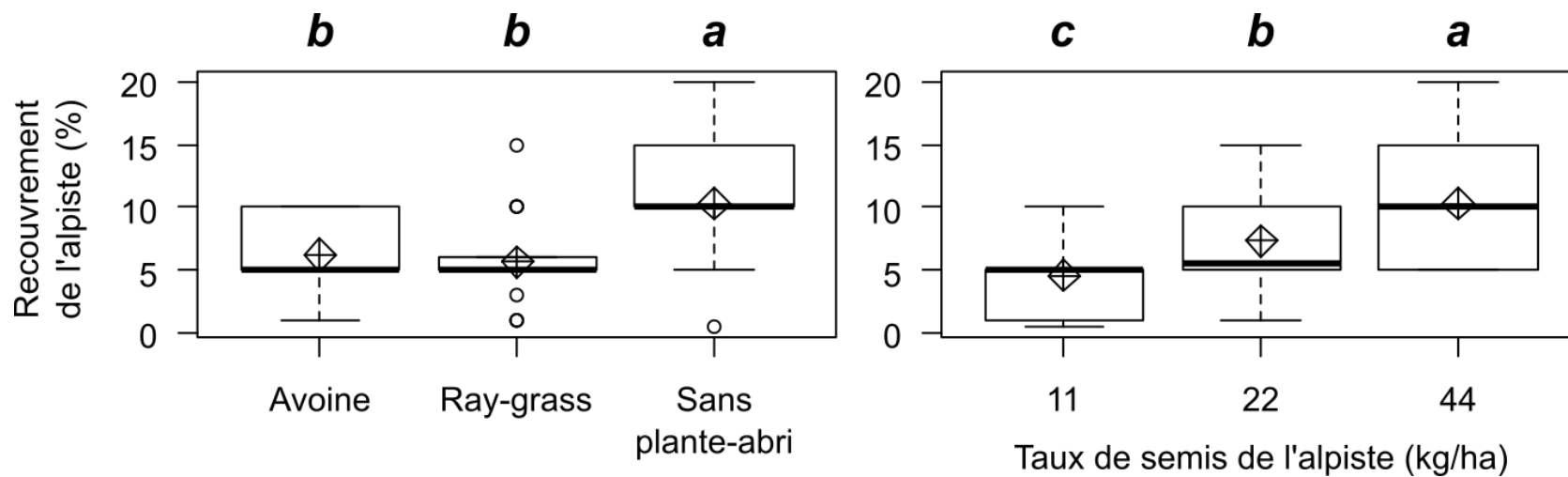


Figure F20. Recouvrement de l'alpiste selon (a) le taux de semis et (b) la plante-abri utilisée dans l'essai **établissement**, moyennes des deux sites. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey.

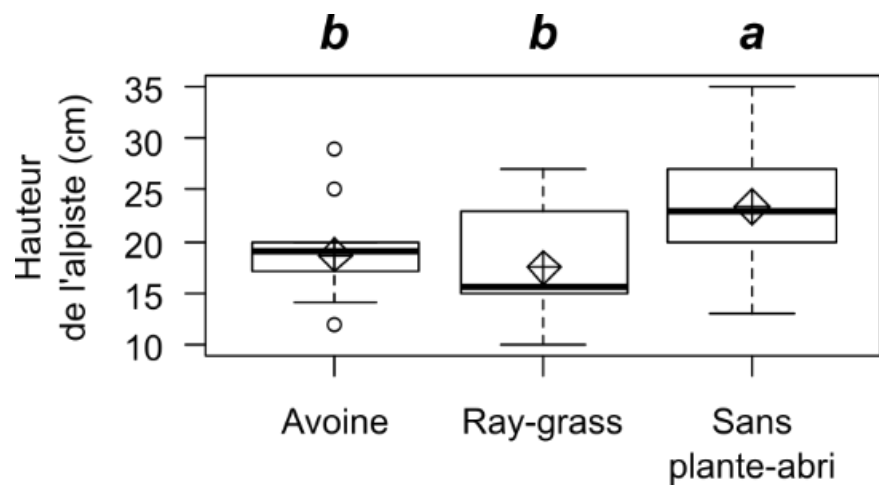


Figure F21. Hauteur maximale moyenne de l'alpiste selon la plante-abri utilisée dans l'essai **établissement**, moyennes de Baie-du-Febvre. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey.

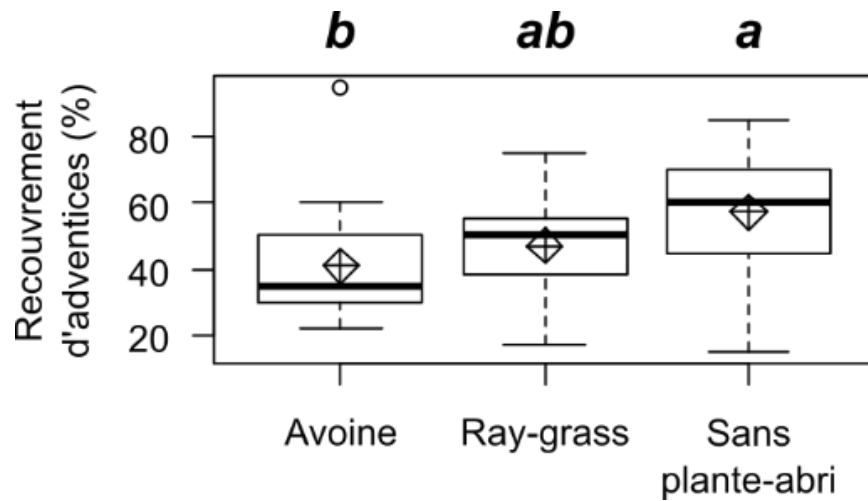


Figure F22. Recouvrement des adventices en fonction de la plante-abri utilisée dans l'essai **établissement**, moyennes des deux sites. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey.

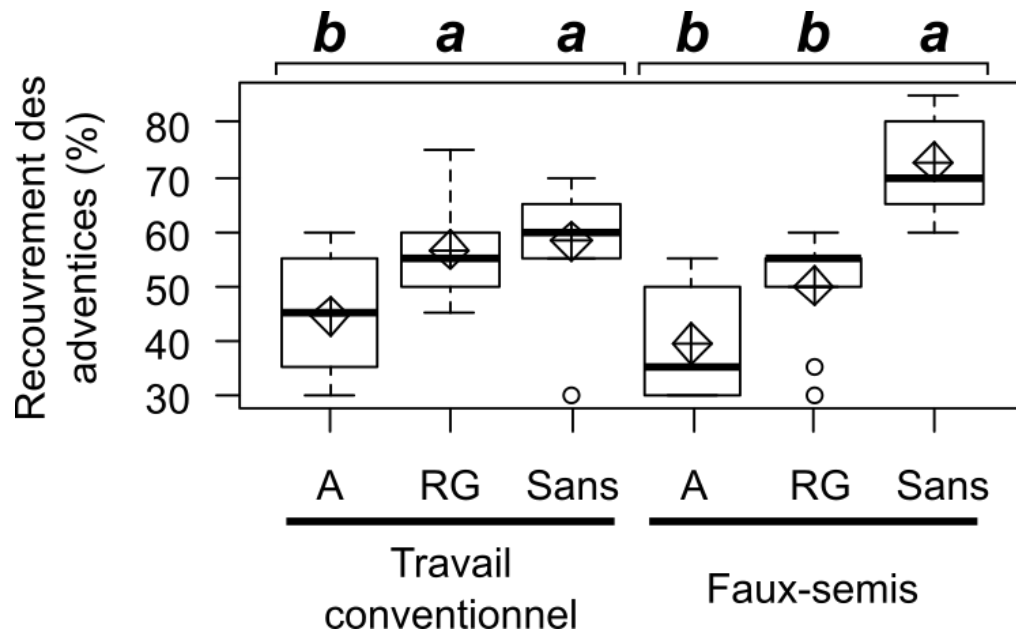


Figure F23. Effet combiné du travail de sol et de la plante-abri utilisée sur le recouvrement des adventices dans l'essai **établissement**, moyennes de Baie-du-Febvre. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes pour chaque traitement de sol, détectées par un test de Tukey. A : avoine, RG : ray-grass, Sans : sans plante-abri.

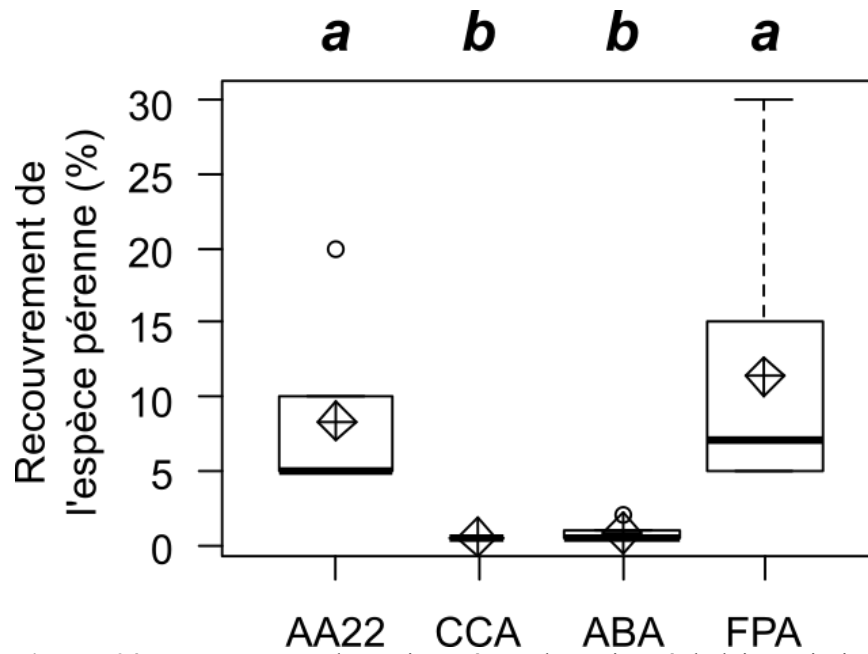


Figure F24. Recouvrement des trois espèces alternatives à l'alpiste, ainsi que le traitement d'alpiste 22 kg/ha + avoine, pour comparaison, dans l'essai **établissement**, moyennes des deux sites. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey. AA22 : alpiste 22 kg/ha + avoine, CCA : calamagrostide du Canada + avoine, ABA : agrostide blanche + avoine, FPA : fétuque des prés + avoine.

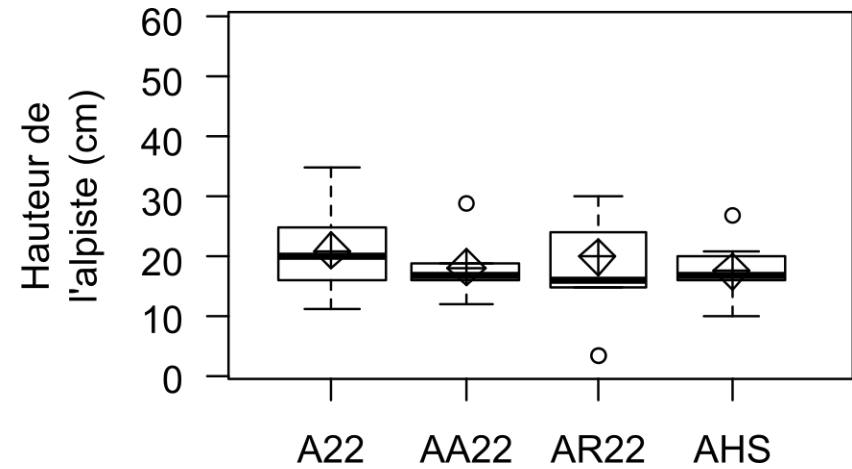
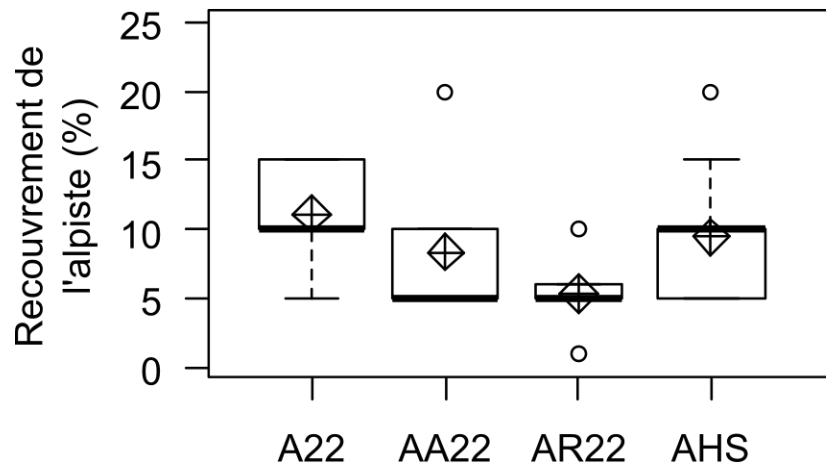


Figure F25. (a) Recouvrement et (b) hauteur maximale moyenne de l'alpiste à 22 kg/ha pour différentes plantes-abris dans l'essai **établissement**, moyennes des deux sites. Les moyennes ne sont pas significativement différentes les unes des autres. A22 : alpiste semé seul, AA22 : alpiste + avoine, AR22 : alpiste + ray-grass, AHS : alpiste + herbe du Soudan.

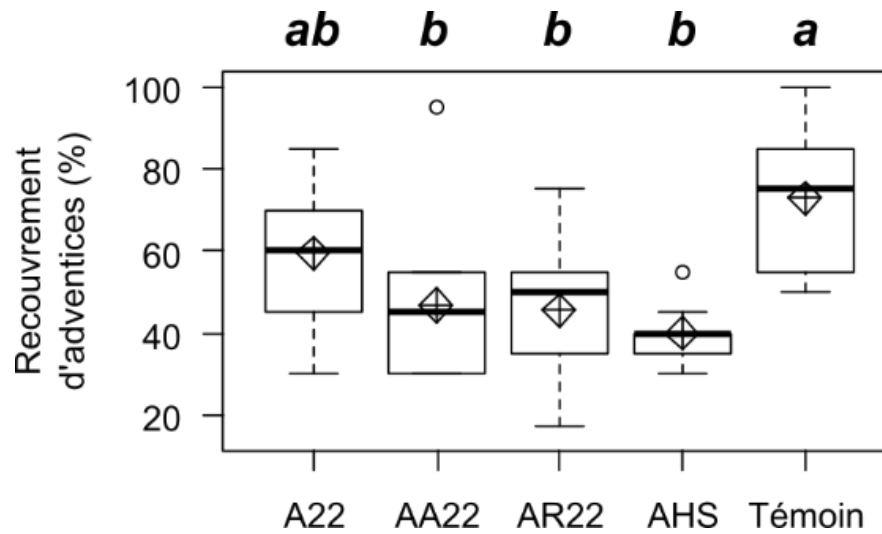


Figure F26. Recouvrement des adventices selon la plante-abri utilisée dans l'essai **établissement** pour les parcelles d'alpiste à 22 kg/ha et le témoin, moyennes des deux sites. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey. A22 : alpiste semé seul, AA22 : alpiste + avoine, AR22 : alpiste + ray-grass, AHS : alpiste + herbe du Soudan, Témoin : témoin non semé.

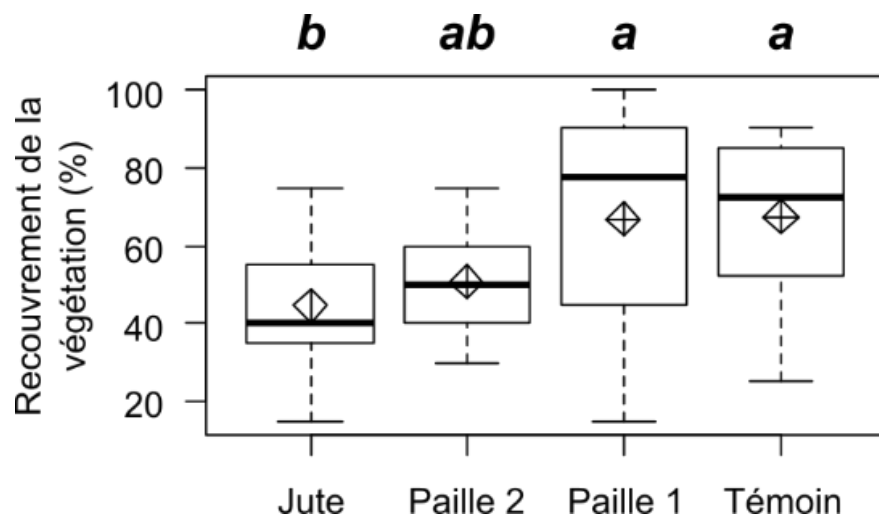


Figure F27. Croissance de la végétation totale pour différents paillis de l'essai **rhizomes** (Saint-Barthélemy). Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey. Paille 1 : paille à 33 m³/ha, Paille 2 : paille à 66 m³/ha.

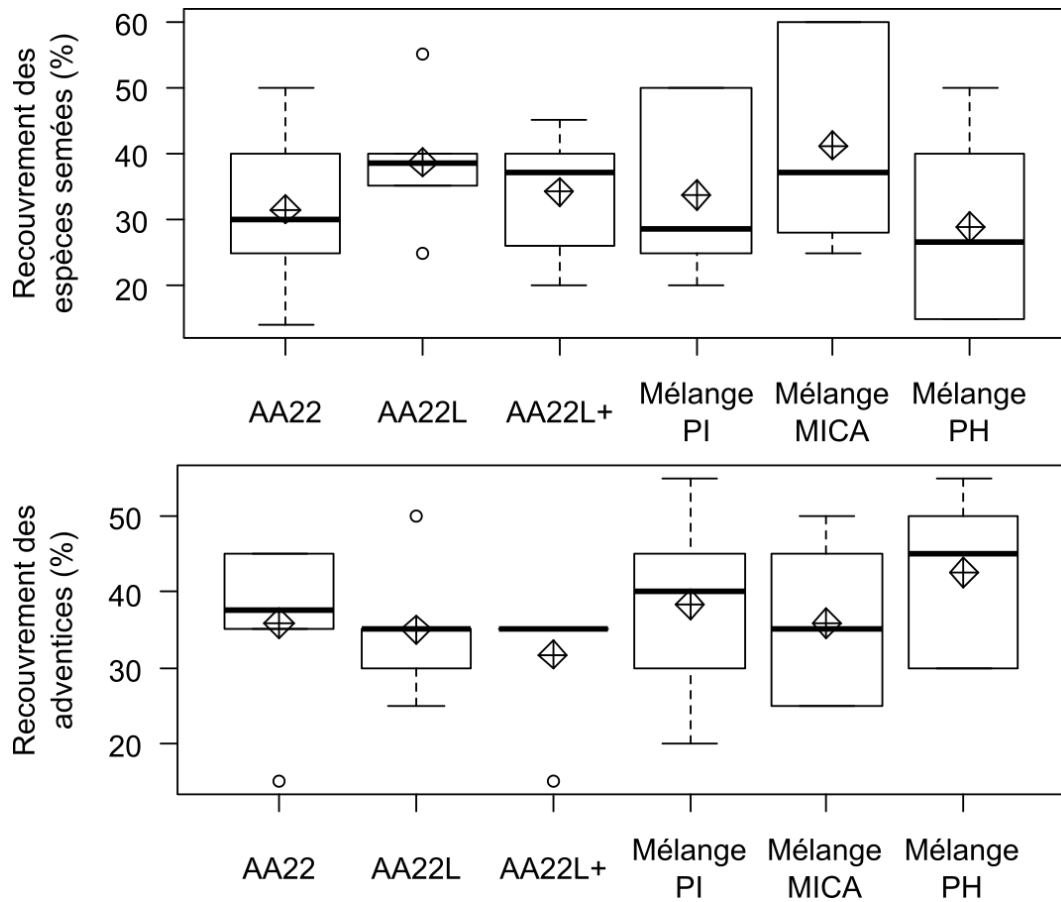


Figure F28. Recouvrement (a) des espèces semées et (b) des adventives selon le mélange utilisé dans l'essai **diversification**, moyennes des deux sites. Les moyennes ne sont pas significativement différentes les unes des autres. AA22 : alpiste + avoine, AA22L : alpiste + avoine + lotier, AA22L+ : alpiste + avoine + lotier + calamagrostide du Canada + agrostide blanche + fétuque des prés, Mélange PI : mélange Plaine inondable, Mélange PH : mélange Prairie humide.

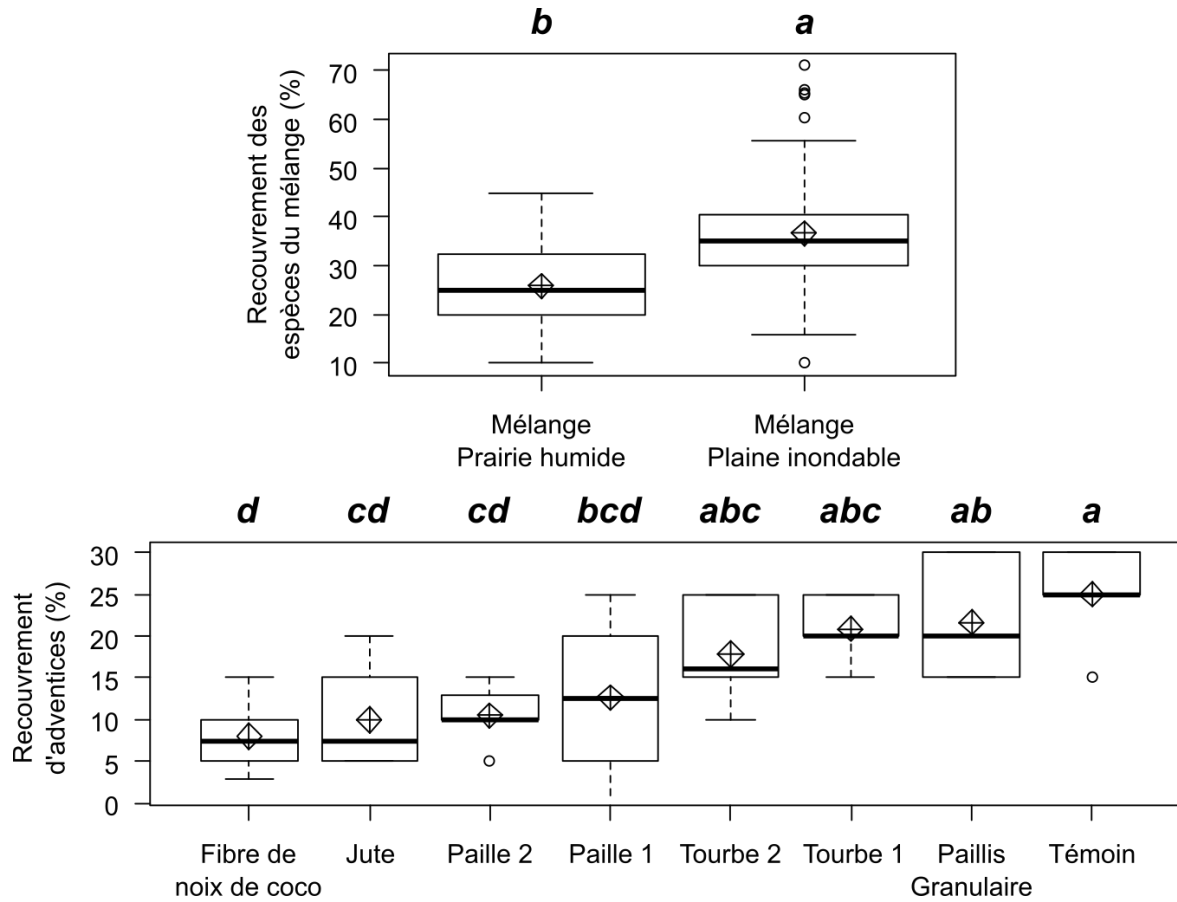


Figure F29. Recouvrement (a) des espèces semées selon le mélange utilisé et (b) des adventices selon le paillis utilisé dans l'essai **paillis**. Les lettres indiquent les différences significatives entre les moyennes, détectées par un test de Tukey. Paille 1 : paille à 33 m³/ha, Paille 2 : paille à 66 m³/ha, Tourbe 1 : tourbe à 30 m³/ha, Tourbe 2 : tourbe à 60 m³/ha.

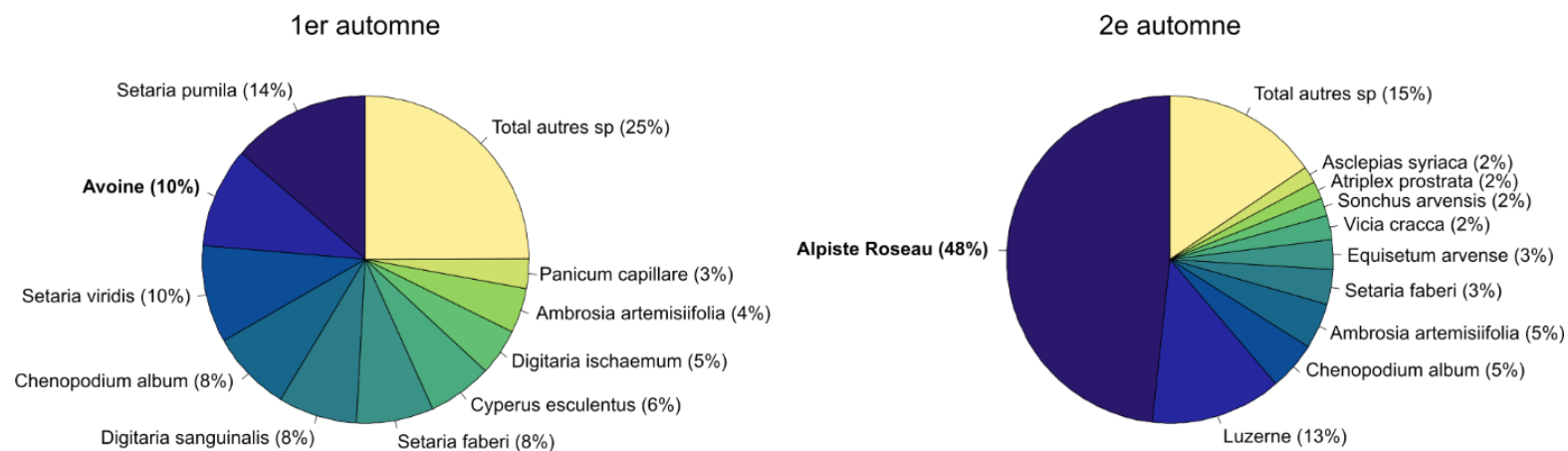


Figure F30. Représentation des principales espèces recensées dans les bandes herbacées lors de l'inventaire de juillet 2021, par année d'implantation (soit pour l'ensemble des quadrats se trouvant dans des sections de bandes pour lesquelles le semis a été fait l'année même – 1^{er} automne – ou l'année d'avant – 2^e automne). Les espèces sont classées selon leur recouvrement relatif par rapport à l'ensemble du couvert végétal (valeur indiquée entre parenthèses). Les espèces semées (alpiste roseau et avoine) sont indiquées en gras. On note que l'avoine est présente uniquement dans les quadrats en première année d'établissement, alors que l'alpiste est l'espèce la plus abondante dans les quadrats en deuxième année d'établissement. Les recouvrements absolus (pourcentage de la parcelle couverte par chacune des espèces) des principales espèces de mauvaises herbes sont présentés au Tableau F12.

Tableau F12. Recouvrement absolu des dix principales espèces de mauvaises herbes trouvées dans les bandes herbacées lors de l'inventaire 2021, par année d'implantation (en référence à la Figure F0).

1^{er} automne (bandes semées en 2021)			
	%		%
<i>Setaria pumila</i>	10,5	<i>Cyperus esculentus</i>	4,9
<i>Setaria viridis</i>	7,3	<i>Digitaria ischaemum</i>	3,5
<i>Chenopodium album</i>	6,1	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	3,4
<i>Digitaria sanguinalis</i>	6,0	<i>Panicum capillare</i>	2,3
<i>Setaria faberi</i>	5,8	<i>Acalypha rhomboidea</i>	2,0
2^e automne (bandes semées en 2020)			
<i>Chenopodium album</i>	3,0	<i>Sonchus arvensis</i>	1,1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	2,8	<i>Atriplex prostrata</i>	1,1
<i>Setaria faberi</i>	2,1	<i>Asclepias syriaca</i>	1,0
<i>Equisetum arvense</i>	1,8	<i>Equisetum palustre</i>	0,9
<i>Vicia cracca</i>	1,5	<i>Setaria pumila</i>	0,9

G - ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES BANDES VÉGÉTATIVES FILTRANTES DANS LA PRÉVENTION DE L'ÉROSION DES SOLS ET DES DÉPÔTS DANS LES FOSSES DE DRAINAGE AGRICOLE DE LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

ZHIMING QI (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Agronomie

Principaux collaborateurs

Monique Poulin (Université Laval), Shiv Prasher (Université McGill)

Résumé des travaux de recherche

- Les résultats actuels de l'étude sur le terrain de la station totale indiquent que les bandes végétatives filtrantes affichent une bonne performance en ce qui concerne la prévention de dépôts de sédiments ($P < 0,10$).
- L'étude souligne l'importance d'effectuer un suivi continu et de mener des recherches supplémentaires afin de mieux comprendre les effets à long terme des bandes végétatives filtrantes.
- En considérant que le dragage des fossés est nécessaire lorsque les sédiments occupent 70 % de leur volume, le nombre d'années entre chaque dragage est estimé à 6,50, 6,72 et 9,91 lorsqu'il y a présence de bandes végétatives filtrantes dont la largeur est respectivement de zéro, de deux et de quatre mètres.
- L'algorithme de correction des données LiDAR, qui se fonde sur les relations linéaires, n'apporte que peu d'amélioration, car les données LiDAR doivent être filtrées davantage pour éviter que la végétation dense n'ait une incidence sur l'étude suivante.

Mise en contexte

Alors que les lacs fluviaux ne comptent que pour environ 0,3 % du volume total de tous les lacs, ils englobent près de 10 % de leur superficie. Le lac Saint-Pierre (LSP), qui est situé dans la région sud-ouest du Québec, est un lac fluvial créé par le fleuve Saint-Laurent. L'état dans lequel il se trouve est très important pour les activités agricoles environnantes. Le fossé de drainage agricole est une infrastructure vitale pour les agriculteurs du LSP. Ces voies d'eau canalisées, qu'elles soient naturelles ou artificielles, préviennent les dommages causés aux cultures par les inondations, en transportant l'excès d'humidité de l'intérieur des terres vers des plans d'eau connectés. Cependant, les fossés de drainage agricole dans la zone littorale (c.-à-d. le LSP) ont tendance à être engorgés. L'afflux important de sédiments provenant des inondations saisonnières dues à la fonte des neiges (Cahoon et Reed, 1995; Leonard, 1997; Leonard et Luther, 1995; Palinkas et Engelhardt, 2019) ainsi qu'à des pratiques agricoles intensives, combinées à des caractéristiques hydrométriques influencées par la présence de sédiments (lent écoulement de l'eau) (Bowmer et collab.,

1994; Jiang et collab., 2007; Le Nguyen et Vo Luong, 2019) favorise l'accumulation de sédiments dans les fossés de drainage agricoles.

Donc, selon les discussions qui ont été menées avec les agriculteurs locaux et l'UPA (Union des producteurs agricoles), les travaux de drainage peuvent s'effectuer tous les six à huit ans. Le producteur agricole doit alors assumer les coûts généralement élevés de ce processus (Rein, 1999). Par conséquent, il réduira l'écoulement qui provient des champs agricoles pour se diriger vers le bassin hydrographique local en raison des effets nocifs, à la fois directs et indirects, des sédiments. Le contaminant provenant des champs peut se retrouver dans les masses d'eau réceptrices, entraînant l'eutrophisation ainsi que d'autres problèmes liés à la qualité de l'eau (Hudon et Carignan, 2008; Rondeau et collab., 2000).

Les bandes végétatives filtrantes ou les bandes tampons végétalisées sont souvent mises en place en tant que mesures de conservation ou de bonne gestion pour réduire l'accumulation de sédiments dans les cours d'eau (Munoz-Carpena et collab., 1999). Il est prouvé qu'une végétation dense entre le champ de culture et le fossé de drainage réduit considérablement la quantité de sédiments qui se retrouvent dans l'eau et les répercussions qui y sont associées (Baltensweiler et collab., 2017). Le mécanisme des bandes végétatives filtrantes a bien été documenté et peut se résumer en ces deux principaux aspects :

- a) la structure racinaire dense des bandes végétatives filtrantes améliore la capacité d'infiltration du terreau en modifiant la structure du sol (Hatchett et collab., 2006);
- b) sa structure hors de la terre intercepte l'écoulement de surface et l'absorbe (Jin et Römken, 2001).

En plus de réduire le volume de sédiments qui se retrouvent dans les cours d'eau, les bandes végétatives filtrantes réduisent aussi leurs répercussions sur les écosystèmes avoisinants. Il est prouvé que ces bandes absorbent les nutriments susceptibles de se trouver dans le champ, comme en témoigne l'augmentation considérable de la biomasse, par rapport à l'expérience de contrôle (Parmeland, 1995; Dorioz et collab., 2006).

Aujourd'hui encore, l'aménagement de bandes végétatives filtrantes est une pratique courante qui permet une meilleure rétention des sédiments. De plus, les coûts de main-d'œuvre sont faibles et l'investissement en temps et en capital est moindre, par rapport à des pratiques de gestion optimales qui sont similaires. Cette pratique ne perturbe pas non plus le calendrier des récoltes des agriculteurs. Cependant, l'efficacité des bandes végétatives filtrantes dépend grandement de la largeur, de la pente et de la rugosité de la végétation. Il est donc essentiel d'évaluer son efficacité pour prévenir l'érosion des sols et les accumulations de sédiments dans les fossés de drainage agricole des zones littorales du lac fluvial.

Objectifs

Cette recherche, qui comprend des expériences terrain, vise à évaluer l'efficacité des bandes végétatives filtrantes dans l'environnement de production agricole typique de la zone littorale du LSP, en ce qui concerne la prévention de l'accumulation de sédiments dans les fossés de drainage. Nous devons donc aménager des bandes végétatives filtrantes de largeurs différentes (4 m, 2 m et 0 m [contrôle]) et surveiller le volume de sédiments qui s'y accumulent tout en calculant le changement de volume du fossé à travers une série

de stations totales et de levés topographiques LiDAR. Dans le cadre de cette recherche, l'utilisation de la technologie LiDAR montée sur des drones a également été étudiée, afin de vérifier si elle était adéquate pour surveiller la quantité de sédiments présents dans les fossés lorsqu'il y a présence de végétation dense.

Méthodologie

Paramètres de l'expérience

Trois sites de la région côtière du LSP près de Saint-Cuthbert (46,130° N, 73,124° O), de Yamachiche (46,268° N, 72,864° O) et de Baie-du-Febvre (46,143° N, 72,713° O) ont été utilisés pour cette étude (figure G1.a). Nous utiliserons les trois abréviations suivantes pour les nommer : STC (site près de Saint-Cuthbert), YAM (site près de Yamachiche) et BDF (site près de Baie-du-Febvre). Les sites d'expérimentation ci-dessus (STC, YAM, BDF) représentent une exploitation agricole typique du LSP, avec une rotation annuelle soja-maïs et des labours d'automne. Le matériau d'origine du sol est principalement constitué de roches sédimentaires. Le type de sol est pour sa part diversifié. Les gleysols dominent sur la rive nord du LSP, allant de l'argile au loam argileux. Sur la rive sud, on retrouve plutôt un mélange hétérogène de sols (gleysols, podzols et fibrisols). En moyenne, les trois sites reçoivent environ 1000 mm de précipitations annuellement. En novembre 2019, tous les fossés de surveillance ont été drainés par des entrepreneurs locaux (figure G1.b). Puis, le printemps suivant, des bandes végétatives filtrantes de différentes largeurs ont été aménagées le long de la zone qui se trouve entre le fossé et les terres agricoles (figure G1.c).

Les trois sites reçoivent en moyenne 1000 mm en précipitations. Cette expérience sur le terrain a porté sur deux largeurs différentes de bandes, soit deux et quatre mètres par rapport à un contrôle de zéro mètre. À noter que l'emplacement du fossé YAM où la bande était de zéro mètre a été modifié sur son côté est. Ce changement d'emplacement s'explique par le fait que la végétation dense qui s'y trouvait pouvait agir comme une bande végétative filtrante, créant ainsi une fausse représentation des fossés non équipés de bandes végétatives filtrantes. L'expérience a commencé en novembre 2019, lorsque tous les fossés sélectionnés ont été dragués pour revenir à un état initial similaire. Les bandes végétatives filtrantes ont été semées pour la première fois en 2019, et pour la deuxième fois en 2020. En mai, après la préparation du sol, un mélange d'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea* L. *Bellevue*) et de ray-grass annuel (*Lolium multiflorum*) comme culture compagne a été semé le long de chaque fossé à raison de 11 kg ha⁻¹ et de 6 kg ha⁻¹, respectivement. Cette opération a été réalisée à l'aide d'un semoir à céréales équipé d'une boîte à mil ou d'un semoir sur billons. Aucun engrais n'a été utilisé. Toutes les portions de bandes ensemencées en 2019 qui n'ont pas fonctionné ou dans lesquelles l'alpiste roseau s'est mal implanté (environ 77 % de la longueur totale de la bande) ont été entièrement réensemencées ou sursemées en mai des années deux et trois (2020 et 2021) à un taux de 20 kg ha⁻¹ pour l'alpiste roseau et de 6 kg ha⁻¹ pour le ray-grass. Pour les deux bandes ensemencées en 2020, les portions de bandes non ou mal établies ont été réensemencées ou sursemées en mai, mais uniquement au cours de la deuxième année (2021). Aucune

bande n'a été réensemencée ou sursemée en 2022. Afin de limiter le réensemencement des plantes compagnes et des mauvaises herbes, toutes les bandes ont été fauchées entre le 1^{er} et le 15 août de chaque année.

Enquête de terrain par station totale

Une estimation des volumes des fossés étudiés a été réalisée à sept reprises de novembre 2019 à juin 2023 (tableau G1). Les deux premières estimations de volume ont été effectuées avant (novembre 2019) et après les opérations de dragage des fossés (décembre 2019). Les six autres estimations ont été réalisées chaque année en juin et en octobre, de juin 2020 à juin 2023. La topographie du profil transversal du fossé a été mesurée à l'aide d'une station totale manuelle Leica^{MD} TS-07 et de son prisme associé GPR-1. La topographie de la coupe transversale a été établie par une mesure géodésique unidimensionnelle (c'est-à-dire uniquement l'élévation) dans un intervalle de 25 cm uniquement sur le profil en travers (20 points de données par coupe transversale). Les longueurs de mesure ont été déterminées en fonction des longueurs des fossés, et les surfaces des bassins versants de chaque fossé ont été définies en se fiant sur les surfaces des terres agricoles entre les fossés (tableau G2).

Au cours de la période s'échelonnant de novembre 2019 à octobre 2020, il n'y a pas eu de contrôle rigoureux du début et de la fin de la section échantillonnée pour l'ensemble de la mesure. La longueur et la couverture de la section transversale dépendent en grande partie du jugement du géomètre. Une telle inconstance dans la section transversale du fossé crée une incertitude notable dans le résultat. Il convient également de noter qu'au cours de cette période (novembre 2019 à octobre 2020), aucune mesure de précaution n'a été mise en œuvre pour éviter que les opérations de recherche ne perturbent la géomorphologie du fossé. Par conséquent, les géomètres ont piétiné le fossé pendant leur travail (figure G2.a), ce qui a entraîné une déformation des sédiments du lit.

À partir de juin 2021, la procédure entourant la prise de mesures (figure G2.b) a été modifiée pour minimiser les problèmes susmentionnés. Des balises réfléchissantes (NuVueTM Fibreglass Driver Marker, de 208,28 cm de hauteur [82 pouces]) ont été installées à un intervalle de 80 mètres de part et d'autre du fossé (figure G2.c). Le marqueur d'allée réfléchissant contrôle l'intervalle d'échantillonnage du profil topographique du fossé (intervalle de 20 mètres). En outre, une échelle en aluminium modifiée a été utilisée comme plateforme de réglage pendant la mesure de l'élévation, ce qui a permis d'éviter toute déformation des sédiments du lit causée par la prise de mesures. Cette échelle en aluminium modifiée a également été marquée tous les 25 cm, ce qui a permis de contrôler l'intervalle des données d'élévation de la topographie transversale (intervalle de 25 cm).

Levés aériens LiDAR

Tous les fossés étudiés ont été numérisés à quatre reprises, soit en novembre 2019 (avant la tranchée), en décembre 2019 (après la tranchée), en octobre 2020 et en octobre 2021, à l'aide du système LiDAR YellowScanTM Surveyor et d'un drone DJITM Matrice 600 (figure G3.a). L'antenne GNSS in situ du système LiDAR était connectée à un récepteur GNSS SpectraTM SP80 (figure G3.b) en mode station de base. Le drone a été maintenu

dans un rayon de 2 km de la station de base et a enregistré la position du capteur LiDAR à l'aide de la méthode de positionnement cinématique post-traité (PPK).

La longueur d'onde laser du système LiDAR est de 903 nm et peut générer deux échos par tir. L'angle de balayage a été fixé à 40° (± 20°). La hauteur de vol a été contrôlée à 15 mètres au-dessus du sol. Les nuages de points 3D collectés ont une densité de points comprise entre 250 et 400 pT/m². Ces données de nuages de points ont été traitées par le logiciel YellowScan™ Cloud Station associé au capteur LiDAR pour le filtrage du bruit et la classification des nuages de points sur la base de l'ordre des échos et de la force de retour du signal. Les données traitées du nuage de points ont été utilisées pour générer un modèle numérique de terrain (MNT) avec une résolution spatiale de cinq centimètres en se fondant sur tous les points de données classifiés comme étant le sol nu.

Calcul du volume des fossés pour les levés par station totale

La définition de la surface de la section transversale du fossé échantillonné (A) se fonde sur une légère modification de Roelens et collab. (2016). La surface entre les côtés du profil de la section transversale et la ligne de projection horizontale de sa plus haute élévation a été définie comme étant la surface de la section transversale (figure G4). La position de la ligne de projection horizontale a été modifiée, passant de l'élévation maximale la plus basse du profil à l'élévation la plus haute du profil. Cela permet de surveiller les changements topographiques sur les deux côtés du fossé.

La zone située sous la projection horizontale correspond à la section transversale du fossé. Pour calculer la surface de la section transversale (A), la règle trapézoïdale a été utilisée (figure G4). L'espacement des grilles n'étant pas uniforme, la surface de la section transversale a été calculée en utilisant l'équation 1 :

$$A = \int_a^b f(x)dx = \sum_{k=1}^n \frac{f(x_{k-1}) + f(x_k)}{2} \Delta x_k \quad (1)$$

Dans laquelle :

A = la surface de la section transversale du fossé (m²)

a = le point de départ de chaque profil transversal

b = le point de fin de chaque profil transversal

x_k = la distance horizontale de chaque point mesuré par rapport au point de départ de chaque profil (m)

$f(x)$ = la distance verticale de chaque point mesuré par rapport au point d'altitude le plus élevé de chaque profil transversal (m)

k = le k_{th} du point mesuré pour chaque profil de coupe transversale

n = le nombre de points de mesure relevés pour chaque profil transversal de fossé

$\Delta x_k = x_k - x_{k-1}$ (m)

Le profil topographique du fossé a été échantillonné sous forme de coupes transversales à intervalles de 20 mètres (le nombre de coupes transversales échantillonnées varie en fonction de la longueur de chaque fossé). Le volume de chaque fossé (V) a été estimé à l'aide des équations 2 et 3 :

$$A_K = \frac{(A_i + A_{i+1})}{2} \quad (2)$$

$$V = \sum_{K=1}^{N-1} A_K \times interval \quad (3)$$

Dans lesquelles :

A_K = la surface moyenne de deux profils transversaux adjacents (m^2)

A_i = la surface du profil de la section étudiée (m^2)

$K = le K_{th}$ du profil de la section transversale calculé pour le fossé

$i = le i_{th}$ du profil de la section transversale étudié pour le fossé

V = le volume du fossé mesuré (m^3)

N = le nombre de profils transversaux de fossés étudiés pour le fossé.

Les taux de variation de volume pour le fossé et l'accumulation de sédiments ($V\%$) ont été calculés à l'aide de l'équation 4 :

$$V\% = \frac{(V_{m-1} - V_m)}{V_{m-1}} \times 100\% \quad (4)$$

Dans laquelle :

$V\%$ = le volume change le taux

V = la mesure du volume du fossé (m^3)

m = le site m_{th} de la mesure de la station totale.

Dans cette étude, l'accumulation de sédiments a été directement démontrée par le volume de sédiments. Le volume des sédiments accumulés (V_{SD}) a été déterminé par l'équation 5 :

$$V_{SD} = V_{m-1} - V_m \quad (5)$$

Dans laquelle :

V_{SD} = volume des dépôts de sédiments (m^3).

Le logiciel IBM^{MD} SPSS Statistics © (Version : 27.0.0.0) a été utilisé pour effectuer l'analyse statistique. Comme le volume initial était différent pour chaque fossé, le volume des dépôts de sédiments et les variations dans les volumes des fossés ainsi que la sédimentation ont également été considérés dans l'analyse statistique. Les résultats ont ensuite été analysés pour chaque site, à l'aide du test t pour échantillons appariés (Kim, 2015). Les données relatives aux volumes des fossés, aux volumes des dépôts de sédiments et à leurs taux de variation provenant de trois fossés sur chaque site ont été analysées par paires (comme le fossé sans bande végétative filtrante et celui où une bande de deux mètres a été aménagée). Ces données ont ensuite été analysées à l'aide d'une ANOVA à mesures répétées à deux facteurs (Dien et Santuzzi, 2005) pour déterminer comment l'efficacité des bandes végétatives filtrantes évolue au fil du temps. Dans cette recherche, le facteur intrasujet est le temps, et tous les fossés ayant la même largeur de bandes ont été définis comme étant le même sujet.

Calcul du volume des dépôts de sédiments pour les levés LiDAR

Les volumes des dépôts de sédiments ont été calculés à l'aide du MNT généré par LiDAR. En premier lieu, les points LiDAR non classés au sol (c'est-à-dire la végétation ou les entités artificielles) ont tous été supprimés. Ensuite, les points restants ont été transformés en un modèle numérique de terrain (MNT) avec une résolution spéciale de cinq centimètres, en utilisant la valeur d'élévation moyenne des points LiDAR. Ce MNT a ensuite été utilisé pour calculer le volume du fossé à l'aide de l'outil Surface-Volume conçu par ArcGISPro^{MC} d'ESRI^{MD}, qui permet de calculer le volume de la région comprise entre la surface et un plan de référence. Dans cette étude, le plan de référence a été fixé à l'altitude la plus élevée de la région sélectionnée. Les volumes des fossés correspondent au volume compris entre la surface du fossé et le plan de référence. Le volume des dépôts de sédiments (V_{SD}) a également été déterminé par l'équation 5 (tableau G5). Aucune signification statistique ($p > 0,10$) n'a été trouvée entre la largeur de la bande végétative filtrante et le changement de volume cumulé.

Comparaison entre les données de levés LiDAR et les données de levés par station totale

Les données LiDAR d'octobre 2021 ont été utilisées pour évaluer la précision du LiDAR pour la quantification des sédiments à cause de : a) l'élévation de la terre nue et b) l'estimation de la surface de la section transversale du fossé. Ces deux aspects sont des informations communes nécessaires à la quantification des sédiments dans le cadre de la méthode liée à la différence de topographie. Les données d'altitude ont été extraites du MNT généré à partir de la géolocalisation des points de contrôle au sol. Les données d'élévation ont directement été comparées aux données des points de contrôle au sol afin de réaliser l'évaluation de la précision de l'élévation de la terre nue. Après l'extraction de l'altitude de la terre nue à partir du MNT, les points d'altitude de la terre nue ont été regroupés en ensembles pour former des sections transversales de fossés. La surface de la section transversale est la surface comprise entre les profils de la section transversale et la ligne de projection horizontale de l'élévation la plus élevée de ce profil (figure G4).

Le point de contrôle au sol a été mesuré en octobre 2021. Les points de contrôle au sol ont été regroupés en ensembles de sections transversales de fossés, dans un intervalle de 80 mètres, le long de la direction longitudinale du fossé. Pour chaque ensemble de points de contrôle, des points de contrôle au sol ont été établis à des intervalles de 25 cm le long de la direction de la coupe transversale. Des marqueurs réfléchissants (NuVueTM Fiberglass Drive Marker, 208,28 cm de hauteur) ont aussi été placés comme repères de recherche sur les deux rives des fossés (figure G1.c).

La précision de la technologie LiDAR, sans modèle de correction fondé sur la régression linéaire ou traitée par un modèle de régression linéaire, a été évaluée à l'aide des indices statistiques suivants : erreur quadratique moyenne (EQM) (équation 5.1), erreur absolue moyenne (EAM) (équation 5.2), erreur relative (équation 5.3) et coefficient de détermination (R^2) (équation 5.4) :

$$EQM = \sqrt{\frac{(\sum X_{lidar} - X_{référence})^2}{n}} \quad 5.1$$

$$EAM = \frac{\sum |X_{lidar} - X_{référence}|}{n} \quad 5.2$$

$$Erreur\ relative = \frac{1}{n} \left(\frac{|X_{lidar} - X_{référence}|}{X_{référence}} \right) \quad 5.3$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum (X_{lidar} - \bar{X}_{lidar})(X_{référence} - \bar{X}_{référence})}{\sqrt{\sum (X_{lidar} - \bar{X}_{lidar})^2 (X_{référence} - \bar{X}_{référence})^2}} \right)^2 \quad 5.4$$

Où :

EQM = erreur quadratique moyenne

EAM = erreur absolue moyenne

R^2 = coefficient de détermination

X_{lidar} = l'altitude (m) ou la surface de la section transversale (m²) des données LiDAR ou des données LiDAR corrigées à partir du mode fondé sur la régression linéaire.

$X_{référence}$ = l'altitude (m) ou la surface de la section (m²) de la donnée de référence

n = le nombre de points de données

Le paramètre d'évaluation (tableau G6) pour l'élévation de la terre nue et la surface de la section transversale du fossé mesurée par le LiDAR monté sur un drone présentent une erreur de 10 à 20 cm (à la fois sur l'EQM et l'EAM) par rapport aux données de contrôle au sol, mesurées par la station totale. Ce niveau de précision au décimètre près est très éloigné de la précision de cinq centimètres annoncée par le fabricant sur le site *RMSE*. Cette différence suggère que les performances du système LiDAR sont entravées dans ces conditions de levé. Étant donné que toutes les études ont été réalisées en l'absence d'eau dans le fossé de drainage, la densité de la végétation qui s'y trouve peut expliquer la différence. Les données relatives à la section transversale des fossés présentent un résultat similaire, avec une erreur de 18 à 24 % entre les données LiDAR et les points de contrôle au sol. Un modèle de correction d'erreur LiDAR fondé sur la régression linéaire est ensuite mis en œuvre dans la base de données d'élévation LiDAR en utilisant le calcul suivant (équation 6) :

$$Z_{correction} = a \times Z_{LiDAR} + b \quad (6)$$

Dans lequel :

$Z_{correction}$ = les données d'élévation après le modèle de correction d'erreur (m)

Z_{LiDAR} = les données d'élévation LiDAR (m)

a, b = les paramètres de correction propres au site

Les valeurs des paramètres de correction (a, b) ont été déterminées en ajustant un modèle de régression linéaire (équation 6) entre le modèle LiDAR de la terre nue et le point de contrôle au sol (GCP) de chaque site étudié. Le paramètre d'interception de ce modèle de régression linéaire (β_0) a été défini comme paramètre de correction (a) dans l'algorithme de correction LiDAR fondé sur la régression linéaire. Le paramètre d'interception (β_1) a été défini comme le paramètre de correction (b) dans l'algorithme de correction LiDAR (équation 7) :

$$Z_{GCP} = \beta_0 + \beta_1 \times Z_{LiDAR} \quad (7)$$

Où :

Z_{GCP} = les données d'élévation du point de contrôle au sol (m)

Z_{LiDAR} = les données d'élévation LiDAR (m)

β_0 = le paramètre d'interception pour le modèle de régression linéaire

β_1 = le paramètre du coefficient du modèle de régression linéaire

Ce modèle de correction d'erreur LiDAR fondé sur la régression linéaire (équation 7) a été évalué selon les mêmes critères (l'élévation de la terre nue et la surface de la section transversale) que les données LiDAR non corrigées et en utilisant la même méthode d'extraction de données (tableau G7).

L'amélioration de la précision peut être observée dans l'élévation corrigée, où la plus grande observation de précision est démontrée sur le site YAM, où l'EQM et l'EAM ont diminué de moitié. Une petite amélioration a été enregistrée sur le site BDF, car l'EQM a diminué de 0,3 cm. Cependant, avec la corrélation linéaire, l'erreur d'élévation sur la terre nue reste à un niveau de l'ordre du décimètre, ce qui est loin des performances théoriques du capteur LiDAR. On observe donc une diminution de la précision de l'estimation de la surface de la section transversale lors de l'utilisation du modèle de correction. Outre le site BDF, qui bénéficie d'une légère amélioration globale de ses indices d'évaluation, tous les autres sites subissent une augmentation mineure des erreurs (0,6 % à 1 % d'augmentation). Ces résultats suggèrent que cette méthode de correction statistique a un effet limité sur la correction des erreurs LiDAR, ce qui indique que le post-traitement du nuage de points LiDAR classifié a obtenu un rendement minimal, voire négatif, et qu'une modification physique du système LIDAR ou une amélioration algorithmique du logiciel de traitement des données brutes (c'est-à-dire le filtrage du bruit et la catégorisation des points de données) est nécessaire pour accroître la précision du système LiDAR.

Résultats

L'objectif principal de cette recherche était d'évaluer l'efficacité d'une bande végétative filtrante pour réduire les dépôts de sédiments dans un fossé de drainage agricole situé le long du littoral dans la région du LSP, au Québec. Les données de volume mesurées par la station totale à différents moments ont démontré que tous les fossés des sites expérimentaux ont accumulé des sédiments tout au long de l'expérience (tableau G3). Le volume de sédiments présent dans les fossés varie de 152,5 à 419,4 m³ au fil des années. Nous avons retrouvé la plus grande accumulation de sédiments dans la région de STC, dans un fossé près duquel aucune bande végétative filtrante n'avait été aménagée. Celui qui a enregistré la moins grande quantité de sédiments se trouvait dans la région de YAM, où il y avait une bande végétative filtrante de quatre mètres. Il n'y a pas eu d'interaction statistiquement significative ($P > 0,10$) entre le temps et la largeur des bandes après l'analyse de tous les volumes de fossés de mesures différentes par une ANOVA à mesures répétées à deux facteurs, ce qui montre que l'efficacité des bandes végétatives filtrantes n'a pas changé de façon importante au fil du temps dans la zone littorale du LSP.

Cependant, en considérant les données annuelles du volume de dépôt de sédiments dans les fossés pour tous les sites dans le test t pour échantillons appariés, l'accumulation de sédiments dans les fossés où il y avait une bande végétative filtrante à proximité était beaucoup moins élevée que ceux où il n'y avait pas de bande ($P < 0,10$). Cela indique que les bandes végétatives filtrantes peuvent réduire les dépôts de sédiments dans les fossés de drainage agricoles de la zone étudiée. L'accumulation moyenne de sédiments dans chacun des fossés près desquels était aménagée une bande de deux mètres et de quatre mètres était de 101,71 et de 91,47 m³ par année, ce qui correspond à une réduction de 21,4 % et de 37,9 %, respectivement, par rapport aux fossés de contrôle sans bande (tableau G4). Il n'y a aucune différence importante dans le dépôt de sédiments entre les fossés où une bande de deux mètres a été aménagée et ceux à proximité de la bande de quatre mètres, et ce, pour tous les sites ($P > 0,10$), ce qui démontre que la bande végétative filtrante de deux mètres et celle de quatre mètres ont eu des effets similaires. Toutefois, l'accumulation de sédiments dans les fossés où la bande mesurait quatre mètres était 10 % inférieure à celle des fossés avec bande de deux mètres.

De plus, les volumes annuels de dépôt de sédiments pour chaque fossé varient (tableau G4). Dans cette étude, la durée moyenne pour remplir complètement de sédiments les fossés avec bande végétative filtrante (100 %) était de 11,9 ans, allant de 8,2 ans à 22,9 ans. Pour les fossés sans bande végétative filtrante, la moyenne était de 9,3 ans, allant de 8,0 ans à 11,4 ans (tableau G8). Toutefois, les agriculteurs ne procèdent pas au dragage tant que les fossés ne sont pas complètement obstrués (100 %). En supposant que le dragage doit être effectué lorsque 70 % du volume du fossé est rempli de sédiments, le nombre d'années pour chaque dragage est estimé à 6,50, 6,72 et 9,91 ans pour des largeurs de bandes filtrantes de zéro, de deux et de quatre mètres, respectivement. La plus grande quantité de sédiments dans les fossés a été enregistrée de juin 2021 à juin 2022. Le dépôt moyen, de juin 2021 à juin 2022, était de 135,38 m³, contre 103,25 m³ de juin 2020 à juin 2021 et de

75,69 m³ de juin 2022 à juin 2023. La quantité totale de précipitations enregistrée de juillet 2021 à juin 2022 a été de 899,3 mm, soit les moins abondantes par rapport à ce qui avait été enregistré durant les mêmes mois de 2020 à 2021 et de 2022 à 2023 (1068,2 mm et 1082,6 mm, respectivement) à la station météorologique de Pierreville (46° 05' N, 72° 50' O). De plus, le niveau moyen d'eau au printemps (mars-avril) du LSP a atteint son maximum durant la période d'expérimentation en 2022, soit 1,93 m, soit le niveau plus élevé, comparativement à 1,30 m et 1,73 m durant la même période en 2021 et en 2023, respectivement, à la station du LSP (46° 11' N, 72° 53' O). Probablement que lors d'une année plus sèche (2022), il y a moins de sédiments qui sont entraînés vers le lac à partir des fossés. Entre-temps, davantage de sédiments ont été entraînés vers le fossé par la crue printanière la plus importante de 2022. Les données de sédimentation sur le terrain ont montré une grande incohérence et une grande variation. Par exemple, la bande végétative filtrante de deux mètres a démontré des effets contradictoires sur trois sites – elle a légèrement fait augmenter l'accumulation de sédiments à YAM et l'a réduit à STC et BDF, ce qui peut être dû à la faible croissance de la bande de deux mètres à YAM. Le fossé où il y avait une bande de quatre mètres sur le site YAM a enregistré le volume de sédiments le plus élevé des trois fossés, et ce, de juin 2020 à juin 2021, sans explications.

Comme le montre la figure G5 (zéro mètre sur l'axe des x est le point de départ en amont), le taux de variation annuelle du volume du fossé, qui est défini comme la variation du volume du fossé (volume de sédiments) divisée par le volume initial du fossé, a généralement augmenté le long de ce dernier, de l'amont vers l'aval, ce qui suggère que le dépôt de sédiments à différentes longueurs de fossé a démontré une variabilité spatiale. Une analyse des tendances suggère qu'il existe une corrélation positive entre le taux de variation du volume des fossés et la distance pour tous les fossés, à l'exception du fossé où la bande végétative filtrante était de deux mètres. Il indique qu'à YAM et STC, le taux de variation du volume du fossé augmente avec la longueur du fossé, à un taux de sédimentation plus élevé en aval qu'en amont. En ce qui concerne la différence de taux de variation du volume des fossés, les fossés sans bande végétative filtrante ont également démontré une tendance similaire à celle des fossés avec une bande de quatre mètres, ce qui suggère que la bande végétative filtrante n'a pas modifié la relation amont-aval en ce qui a trait au volume de sédiments, bien que la bande ait généralement réduit l'accumulation de sédiments dans les fossés.

LiDAR (détection et estimation de la distance par la lumière) est une technologie de télédétection qui collecte des mesures géodésiques tridimensionnelles très précises et qui génère des données qui couvrent la topologie des fossés. Cependant, les performances du LiDAR sous une végétation dense sont encore très variables. Cette variabilité pourrait être préjudiciable dans les études sur les bandes végétatives filtrantes. Par conséquent, une étude de l'évolution du volume des sédiments dans les fossés sur deux ans a été réalisée à l'aide d'un système LiDAR monté sur un drone ainsi qu'une analyse de la précision de l'utilisation d'un système LiDAR monté sur un drone dans l'évaluation d'un fossé de drainage littoral à végétation dense. La précision de l'élévation et de la section transversale du système LiDAR a été évaluée en comparant les données de levé LiDAR aux données

topographiques mesurées par la station totale. En outre, un algorithme de correction des données LiDAR fondé sur la régression linéaire a été proposé et mis en œuvre pour explorer le potentiel des données de la technologie LiDAR montée sur des drones. L'algorithme de correction par régression linéaire n'a eu qu'un effet limité sur l'amélioration du système LiDAR dans un environnement à végétation dense.

Conclusions et recommandations

Dans cette étude, il a été démontré que les bandes végétatives filtrantes réduisent l'accumulation de sédiments dans les fossés de drainage agricole dans la zone littorale du LSP, selon les relevés de la station totale. Tout au long de l'expérience, les bandes végétatives filtrantes de deux mètres ont affiché des taux d'élimination des sédiments de -5,5 %, de 23,6 % et de 34,4 %, respectivement, par rapport aux bandes de contrôle. Le fossé équipé de ce type de bandes végétatives filtrantes à YAM contenait plus de dépôts (4,9 m³ par année). Pour STC et BDF, la bande végétative filtrante de deux mètres a permis de réduire le volume des sédiments de 33,0 et de 54,8 m³ par année ($p < 0,10$). La bande végétative filtrante de quatre mètres a quant à elle réduit l'accumulation de sédiments de 42,9 %, de 25,9 % et de 24,6 % par rapport aux zones de contrôle ($p < 0,10$). La bande de quatre mètres a présenté un taux d'élimination similaire sur les trois sites, diminuant le volume de 38,2, de 36,2 et de 39,2 m³ par année. En outre, plus la largeur de la bande augmentait, plus la réduction moyenne du volume de sédiments était importante. La bande de quatre mètres a réduit l'accumulation de sédiments de 10,1 % de plus que celle de deux mètres. Cependant, les bandes végétatives filtrantes n'ont pas réussi à empêcher le dépôt de sédiments en dehors de la saison de végétation ($p > 0,10$). Trois fossés munis de bandes ont affiché une diminution moyenne de 32,7 % du volume de sédiments en dehors de la saison de végétation par rapport au volume de sédiments pendant la saison de végétation. En revanche, trois fossés munis de bandes végétatives filtrantes ont eu tendance à accumuler plus de sédiments en dehors de la saison de végétation, soit 6,7 %, 13,4 % et 15,3 % de plus, respectivement. En supposant que les fossés doivent être dragués lorsque 70 % de leur volume est rempli de sédiments, le nombre d'années pour chaque dragage est estimé à 6,50, 6,72 et 9,91 ans pour des bandes végétatives filtrantes de zéro, deux et quatre mètres, respectivement.

Dans les futures études, il conviendrait de considérer la densité de la végétation dans le fossé comme un facteur influant sur les performances des bandes végétatives filtrantes, en particulier pendant les saisons de végétation. Le système LiDAR monté sur un drone a une précision de l'ordre du décimètre, et l'estimation de la surface de la section transversale n'est pas suffisante pour surveiller l'accumulation de sédiments. Par conséquent, la priorité absolue, pour la technologie LiDAR montée sur des drones pour faire la surveillance de l'accumulation de sédiments, est de développer un système robuste et efficace de filtrage des points de données LiDAR et d'identification de la terre nue. L'objectif est d'amener les performances de filtrage de la végétation pour qu'elles conviennent aux conditions de végétation dense dans la zone littorale. L'étude souligne également l'importance d'un suivi continu et de recherches supplémentaires afin de mieux comprendre les effets à long terme

des bandes végétatives filtrantes. Il est également important de tenir compte des défis pratiques associés à leur aménagement dans des environnements agricoles réels, en raison des quantités considérables de terres et de la gestion nécessaire de la végétation.

Bibliographie

- Baltensweiler, A., Walthert, L., Ginzler, C., Sutter, F., Purves, R.S. et M. Hanewinkel (2017). « Terrestrial laser scanning improves digital elevation and topsoil pH modelling in regions with a complex topography and dense vegetation », *Environmental Modelling & Software* 95, p. 13-21.
- Bowmer, K. H., Bâle, M. et J. Roberts (1994). « Potential use of irrigation drains as wetlands », *Water Science and Technology* 29(4), p. 151-158.
- Cahoon, D.R. et D.J. Reed (1995). « Relationships among marsh surface topography, hydroperiod, and soil accretion in a deteriorating Louisiana salt marsh », *Journal of Coastal Research*, p. 357-369.
- Dien, J. et A. M. Santuzzi (2005). « Application of repeated measures ANOVA to high-density ERP datasets: A review and tutorial », *Event-related potentials: A methods handbook*, p. 57-82.
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J. et D. Trévisan (2006). « The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics: A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France », *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117 (1), p. 4-21.
- Hatchett, B., Hogan, M. et M. Grismer (2006). « Mechanized mastication effects on soil compaction and runoff from forests in the Western Lake Tahoe Basin », *California Agriculture* 60(2), p. 77-82.
- Hudon, C. et R. Carignan (2008). « Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(6), p. 1165-1180.
- Jiang, C., Admirateur, X., Cui, G. et Y. Zhang (2007). *Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China*, Springer, p. 319-327.
- Jin, C.X. et M. Römken (2001). « Experimental studies of factors in determining sediment trapping in vegetative filter strips », *Transactions of the ASAE*, 44 (2), p. 277.
- Kim, T. K. (2015). « T test as a parametric statistic », *Korean Journal of Anesthesiology*, 68(6), p. 540-546.
- Le Nguyen, H.T. et HP Vo Luong (2019). « Erosion and deposition processes from field experiments of hydrodynamics in the coastal mangrove area of Can Gio, Vietnam », *Oceanologia* 61(2), p. 252-264.
- Leonard, L.A. (1997). « Controls of sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina », *Wetlands* 17(2), p. 263-274.
- Leonard, L.A. et M.E. Luther (1995). « Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies », *Limnology and oceanography* 40(8), p. 1474-1484.
- Munoz-Carpena, R., Parsons, J.E. et J.W. Gilliam (1999). « Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips », *Journal of Hydrology* 214 (1-4), p. 111-129.
- Palinkas, C.M. et K.A.M. Engelhardt (2019). « Influence of Inundation and Suspended-Sediment Concentrations on Spatiotemporal Sedimentation Patterns in a Tidal Freshwater Marsh », *Wetlands* 39(3), p. 507-520.

- Parmeland, E. (1995). « Zone tampon et pollution diffuse dans le bassin versant du Léman. Typologies des structures du paysage potentiellement efficaces dans la lutte contre la pollution diffuse », 56, DEA, Université de Savoie, Chambéry.
- Rein, F. A. (1999). « An economic analysis of vegetative buffer strip implementation. Case study: Elkhorn Slough, Monterey Bay, California », *Coastal Management*, 27(4), p. 377-390.
- Roelens, J., Dondeyne, S., Van Orshoven, J. et J. Diels (2016). « Extracting cross sections and water levels of vegetated ditches from LiDAR point clouds », *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 53, p. 64-75.
- Rondeau, B., Cossa, D., Gagnon, P. et L. Bilodeau (2000). « Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada », *Hydrological Processes* 14(1), p. 21-36.
- Smith, D. R. et E.A. Pappas (2007). « Effect of ditch dredging on the fate of nutrients in deep drainage ditches of the Midwestern United States », *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(4), p. 252-261.

Figures et tableaux G

Tableau G1. Périodes couvertes par les recherches

Méthode de recherche	Périodes de recherche							
	2019.11 (BT ^[a])	2019.12 (AT ^[a])	2020.06	2020.10	2021.06	2021.10	2022.06	2023.06
LiDAR	Levé LiDAR 1	Levé LiDAR 2	Levé LiDAR 3		Levé LiDAR 4		Pas de levé LiDAR	Pas de levé LiDAR
Station totale	Levé topographique 1 (Profil aléatoire)	Levé topographique 2 ^[b] (Profil aléatoire)	Levé topographique 3 (Profil aléatoire)	Levé topographique 4 (Profil aléatoire)	Levé topographique 5 (Profil fixe)	Levé topographique 6 (Profil fixe)	Levé topographique 7 (Profil fixe)	Levé topographique 8 (Profil fixe)

^[a] BT = avant de creuser la tranchée, AT = après avoir creusé la tranchée.

^[b] Le relevé topographique 2 est incomplet en raison des conditions météorologiques extrêmes de l'hiver.

Tableau G2. Longueur du fossé utilisée pour le calcul. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Site	YAM			STC			BDF		
Largeur de la bande végétative filtrante	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m	0 m	2 m	4 m
Longueur (m)	610	635	600	830	825	845	1025	1040	1020
Surface du bassin versant (m ²)	30 500	36 195	30 000	42 330	34 650	42 250	66 625	68 640	73 440
Gradient du fossé	0,00219	0,00193	0,00163	0,00095	0,00116	0,00072	0,00038	0,00112	0,00068

Tableau G3. Volume des fossés selon les relevés de la station totale tout au long de l'expérience. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de St Cuthbert, et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Nom du site	Largeur de la bande végétative filtrante (m)	Longueur du fossé (m)	Volume du fossé (m ³)					Volume de sédiments (juin 2020 – juin 2023) (3)
			Juin 2020	Juin 2021	Oct. 2021	Juin 2022	Juin 2023	
YAM	0	610	1016,63	911,83	854,17	794,73	749,54	267,09
	2	635	767,82	680,35	608,63	515,49	486,09	281,73
	4	600	1162,23	1004,66	956,31	951,72	1009,73	152,50
STC	0	830	1121,76	1024,27	912,74	818,77	702,33	419,43
	2	825	1046,7	958,74	870,03	810,26	726,34	320,36
	4	845	895,98	811,8	747,73	673,82	585,23	310,75
BDF	0	1025	*Insuffisant	1339,3	1254,17	1157,59	1020,89	318,41
	2	1040	profil	1129,1	1042,62	999,23	920,25	208,85
	4	1020	chiffres	1318,31	1279,61	1238,3	1078,34	239,97

* Il n'y a pas assez de données sur les profils pour déterminer le volume des fossés. En effet, seuls les 580 premiers mètres de fossés d'une longueur de 1000 mètres ont été mesurés à BDF en juin 2020.

Tableau G4. Volume annuel de sédiments selon les relevés de la station totale tout au long de l'expérience. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Nom du site	largeur de la bande végétative filtrante (m)	Volume de sédiments (m ³)			
		2020.6 – 2021.6	2021.6 – 2022.6	2022.6 – 2023.6	Moyenne
YAM	0	104,8	117,1	45,19	89,03
	2	87,47	164,86	29,4	93,91
	4	157,57	52,93	-58,01	50,83
STC	0	97,49	205,5	116,44	139,81
	2	87,96	148,48	83,92	106,79
	4	84,18	137,97	88,59	103,58
BDF	0	Insuffisant	181,71	136,7	159,21
	2	profil	129,87	78,98	104,43
	4	chiffres	80,02	159,96	119,99
Moyenne	0	101,15	168,10	99,44	129,35
	2	87,72	147,74	64,10	101,71
	4	120,88	90,31	124,28	91,47
	_Tous	103,25	135,38	75,69	107,51

* Une valeur négative indique qu'une érosion s'est produite au cours de cette période.

Tableau G5. Volume de sédiments selon les levés LiDAR tout au long de l'expérience. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Site	Largeur de la Bande végétative filtrante (m)	Volume de sédiments (m ³)		
		2019.12 – 2020.10	2020.10 – 2021.10	Total
YAM	0	S. O.	1094,07	S. O.
	2	-97,19	1461,48	1364,29
	4	384,56	1425,75	1810,31
STC	0	1305,47	551,69	1857,16
	2	511,29	1281,95	1793,24
	4	225,02	1863,33	2088,34
BDF	0	1819,35	1812,36	3631,71
	2	661,36	2724,02	3385,38
	4	549,37	2424,87	2974,24

* L'emplacement du fossé YAM muni d'aucune bande végétative filtrante (zéro mètre) a été déplacé à l'est en 2020 en raison de la végétation dense du fossé d'origine.

Tableau G6. Paramètres d'évaluation des données d'élévation et de coupe transversale entre le LiDAR et les points de contrôle au sol. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Paramètre de corrélation entre le LiDAR et les points de contrôle au sol										
Site	Données d'élévation				Données sur la surface de la coupe transversale					
	N	EQM (m)	EAM (m)	R ²	Erreur relative	n	EQM (m ²)	EAM (m ²)	R ²	Erreur relative
BDF	827	0,092	0,209	0,551	0,036	37	0,077	0,2	0,2	0,1
STC	640	0,054	0,177	0,884	0,029	32	0,033	0,1	0,6	0
YAM	460	0,038	0,166	0,951	0,029	23	0,011	0,1	0,6	0

Tableau G7. Paramètres d'évaluation pour les données d'élévation et de coupe transversale après la correction du modèle de base par régression linéaire. YAM : site près de Yamachiche, STC, site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Paramètre de corrélation entre le LiDAR et les points de contrôle au sol après la correction du modèle fondé sur la régression linéaire										
Site	Données d'élévation				Données sur la surface de la coupe transversale					
	n	EQM (m)	EAM (m)	Erreur relative	n	EQM (m ²)	EAM (m ²)	Erreur relative		
BDF	827	0,077	0,206	0,035	37	0,221	0,381	0,193		
STC	640	0,033	0,13	0,022	32	0,091	0,241	0,254		
YAM	460	0,011	0,082	0,015	23	0,241	0,254	0,184		

Tableau G8. Estimation de la durée du dragage des fossés. YAM : site près de Yamachiche, STC : site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

Nom du site	Largeur de la bande végétative filtrante (m)	Estimation du temps de dragage des fossés (années)			
		100 % obstrué	90 % obstrué	80 % obstrué	70 % obstrué
YAM	0	11,42	10,28	9,14	7,99
	2	8,18	7,36	6,54	5,72
	4	22,86	20,58	18,29	16
STC	0	8,02	7,22	6,42	5,62
	2	9,8	8,82	7,84	6,86
	4	8,65	7,78	6,92	6,05
BDF	0	8,41	7,57	6,73	5,89
	2	10,81	9,73	8,65	7,57
	4	10,99	9,89	8,79	7,69
Moyenne	0	9,28	8,36	7,43	6,50
	2	9,60	8,64	7,68	6,72
	4	14,17	12,75	11,33	9,91

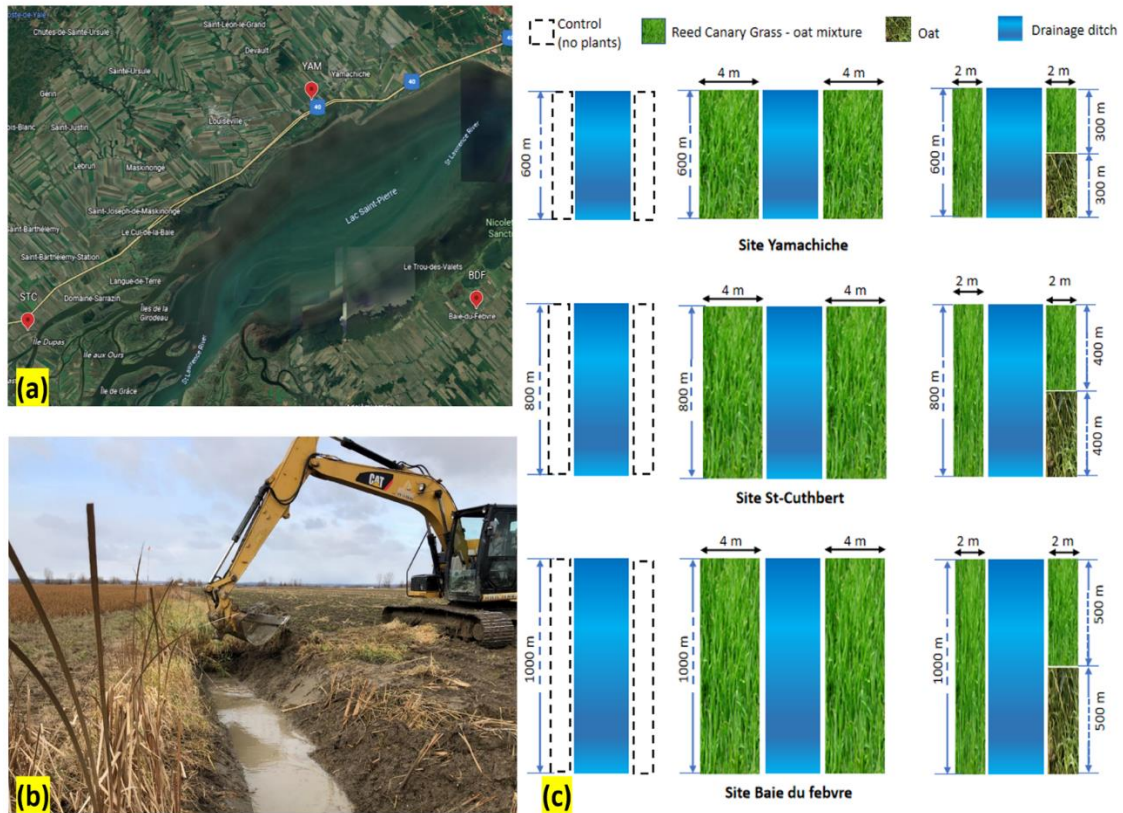


Figure G1. L'emplacement des trois sites d'expérimentation (a), le processus de dragage en 2019 (b) et la disposition des bandes végétatives filtrantes (c). Le site près de Yamachiche est nommé YAM; le site près de Saint Cuthbert, STC; et le site près de Baie-du-Febvre, BDF.

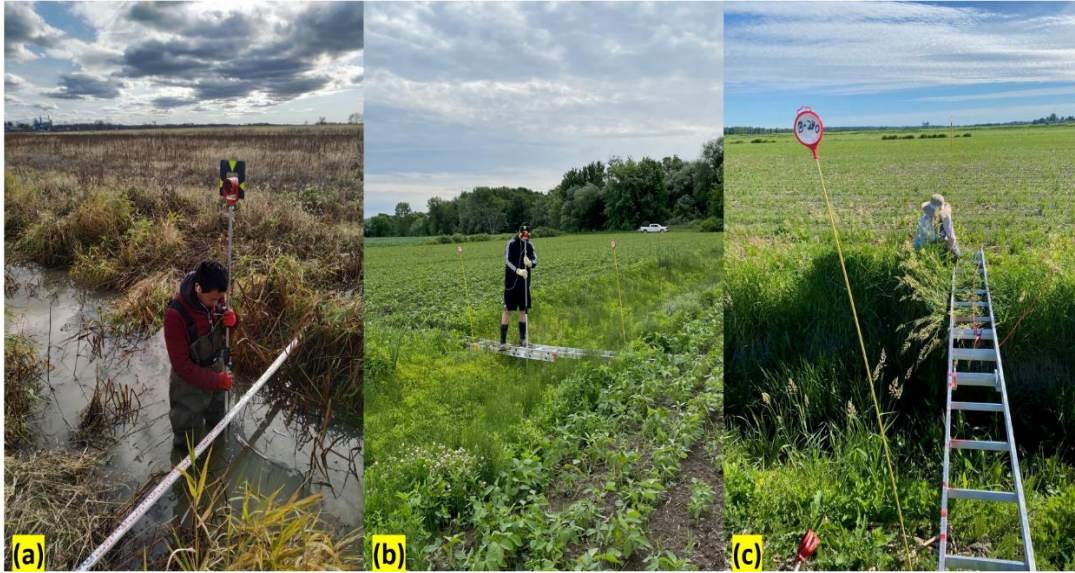


Figure G2. Exemple d'opération en période de recherche : nov. 2019 à oct. 2020 (a), exemple d'opération en période de recherche : mai 2021 à juin 2023 (b), échelle en aluminium et réflecteur d'allée utilisés (c).



Figure G3. Capteur LiDAR et sa plateforme de drone (a), configuration de la station de base GNSS (b).

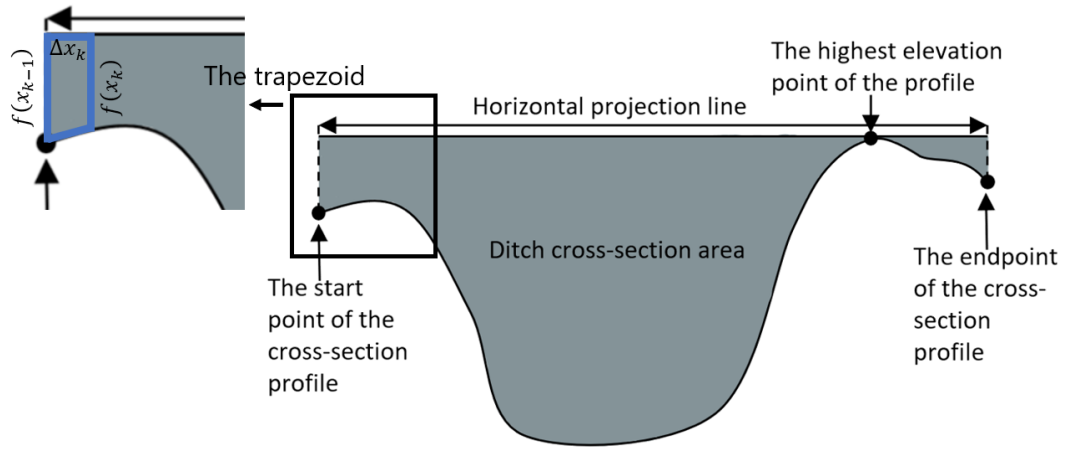


Figure G4. Définition de la section transversale.

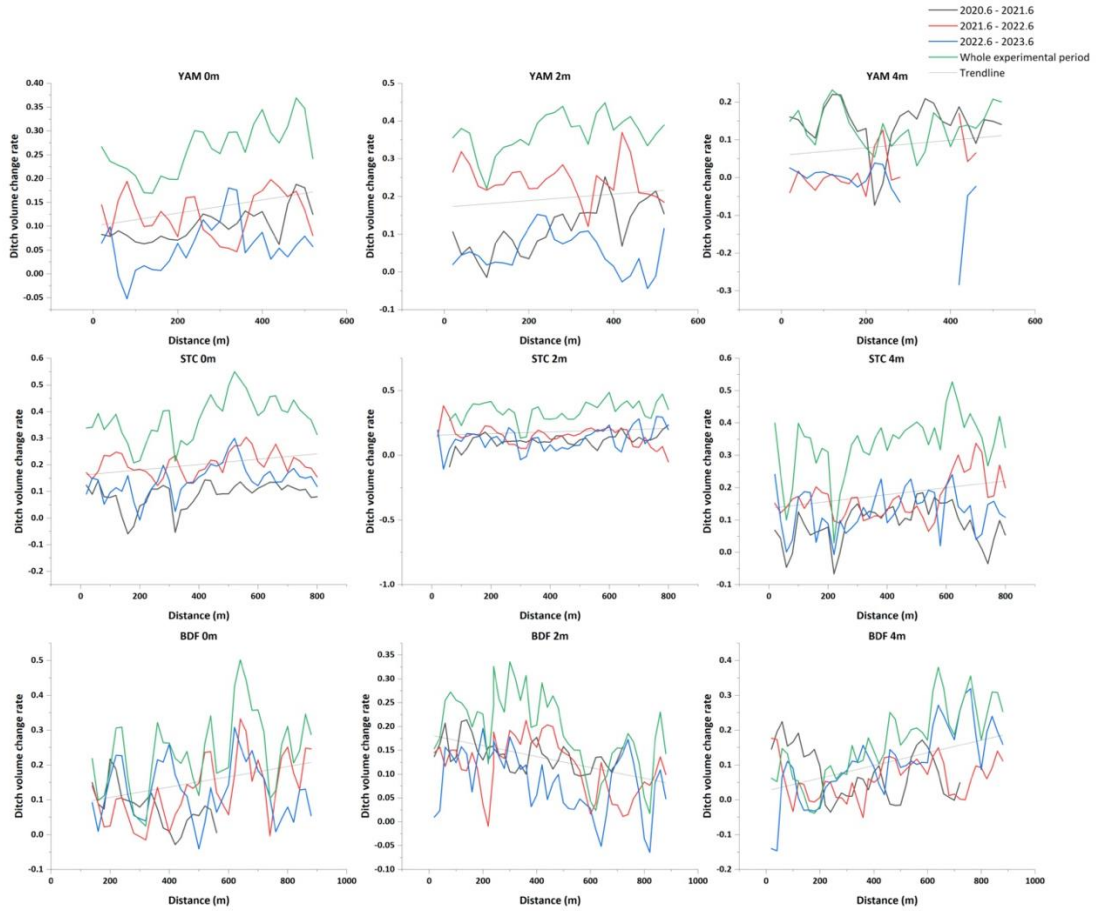


Figure G5. Taux de variation du volume du fossé (variation du volume divisée par le volume initial) le long de chaque fossé (zéro, deux et quatre mètres représentent la largeur de la bande végétative filtrante). Sur l'axe des x, zéro mètre est le point de départ à partir de la partie des fossés située en amont. YAM : site près de Yamachiche, STC, site près de Saint Cuthbert et BDF : site près de Baie-du-Febvre.

H - INTERACTIONS ENTRE LES INONDATIONS ET LA GESTION DES SOLS CULTIVÉS EN ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE SUR LA SOLUBILITÉ ET LA RÉTENTION DU PHOSPHORE, DE L'AZOTE ET DU CARBONE DANS LE SOL

CYNTHIA KALLENBACH (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Éléments nutritifs du sol et cycle du carbone

Principaux collaborateurs

Anne Vanasse (Université. Laval), Zhiming Qi (Université. McGill), Christian von Sperber (Université. McGill), Vincent Maire (UQTR), ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) et Rachael Harman-Denhoed (Université. McGill)

Résumé des travaux de recherche

- Généralement, la variabilité élevée et le faible nombre de répétitions des traitements du gradient d'utilisation des terres ont entraîné peu d'effets significatifs sur les paramètres étudiés.
- Les différences dans les éléments nutritifs du sol (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), le carbone (C) et les activités enzymatiques extracellulaires microbiennes variaient en importance selon le secteur du littoral.
- Les activités enzymatiques du sol étaient plus élevées dans les forêts naturelles et les prairies naturelles.
- Le NH_4^+ du sol augmentait avec la diminution des perturbations et le PO_4^{3-} le plus élevé se trouvait dans les champs agricoles.
- Les zones d'élévation représentant les zones de basse et de haute exposition aux crues ne correspondaient pas aux différences d'humidité du sol. Par ailleurs, aucune différence entre les zones d'élévation n'a été observée relativement à la dynamique des éléments nutritifs du sol et du carbone.
- L'humidité du sol était positivement corrélée avec les enzymes du sol et les concentrations de nutriments les plus élevées se trouvaient dans les sites forestiers et de prairies naturelles.
- Nous n'avons trouvé aucun impact d'une régie améliorée sur les éléments nutritifs du sol, du carbone ou des activités enzymatiques, sauf pour le NO_3^- du sol en juin 2022.
- La vieille prairie ressemblait davantage aux sites naturels de forêts et de prairies naturelles qu'aux sites agricoles en ce qui concerne les éléments nutritifs et les activités enzymatiques

Mise en contexte

L'inondation régulière des champs agricoles du littoral du lac Saint-Pierre (LSP) modifie les conditions chimiques du sol qui peuvent provoquer un rejet d'azote (N) et de phosphore (P), ce qui peut faire augmenter les apports d'azote et de phosphore dans le LSP. Ces conditions peuvent affecter la qualité de l'eau et entraîner des conséquences négatives pour les populations de perchaudes et d'autres espèces de poissons. De plus, pendant les inondations, l'azote et le phosphore peuvent quitter les champs par ruissellement de surface. En effet, les eaux de surface des champs agricoles inondés sont souvent chargées de sédiments, en particulier en l'absence de couvert végétal. Cette charge sédimentaire peut avoir de fortes concentrations en azote et en phosphore, ce qui peut représenter potentiellement une source importante de pollution diffuse dans les eaux du LSP. Par ailleurs, au fur et à mesure que la crue se retire, certaines pertes peuvent se poursuivre par lessivage, notamment de nitrate (NO_3^-) et de phosphore soluble vers la nappe phréatique peu profonde. Les inondations peuvent donc non seulement avoir un impact sur la perte de nitrate et de phosphore du sol pénétrant dans les plans d'eau voisins, mais aussi augmenter la disponibilité pour les plantes cultivées de ces éléments nutritifs qui se déplacent à travers le profil du sol (Baldwin et al., 2000). Concernant le phosphore, bien qu'il ne soit généralement pas considéré comme mobile dans le sol, les inondations créent plus de conditions chimiques réduites (potentiel d'oxydoréduction dans le sol plus faible), ce qui en augmente la solubilité et donc la mobilité (Scalenghe et al., 2002). Suivant le retrait de l'eau, lorsque le sol sèche, les conditions d'oxydoréduction dans le profil du sol changent et le phosphore se fixe à nouveau aux particules du sol et redevient immobile, ce qui réduit les risques de lessivage.

L'une des stratégies pour minimiser la mobilité de l'azote et du phosphore pendant la période d'inondation consiste à augmenter la quantité et la présence de végétation autour et à l'intérieur du champ. L'augmentation de la présence de biomasse végétale et racinaire peut ralentir le mouvement de l'eau et des sédiments, limiter le lessivage de NO_3^- et augmenter l'oxydation du sol, ce qui pourrait réduire la solubilité du phosphore dans la zone racinaire. De plus, les racines et les microbes assimilent l'azote et le phosphore dans leur biomasse, immobilisant temporairement ces composés. L'utilisation de cultures de couverture et de bandes pérennes s'est révélée efficace pour la rétention de l'azote et du phosphore dans les sols d'autres écosystèmes (Abdalla et al., 2019 ; Habibiandehkordi et al., 2019).

En plus de la dynamique de l'azote et du phosphore dans les champs du littoral, les inondations peuvent influencer la mobilité et la rétention du carbone du sol. De façon semblable au phosphore, une grande partie du carbone du sol est séquestrée dans les minéraux du sol, mais il peut entrer dans la phase dissoute lors des inondations (Lieberman et al., 2023). La perte de carbone dissous pourrait avoir des conséquences négatives sur la santé du sol, car elle est étroitement liée à la rétention et à la disponibilité du carbone dans le sol. De plus, les contaminants tels que les pesticides sont souvent chélatés avec le carbone dissous. Pour cette raison, minimiser le transport de carbone peut réduire le transport de contaminants vers les plans d'eau (Lie et al., 2005). On considère que les interactions entre les inondations et la biomasse végétale et racinaire (présente ou non) peuvent avoir un impact sur la mobilité du carbone du sol.

Les interactions entre la variabilité des inondations et les pratiques agricoles dans le champ ont été examinées dans le contexte de l'écosystème particulier du littoral du LSP. Dans le cadre de notre étude, la dynamique des nutriments (azote et phosphore) et du carbone a été étudiée le long du gradient d'intensité d'utilisation des terres établi dans le projet à grande échelle du Pôle, soit les cultures de maïs et de soya sous régie conventionnelle et régie améliorée ainsi que les prairies (jeunes champs établis depuis moins de trois ans et champs établis depuis plusieurs années) comparées à des milieux naturels (prairie humide et forêt) (figure 1 ; annexe B, tableau B1).

Nos travaux permettront d'éclairer les producteurs agricoles à propos des pratiques bénéfiques à employer, aussi bien en ce qui concerne l'impact de la fertilisation avec de l'azote et du phosphore dans l'écosystème que le choix des cultures et des cultures de couverture pour augmenter la rétention des nutriments (azote et phosphore) ainsi que du carbone dans les champs et diminuer leur rejet vers le LSP.

Objectifs

L'objectif général du projet est de caractériser la dynamique de l'azote inorganique et organique, du phosphore et du carbone organique selon un gradient d'intensité d'utilisation des terres en zone littorale du LSP.

Nos objectifs spécifiques sont les suivants :

1. Caractériser la variabilité temporelle, au printemps, en été et en automne, ainsi que la variabilité spatiale de l'azote, du phosphore et du carbone en fonction de différents niveaux d'élévation au sein des champs agricoles et milieux naturels à l'étude ;
2. Déterminer comment les cycles de l'azote, du phosphore et du carbone et leurs réservoirs diffèrent en fonction de l'utilisation des terres et de la variabilité saisonnière ;
3. Étudier comment l'azote, le phosphore et le carbone changent à travers le profil de sol en fonction de l'utilisation des terres ;
4. Déterminer la variabilité du rendement du maïs et du soya à différents niveaux d'élévation.

Nous émettons l'hypothèse que les cultures pérennes telles que les prairies seront les plus efficaces pour améliorer la rétention de l'azote, du phosphore et du carbone dans le sol et réduire les rejets de ces éléments chimiques dans le lac. Suivant les prairies, sur le plan de l'efficacité, le deuxième système de production correspondra aux champs de maïs et de soya sous régie améliorée avec une combinaison de bandes pérennes et de cultures de couverture en intercalaire.

Nous nous attendons également à ce que les réponses chimiques et biologiques du sol aux inondations (ou aux différences entre les zones d'élévation) soient plus faibles avec moins de perturbations, c'est-à-dire dans les sites avec une agriculture moins intensive et en milieux naturels. En d'autres termes, nous nous attendons à ce que l'hétérogénéité au niveau du champ augmente avec la hausse des perturbations.

Enfin, nous nous attendons à ce que les rendements soient inférieurs dans les zones de basse altitude, qui sont plus sujettes aux inondations, par rapport aux zones de haute altitude dans le même champ.

Méthodologie

Les équipes de recherche du Pôle ont identifié dix « points d'échantillonnage » géoréférencés dans chacun des sites expérimentaux (champs agricoles et milieux naturels), situés dans les quatre secteurs prioritaires du LSP, du dispositif du projet à grande échelle. Ces points représentent des lieux d'échantillonnage communs aux différents projets de l'axe Agriculture et de l'axe Environnement et faune. Selon la position de chacun des dix points par site, le niveau d'élévation peut être variable. Pour les objectifs 1 à 3, nous avons utilisé les quatre traitements de cultures annuelles, les trois prairies (ancienne, nouvelle et naturelle) et le site forestier.

Objectif 1 – Échantillonnage de sol – effet de l'élévation

À compter du printemps 2021, trois « points d'échantillonnage » par traitement ont été utilisés pour l'échantillonnage de sol lié à cet objectif. Les « points d'échantillonnage » sélectionnés étaient situés à trois niveaux d'altitude différents observés dans les champs agricoles et les milieux naturels à l'étude. Les différents niveaux d'élévation sont ceux correspondant aux cotes de niveau d'eau suivantes à Sorel : 1) 5,5 à 5,9 m ; 2) > 5,9 à 6,3 m ; 3) > 6,3 à 6,79 m ; 4) > 6,79 m (au large) (figure H1). L'échantillonnage des sols à différentes altitudes reflète les différences de conditions d'inondation et d'humidité du sol.

À partir de chaque « point d'échantillonnage », au moins quatre échantillons ont été prélevés et combinés en un seul échantillon composite. Nous avons échantillonné à six reprises entre le printemps 2021 et l'automne 2022. Or, puisque les champs n'ont pas toujours eu les mêmes traitements, l'ensemble de données pour tous les champs est incomplet. De plus, à l'automne 2022, nous n'avons échantillonné que les champs agricoles. Pour comparer les différences à travers le profil du sol, nous avons prélevé des échantillons de sol à une profondeur de 30 cm à chaque « point d'échantillonnage ». Chaque carotte de sol de 0-30 cm a été séparée en deux couches, 0-10 cm et 10-30 cm de profondeur, pour détecter les différences de profondeur probables dans les concentrations d'azote, de phosphore et de carbone dues au lessivage et à l'effet des dépôts de surface. Pour chaque période d'échantillonnage, l'humidité du sol a été déterminée in situ avec deux microélectrodes à une profondeur de 15 cm.

En plus des trois « points d'échantillonnage » intra-champ, nous avons collecté des échantillons de sol en 2021 (mais pas en 2022) le long de deux transects en amont et en aval (par rapport à la crue) dans les parcelles sous régie améliorée. Nous avons désigné quatre points pour représenter le bord du fossé, le milieu de la bande, le bord du champ et l'intérieur du champ. Cela a également été fait dans les parcelles sous régie conventionnelle comme témoin (figure H2). Nous avons collecté des échantillons de sol de ces transects à une profondeur de 0 à 10 cm.

Objectifs 2 et 3 – Échantillonnage de sol – effet de l'utilisation du sol

Pour comparer les différentes utilisations des terres, nous avons moyenné les données des échantillons de sol et d'humidité du sol prélevés pour toutes les zones d'élévation dans chaque profondeur de sol (0-10 et 10-30 cm) afin que l'effet de l'utilisation des terres puisse être directement comparé. Cela a été fait pour chacune des six périodes d'échantillonnage décrites ci-dessus.

Objectif 4 – Échantillonnage de rendement – effet de l'élévation

En collaboration avec le MAPAQ, nous avons déterminé les rendements du maïs et du soya dans les quatre secteurs prioritaires. Ces rendements ont été comparés en fonction des différentes zones d'altitude décrites à l'objectif 1. Ces mesures ont été recueillies à l'automne 2020 et 2021 sur la base d'un échantillonnage manuel. Les résultats liés à cet objectif sont rapportés dans la fiche d'A. Vanasse et de B. Bourgeois.

Analyse des éléments nutritifs et du carbone

Nous avons analysé tous les échantillons de sol pour les concentrations de phosphore dans le sol en utilisant la méthode Mehlich dans le laboratoire de C. von Sperber. Cela nous a fourni des estimations du phosphore soluble (PO_4^{3-}) comme indicateur de la mobilité du phosphore. De plus, pour chaque échantillon de sol, nous avons quantifié les concentrations de NH_4^+ et de NO_3^- dans le sol (estimées sur un spectromètre) ainsi que le carbone organique total (COT) et l'azote total par combustion au moyen d'un analyseur élémentaire. L'azote organique peut alors être estimé par la différence entre l'azote total et l'azote inorganique. Pour le carbone du sol, nous avons aussi quantifié le carbone organique dissous (obtenu par fractionnement granulométrique) et mesuré au moyen d'un analyseur COT du laboratoire de C. Kallenbach. Cette fraction est plus susceptible de répondre à l'inondation par rapport au COT en raison de la dynamique de désorption et de sorption. Nous nous concentrerons sur le carbone dissous tel qu'il est : 1) la principale source d'énergie pour les communautés microbiennes, 2) le plus mobile à travers le sol et 3) le précurseur du carbone lié aux minéraux, considéré comme la fraction de carbone la plus stable.

Analyses d'activité microbienne d'échantillons de sol

L'activité enzymatique extracellulaire microbienne liée à la décomposition de l'azote, du phosphore et du carbone organique est la première étape dans la limitation de la minéralisation biologique des nutriments et du carbone. Nous avons quantifié l'activité sur des échantillons prélevés en 2021 de cinq enzymes hydrolytiques d'azote, de phosphore et de carbone par fluorescence et de deux enzymes oxydantes (par spectroscopie) impliquées dans la décomposition de la lignine végétale.

Analyse des données

Nous avons analysé toutes les données en combinaison avec les données de référence existantes sur la texture du sol, le pH et l'humidité du sol, qui devraient influencer la disponibilité biologique de l'azote, du phosphore et du carbone.

Lorsque cela était possible, nous avons utilisé des analyses de variance pour déterminer les différences dans les variables mesurées (par exemple, nutriments et enzymes) entre les

utilisations des terres, les secteurs prioritaires du LSP, la profondeur du sol et la zone d'élévation dans le champ, où les comparaisons dépendaient de l'objectif considéré. Lors de la comparaison des effets de l'utilisation des terres, nous avons utilisé la moyenne de tous les sites d'altitude dans un champ ($n = 3$) et utilisé les secteurs comme répétitions. Cependant, dans de nombreux cas, de véritables répétitions n'étaient pas disponibles en raison de la grande variabilité entre les secteurs. Nous avons utilisé une analyse de régression aux corrélations de Pearson (ou de Spearman) pour déterminer s'il y avait des tendances significatives dans les variables du sol le long du gradient d'intensité d'utilisation des terres. Dans les cas où les données ne correspondaient pas aux hypothèses de l'analyse de variance, nous avons utilisé un test de Kruskal-Wallis pour comparer les différences de traitement, avec une signification telle que $X^2 < 0,05$. Nous avons fait des comparaisons par paires post hoc au moyen du test de Tukey ou de Dunn, où Kruskal-Wallis a été utilisé. Pour examiner si le gradient d'intensité d'utilisation des terres a influencé la variabilité des nutriments et du carbone au sein du champ, nous avons calculé le coefficient de variance (CV) de chaque nutriment sur les trois points d'altitude et effectué une analyse de variance à sens unique sur le CV pour les utilisations des terres.

Pour les bandes pérennes, nous avons comparé chaque point d'échantillonnage de la bande pérenne à son témoin (bande pérenne variable-variable témoin), où une valeur négative indique que la présence de la bande tampon réduit la concentration en nutriments et une valeur positive indique une augmentation.

Enfin, nous avons utilisé une approche multivariée pour examiner comment les traitements d'utilisation des terres différaient dans les sept enzymes microbiennes que nous avons mesurées. Nous avons effectué des analyses de coordonnées principales avec le PERMANOVA pour toutes les enzymes dans tous les échantillons de sol afin de déterminer s'il y avait un regroupement significatif par utilisation des terres (PERMANOVA $p < 0,05$). Nous avons utilisé une matrice de distance de corrélation de Bray-Curtis pour examiner si d'autres variables (par exemple, les nutriments et l'humidité) correspondaient à la façon dont les échantillons étaient regroupés par rapport à leur activité enzymatique. Nous avons effectué des corrélations de Kendall ou de Pearson par rapport aux axes d'ordination pour examiner si d'autres variables (par exemple, les nutriments et l'humidité) étaient associées à la façon dont les échantillons étaient regroupés.

Résultats

Humidité du sol

La différence d'altitude au niveau du terrain entre les points d'échantillonnage d'altitude basse à élevée dans un champ donné était généralement inférieure à un mètre. Aucune différence de pourcentage d'humidité du sol entre les zones d'altitude basse, moyenne et élevée n'a été détectée dans aucune des utilisations des terres. Cependant, il y avait une corrélation significative entre l'humidité du sol et l'utilisation des terres dans les secteurs du littoral, où l'humidité du sol augmentait avec la diminution de l'intensité des perturbations (figure H3). Indépendamment de la période d'échantillonnage et du secteur du littoral, l'humidité du sol était la plus élevée dans les sites de prairie naturelle et en forêt (moyenne = 34 %) et la plus faible dans les sites agricoles (moyenne = 21 %). Il est possible que le fort gradient d'humidité selon l'utilisation des terres soit dû à la probabilité

que les zones cultivées soient généralement situées dans des zones mieux drainées et à des altitudes plus élevées ou situées plus près de la limite du littoral. Nos données indiquent que la variabilité de l'humidité du sol était plus importante entre les secteurs et les altitudes dans les sites de vieille prairie, de prairie naturelle et en forêt. Enfin, l'humidité du sol était corrélée avec le pourcentage d'argile ($p < 0,001$) où l'humidité du sol était la plus élevée au-dessus de 45 % de teneur en argile, représentée principalement dans les sites de BAIE (figure H3). Cela est attendu étant donné l'importance connue de l'argile dans la rétention de l'eau et son influence sur le drainage de l'eau du sol.

Carbone et texture du sol

Le COT était systématiquement plus élevé dans les systèmes naturels (prairie naturelle et forêt), augmentant avec la diminution de l'intensité des perturbations (figures H4 et H5). Aucune différence dans le COT n'a été détectée entre les systèmes de gestion agricole conventionnels et améliorés ou entre le maïs et le soya par rapport aux champs des prairies. Cependant, la nouvelle et la vieille prairie présentaient un COT non significativement plus élevé (~ 3 %) que le maïs et le soya (moyenne = 2,2 %), mais le manque de réplication et la forte variabilité ont probablement limité la détection des effets significatifs des systèmes de cultures pérennes sur le carbone du sol.

La grande variabilité du COT dans les secteurs du littoral est également probablement fonction de la texture du sol. Le COT augmente généralement avec le pourcentage d'argile, améliorant la protection du COT dans les agrégats du sol et attaché aux surfaces minérales. Comme pour l'humidité, nous observons une corrélation positive entre le COT et le pourcentage d'argile (figure H4). Le secteur BAIE, qui a le pourcentage d'argile le plus élevé, avait également le COT moyen le plus élevé (4,1 %) (annexe H1, tableau 1). Cependant, il n'était significativement plus élevé que lorsque l'on comparait les utilisations des terres agricoles.

Nutriments du sol

Nous avons examiné le NO_3^- , le NH_4^+ et l'orthophosphate (PO_4^{3-}) dans des échantillons de sol à deux profondeurs (0-10 cm et 10-30 cm), dans trois zones d'élévation, le long du gradient d'intensité d'utilisation des terres dans chacun des secteurs du littoral. Nous avons d'abord examiné l'effet de l'utilisation des terres sur les éléments nutritifs en comparant les moyennes des secteurs et des zones d'élévation au sein de chaque utilisation des terres. Pour les trois éléments nutritifs, nous avons trouvé un effet de l'utilisation des terres ($p < 0,05$), mais la direction dépendait de l'élément nutritif. Malgré l'hétérogénéité dans les secteurs du littoral et dans un champ, le NO_3^- et le PO_4^{3-} augmentaient avec l'augmentation des perturbations et le NH_4^+ diminuaient avec les perturbations tout au long de la saison de croissance et entre les deux profondeurs du sol (figure H6 et tableaux H1 et H2).

Dans nos comparaisons des éléments nutritifs entre les utilisations des terres dans un sol de 0 à 10 cm, le NO_3^- était plus faible dans les cultures annuelles sous gestion améliorée par rapport à la gestion conventionnelle en juin 2022 avant la plantation. Nous n'avons observé aucune autre différence significative avec le NO_3^- en réponse à l'utilisation des terres (tableau H1). En ce qui a trait au sol plus profond de 10-30 cm, la seule différence

observée a eu lieu en mai 2021, alors que le NO_3^- était la plus faible dans les prairies cultivées.

Les concentrations de NH_4^+ dans le sol augmentaient avec la diminution des perturbations ; les concentrations les plus élevées se trouvaient dans les sites naturels et les champs des prairies. Typiquement, les champs agricoles ont de très faibles concentrations de NH_4^+ en raison des taux de nitrification rapides (conversion de NH_4^+ en NO_3^-). Cependant, dans les forêts qui sont plus limitées en azote, ce taux de conversion devrait être plus lent, alors que dans la prairie naturelle, les concentrations élevées d'humidité devraient limiter davantage le processus aérobie de nitrification.

Nous avons observé l'effet le plus fort de l'utilisation des terres avec le PO_4^{3-} à 0-10 cm, qui était systématiquement plus élevé dans les cultures annuelles (soya et maïs) par rapport aux prairies cultivées. Cependant, à 10-30 cm, une différence est apparue pour le PO_4^{3-} entre la gestion améliorée et la gestion conventionnelle, avec un PO_4^{3-} plus élevé dans la gestion améliorée pour le sol plus profond au début de la saison de croissance (mai 2021 et juin 2022). Considérant les pools de nutriments, il est difficile de déterminer si les différences de concentrations sont dues à une plus grande élimination des nutriments associés à l'absorption par les plantes (ou au lessivage et au ruissellement) ou à des ajouts de nutriments plus élevés, en raison par exemple d'un meilleur rendement des résidus végétaux. Cependant, on constate qu'en mai 2021 et 2022, le maïs et le soya n'avaient pas encore été semés et que les champs n'avaient pas encore été fertilisés.

Les concentrations d'éléments nutritifs dans le sol étaient très variables dans chacun des champs, dans les trois zones d'élévation. Nous voulions examiner, au sein du champ, la variabilité des concentrations de nutriments associées à l'altitude en vue de déterminer s'il existe des zones dans un champ qui peuvent être moins idéales pour la culture ou sujettes à l'épuisement ou à l'accumulation de nutriments. Cependant, comme indiqué ci-dessus, nous n'avons pas observé de tendances constantes de l'humidité du sol dans les sites de basse, moyenne et haute altitude. De même, nous n'avons pas détecté de différences significatives de concentrations en nutriments par zone d'élévation dans les champs agricoles (tableau H2).

Variabilité des nutriments

Nous avons émis l'hypothèse que les sites naturels les moins perturbés présenteraient une moindre variabilité entre les zones d'élévation des concentrations de nutriments du sol, des enzymes du sol et de l'humidité en raison d'une plus grande résilience potentielle à la fluctuation de l'humidité du sol due aux inondations. Pour tester cela, nous avons comparé le coefficient de variance (CV) des éléments nutritifs du sol entre les échantillons d'altitude basse et moyenne ainsi qu'entre chaque secteur autour du lac et pour chaque utilisation des terres. Nous nous attendions à ce que le CV diminue avec la diminution de l'intensité des perturbations sur la base d'une analyse de régression. Pour les éléments nutritifs du sol, nous avons constaté que les tendances du CV en fonction de l'utilisation du sol n'étaient significatives que pour le PO_4^{3-} , la variabilité augmentant généralement avec l'augmentation de la perturbation (figure H7).

Activité enzymatique extracellulaire microbienne du sol

Nous avons examiné l'activité des enzymes extracellulaires microbiennes du sol en tant qu'estimation de la décomposition de la matière organique et de l'activité microbienne à travers le gradient d'intensité d'utilisation des terres et les zones d'altitude. Nous nous sommes concentrés sur les enzymes impliquées dans la dégradation de l'azote organique (peptidases), du phosphore organique (phosphatase acide [PHOS]), de la chitine, d'un composé fongique contenant du carbone et de l'azote (N-acétyl-glucosaminidase [NAG], de la cellulose [B-glucosidase [BG]] et de deux enzymes oxydantes de dégradation de la lignine végétale.

Il y avait un effet constant [$p < 0,05$] de l'utilisation des terres sur toutes les enzymes que nous avons mesurées lors de la comparaison des moyennes des secteurs du littoral [figure H8]. Cet effet était principalement dû à une activité enzymatique plus élevée dans les sites forestiers et de prairies naturelles, et dans certains cas dans les vieilles prairies, par rapport aux systèmes de maïs ou de soya. Les sites forestiers étaient ceux qui étaient les plus différents par rapport aux autres utilisations des terres en ce qui a trait à l'activité des enzymes oxydatives.

Les apports de lignine dans l'écosystème forestier sont généralement plus élevés que ceux des prairies et des plantes agricoles et l'on devrait donc s'attendre à voir des activités enzymatiques oxydatives plus élevées dans la forêt. L'activité NAG [impliquée dans la décomposition des composés fongiques] était également plus différente dans les sites naturels par rapport aux sites agricoles, ce qui reflète probablement une plus grande abondance de champignons dans ces sols, surtout dans les vieilles prairies. Bien que les enzymes réagissent souvent rapidement au changement d'utilisation des terres et à la gestion, nous n'avons constaté aucun effet de la pratique améliorée sur les activités enzymatiques par rapport à la pratique conventionnelle.

La coordination PCoA de toutes les activités enzymatiques du sol à partir de 2021 indique qu'il y avait une forte séparation des utilisations des terres par activité enzymatique [PERMANOVA $p < 0,05$] [figure H9]. Les séparations et les similitudes au sein des groupes étaient encore plus fortes pour la localisation autour du littoral [$p < 0,001$]. L'axe 1 était le plus corrélé à l'activité phosphatase, tandis que l'axe 2 était associé à la peptidase [$r^2 = 0,51$] et à l'activité oxydative [$r^2 = 0,30$]. BG et NAG étaient également associées à l'axe 2 [$r^2 = 0,30$ et $0,33$ respectivement]. Les coefficients de corrélation pour les variables du sol entraînant la séparation des activités enzymatiques étaient plus élevés pour l'humidité du sol [$r^2 = 0,410$]. Il est à noter que la séparation le long de l'axe 1 est davantage déterminée par la localisation autour du littoral, les sites aux textures de sol les plus extrêmes [BAIE et PIER] se regroupant.

Bandes pérennes

L'amélioration de la gestion des champs de maïs et de soya comprend l'utilisation des bandes pérennes censées réduire le mouvement des éléments nutritifs du champ vers les fossés de drainage. Pour évaluer cela, en 2021, nous avons comparé des échantillons de sol prélevés sur des transects perpendiculaires aux fossés entre les champs avec [améliorée] et sans [conventionnelle] bandes pérennes [figure H2].

Nous n'avons pas observé d'effet des bandes pérennes sur la modification des concentrations de nutriments lorsque nous avons comparé chaque point de transect [par exemple : bordure de bandes pérennes avec le champ - 3 m et bord de fossé - 0 m] aux bords de champs conventionnels [figures H10 et H11].

L'absence d'effet des bandes pérennes sur les concentrations de nutriments par rapport à l'absence de bandes pérennes s'explique probablement par la grande variabilité entre les secteurs dans le littoral et les répétitions limitées. Par exemple, à 0 m, le NH_4^+ du sol semble plus élevé pour le maïs conventionnel par rapport au maïs amélioré, et vice versa pour le soya, avec des NH_4^+ relativement plus faibles pour le soya conventionnel par rapport au soya amélioré. Cela n'était toutefois pas significatif [figure H11].

Les échantillons de sol de mai ont été prélevés avant la plantation et la fertilisation afin que les concentrations en éléments nutritifs soient représentatives des éléments nutritifs résiduels. Il reste difficile d'interpréter si, lorsque nous observons des concentrations élevées de nutriments, c'est une conséquence 1) des pertes réduites associées à une absorption moindre de nutriments par les plantes ou à un lessivage moindre des nutriments, 2) des apports accrus de matière végétale ou 3) des bandes pérennes réduisant l'exportation de nutriments dans les fossés.

Les échantillons de sol en bande pérenne/bordure de champ ont généralement des concentrations de NH_4^+ plus élevées, en particulier par rapport au NO_3^- , à 0 m (bord du fossé) par rapport au centre du champ. Il est important de considérer que les bandes pérennes incluent les apports organiques d'azote et de phosphore provenant des mauvaises herbes et de l'alpiste roseau planté qui pourraient être un substrat pour la production de PO_4^{3-} et NH_4^+ . De plus, le bord du champ avec et sans les bandes pérennes avait souvent un pourcentage d'argile plus élevé (figure H12) et une teneur en humidité plus élevée par rapport à l'intérieur des champs. PO_4^{3-} et NH_4^+ peuvent être fixés aux minéraux argileux, et ainsi l'importation d'argile au bord du champ peut transporter NH_4^+ et PO_4^{3-} et l'humidité du sol plus élevée peut avoir des taux de nitrification limités.

Discussion et conclusion

Les différences observées dans les éléments nutritifs du sol, l'humidité, le carbone et les activités enzymatiques étaient plus importantes lorsque nous comparions les secteurs prioritaires autour du lac, probablement en raison des différences dans les propriétés du sol, en particulier la teneur en argile du sol. Nous avons également observé que les secteurs avec le pourcentage le plus élevé d'argile (BAIE) et le pourcentage le plus élevé de sable (PIER) présentaient la plus grande différence dans les activités enzymatiques du sol selon l'utilisation des terres (figure H9). Cela suggère que l'activité enzymatique du sol dans ces deux secteurs (BAIE et PIER) sera plus sensible au changement d'affectation des terres que dans les secteurs BART et DUPA.

En matière de gradient d'intensité d'utilisation des terres, nous avons constamment observé des activités enzymatiques plus élevées dans les sites naturels de forêts et de prairies naturelles, probablement en fonction d'une plus grande quantité de matière organique et

donc de la disponibilité plus élevée du substrat ou de la biomasse microbienne (Kallenbach et Grandy, 2015). Nous avons également observé que les concentrations de NH_4^+ dans le sol augmentaient avec la diminution des perturbations, tandis que les concentrations de PO_4^{3-} les plus élevées se trouvaient dans les champs agricoles. En général, les niveaux de PO_4^{3-} et NO_3^- étaient de modérés à faibles (<20 ppm pour NO_3^-). En ce qui a trait aux concentrations de PO_4^{3-} dans le sol, toutes les utilisations des terres étaient $< 40 \mu\text{g g}^{-1}$ (ppm), ce qui est considéré comme un faible risque pour la qualité de l'eau ; en fait, pour la production agricole, cela suggérerait qu'une fertilisation au phosphore est nécessaire (Riemersma et al., 2006). Cependant, les deux pratiques agricoles (améliorée et conventionnelle) présentaient les niveaux globaux de NO_3^- et de PO_4^{3-} les plus élevés par rapport à toutes les autres utilisations des terres. Ce fut notamment le cas en mai 2021. Nous pouvons considérer les concentrations de NO_3^- et de NH_4^+ au moment de l'échantillonnage de mai avant la fertilisation comme de l'azote inorganique résiduel du sol au printemps. En mai 2021, les champs sous régie améliorée et conventionnelle avaient en moyenne 31 et 28 $\mu\text{g g}^{-1}$ de l'azote inorganique. Supposant une masse volumique apparente de 1,4 kg m^{-3} et une profondeur de sol de 10 cm, ces concentrations sont de 43 et 39 kg ha^{-1} de l'azote inorganique. Au Québec, les concentrations d'azote dans le sol supérieur à 35 kg N ha^{-1} sont considérées comme présentant un risque élevé d'eutrophisation et de réduction de la qualité de l'eau (Rasouli et al., 2014). Dans l'eau des cours d'eau, l'azote total $> 1,1$ ppm a un impact négatif sur la qualité de l'eau et le $\text{NO}_3^- > 45$ ppm est un danger pour la santé humaine. Bien que la quantité d'azote inorganique du sol qui peut s'écouler dans les plans d'eau soit propre au site et au temps (variant selon la texture du sol, la couverture végétale, la saison et l'humidité du sol), les concentrations élevées d'azote total que nous avons observées en mai dans les champs de maïs pourraient être considérées comme un risque pour la qualité de l'eau s'il est susceptible de s'écouler dans les plans d'eau.

Les concentrations de NH_4^+ dans le sol étaient élevées dans les sites naturels et les prairies, souvent > 40 ppm. Comparé au NO_3^- , le NH_4^+ du sol est moins mobile et indique des taux de cycle d'azote plus lents. Il a tendance à être plus fréquent dans les écosystèmes avec une humidité du sol plus élevée et une saturation en eau fréquente qui limite la nitrification aérobie (Galloway et al., 2004 ; Zhang et al., 2016). Cependant, si NH_4^+ est converti en agriculture avec des systèmes de cultures annuelles, une grande partie pourrait rapidement être convertie en NO_3^- , ce qui poserait un risque pour la qualité de l'eau (Zhang et al., 2018). De plus, la forte concentration de NH_4^+ dans les sites naturels et des prairies peut pénétrer dans l'eau et également être préoccupante pour les écosystèmes.

Les zones d'élévation sélectionnées pour représenter les zones de faible et de forte exposition aux inondations ne correspondaient pas aux différences d'humidité du sol et aucune tendance observable n'a donc été détectée lors de la comparaison entre les zones d'élévation. Plusieurs raisons peuvent expliquer que les zones d'élévation ne correspondaient pas à une faible et à une forte exposition aux crues. Par exemple, la position de la zone d'altitude par rapport au lac et à la limite du littoral peut être un facteur important affectant l'exposition aux inondations et, par conséquent, la variabilité de l'humidité au niveau du champ. Dans plusieurs champs, la zone d'altitude la plus basse était également la plus éloignée du lac, de sorte que les niveaux d'inondation dans ces zones

pourraient diminuer plus tôt dans la saison. De plus, étant donné la grande taille des champs, d'autres variables pourraient influencer le drainage de l'eau, comme la texture ou la structure du sol (Fatichi et al., 2020). Compte tenu des faibles différences d'élévation (parfois inférieures à 0,5 m) entre les zones, ces autres variables pourraient avoir une plus grande influence sur l'humidité du sol que les petites différences d'élévation.

L'humidité du sol variait cependant en fonction de l'utilisation des terres (figure H3) et était fréquemment corrélée positivement avec les enzymes du sol et les concentrations de nutriments. L'humidité la plus élevée se trouvait dans les forêts non gérées et les prairies naturelles. Bien que corrélative, l'humidité du sol en fonction de l'utilisation des terres était une variable influençant plus fortement l'activité enzymatique par rapport au pourcentage de COT ou à l'azote total (figure H9), ce qui suggère que l'humidité du sol sur le littoral LSP a un impact sur l'activité microbienne et la décomposition.

Enfin, nous avons examiné le potentiel d'amélioration de la gestion agricole du maïs et du soya par l'utilisation des bandes pérennes et de cultures de couverture pour modifier le carbone du sol, les nutriments et l'activité microbienne et n'avons trouvé aucun indice de gestion améliorée. Les sites des vieilles prairies ressemblaient plus aux sites naturels de forêts et de prairies naturelles qu'aux sites agricoles en ce qui concerne les nutriments et les activités enzymatiques. Il est donc possible que les cultures fourragères et/ou pérennes soient efficaces pour mieux imiter les cycles biogéochimiques des sols des sites naturels (Crews et al., 2018).

Bibliographie

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M., et Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology*, 25(8), 2530–2543.
- Baldwin, D. S., et Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river—floodplain systems: A synthesis. *Regulated Rivers: Research et Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 16(5), 457–467.
- Crews, T. E., Carton, W., et Olsson, L. (2018). Is the future of agriculture perennial? Imperatives and opportunities to reinvent agriculture by shifting from annual monocultures to perennial polycultures. *Global Sustainability*, 1, e11.
- Faticchi, S., Or, D., Walko, R., Vereecken, H., Young, M. H., Ghezzehei, T. A., Hengl, T., Kollet, S., Agam, N., et Avissar, R. (2020). Soil structure is an important omission in Earth system models. *Nature Communications*, 11(1), 522.
- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., et Karl, D. M. (2004). Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70, 153–226.
- Habibiandehkordi, R., Lobb, D. A., Owens, P. N., et Flaten, D. N. (2019). Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling legacy phosphorus exports from agricultural land. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 314–321.
- Kallenbach, C. M., et Grandy, A. S. (2015). Land-use legacies regulate decomposition dynamics following bioenergy crop conversion. *GCB Bioenergy*, 7(6), 1232–1244.
- Li, K., Xing, B., et Torello, W. A. (2005). Effect of organic fertilizers derived dissolved organic matter on pesticide sorption and leaching. *Environmental Pollution*, 134(2), 187–194.
- Lieberman, H. P., Rothman, M., von Sperber, C., et Kallenbach, C. M. (2023). Experimental flooding shifts carbon, nitrogen, and phosphorus pool distribution and microbial activity. *Biogeochemistry*, 1–16.
- Rasouli, S., Whalen, J. K., et Madramootoo, C. A. (2014). Reducing residual soil nitrogen losses from agroecosystems for surface water protection in Quebec and Ontario, Canada: Best management practices, policies and perspectives. *Canadian Journal of Soil Science*, 94(2), 109–127.
- Riemersma, S., Little, J., Ontkean, G., et Moskal-Hébert, T. (2006). *Phosphorus sources and sinks in watersheds: A review*. Lethbridge, Alberta: Alberta Agriculture, Food and Rural Development.
- Scalenghe, R., Edwards, A. C., Ajmone Marsan, F., et Barberis, E. (2002). The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 53(3), 439–447.
- Zhang, J., Tian, P., Tang, J., Yuan, L., Ke, Y., Cai, Z., Zhu, B., et Müller, C. (2016). The characteristics of soil N transformations regulate the composition of hydrologic N export from terrestrial ecosystem. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(6), 1409–1419.
- Zhang, J., Cai, Z., et Müller, C. (2018). Terrestrial N cycling associated with climate and plant-specific N preferences: A review. *European Journal of Soil Science*, 69(3), 488–501.

Tableaux et figures H

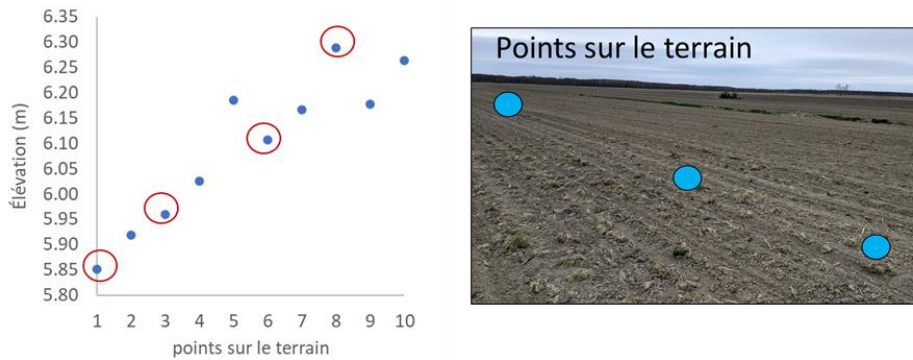


Figure H1. Schémas de la façon dont les points d'échantillonnage dans un champ ont été choisis en fonction de 10 points et de leur altitude. Trois ou quatre points ont été sélectionnés pour représenter les zones d'altitude basse, moyenne et élevée.

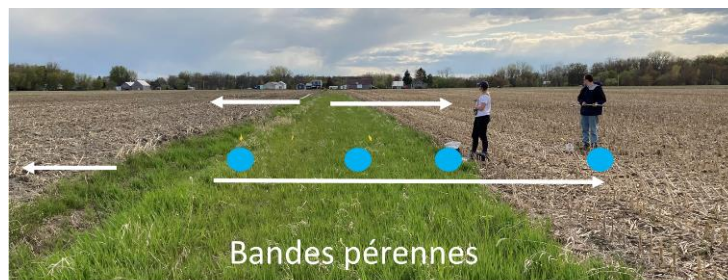


Figure H2. Plan d'échantillonnage pour les bandes pérennes en 2021. Sur la base de la distance par rapport au fossé, nous avons désigné quatre points pour représenter le bord du fossé, le milieu de la bande, le bord du champ et l'intérieur du champ. Les flèches représentent les transects (deux par champ) et les points bleus représentent les quatre points à l'intérieur de chaque transect.

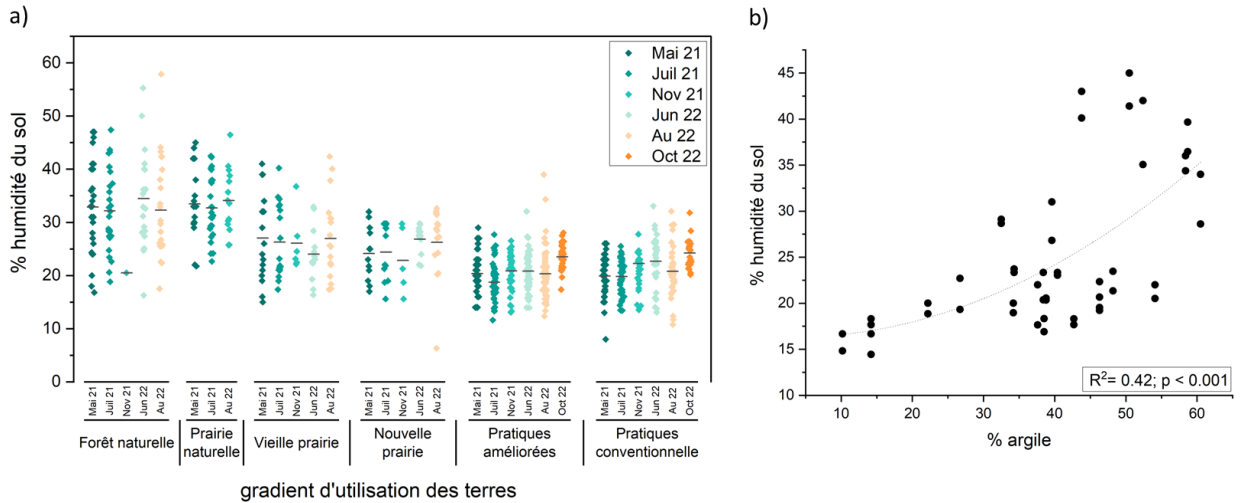


Figure H3. Humidité du sol en fonction de l'utilisation des terres (a). Les points d'échantillonnage dans les différents traitements d'utilisation des terres comprennent les quatre secteurs du littoral lorsqu'ils sont disponibles, les trois zones d'élévation, indiquées pour chaque période d'échantillonnage, et l'humidité du sol par rapport au pourcentage d'argile à deux périodes d'échantillonnage (mai et juillet), $n = 24$ (b).

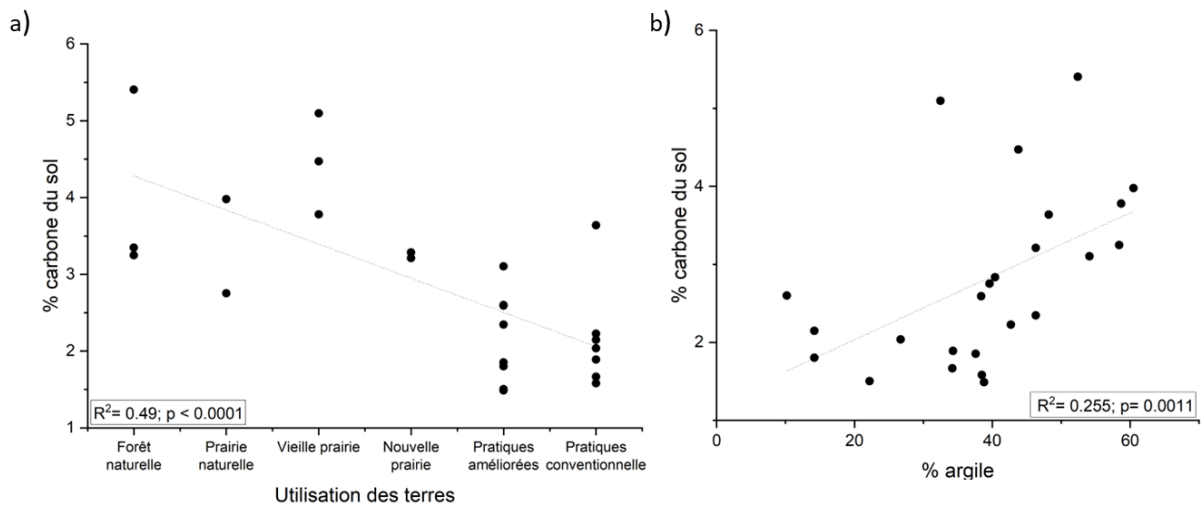


Figure H4. Pourcentage de carbone organique total (COT) par perturbation de l'utilisation des terres (a) et par pourcentage de teneur en argile (b).

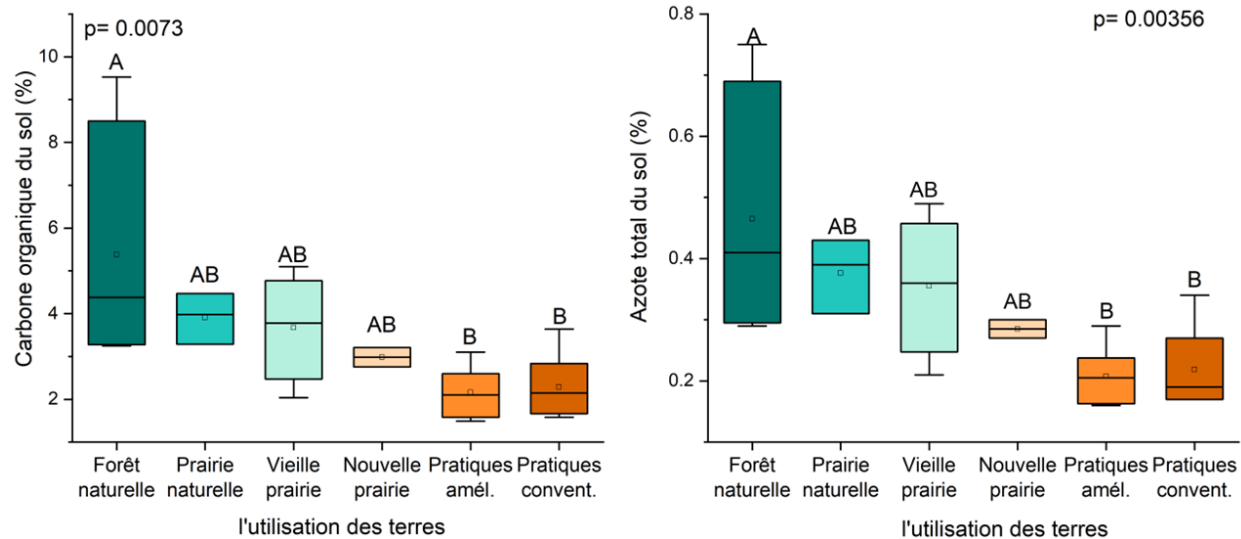


Figure H5. Moyenne et erreur standard du pourcentage de carbone organique total (COT) du sol et de l'azote total du sol selon le gradient d'utilisation des terres. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes.

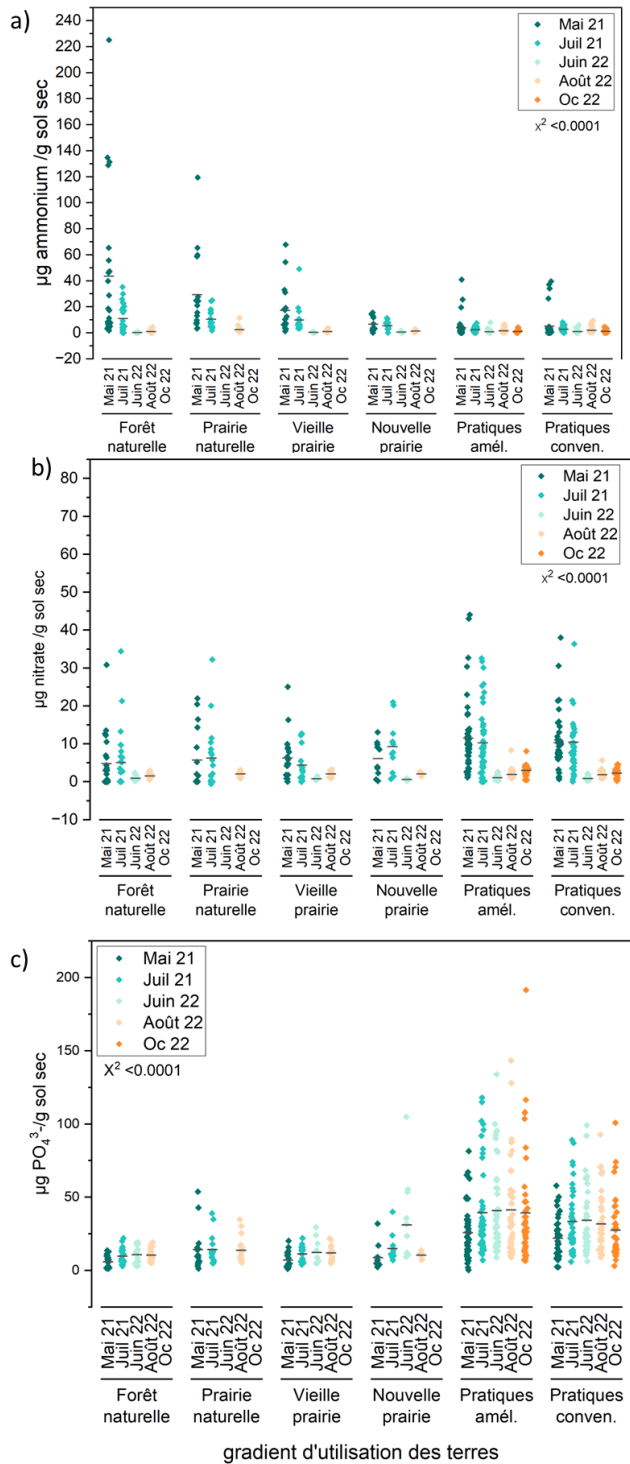


Figure H6. Éléments nutritifs moyens du sol à travers le gradient d'utilisation des terres pour cinq périodes d'échantillonnage différentes. Les éléments nutritifs du sol pour l'ammonium (a), le nitrate (b) et l'orthophosphate (PO_4^{3-}) (c) proviennent d'échantillons de sol de 0 à 10 cm moyennés dans les quatre secteurs du littoral (BAIE, PIER, BART, DUPA) et dans les zones d'élévation du champ (faible, moyen et élevée) pour chaque utilisation des terres. La différence significative selon l'utilisation des terres est basée sur le test de Kruskal-Wallis ($X^2 < 0,05$).

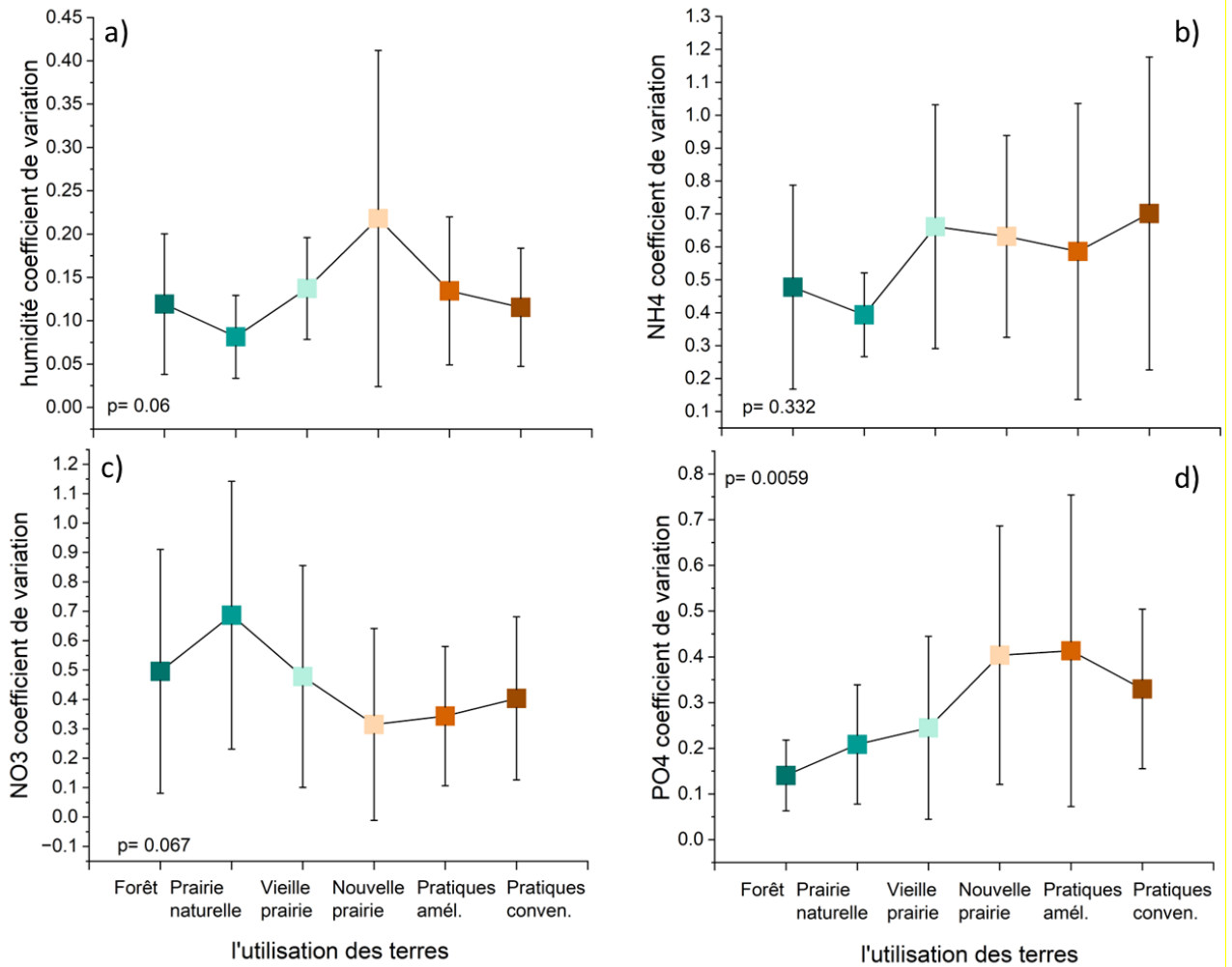
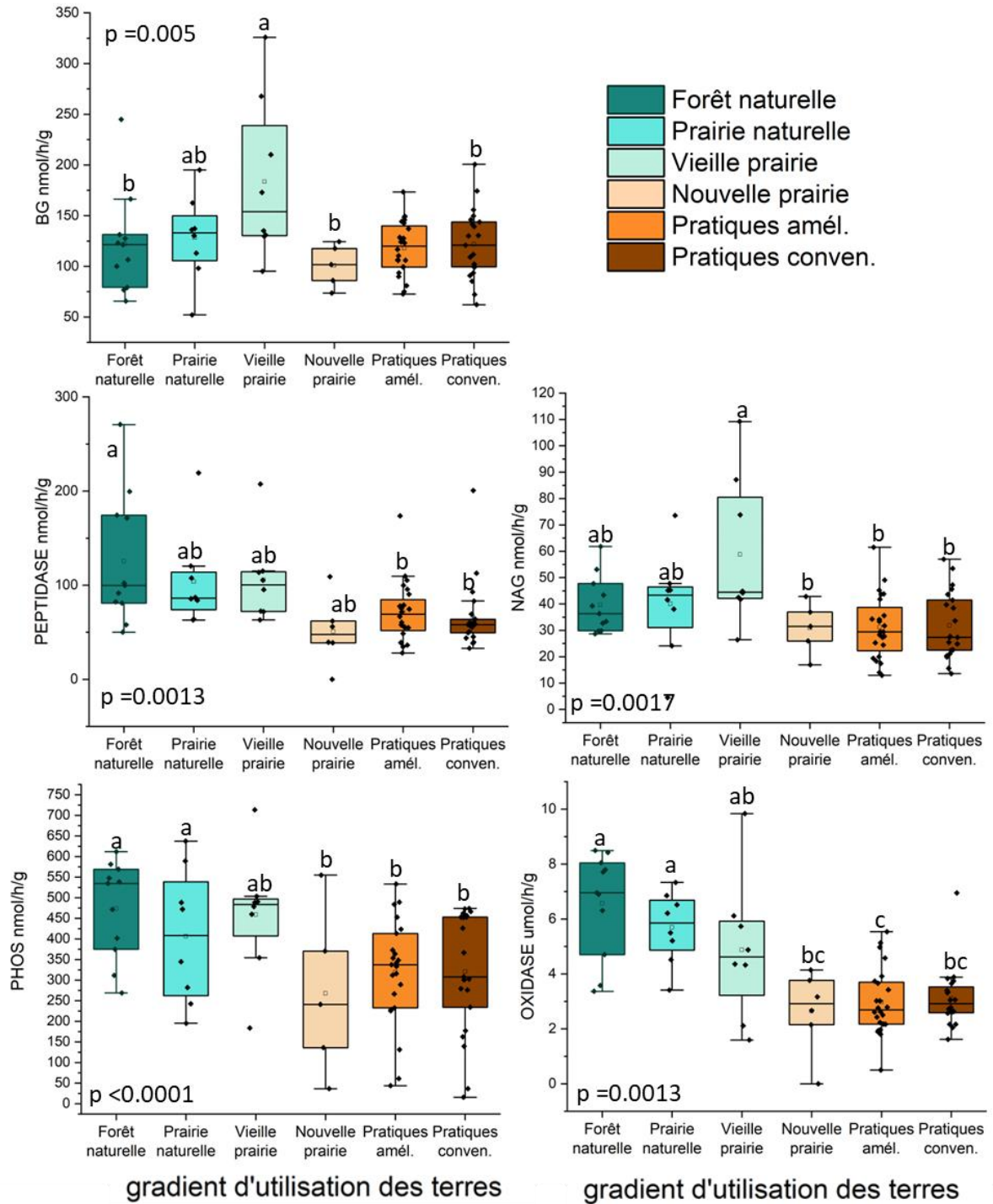


Figure H7. Moyenne et erreur standard du coefficient de variance de l'humidité du sol (a), de l'ammonium du sol (NH_4^+) (b), du nitrate du sol (NO_3^-) (c) et de l'orthophosphate du sol (PO_4^{3-}) (d) pour l'ensemble des périodes d'échantillonnage, des quatre secteurs du littoral (BAIE, PIER, BART, DUPA) et des points d'altitude à l'intérieur du champ.



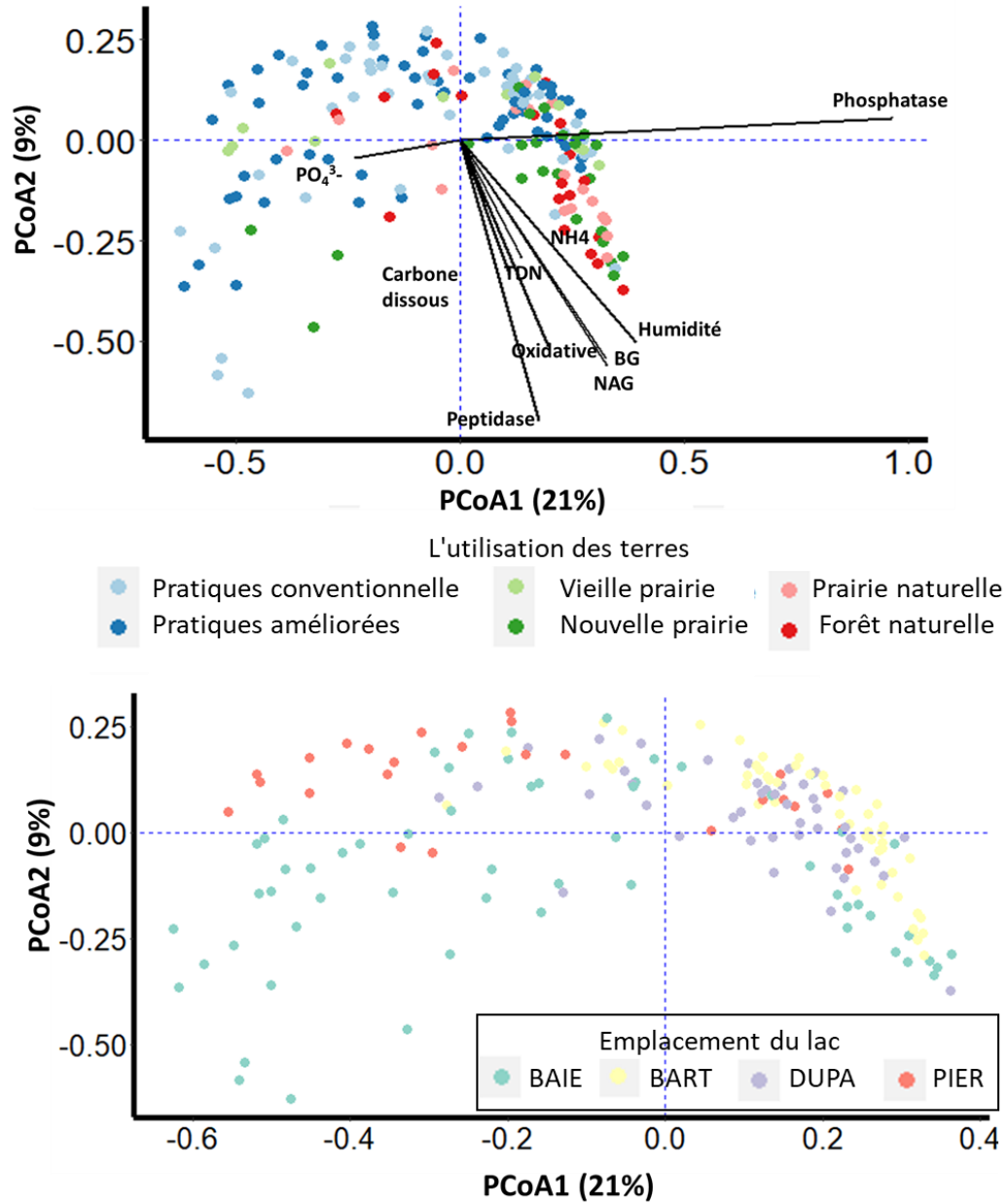


Figure H9. Analyse des coordonnées principales (Bray-Curtis) des enzymes du sol pour 2021 regroupées par utilisation des terres et par secteur autour du littoral.

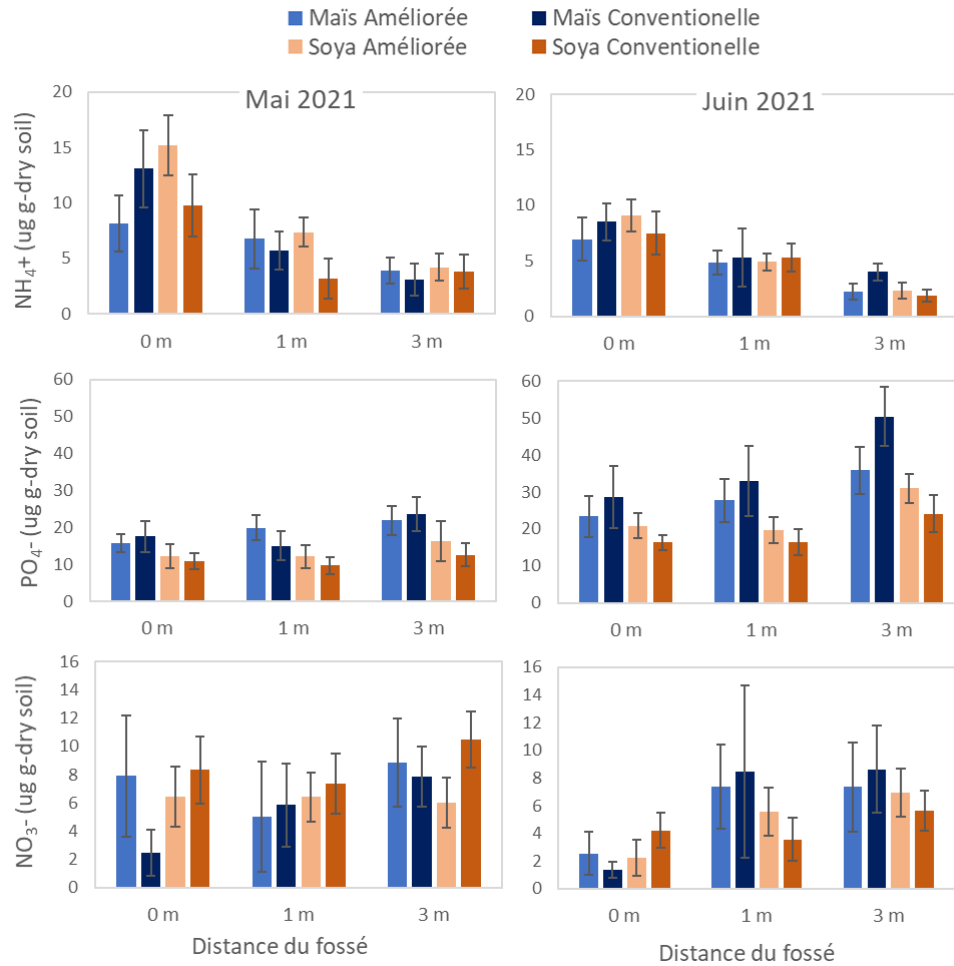


Figure H10. Moyenne et erreur standard des éléments nutritifs du sol du bord du fossé (0 m) au bord du champ (3 m) dans tous les secteurs du littoral et les deux transects à l'intérieur d'un champ. Aucune signification ($p < 0,05$) entre les champs témoins et améliorés au sein de chaque point de transect (0, 1 ou 3 m) ; $n = 8$ pour le maïs et $n = 6$ pour le soya.

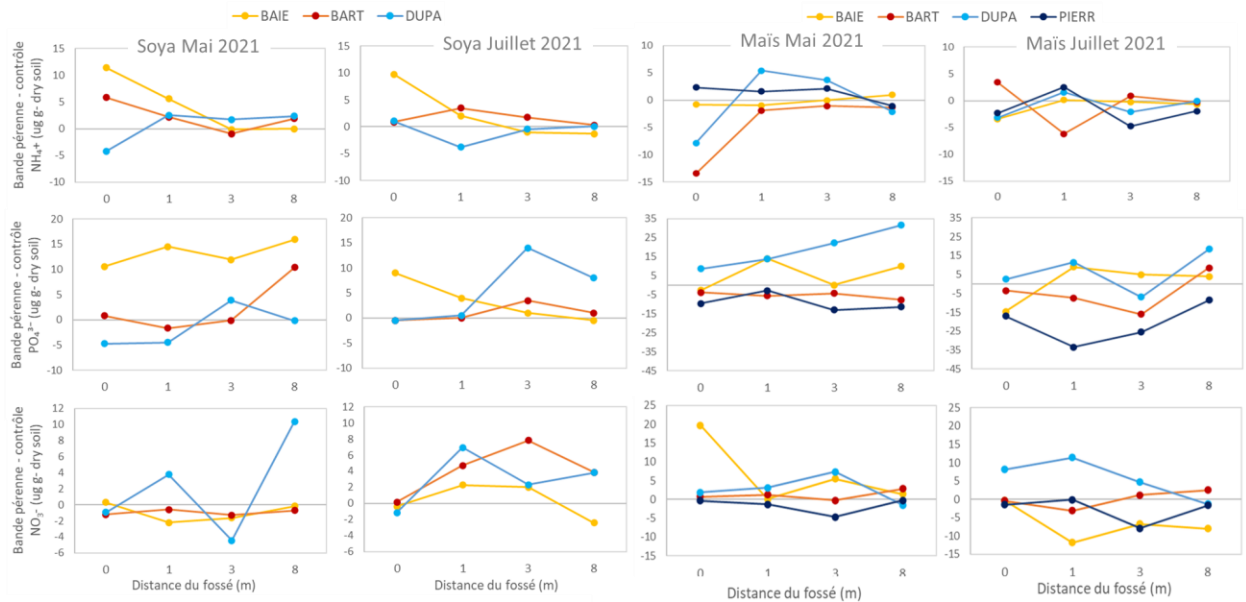


Figure H11. Différence absolue dans les éléments nutritifs du sol entre les échantillons collectés dans les transects de la bande pérenne et ceux collectés dans les champs témoins adjacents sans bande pérenne. Les valeurs > 0 indiquent des concentrations de nutriments plus élevées au point de transect des bandes pérennes par rapport aux bords de champs sans bande pérenne et < 0 indique des concentrations de nutriments plus faibles dans les bandes pérennes. Le bord du fossé est à 0 m, les échantillons de l'intérieur de la bande pérenne sont à 1 m, les échantillons prélevés du bord des bandes pérenne face au champ sont à 3 m et les échantillons prélevés à l'intérieur du champ cultivé sont à 8 m.

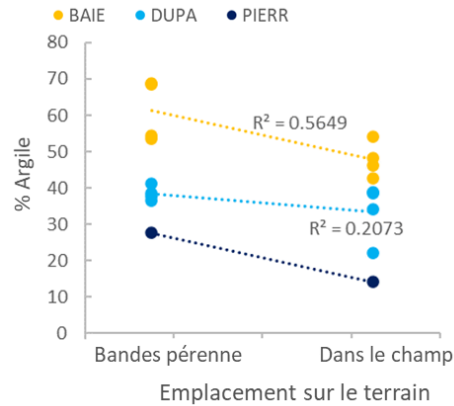


Figure H12. Relation du pourcentage d'argile entre le bord du champ (bandes pérennes) et le centre du champ, moyennée par secteur du littoral (BAIE, DUPA, PIERR).

Comparaisons par paires	Ammonium du sol µg g- sol		Nitrate du sol µg g- sol		Orthophosphate du sol µg g- sol	
	rang moyen	Test de Dunn P	rang moyen	Test de Dunn P	rang moyen	Test de Dunn P
Forêt naturelle Prairie naturelle	-145.19	<0.001	-63.8	0.94	-73.1	0.518
Forêt naturelle Vieille prairie	-17.43	1	-69.2	0.45	-24.7	1.000
Forêt naturelle Nouvelle prairie	9.64	1	-87.7	0.29	-91.1	0.208
Forêt naturelle Pratiques amél.	79.11	0.021	-130.9	<0.0001	-290.4	<0.0001
Forêt naturelle Pratiques conven.	73.53	0.053	-110.7	<0.0001	-258.1	<0.0001
Prairie naturelle Vieille prairie	127.75	0.007	-5.4	1	48.4	1
Prairie naturelle Nouvelle prairie	154.82	0.002	-23.9	1	-18.0	1
Prairie naturelle Pratiques amél.	224.30	<0.0001	-67.1	0.42	-217.3	<0.0001
Prairie naturelle Pratiques conven.	218.72	<0.0001	-46.8	1	-185.0	<0.0001
Vieille prairie Nouvelle prairie	27.07	1	-18.5	1	-66.4	1
Vieille prairie Pratiques amél.	96.54	0.0064	-61.7	0.39	-265.6	<0.0001
Vieille prairie Pratiques conven.	90.97	0.0157	-41.5	1	-233.4	<0.0001
Nouvelle prairie Pratiques amél.	69.47	0.55	-43.2	1	-199.2	<0.0001
Nouvelle prairie Pratiques conven.	63.90	0.85	-23.0	1	-167.0	<0.0001
Pratiques amél. Pratiques conven.	-5.58	1	20.3	1	32.2	1

Tableau H1. Différence moyenne dans les comparaisons par paires (test de Dunn) des éléments nutritifs du sol entre différentes utilisations des terres. Les éléments nutritifs du sol étaient la moyenne de tous les moments et emplacements d'échantillonnage de 0 à 10 cm.

		Sol de 0-10 cm				Sol de 10-30 cm																	
		Mai 2021	Juillet 2021	Juin 2022	Août 2022	Mai 2021	Juillet 2021	Juin 2022	Août 2022														
l'utilisation des terres	l'altitude	d'ammonium du sol ($\mu\text{g g}^{-1}$ sol sec)																					
		moyennes et l'erreur standard																					
Pratiques amél.	Bas	4.6	6.4	3.1	2.1	1.4	2.6	2.5	1.9	2.1	1.8	2.1	1.6	0.56	0.43	1.65	2.08						
	Moyen	5.1	8.4	2.6	1.4	b	0.9	0.8	1.3	0.8	1.6	1.3	b	2.0	1.5	b	0.53	0.34	0.84	0.86			
	Haut	7.2	13.7	3.0	1.6	1.0	1.2	1.8	1.8	2.4	2.0	2.1	1.6	0.45	0.33	1.29	1.93						
Pratiques conven.	Bas	7.7	15.6	3.3	2.5	1.0	0.9	1.9	2.1	1.9	1.7	2.7	2.6	0.81	0.64	1.54	1.99						
	Moyen	10.6	14.8	3.2	1.8	b	0.8	0.9	1.2	0.6	2.4	1.6	b	2.0	1.2	b	0.57	0.15	1.01	0.59			
	Haut	6.1	12.4	2.7	1.8	0.4	0.3	1.1	0.8	1.5	1.6	1.8	1.6	1.01	1.51	1.19	0.79						
Nouv/Vieil prairie	Bas	16.6	28.7	13.4	19.9	0.3	0.3	0.7	0.5	11.3	13.1	6.0	3.0	0.24	0.32	1.28	1.06						
	Moyen	13.7	12.1	8.3	6.0	a	0.3	0.2	1.6	1.6	9.1	6.6	a	5.3	3.3	a	0.23	0.16	0.68	0.89			
	Haut	20.2	23.1	9.4	5.5	0.3	0.2	1.6	1.4	10.1	6.5	7.5	3.5	0.14	0.13	1.30	1.51						
P: l'utilisation des terres		0.09		0.001		0.280		0.445		<0.0001		<0.0001		0.085		0.936							
P: l'altitude		0.94		0.60		0.75		0.78		0.9		0.57591		0.91		0.43							
l'utilisation des terres	l'altitude	d'nitrate du sol ($\mu\text{g g}^{-1}$ sol sec)																					
		moyennes et l'erreur standard																					
Pratiques amél.	Bas	15.8	10.7	10.6	8.3	10.6	8.3	2.7	2.5	6.7	3.3	12.2	11.2	0.88	0.28	1.83	0.62						
	Moyen	15.4	12.8	9.4	6.0	9.4	6.0	c	1.8	0.7	8.9	5.1	ab	8.2	3.5	1.03	0.35	1.55	0.72				
	Haut	15.6	12.4	16.9	9.8	16.9	9.8	2.1	0.6	7.0	4.7	10.1	10.0	1.12	0.51	1.68	0.96						
Pratiques conven.	Bas	14.3	12.3	9.1	6.0	9.1	6.0	1.8	0.7	9.9	6.0	8.7	3.8	0.87	0.33	1.40	0.51						
	Moyen	14.1	9.1	8.1	4.0	8.1	4.0	b	1.7	0.9	7.0	4.4	a	11.6	12.8	0.97	0.51	1.83	0.68				
	Haut	9.0	5.9	18.3	26.1	18.3	26.1	1.9	0.7	10.0	5.8	8.1	7.1	0.94	0.35	2.20	0.83						
Nouv/Vieil prairie	Bas	11.4	9.5	9.7	8.0	9.7	8.0	1.9	0.8	9.5	5.2	2.9	1.5	0.77	0.47	5.91	8.01						
	Moyen	4.4	4.7	8.9	3.3	8.9	3.3	a	2.1	0.4	3.1	2.3	b	6.0	5.5	0.60	0.18	1.68	0.96				
	Haut	8.9	0.8	5.6	5.0	5.6	5.0	2.1	0.7	1.7	1.8	3.9	3.2	0.78	0.30	2.21	0.55						
P: l'utilisation des terres		0.11		0.519		<0.0001		0.540		0.032		0.127		0.172		0.140							
P: l'altitude		0.69		0.42		0.81		0.76		0.2		0.911		0.75		0.23							
l'utilisation des terres	l'altitude	d'orthophosphate du sol ($\mu\text{g g}^{-1}$ sol sec)																					
		moyennes et l'erreur standard																					
Pratiques amél.	Bas	26.0	12.1	39.6	23.2	42.7	24.3	40.0	26.4	15.1	11.8	30.0	25.1	33.2	29.0	27.5	25.3						
	Moyen	29.7	14.8	a	58.6	33.9	a	38.4	22.1	a	44.3	22.4	a	17.1	9.0	a	18.9	7.3	27.5	19.2	a	22.0	14.3
	Haut	39.3	20.6	54.1	31.4	64.0	40.9	62.9	36.0	28.0	27.9	41.6	40.3	37.9	34.1	51.3	45.2						
Pratiques conven.	Bas	24.7	9.9	40.7	14.5	25.5	12.5	35.7	19.2	14.1	8.6	24.3	15.9	28.9	20.1	23.7	16.3						
	Moyen	27.2	15.7	a	32.7	16.4	a	38.8	16.1	ab	39.6	28.7	a	14.4	12.5	b	20.7	10.7	30.1	10.5	b	26.3	15.1
	Haut	24.6	13.1	41.7	23.8	55.7	34.9	36.0	22.6	24.2	21.3	31.0	28.3	36.7	27.7	37.4	26.5						
Nouv/Vieil prairie	Bas	13.1	6.7	17.4	7.0	20.5	12.6	b	15.6	6.8	12.1	11.7	16.8	16.2	11.8	6.3	12.2	3.1					
	Moyen	5.5	3.1	b	9.8	3.6	b	8.3	3.5	11.4	3.0	b	3.7	2.7	ab	9.0	3.8	7.7	2.5	ab	7.5	2.9	
	Haut	7.4	4.0	12.0	3.4	14.3	8.9	13.2	3.7	4.3	3.5	10.8	4.8	10.3	4.7	9.8	2.9						
P: l'utilisation des terres		<0.00001		<0.00001		0.0230		0.0006		0.026		0.0821		0.0405		0.015							
P: l'altitude		0.78		0.89		0.25		0.69		0.32		0.31		0.76		0.17							

Tableau H2. Moyenne, erreur standard et résultat de l'analyse de variance à deux facteurs des éléments nutritifs (ammonium, nitrate et orthophosphate) du sol de 0 à 10 et 10 à 30 cm sur le gradient d'utilisation des terres et dans les élévations du champ (altitude). Les lettres indiquent des différences significatives entre les utilisations des terres pour chaque élément nutritif et la profondeur du sol.

HH - LA RÉPONSE DE LA COMMUNAUTÉ MICROBIENNE AUX INONDATIONS DÉPEND DE L'UTILISATION DES TERRES ET DE LA STRUCTURE DU SOL

CYNTHIA KALLENBACH (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Éléments nutritifs du sol et cycle du carbone

Principaux collaborateurs

Rachael Harman-Denhoed (Université. McGill); Mary-Cathrine Leewis (AAFC, Québec)

Résumé des travaux de recherche

- Une incubation en laboratoire de sols provenant d'une terre cultivée en régie conventionnelle de maïs et d'une prairie humide ayant été exposés à une inondation expérimentale a été réalisée pour déterminer l'impact de l'utilisation des terres et de la structure du sol sur la résilience microbienne et la récupération de leurs fonctions écosystémiques suivant une perturbation environnementales (post inondation).
- Le carbone et l'ammonium (NH_4^+) solubles du sol augmentent pendant l'inondation et l'azote organique et les nitrates (NO_3^-) solubles du sol diminuent pendant l'inondation.
- La composition des communautés microbiennes du sol d'une prairie humide, mais pas sa fonction (la production de CO_2 et activités enzymatiques), change avec les inondations.
- La composition et la fonction des communautés microbiennes du sol d'une terre cultivée (maïs conventionnel) sont sensibles à l'inondation.
- Le sol intact, qui présentait une plus grande hétérogénéité et une perturbation physique réduite (pas de tamisage), soutenait des communautés microbiennes qui étaient plus susceptibles de revenir ou de ressembler davantage aux conditions d'avant l'inondation que le sol tamisé, en particulier dans le sol agricole.

Mise en contexte

Les communautés microbiennes du sol remplissent des fonctions écosystémiques essentielles, depuis la décomposition primaire jusqu'au cycle des nutriments. Ainsi, leur activité et leur diversité pendant et après des perturbations environnementales ont probablement de forts effets sur le rétablissement des écosystèmes. Les inondations provoquent une perturbation majeure de l'habitat des communautés microbiennes du sol, ce qui a un impact sur leur fonctionnement et leur composition (Peralta et al., 2013). Par exemple, les inondations diminuent la disponibilité en oxygène du sol, ralentissant ou modifiant le métabolisme microbien, mais elles augmentent également les nutriments et le carbone solubles du sol.

Ces changements dans le sol lors d'une inondation, et les réponses microbiennes associées, peuvent varier en fonction de la structure du sol. Celle-ci correspond à la manière dont les particules et les différentes composantes du sol s'agencent les unes aux autres pour former des agrégats. La structure du sol a un impact direct sur le transport des solutés, les échanges gazeux, la circulation de l'eau et de l'air et la composition des communautés microbiennes (Bailey et al., 2017). L'utilisation des terres (ex. : agriculture intensive de maïs versus milieux naturels), modifie la structure du sol de même que les ressources en nutriments et en carbone du sol, impactant ainsi l'activité microbienne et la dynamique de l'habitat (Six et al., 2004, Fuhrmann, 2021). Comparés aux systèmes agricoles, les écosystèmes naturels contiennent généralement plus de matière organique dans le sol, sont exposés à moins de perturbations physiques et abritent souvent des communautés microbiennes distinctes. Les perturbations mécaniques associées à l'agriculture, telles que le travail du sol, influencent la structure du sol, brisant les macro-agrégats et homogénéisant la structure des agrégats pour qu'elle soit dominée par les micro-agrégats (Six et al., 2000). Un sol moins structuré (c'est-à-dire plus homogène) pourrait réduire la diversité taxonomique des organismes microbiens du sol et, conséquemment réduire la redondance fonctionnelle ainsi que la résilience ou la capacité de récupération des communautés après une inondation (Philippot et al. 2021, Hartmann et Six, 2023).

Le littoral du lac Saint-Pierre représente un milieu hétérogène où l'on retrouve des sols cultivés et non cultivés, des sols ayant une structure de sol variable et étant fréquemment exposés à des conditions d'inondation. Cette étude vise à mieux comprendre l'impact de l'utilisation des terres et de la structure du sol sur les réponses microbiennes du sol aux inondations printanières propres ce milieu. Pour ce faire, les sols d'une terre cultivée sous gestion conventionnelle du maïs et d'une prairie humide naturelle ont été soit homogénéisés, soit laissés intacts pour créer des différences dans la structure du sol. Ces sols ont ensuite été exposés à des simulations d'inondations en laboratoire, suivies d'une incubation d'échantillons de sol pour examiner les réponses des communautés microbiennes. Pour mesurer les réponses des communautés microbiennes, l'abondance des bactéries et des champignons ainsi que la composition de leur communauté ont été examinées. Les réponses fonctionnelles microbiennes qui ont été mesurées sont la production microbienne de CO₂ et les activités enzymatiques extracellulaires en lien avec les cycles du carbone et de l'azote.

Les hypothèses de l'étude sont que (a) les communautés microbiennes du sol sont moins sensibles aux inondations avec des sols plus hétérogènes (intacts), permettant aux communautés microbiennes une plus grande résilience et une meilleure capacité d'adaptation aux inondations récurrentes; (b) les communautés microbiennes, issues des milieux naturels, seront moins influencées par la structure du sol que les communautés issues de l'agriculture intensive du maïs.

Objectifs

Les objectifs de l'étude sont : 1) déterminer si les réponses microbiennes aux inondations diffèrent entre les populations provenant de sols cultivés en maïs conventionnel ou d'une prairie humide naturelle, et 2) si ces réponses sont modulées par la structure de sol.

Méthodologie

Dispositif expérimental

L'étude est un plan factoriel 3 x 2 complet (3 facteurs et 2 niveaux) comme suit :

- 1) Utilisation des terres; sols provenant d'une terre cultivée (maïs en régie conventionnelle) ou d'une prairie humide naturelle ;
- 2) Structure du sol : sols tamisés, correspondant à un sol homogène ou non tamisés, c'est-à-dire hétérogène ou intacts.
- 3) Inondations : sols inondés ou non inondés.

Ces six traitements ont été répliqués 6 fois et ont fait l'objet de cinq moments de prélèvement de données : à l'échantillonnage sur le terrain (T0) puis, avant (T1), pendant (1ère (T2) et 3ème semaines (T3)) et après le traitement « Inondation » (T4) (Fig. 1).

Échantillonnages sur le terrain

Les sols d'un site de culture de maïs sous régie conventionnelle (avec un labour à l'automne) et d'une prairie humide naturelle établie depuis plus de cinq ans (non entretenue, par ex. non fauchée ni semée ou plantée) ont été échantillonnés. Les deux sites étaient situés dans le littoral du lac Saint-Pierre, près de Saint-Barthélemy, Québec, Canada (tableau HH1).

Les échantillons ont été prélevés à la fin du mois d'octobre 2022 à l'aide d'un carottier de sol équipé d'un manchon en plastique de 4 x 15 cm (AMS, USA) permettant d'atteindre jusqu'à une profondeur de 15 cm. Un total de 180 carottes de sol, soit 90 pour chaque utilisation des terres a été collecté pour obtenir les bases pour les différents traitements en laboratoire.

Conception et conditions d'incubation

Pour déterminer l'impact de la structure du sol sur les réponses des communautés microbiennes à l'inondation, une partie des échantillons de sols récoltés de chacun des deux sites a été homogénéisée en les tamisant à 4 mm. Les agrégats de l'autre partie ont été gardés intacts (Figure HH1). Les sols tamisés ont ensuite été reconditionnés dans leurs manchons en plastique d'origine. Les sols tamisés présentaient une structure de pores plus homogénéisée et une connectivité plus élevée que les sols intacts, comme démontré par la tomographie micro-informatisée (Figure HH 2). La moitié des carottes de sols tamisés et non tamisés a ensuite été inondée pendant 3 semaines jusqu'à atteindre une capacité de rétention d'eau de 100 % et l'autre moitié a été maintenue à l'humidité du champ (Figure HH1). Tous les échantillons ont été soumis à une période d'incubation de 3 semaines. Après cette période, les échantillons inondés ont pu se drainer pendant environ 5 jours pour revenir aux conditions d'humidité du champ d'avant l'inondation. Durant ces 5 jours, les sols non inondés ont été maintenus dans les mêmes conditions d'incubation que les trois semaines précédentes.

Les échantillons de sol ont été échantillonnés de manière destructive à cinq moments différents pour les analyses:

T0 : Collecte sur le terrain; 2 utilisations des terres x 6 répétitions (n = 12)

T1 : Pré-inondation; 2 utilisations des terres x 2 structures du sol x 6 répétitions (n = 24)

T2 : Une semaine après le début de l'inondation; 2 utilisations des terres x 2 structures du sol x 2 traitements d'inondation x 6 répétitions (n = 48)

T3 : Trois semaines après le début de l'inondation; 2 utilisations des terres x 2 structures du sol x 2 traitements d'inondation x 6 répétitions (n = 48)

T4 : Une semaine après l'inondation; 2 utilisations des terres x 2 structures du sol x 2 traitements d'inondations x 6 répétitions (n = 48)

Pendant les trois semaines d'incubation, la production microbienne de CO₂ du sol, le redox et l'oxygène ont été surveillés 3 à 4 fois par semaine. Les mesures la production de CO₂ ont été regroupées en trois catégories pour des comparaisons temporelles : avant l'inondation, pendant l'inondation et après l'inondation. Lors de la crue, le redox du sol inondé était en moyenne de 278 mV.

Analyses du sol et des communautés microbiennes

L'activité enzymatique potentielle de quatre enzymes hydrolytiques associées à la décomposition du carbone (C) et de l'azote (N) a été déterminée en suivant les méthodes décrites par Saiya-Cork et al (2002). La méthode de fumigation au chloroforme a été utilisée pour déterminer la biomasse microbienne du C et l'N extractible par le sel (Jenkinson et al., 2003). En plus de la biomasse microbienne du C et de l'N, le C et l'N organiques extractibles par l'eau (WEOC et WEON), le C et l'N totaux du sol, le nitrate (NO₃⁻) et l'ammonium (NH₄⁺) ont également été analysés.

Des extraits d'ADN ont été prélevés aux moments suivants : pré-inondation (T1), une semaine après le début de l'inondation (T2), trois semaines après le début de l'inondation (T3) et post-inondation (T4), en utilisant le MP Biomedicals FastDNA SPIN Kit pour sol. L'abondance de gènes marqueurs bactériens dans les sols a été quantifiée par qPCR sur ADN purifié (dilué à 0,5 ng µL⁻¹). L'abondance de la communauté bactérienne (gène de l'ARNr 16S) a été évaluée à l'aide des amorces et des conditions de Fierer et al. (2005).

Les communautés bactériennes et fongiques ont été caractérisées par l'amplification et le séquençage de la région bactérienne V4-V5 du gène de l'ARN ribosomal 16S (Parada et al., 2016) et de la région fongique ITS2 (Menkis et al., 2012). La préparation de la bibliothèque pour le séquençage a été réalisée conformément aux instructions du fabricant pour les amorces définies par l'utilisateur (Illumina, 2013). Le séquençage a été réalisé sur une plateforme Illumina NextSeq à Génome Québec (Montréal, Québec, Canada). Les séquences ont été découpées et filtrées à l'aide de pipelines nf-core et DADA2. La base de données Silva (v.138.1) a été utilisée pour l'identification taxonomique de l'ARNr 16S et la base de données UNITE (v. 8.3) a été utilisée pour l'identification taxonomique ITS. Le traitement bioinformatique a abouti à 6 819 994 et 6 451 813 séquences de haute qualité pour la région ITS2 du gène de l'ARNr 16S, respectivement.

Analyses statistiques

Les données ont été traitées dans R (R core team, 4.1.2, 2021). L'analyse de la variance (ANOVA) a été utilisée pour comparer les effets de traitement interactifs de WEOC, WEON, MBC, MBN, NO₃⁻, NH₄⁺, CO₂, les mesures de diversité et la qPCR. Le progiciel Phyloseq (McMurdie et Holmes, 2013) a été utilisé pour traiter les données de séquence d'ARNr 16S et ITS. Les séquences de l'ARNr 16S et de l'ITS ont été raréfiées jusqu'à une

profondeur d'échantillonnage égale avant d'effectuer des analyses statistiques. Pour les sols avec traitement d'inondation, les effets des traitements « utilisation des terres » et « Structure du sol » sur la composition des communautés ont été comparés à l'aide des analyses NMDS et PERMANOVA avec une matrice de distance de Bray-Curtis, qui incluait le temps comme facteur permettant d'examiner les changements des communautés avant, pendant et après l'inondation. Pour déterminer les abondances différentielles au sein de chaque traitement, un test de Kruskal Wallis a été utilisé sur les abondances relatives de chaque variante de séquence d'amplicon (VSA).

Résultats

L'utilisation des terres affecte les réservoirs du carbone et de l'azote

Comme prévu, l'utilisation des terres a eu l'effet le plus important sur les réservoirs de C et d'N, où la prairie humide présentait des concentrations initiales plus élevées de C total, de N total, de WEOC, de WEON, de NO_3^- et de NH_4^+ par rapport au sol cultivé (Tableaux HH2, HH3 et HH4, Figure HH3). Le C et le N totaux initiaux du sol étaient plus élevés dans les prairies (5,06 % et 0,46 % respectivement) que dans les sols agricoles (2,02 % et 0,18 % respectivement) ($p < 0,05$) (Tableau HH2). Il n'y a eu aucun effet de l'inondation ou du traitement structurel sur le C total du sol ou sur l'N total dans les deux utilisations des terres.

Parmi les réservoirs solubles, seules les concentrations de WEOC ont été affectées par les trois traitements : utilisation du sol ($F = 185,4$), structure ($F = 10,3$), inondation ($F = 118,9$), et par le temps ($F = 6,2$) (Tableaux HH3). Dans les deux utilisations des sols inondés, les concentrations de WEOC ont augmenté pendant l'inondation (T2 et T3) par rapport à avant l'inondation et sont restées élevées après l'inondation (Figure HH3a, HH3b). Les changements de WEON et de NO_3^- avant, pendant, et après l'inondation n'ont été observés que pour les sols agricoles et dépendaient de la structure du sol. Par exemple, WEON a diminué dans les sols intacts et tamisés pendant l'inondation, mais seul le sol agricole intact s'est entièrement rétabli après l'inondation (Figure HH3d). Les concentrations de NO_3^- ont également diminué pendant l'inondation du sol agricole par rapport à avant l'inondation et cette diminution était plus prononcée pour le sol intact (T2) (Figure HH3f). Cependant, le sol intact et tamisé s'est entièrement rétabli après l'inondation.

Les sols inondés ont également été comparés aux sols non inondés, en faisant la moyenne dans le temps (Tableaux HH2 et HH3). Par rapport au sol non inondé, le sol inondé présentait des concentrations de WEON et de NO_3^- plus faibles dans les deux utilisations des terres et des concentrations de WEOC plus élevées de 23 % (Agriculture) et 75 % (Prairie humide) respectivement.

La production microbienne de CO_2 et l'activité enzymatique différaient en réponse à l'inondation et à la structure du sol

La production microbienne de CO_2 était systématiquement plus élevée dans le sol de la prairie humide par rapport au sol cultivé, et ce, peu importe si le sol a été inondé ou non ou s'il a été homogénéisé ou non. En faisant la moyenne des traitements associés à la structure du sol et ceux associés à l'inondation, la production de CO_2 était plus de 3 fois supérieure

avec le sol de la prairie humide comparativement au sol cultivé. Comparativement à la période de pré-inondation, la production de CO₂ a diminué significativement pendant et après l'inondation de 73 % et 78 % dans le sol de la prairie humide et le sol cultivé, respectivement (Figure HH4).

En comparant uniquement les sols inondés, dans le sol de la prairie humide, le CO₂ était similaire entre les deux structures du sol à chacune des périodes (pré-inondation, inondation et post-inondation), (Figure HH4a). Dans le sol cultivé, la production de CO₂ pré-inondation était 47 % plus élevée dans le sol tamisé que dans le sol intact (Figure HH4b). Le sol intact a récupéré sa production de CO₂ après l'inondation à des taux de CO₂ similaires à ceux mesurés avant l'inondation, contrairement aux sols tamisés.

Une forte influence de la structure du sol sur l'activité potentielle des enzymes extracellulaires modérant la réponse aux inondations a été observé (Tableaux HH4 et HH5). En particulier, le sol intact présentait généralement une activité enzymatique plus élevée avec une diminution moindre tout au long de l'incubation (pré-inondation, inondation et post-inondation), comparativement aux sols tamisés.

Dans le sol de la prairie humide, le sol intact présentait une activité bêta-glucosidase (BG) globalement 11 % plus élevée, par rapport au sol tamisé. Cependant, celle-ci était plus dominante pendant l'inondation, où en moyenne la BG était 28 % plus élevée dans le sol intact que dans le sol tamisé (Tableau HH5). De plus, l'activité BG dans le sol tamisé inondé a diminué régulièrement au fil du temps, ce qui était moins prononcé dans les carottes intactes ($p > 0,05$). L'activité de la n-acétylglucosaminidase (NAG) de la prairie humide a été plus élevée de 25 % dans le sol intact pendant l'inondation, comparativement à sol tamisé. L'activité peptidase de la prairie humide a augmenté de 9 % après l'inondation et, bien que la différence d'activité entre les deux traitements associés à la structure du sol ne soit pas significative, c'est le sol intact qui a entraîné l'augmentation de l'activité peptidase pendant l'inondation.

Dans le sol cultivé, l'activité BG était en moyenne 13 % plus élevée dans le sol intact que dans le sol tamisé (Tableaux HH4 et HH5). Pendant l'inondation, l'activité BG dans les carottes intactes était 24 % plus élevée que dans le sol tamisé et l'activité BG du sol tamisé a également diminué au fil du temps jusqu'à la fin de l'incubation. De plus, l'activité du NAG était 35 % plus élevée pendant l'inondation dans les carottes intactes que dans les carottes tamisées, et l'activité dans les carottes tamisées n'a pas augmenté avec l'inondation. Comme dans la prairie humide, l'activité peptidase a augmenté de 10 % en raison des inondations, dans les deux structures du sol cultivé. Cependant, la différence d'activité peptidase entre les deux traitements structurels n'était pas significative.

Abondance et biomasse de la communauté microbienne

Les communautés bactériennes ont été globalement plus grandes dans le sol cultivé par rapport aux prairies humides, lorsque mesurées par quantification du nombre de copies des gènes de l'ARNr 16S (Figure HH5). Cependant, ce n'est que dans le sol cultivé qu'une influence de la structure du sol sur la réponse de la population microbienne aux inondations a été observé (Figure HH5b). Quelle que soit la structure ou l'utilisation des terres, le

nombre de copies de gènes bactériens a diminué pendant l'inondation par rapport aux conditions précédant l'inondation, (Figure HH5). Dans le sol intact cultivé pendant l'inondation, le sol présentait une communauté bactérienne plus grande de 19 % par rapport aux carottes tamisées (Figure HH5b). Le sol intact et tamisé de la prairie humide ainsi que le sol intact cultivé après l'inondation ont retrouvé l'abondance mesurée avant l'inondation. Cependant, les populations ne se sont pas rétablies dans le sol cultivé tamisés, où le nombre de copies de gènes bactériens et fongiques après l'inondation était inférieur de 19 % à celui d'avant l'inondation.

Composition de la communauté bactérienne et fongique

La diversité alpha ne variait qu'entre les utilisations des terres, où la diversité de Shannon était 3,5 % plus élevée dans le sol cultivé que dans la prairie humide (Tableaux HH6 et HH7), et la richesse totale était 13 % plus élevée dans le sol cultivé que dans la prairie humide. Il n'y avait aucune différence de diversité alpha entre les traitements associés à la structure du sol au sein de chaque utilisation des terres.

La diversité bêta des données de séquence de la communauté bactérienne du sol de la prairie humide variait en fonction du temps et de la structure du sol, ainsi que de l'interaction entre le temps et la structure du sol pendant l'inondation (PERMANOVA $p < 0,05$) (Figure HH6). La variation des communautés bactériennes du sol de la prairie humide pendant l'inondation était davantage associée au WEOC et à l'humidité du sol (SMC), alors que la composition de la communauté après l'inondation était associée à la fois au C et à l'N de la biomasse microbienne (MBC et MBN) (Figure HH6a). Les compositions des communautés bactériennes du sol de la prairie humide avant et après l'inondation étaient plus similaires les unes aux autres qu'à celles des communautés lors de l'inondation, mais cela n'était vrai que pour le sol intact. La diversité bêta fongique (région ITS) dans le sol de la prairie humide ne variait qu'en fonction de la structure du sol et n'a pas changé dans le temps (avant, pendant ou après l'inondation) (Figure HH6c). De même, la composition de la communauté agricole bactérienne pendant l'inondation ne variait qu'en fonction de la structure du sol, les sols intacts étant associés au WEOC, à l'N de la biomasse microbienne (MBN), au TAP et au NAG (Figure HH6b). La diversité des champignons bêta dans les sols agricoles n'était influencée ni par la structure ni par le temps (Figure HH6d).

Discussion et conclusion

La dynamique des communautés microbiennes lors des inondations dans les sols minéraux est peu étudiée, mais constitue un domaine de recherche important, car la fréquence et la durée des inondations devraient augmenter dans le futur, avec des conséquences inconnues sur le fonctionnement des écosystèmes (Yin et al., 2019, Jia et al., 2020). De manière plus générale, plusieurs facteurs influencent les réponses fonctionnelles et compositionnelles de la communauté microbienne aux perturbations environnementales, notamment : la communauté de départ (Steenworth et al., 2005), la disponibilité des ressources (de Vries et al., 2012), l'historique et le moment de la perturbation (DeAngelis et al., 2010, Philippot et al., 2021) et le nombre de perturbations (Peralta et al., 2014). L'hétérogénéité structurelle du sol, qui influence l'accès microbien aux nutriments et la dynamique de compétition des communautés, peut également influencer la réponse microbienne aux perturbations en

favorisant des communautés plus diversifiées et plus résilientes dans des environnements plus hétérogènes (Keiluweit et al., 2017, Hartmann et Six, 2023). Cette étude a permis d'examiner comment les communautés microbiennes du sol provenant de deux utilisations des terres en zone littorale du lac Saint-Pierre (terre cultivée en maïs sous régime conventionnelle et prairie humide) réagissent lors d'une inondation et comment la structure du sol (homogène ou hétérogène) influe sur la réponse à cette perturbation environnementale.

Nos résultats montrent que la communauté microbienne du sol de la prairie humide se rétablissent après avoir subi une inondation et ce, peu importe la structure du sol tandis que la réponse aux inondations de la communauté microbienne du sol cultivé variait selon la structure du sol, le sol intact se rétablissant généralement davantage après l'inondation que le sol tamisé plus homogène.

L'utilisation des terres a eu l'effet le plus important sur les réservoirs de C et de N, où la prairie humide présentait des concentrations plus élevées de C total, de N total, de WEOC, de WEON, de NO_3^- et de NH_4^+ par rapport au sol cultivé. Cela était attendu car les systèmes naturels contiennent souvent des quantités plus élevées de matière organique du sol. Nous avons observé une réponse aux crues de la plupart des réservoirs de C et d'N solubles, mais il y avait peu de variabilité entre les deux traitements structurels. Nous soupçonnons que l'inondation a accru la mobilité des nutriments et du carbone, augmentant ainsi l'homogénéité de la répartition des ressources et affaiblissant ainsi l'effet de la structure du sol (Possinger et al., 2020). En général, les inondations ont augmenté le WEOC et la NH_4^+ et diminué le WEON et les NO_3^- . La baisse des NO_3^- peut être due à certaines pertes associées au lessivage ou à une nitrification plus faible qui se produit souvent dans des conditions anaérobies. Ce dernier point pourrait expliquer pourquoi les concentrations de NH_4^+ étaient également plus élevées lors des inondations.

Nous avons constaté que les activités enzymatiques associées aux cycles du C et de l'N étaient plus élevées dans le sol de la prairie humide que dans celui de la terre agricole. Cela concorde avec nos résultats selon lesquels les concentrations de nutriments solubles étaient également plus élevées dans la prairie humide que dans le sol cultivé. L'inondation a également généralement augmenté les activités enzymatiques extracellulaires et cet effet était plus fort dans le sol cultivé et dans le sol intact (en particulier pour BG et NAG). Après l'inondation, lorsque les sols ont été asséchés jusqu'à atteindre l'humidité d'avant l'inondation, les sols intacts ont généralement semblé retrouver leurs niveaux des activités enzymatiques d'avant l'inondation. Nous avons observé un effet similaire de la structure du sol sur la production de CO_2 , où l'effet de l'inondation était plus faible pour les sols intacts, en particulier dans les sols cultivés. Les différences de nutriments et de carbone entre le sol intact et le sol tamisé pourraient expliquer pourquoi les enzymes et la production de CO_2 se rétablissent davantage avec le sol intact. Cependant, nous n'avons pas observé d'effets structurels sur les réserves de C ou d'N du sol. Ainsi, il se peut que les différences dans la communauté microbienne, plutôt que dans les concentrations de nutriments et de carbone, soient à l'origine d'une récupération plus forte de la fonction microbienne dans le sol intact.

Un sol plus hétérogène peut contribuer à promouvoir une plus grande diversité microbienne en raison d'une concurrence réduite et d'une plus grande abondance de niches pour les communautés microbiennes (Nunan et al., 2020). Avec une diversité taxonomique croissante, une redondance fonctionnelle au sein de la communauté microbienne peut se produire, où la fonction au niveau de la communauté peut être mieux maintenue en réponse aux perturbations. Cependant, nous n'avons observé aucune différence entre les structures du sol pour la diversité alpha bactérienne ou fongique du sol. Ainsi, il est peu probable que la récupération et la résilience plus élevées (lorsque l'on compare les sols inondés aux sols non inondés) que nous avons observées avec un sol intact et plus hétérogène soient dues à la redondance fonctionnelle des communautés. Cependant, la composition des communautés et les abondances bactériennes et fongiques variaient selon la structure du sol. Ainsi, certaines espèces (plutôt que la diversité en soi) peuvent être à l'origine de la réponse au rétablissement ou au maintien de populations plus élevées. Par exemple, en utilisant une analyse différentielle d'abondance, les *planctomycétotes* (Prairie humide) et les *chloroflexi* (Agriculture) avaient des abondances plus élevées dans le sol intact, tandis que le sol tamisé avait une plus grande abondance d'*actinobactéries* (Prairie humide) et d'*acidobactéries* (Agriculture) (Tableau HH8).

Dans les communautés microbiennes du sol de la prairie humide, nous avons observé une réponse fonctionnelle et compositionnelle à l'inondation, mais la réponse à l'hétérogénéité du sol était principalement limitée à la composition de la communauté microbienne. Dans les communautés microbiennes du sol agricole, nous avons observé des changements fonctionnels et de composition en réponse à la fois à l'inondation et à la structure du sol. La prairie humide naturelle était probablement mieux adaptée aux conditions d'inondation et, en raison de l'hétérogénéité initiale inhérente de la structure du sol et de sa teneur plus élevée en matière organique et en éléments nutritifs, elle était moins affectée par les changements dans la structure du sol.

Cette étude montre que les réservoirs de nutriments et de C varient au cours des inondations à court terme, qui peuvent être provoqués par des processus abiotiques (dynamique de désorption et lessivage) ou par l'activité microbienne. Ainsi, nous présumons qu'à l'échelle du terrain, les éléments nutritifs deviennent solubles lors d'une crue, mais qu'ils reviennent rapidement aux conditions de base après le retrait de crue. De plus, nous avons observé que les communautés microbiennes (leur fonction et leur composition) changent rapidement en réponse à l'inondation expérimentale à court terme. Cependant, le potentiel des communautés à se rétablir après une inondation dépend de l'utilisation des terres et de la structure du sol. En particulier, dans le système agricole de maïs en régie conventionnelle, la réduction des interventions physiques en champ pouvant entraîner une réduction de l'hétérogénéité des sols peut limiter la capacité des communautés microbiennes à se remettre d'une inondation. Ainsi, les perturbations telles que le travail du sol ou le labour qui homogénéise physiquement la structure du sol peuvent exacerber l'impact d'une inondation sur les communautés microbiennes et affaiblir leur capacité à retrouver les conditions d'avant l'inondation.

Les résultats de cette étude proviennent de manipulations expérimentales en laboratoire simulant une inondation et l'homogénéisation des sols. En tant que telles, nos conclusions

doivent encore être testées directement *in situ* dans des conditions de terrain. Il est possible que la nature dynamique des inondations naturelles ne produise pas les mêmes résultats. Cependant, les conditions contrôlées de cette étude nous permettent d'isoler spécifiquement comment l'homogénéisation du sol (une caractéristique du travail du sol) modifie la sensibilité de la communauté microbienne aux inondations.

Bibliographie

- Bailey, V. L., Pries, C. H. et Lajtha, K. (2019). What do we know about soil carbon destabilization? *Environmental Research Letters*, 14(8), p. 083004.
- Bailey, V. L., Smith, A. P., Tfaily, M., Fansler, S. J. et Bond-Lamberty, B. (2017). Differences in soluble organic carbon chemistry in pore waters sampled from different pore size domains. *Soil Biology and Biochemistry*, 107, p. 133-143.
- De Angelis, K. M., Silver, W. L., Thompson, A. W. et Firestone, M. K. (2010). Microbial communities acclimate to recurring changes in soil redox potential status. *Environmental Microbiology*, 12(12), p. 3137-3149.
- De Vries, F. T., Liiri, M. E., Bjørnlund, L., Bowker, M. A., Christensen, S., Setälä, H. M. et Bardgett, R. D. (2012). Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change*, 2(4), p. 276-280.
- Fierer, N., Bradford, M. A. et Jackson, R. B. (2007). Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, 88(6), p. 1354-1364.
- Fuhrmann, J. J. (2021). Microbial metabolism. In Principles and applications of soil microbiology (p. 57-87). Elsevier.
- Hartmann, M. et Six, J. (2023). Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(1), p. 4-18.
- Jenkinson, D. S., Brookes, P. C. et Powlson, D. S. (2003). Measuring soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(1), p. 5-7.
- Keiluweit, M., Wanzek, T., Kleber, M., Nico, P. et Fendorf, S. (2017). Anaerobic microsites have an unaccounted role in soil carbon stabilization. *Nature Communications*, 8(1), p. 1771.
- McMurdie, P. J. et Holmes, S. (2013). phyloseq: an R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. *PLOS ONE*, 8(4), e61217.
- Menkis, A., Burokienė, D., Gaitnieks, T., Uotila, A., Johannesson, H., Rosling, A., Finlay, R. D., Stenlid, J. et Vasaitis, R. (2012). Occurrence and impact of the root-rot biocontrol agent *Phlebiopsis gigantea* on soil fungal communities in *Picea abies* forests of northern Europe. *FEMS Microbiology Ecology*, 81(2), p. 438-445.
- Nunan, N., Schmidt, H. et Raynaud, X. (2020). The ecology of heterogeneity: soil bacterial communities and C dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1798), p. 20190249.
- Parada, A. E., Needham, D. M. et Fuhrman, J. A. (2016). Every base matters: assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series and global field samples. *Environmental Microbiology*, 18(5), p. 1403-1414.
- Peralta, A. L., Ludmer, S. et Kent, A. D. (2013). Hydrologic history influences microbial community composition and nitrogen cycling under experimental drying/wetting treatments. *Soil Biology and Biochemistry*, 66, p. 29-37.
- Peralta, A. L., Ludmer, S., Matthews, J. W. et Kent, A. D. (2014). Bacterial community response to changes in soil redox potential along a moisture gradient in restored wetlands. *Ecological Engineering*, 73, p. 246-253.
- Philippot, L., Griffiths, B. S. et Langenheder, S. (2021). Microbial community resilience across ecosystems and multiple disturbances. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 85(2), e00010-1128.
- Possinger, A. R., Bailey, S. W., Inagaki, T. M., Kögel-Knabner, I., Dynes, J. J., Arthur, Z. A. et Lehmann, J. (2020). Organo-mineral interactions and soil carbon

- mineralizability with variable saturation cycle frequency. *Geoderma*, 375, p. 114483.
- Saiya-Cork, K. R., Sinsabaugh, R. L. et Zak, D. R. (2002). The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(9), p. 1309-1315.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. et Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), p. 7-31.
- Six, J., Elliott, E. T. et Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), p. 2099-2103.
- Steenwerth, K. L., Jackson, L. E., Calderón, F. J., Scow, K. M. et Rolston, D. E. (2005). Response of microbial community composition and activity in agricultural and grassland soils after a simulated rainfall. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(12), p. 2249-2262.

Figures et tableaux HH :

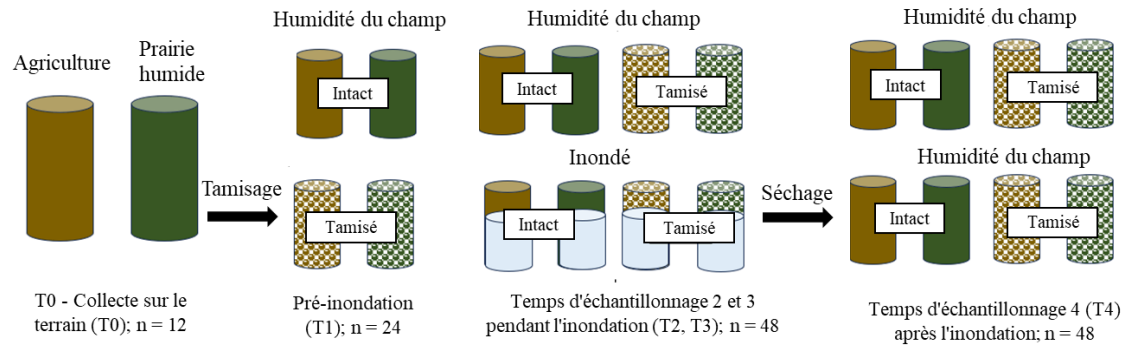


Figure HH1. Traitements et échantillonnages pour l'incubation. Les traitements concernaient l'utilisation des terres : culture de maïs conventionnel (Agriculture) et prairie humide naturelle (Prairie humide) ; structure du sol : tamisé et intact, et sols inondés pendant trois semaines et sols non inondés. Six répétitions pour chaque traitement par période ont été échantillonnées, pour un total de $n = 12$ (T0), $n = 24$ (T1), et $n = 48$ (T2, T3 et T4).

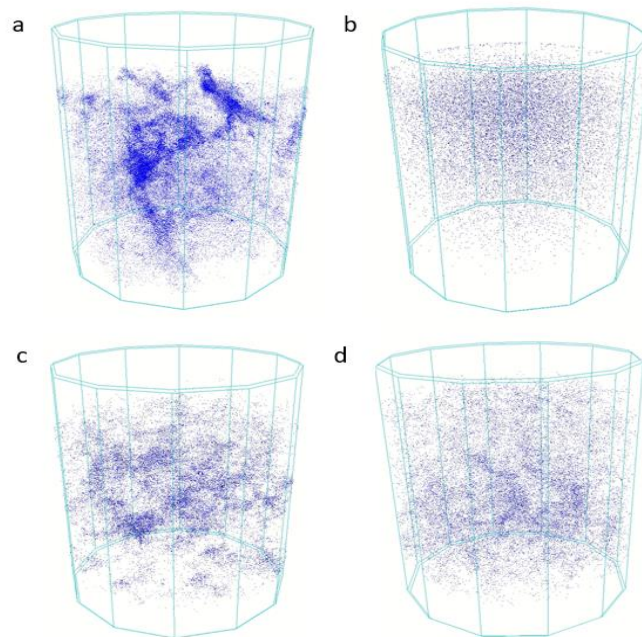


Figure HH2. Microscans tomographiques d'une carotte d'un centimètre de chaque traitement de la prairie humide intacte (a) et tamisée (c) ; et agriculture (maïs conventionnel) intacte (b) et tamisée (d). La coloration bleue désigne les voxels (unités d'image) qui sont considérés comme un espace « pseudo-pore ».

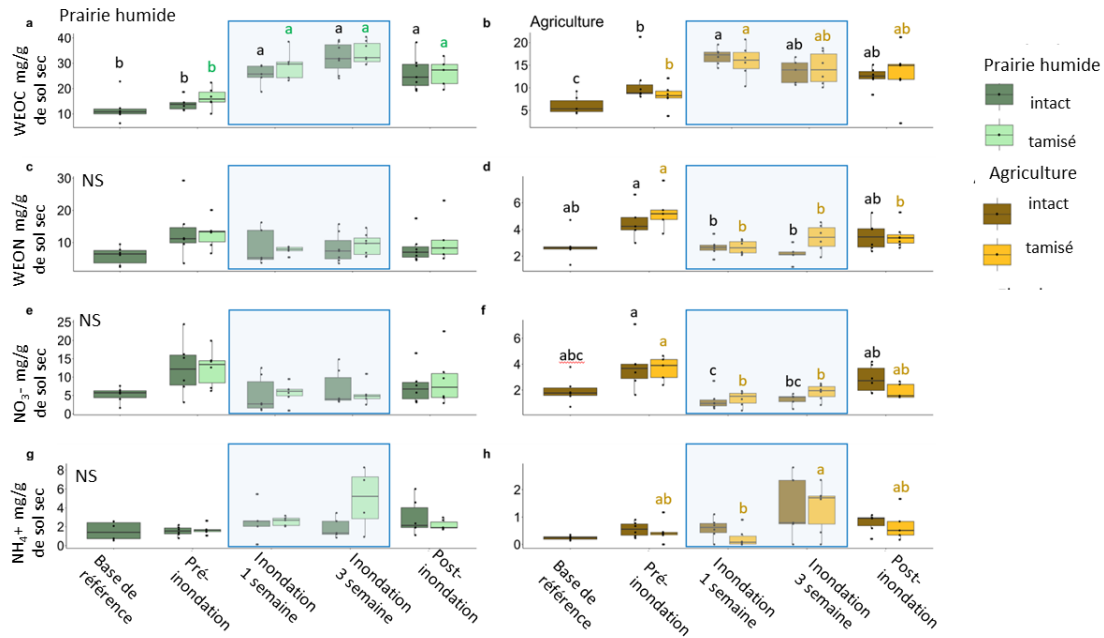


Figure HH3. Comparaison des éléments nutritifs d'azote solubles du sol et du carbone et de l'effet de la structure du sol à chaque période d'échantillonnage dans les sols provenant d'une prairie humide (a, c, e, g) ou d'une terre agricole (b, d, f, h) : (a, b) carbone extractible par l'eau du sol (WEOC), (c, d) azote organique extractible par l'eau (WEON), (e, f) nitrate (NO_3^-) et (g, h) ammonium (NH_4^+) en mg/g de sol sec. L'ombrage bleu représente la période d'inondation de 3 semaines. Différentes lettres indiquent des différences significatives à la fois dans le temps et la structure du sol à $p < 0,05$. NS n'indique aucune différence dans les concentrations en tenant compte à la fois du temps et de la structure du sol. La ligne à l'intérieur des diagrammes en boîte indique la médiane, les limites de boîte indiquent les 25e et 75e quartiles. Les moustaches indiquent 1,5 fois la plage quartile.

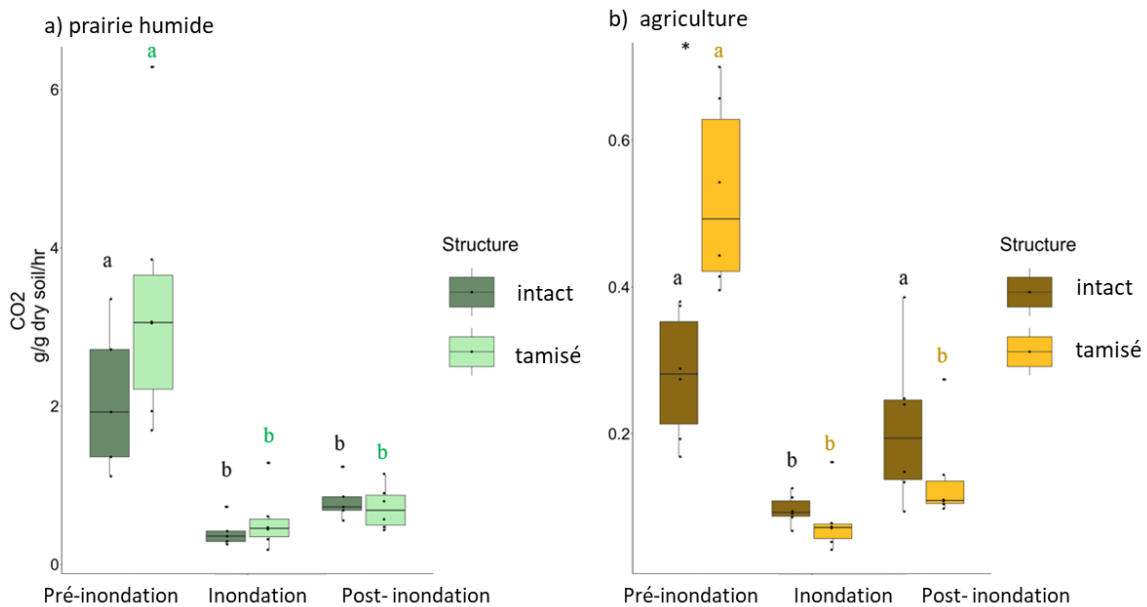


Figure HH4. La production de CO₂ du sol dans un sol inondé avec et sans (intact) tamisage pour les sols d'une prairie humide (a) et cultivé (Agriculture) (b). La production de CO₂ est exprimée en gramme de CO₂ par gramme de sol séché et par heure. Les données de production de CO₂ collectées tous les 2 à 3 jours pendant l'incubation ont été regroupées en trois périodes d'inondation : pré-inondation, inondation et post-inondation. Les lettres de signification indiquent des différences dans le temps et le * indique une signification entre les traitements associé à la structure du sol. La ligne à l'intérieur des diagrammes en boîte indique la médiane, les limites de boîte indiquent les 25e et 75e quartiles. Les moustaches indiquent 1,5 fois la plage quartile.

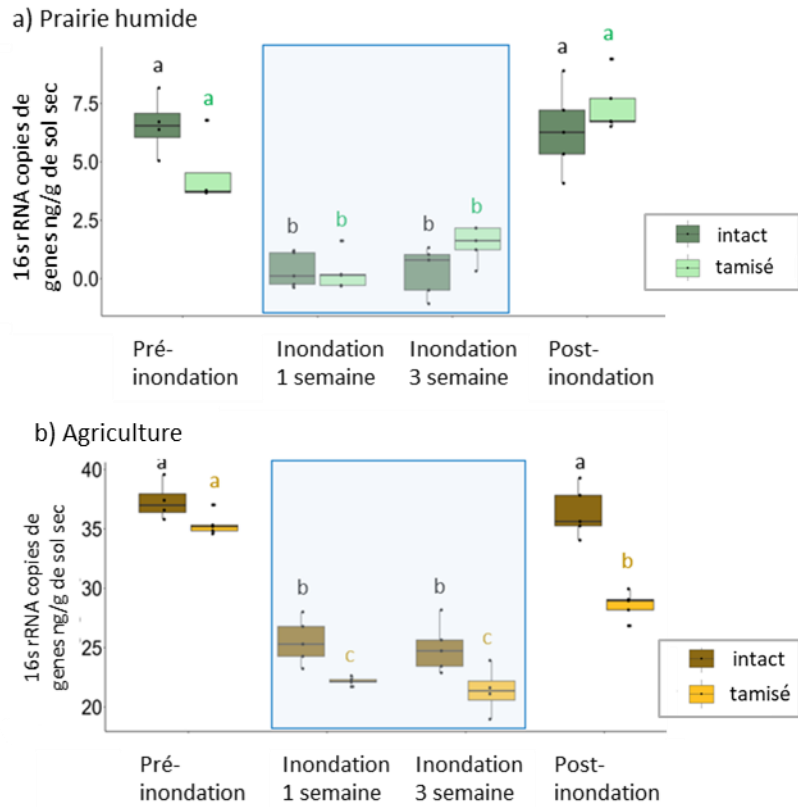


Figure HH5. Populations microbiennes bactériennes du sol de la prairie humide (a) et du sol agricole (b), basées sur la qPCR de l'ARNr 16S de sol sur deux traitements associés à la structure du sol (intacts et tamisés). L'ombrage bleu représente la période d'inondation. La ligne à l'intérieur des diagrammes en boîte indique la médiane, les limites de boîte indiquent les 25e et 75e quartiles. Les moustaches indiquent 1,5 fois la plage quartile.

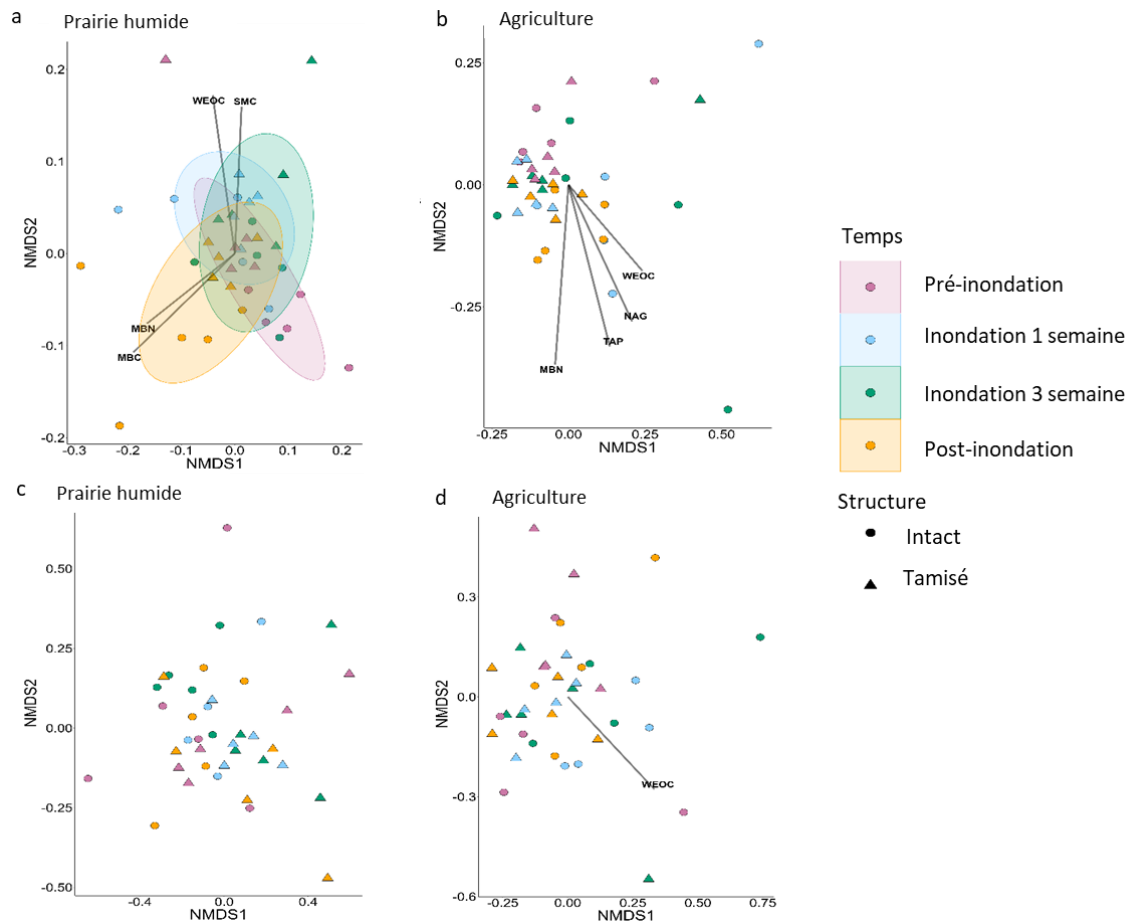


Figure HH6. Graphiques d'ordination multivariés (mise à l'échelle dimensionnelle non métrique ; NMDS) de gène l'ARNr 16S du sol pour la diversité bêta bactérienne (a, b) et des régions ITS pour la diversité bêta fongique (c, d) dans les sols d'une prairie humide (a, c) et cultivés (Agriculture) (b, d) au cours d'une inondation et de deux structures de sol : avec tamisage et sans tamisage (intact). Le NMDS de stress pour toutes les parcelles était $<0,2$. Le temps est indiqué par des couleurs et des ellipses lorsque des différences significatives se produisent dans le temps, la structure du sol est indiquée par des cercles et des triangles pour un sol intact et tamisé. Les paramètres environnementaux associés de manière significative à l'axe 1 ou 2 sont représentés par des vecteurs, avec les abréviations suivantes : WEOC = carbone organique extractible à l'eau, SMC = teneur en humidité du sol, MBC = carbone de la biomasse microbienne, MBN = azote de la biomasse microbienne, TAP = tyrosine amino peptidase, et NAG = N-1,4-acétylglucosaminidase.

Tableau HH1. Données sur le sol collecté dans deux types utilisations des terres (Maïs conventionnel (Agriculture) et Prairie humide en zone littorale du lac Saint-Pierre : élévation du lieu d'échantillonnage, texture du sol, pH et humidité (%).

Utilisation des terres	Élévation (m)	Texture			pH	Humidité (%)
		sable %	limon %	argile %		
Agriculture	5.7	35.1	30.6	34.3	5.75	40
Prairie humide	5.8	28.1	28.2	43.8	5.67	46

Tableau 2. Carbone (C) (%) et azote (N) (%) totaux moyens du sol et écart type (\pm) mesurés à deux moments avant et après l'inondation. Le seul traitement significatif sur le carbone et l'azote du sol était l'utilisation des terres (ANOVA $p < 0,05$).

Utilisation des terres	Temp	Structure	Inondation	N %	C %
Agriculture	Pre Inondé	Intact	Non Inondé	0.19 \pm 0.02	2.07 \pm 0.18
Agriculture	Post Inondé	Intact	Inondé	0.19 \pm 0.02	2.06 \pm 0.14
Agriculture	Post Inondé	Intact	Non Inondé	0.18 \pm 0.02	2.03 \pm 0.11
Agriculture	Pre Inondé	Tamisé	Non Inondé	0.18 \pm 0.01	1.99 \pm 0.09
Agriculture	Post Inondé	Tamisé	Inondé	0.18 \pm 0.01	1.98 \pm 0.10
Agriculture	Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	0.18 \pm 0.01	2.01 \pm 0.14
Prairie humide	Pre Inondé	Intact	Non Inondé	0.46 \pm 0.05	4.89 \pm 0.60
Prairie humide	Post Inondé	Intact	Inondé	0.45 \pm 0.06	5.07 \pm 0.77
Prairie humide	Post Inondé	Intact	Non Inondé	0.46 \pm 0.04	4.89 \pm 0.48
Prairie humide	Pre Inondé	Tamisé	Non Inondé	0.48 \pm 0.03	5.43 \pm 0.34
Prairie humide	Post Inondé	Tamisé	Inondé	0.46 \pm 0.02	5.05 \pm 0.28
Prairie humide	Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	0.44 \pm 0.05	4.77 \pm 0.48

Tableau HH3. Pour les deux utilisations des terres (Agriculture et prairie humide), les réserves moyennes de carbone et d'azote du sol pour les traitements d'inondation (inondés et non inondés) et de structure (sols tamisé et intact) tout au long de l'incubation (pré-inondé, pendant l'inondation à 1 et 3 semaines et post-inondation). Carbone organique extractible à l'eau (WEOC) et azote (WEON), nitrate (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Le Champ humide correspond à l'humidité du sol au moment de l'échantillonnage. SD est l'écart type.

Utilisation des terres	Temp	Structure	Inondation	WEOC	WEON	NO_3^-	NH_4^+
Agriculture	Pre Inondé	Intact	Champ humide	9.27 ±1.27	4.37 ±1.27	3.80 ±1.84	0.55 ±0.27
	Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	8.26 ±2.73	10.28 ±12.16	9.36 ±14.00	0.46 ±0.38
	Inondé 1 sem	Intact	Inondé	16.97±1.88	2.66±0.63	1.22±0.77	0.71±0.24
	Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	15.88±3.60	2.66±0.51	1.34±0.59	0.24±0.35
	Inondé 3 sem	Intact	Inondé	13.61±2.69	2.15±0.66	1.27±0.46	1.34±1.18
	Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	14.32±3.70	3.36±1.01	1.83±0.62	1.33±0.90
	Post Inondé	Intact	Inondé	12.41±2.25	3.53±1.10	2.85±1.04	0.79±0.33
	Post Inondé	Tamisé	Inondé	11.87±5.02	3.51±0.96	1.74±0.67	1.27±1.48
	Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	14.25±2.78	4.93±1.44	4.25±1.53	0.97±0.40
	Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	13.16±4.91	2.59±0.70	1.28±0.49	0.51±0.73
	Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	11.99±2.24	4.06±0.87	3.36±1.03	0.71±0.47
	Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	14.03±3.29	4.45±0.91	3.16±1.45	1.17±1.37
	Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	12.39±3.70	4.26±2.25	2.92±1.64	1.06±1.06
	Post Inondé	Intact	Non Inondé	13.55±2.64	6.83±3.75	5.39±3.41	1.27±0.52
Prairie humide				WEOC	WEON	NO_3^-	NH_4^+
	Pre Inondé	Intact	Champ humide	13.97 ±2.66	13.41 ±8.72	9.13 ±5.61	1.29 ±0.6
	Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	16.52 ±4.39	14.00 ±4.50	12.44 ±5.12	1.68 ±0.5
	Inondé 1 sem	Intact	Inondé	30.03±7.80	8.70±5.20	5.15±5.09	4.07±4.06
	Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	29.74±5.58	7.95±1.47	5.67±2.84	4.04±3.59
	Inondé 3 sem	Intact	Inondé	28.49±5.31	9.07±4.86	6.68±5.28	4.64±6.27
	Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	34.47±4.82	9.26±3.76	6.82±4.26	6.91±7.53
	Post Inondé	Intact	Inondé	23.54±3.78	9.79±5.10	7.59±4.92	2.98±1.89
	Post Inondé	Tamisé	Inondé	25.92±8.68	11.29±6.13	9.27±7.27	2.18±0.52
	Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	17.15±6.17	20.90±6.99	22.98±11.18	1.29±0.59
	Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	20.25±4.66	16.49±8.83	-	-
	Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	17.49±4.35	24.75±12.03	24.51±10.62	1.49±0.38
	Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	14.89±6.94	21.02±7.99	21.07±10.17	1.02±0.32
	Post Inondé	Intact	Non Inondé	14.98±3.45	45.66±17.88	49.78±25.51	1.90±1.02
Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	15.17±6.98	19.84±12.60	28.81±9.07	1.31±0.58	

Tableau HH4. Pour les deux utilisations des terres, résultats de l'ANOVA pour les éléments l'humidité, le carbone (C) et l'azote (N) solubles, la biomasse microbienne et les activités enzymatiques et comparaisons au sein de chaque utilisation des terres entre les traitements de structures, d'inondations et de temps. SMC = teneur en humidité du sol (soil water content), WEOC = carbone organique extractible à l'eau (water extractable organic carbon), WEON = azote organique extractible à l'eau (water extractable organic nitrogen), NO₃⁻ = nitrate, NH₄⁺ = ammonium, MBC = carbone de la biomasse microbienne, MBN = azote de la biomasse microbienne, Pep = leucine amino peptidase plus tyrosine amino peptidase, NAG = N-acétyl-glucosaminidase, BG = bêta-glucosidase. Les valeurs p significatives sont en gras avec un seuil de signification de 0,05.

ANOVA Résultats	SMC	WEOC	WEON	NO₃⁻	NH₄⁺	MBC	MBN	Pep	NAG	BG
Utilisation des terres	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Prairie humide										
Structure	0.87	0.03	0.80	0.49	0.7148	0.38	0.005	0.94	0.81	0.02
Inondation	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.48	0.42	0.046	0.52	0.97
Temp	<0.001	0.04	<0.001	0.0002	0.65	<0.001	0.10	0.074	<0.001	<0.001
Structure*Inondation	0.21	0.43	0.008	0.24	0.35	0.04	0.11	0.75	0.008	0.001
Structure*Temp	0.07	0.17	0.004	0.77	0.47	0.62	0.85	0.78	0.14	0.55
Inondation*Temp	<0.001	0.02	0.0004	0.81	0.69	0.01	0.12	0.19	0.57	0.19
Structure* Inondation *Temp	0.85	0.33	0.0001	0.62	0.02	0.04	0.08	0.22	0.15	0.83
Agriculture										
Structure	<0.001	0.70	0.41	0.006	0.06	0.006	<0.001	0.39	0.0009	0.006
Inondation	<0.001	0.01	<0.001	<0.001	0.82	0.27	0.03	0.01	0.001	0.26
Temp	<0.001	0.004	0.02	0.0005	0.06	<0.001	0.003	0.06	0.049	<0.001
Structure*Inondation	0.52	0.52	0.08	0.01	0.53	0.26	0.1	0.18	0.039	0.03
Structure*Temp	0.001	0.42	0.003	0.006	0.50	0.20	0.85	0.66	0.67	0.71
Inondation*Temp	<0.001	0.39	0.91	0.42	0.03	0.001	<0.001	0.99	0.073	0.67
Structure* Inondation *Temp	0.09	0.73	0.43	0.062	0.99	0.36	0.32	0.72	0.6	0.67

Tableau HH5. Pour les deux utilisation des terres (Agriculture et prairie humide), la biomasse microbienne moyenne du sol en carbone (MBC) et en azote (MBN) et les activités enzymatiques extracellulaires pour les traitements d'inondation (inondés et non inondés) et de structure (tamisé et intacte) tout au long de l'incubation (pré-inondé, pendant l'inondation à 1 et 3 semaines et post-inondation). LAP et TAP sont des leucine et tyrosine amino peptidases, BG est une bêta-glucosidase et NAG est une n-acétylglucosiminidase. Le Champ humide correspond à l'humidité du sol au moment de l'échantillonnage. SD est l'écart type.

Utilisation des terres	Temp	Structure	Inondation	MBC	MBN	LAP	TAP	NAG	BG
				mg kg ⁻¹		μmol hr g ⁻¹			
Agriculture	Pre Inondé	Intact	Champ humide	186±33	26.9±5.1	16.9±2.14	8.04±1.35	39.4±9.8	163.4 ±24.2
	Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	161±22	22.1±4.5	16.3±2.00	7.56±0.77	38.3±3.6	173.1 ±16.6
	Inondé 1 sem	Intact	Inondé	168±45	25.6±8.0	19.3±2.66	10.17±1.68	70.1±31.2	187.3±48.1
	Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	132±34	19.8±5.7	-	-	-	-
	Inondé 3 sem	Intact	Inondé	236±35	23.9±7.8	17.0±2.0	8.77±2.87	51.8±14.2	149.4±36.2
	Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	176±19	13.7±4.3	15.5±5.0	6.95±1.04	29.6±10.7	118.8±25.6
	Post Inondé	Intact	Inondé	405±41	32.6±4.5	17.8±5.2	7.90±2.92	44.1±16.7	149.0±44.8
	Post Inondé	Tamisé	Inondé	399±39	26.3±2.7	20.2±6.4	7.47±2.34	37.8±12.8	126.9±56.5
	Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	208±28	33.7±4.9	-	-	-	-
	Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	161±65	23.7±10.4	16.4±1.7	7.72±1.78	30.4±13.0	131.3±8.6
	Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	252±26	26.2±4.7	13.9±4.2	6.66±1.14	34.2±11.9	116.8±28.7
	Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	247±24	24.8±4.6	17.9±8.3	6.51±1.10	31.3±11.8	110.1±31.3
	Post Inondé	Intact	Non Inondé	362±36	25.9±3.9	15.2±2.3	7.25±1.33	39.2±9.7	134.7±38.8
	Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	375±49	24.0±3.8	16.1±1.4	7.58±1.37	32.7±11.0	115.0±12.6
Prairie humide	Pre Inondé	Intact	Champ humide	869 ±97	112.2±9.5	36.1 ±3.1	9.62±0.96	53.5±17.5	230.8 ±20.2
	Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	1003 ±197	121.8±24.1	34.8±9.9	10.64±3.18	75.7±15.6	264.5 ±40.8
	Inondé 1 sem	Intact	Inondé	883±153	123.9±19.4	39.2±10.4	10.80±1.94	82.4±33.9	264.4±39.2
	Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	628±183	91.4±21.5	35.2±11.6	9.41±0.68	45.3±20.4	202.0±19.4
	Inondé 3 sem	Intact	Inondé	880±168	107.3±17.4	32.2±6.8	10.78±2.31	53.2±13.2	202.8±58.0
	Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	826±159	94.5±25.6	32.9±4.6	9.52±1.26	49.6±17.4	165.7±36.9
	Post Inondé	Intact	Inondé	1214±199	125.9±18.6	31.3±7.5	8.34±2.55	37.8±19.6	197.6±50.4
	Post Inondé	Tamisé	Inondé	1185±120	118.6±9.6	35.6±7.3	10.91±3.77	36.4±26.7	124.9±30.9
	Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	830±131	115.6±15.5	27.9±11.7	7.38±3.15	53.8±19.2	204.4±55.7
	Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	955±227	138.4±49.0	29.1±9.0	8.56±3.19	63.7±17.6	201.8±44.4
	Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	961±126	115.0±19.1	28.5±6.1	7.79±2.63	45.8±19.5	169.4±75.2
	Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	906±154	106.7±19.6	30.0±3.9	8.69±0.85	37.5±21.2	156.4±40.8
	Post Inondé	Intact	Non Inondé	1119±80	121.9±7.7	34.7±3.5	8.27±1.04	33.1±14.7	174.9±50.7
	Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	1042±120	106.3±11.8	104.4±178	16.06±15.25	40.0±17.6	171.7±23.0

Tableau HH6. La diversité moyenne des bactéries alpha (ARNr 16S) (Richesse et Shannon) des sols de la prairie humide et agricole pour les traitements d'inondation (inondés et non inondés) et de structure (tamisée et intacte) tout au long de l'incubation (pré-inondé, pendant l'inondation à 1 et 3 semaines et post-inondation). Le Champ humide correspond à l'humidité du sol au moment de l'échantillonnage. SD est l'écart type.

Temp	Structure	Inondation	Prairie humide	Agriculture
Richesse (\pm SD)				
Pre Inondé	Intact	Champ humide	1506.79 \pm 86.53	1684.74 \pm 77.25
Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	1419.27 \pm 186.56	1626.81 \pm 133.22
Inondé 1 sem	Intact	Inondé	1394.52 \pm 211.89	1654.33 \pm 163.87
Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	1404.88 \pm 142.93	1600.43 \pm 41.02
Inondé 3 sem	Intact	Inondé	1517.07 \pm 38.98	1724.24 \pm 191.44
Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	1373.67 \pm 233.23	1686.93 \pm 92.35
Post Inondé	Intact	Inondé	1481.33 \pm 181.01	1591.28 \pm 325.14
Post Inondé	Tamisé	Inondé	1502.03 \pm 53.91	1645.59 \pm 89.12
Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	1470.83 \pm 73.73	1812.68 \pm 50.64
Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	1513.51 \pm 106.15	1611.12 \pm 112.01
Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	1547.04 \pm 106.07	1856.87 \pm 77.22
Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	1403.49 \pm 89.23	1697.29 \pm 148.67
Post Inondé	Intact	Non Inondé	1420.24 \pm 245.21	1669.10 \pm 120.74
Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	1432.08 \pm 83.15	1555.29 \pm 137.52
Shannon (\pm SD)				
Pre Inondé	Intact	Champ humide	6.59 \pm 0.08	6.78 \pm 0.06
Pre Inondé	Tamisé	Champ humide	6.52 \pm 0.09	6.75 \pm 0.08
Inondé 1 sem	Intact	Inondé	6.54 \pm 0.15	6.81 \pm 0.18
Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	6.56 \pm 0.09	6.74 \pm 0.01
Inondé 3 sem	Intact	Inondé	6.60 \pm 0.04	6.86 \pm 0.12
Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	6.53 \pm 0.14	6.77 \pm 0.06
Post Inondé	Intact	Inondé	6.61 \pm 0.11	6.80 \pm 0.19
Post Inondé	Tamisé	Inondé	6.59 \pm 0.05	6.78 \pm 0.08
Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	6.61 \pm 0.04	6.93 \pm 0.03
Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	6.58 \pm 0.10	6.75 \pm 0.07
Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	6.61 \pm 0.07	6.93 \pm 0.06
Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	6.52 \pm 0.10	6.81 \pm 0.09
Post Inondé	Intact	Non Inondé	6.54 \pm 0.13	6.84 \pm 0.08
Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	6.57 \pm 0.03	6.75 \pm 0.06

Tableau HH7. La diversité moyenne des champignons alpha (région ITS) (Richesse et Shannon) des sols de la prairie humide et agricoles pour les traitements d'inondation (inondés et non inondés) et de structure (tamisée et intacte) tout au long de l'incubation (pré-inondé, pendant l'inondation à 1 et 3 semaines et post-inondation). Le Champ humide correspond à l'humidité du sol au moment de l'échantillonnage. SD est l'écart type.

Temp	Structure	Inondation	Prairie humide	Agriculture
Richesse (\pm SD)				
Pre Inondé	Intact	Champ humide	107.49 \pm 30.03	149.22 \pm 20.99
Pre Inondé	Tamisé		116.46 \pm 23.61	118.95 \pm 42.17
Inondé 1 sem	Intact	Inondé	121.89 \pm 19.22	155.81 \pm 31.44
Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	136.75 \pm 17.88	159.04 \pm 21.60
Inondé 3 sem	Intact	Inondé	122.26 \pm 22.69	131.21 \pm 30.27
Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	114.27 \pm 13.02	156.92 \pm 30.10
Post Inondé	Intact	Inondé	114.24 \pm 32.33	136.20 \pm 41.28
Post Inondé	Tamisé	Inondé	95.76 \pm 18.12	141.61 \pm 12.94
Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	96.69 \pm 13.48	148.94 \pm 34.22
Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	124.49 \pm 7.37	176.26 \pm 45.84
Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	103.68 \pm 35.09	137.03 \pm 48.34
Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	110.28 \pm 45.39	158.86 \pm 28.99
Post Inondé	Intact	Non Inondé	115.71 \pm 26.22	156.54 \pm 19.47
Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	121.68 \pm 13.50	140.26 \pm 22.25
Shannon (\pm SD)				
Pre Inondé	Intact	Champ humide	2.97 \pm 0.38	3.62 \pm 0.25
Pre Inondé	Tamisé		3.01 \pm 0.27	3.78 \pm 0.28
Inondé 1 sem	Intact	Inondé	3.09 \pm 0.51	3.68 \pm 0.29
Inondé 1 sem	Tamisé	Inondé	2.85 \pm 0.14	3.83 \pm 0.16
Inondé 3 sem	Intact	Inondé	3.09 \pm 0.21	3.50 \pm 0.51
Inondé 3 sem	Tamisé	Inondé	3.00 \pm 0.28	3.72 \pm 0.23
Post Inondé	Intact	Inondé	3.16 \pm 0.35	3.64 \pm 0.17
Post Inondé	Tamisé	Inondé	2.99 \pm 0.34	3.74 \pm 0.14
Inondé 1 sem	Intact	Non Inondé	3.15 \pm 0.15	3.66 \pm 0.25
Inondé 1 sem	Tamisé	Non Inondé	3.12 \pm 0.30	3.79 \pm 0.19
Inondé 3 sem	Intact	Non Inondé	2.78 \pm 1.02	3.39 \pm 0.55
Inondé 3 sem	Tamisé	Non Inondé	3.08 \pm 0.41	3.69 \pm 0.20
Post Inondé	Intact	Non Inondé	3.04 \pm 0.27	3.64 \pm 0.12
Post Inondé	Tamisé	Non Inondé	3.05 \pm 0.20	3.67 \pm 0.19

Tableau HH8. Abondance différentielle mettant en évidence les principaux phylums qui variaient selon le traitement pour les données de séquence bactérienne et fongique. Le traitement indique le traitement global tandis que la colonne d'abondance la plus élevée fait référence au traitement dans lequel les phylums indiqués étaient les plus abondants.

Utilisation des terres	Kingdom	Traitement	Phylum	Abondance plus élevée	Abondance relative
Prairie humide	Bacteria	Inondation	Acidobacteriota	Non Inondation	0.24
Prairie humide	Bacteria	Inondation	Proteobacteria	Inondation	0.18
Prairie humide	Bacteria	Structure	Actinobacteriota	Tamisé	0.12
Prairie humide	Bacteria	Structure	Planctomycetota	Intact	0.08
Agriculture	Bacteria	Structure	Acidobacteriota	Tamisé	0.23
Agriculture	Bacteria	Structure	Chloroflexi	Intact	0.16
Prairie humide	Fungi	Structure	Mortierellomycota	Tamisé	0.32
Prairie humide	Fungi	Structure	non classé	Intact	0.05
Agriculture	Fungi	Structure	Mortierellomycota	Tamisé	0.11
Agriculture	Fungi	Structure	non classé	Intact	0.02

Axe environnement et faune

Tableau 5. Liste des projets de recherche de l'axe environnement et faune

Chercheur principal	Titre du projet
Stéphane Campeau UQTR	I - Cartographie des patrons d'écoulement dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Alexandre Roy UQTR	J - Évaluation de l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre par télédétection
François Guillemette UQTR	K - Effets des pratiques agricoles sur la production primaire à la base du réseau trophique aquatique dans le littoral du lac Saint-Pierre
Gilbert Cabana UQTR	L - Effets des cultures et pratiques agricoles existantes sur la croissance et la condition physiologique des larves de perchaude et la taille et l'abondance du zooplancton de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Marco Rodriguez UQTR	M - Réponses des populations de poissons aux activités agricoles et milieux naturels dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Shiv Prasher McGill	N - Présence de néonicotinoïdes et d'herbicides dans les sols agricoles de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Jessica Head McGill	O - Évaluation de l'effet des pesticides sur les premiers stades de vie des poissons en lien avec les pratiques agricoles dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Andrea Bertolo UQTR	P - Effets de pratiques agricoles sur les banques d'œufs d'invertébrés: une approche expérimentale pour quantifier la résilience des communautés de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Vincent Maire UQTR	Q - Influence de l'usage des terres sur la séquestration et les flux de carbone du sol dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Raphaël Proulx UQTR	R - Réponse fonctionnelle de la biodiversité animale sur un gradient d'utilisation des terres
Vincent Fugère UQTR	S - Utiliser l'ADN environnemental du sol pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité du littoral du lac Saint-Pierre

I - CARTOGRAPHIE DES PATRONS D'ÉCOULEMENT DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

STÉPHANE CAMPEAU (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Hydrodynamique de l'inondation et des tributaires de la zone littorale

Principaux collaborateurs

Daphney Dubé Richard (UQTR), Alexandre Roy (UQTR), Christophe Kinnard (UQTR) et Pierre-André Bordeleau (UQTR)

Résumé des travaux de recherche

- Les **objectifs** de cette étude étaient de préciser les patrons d'écoulement de l'eau dans le littoral du LSP, de mesurer in situ la turbidité des masses d'eau et d'évaluer l'impact de l'occupation du sol et des pratiques culturales sur la turbidité dans le littoral.
- La crue printanière peut être divisée en **trois phases** : 1) La première phase, qui débute en mars, est caractérisée par une eau très turbide (200-1000 FNU) en provenance des ruisseaux qui transportent les sédiments érodés des sols agricoles; 2) La deuxième phase est associée à la hausse du niveau du fleuve qui entre lentement dans le littoral; 3) La troisième phase est marquée par la décrue du fleuve et la vidange de la plaine.
- La cartographie de l'état des sols au printemps dans les bassins versants des ruisseaux démontre que **plus de la moitié des superficies cartographiées sont occupées par des sols agricoles peu protégés contre l'érosion hydrique au printemps**. Ces surfaces incluent les sols labourés à l'automne et laissés à nu l'hiver, le soya en semis direct et le maïs ensilage, ces deux dernières cultures laissant très peu de résidus au sol au printemps.
- L'identification des **surfaces contribuant** aux apports en sédiments et à la turbidité de l'eau du littoral, associées à chacune des parcelles du Pôle, est sans doute l'apport le plus significatif de cette étude. Les surfaces contributives des tributaires qui regroupent les plus grandes superficies de sols laissés à nu ou ayant peu de résidus de culture au printemps sont associées aux parcelles du littoral qui enregistrent les données de turbidité les plus élevées pendant la crue.
- Afin de maintenir la turbidité dans le littoral à moins de 100 FNU lors de la première phase de la crue, **65 % des sols des surfaces contributives doivent être adéquatement protégés contre l'érosion l'hiver** (milieux naturels, prairies, bandes riveraines, cultures de couverture).
- Ces résultats indiquent qu'afin de réduire les apports en sédiments et la turbidité dans le littoral, **il sera nécessaire de modifier les pratiques culturales non seulement dans le littoral, mais également dans les bassins versants des ruisseaux tributaires du LSP**.

- Les mesures de turbidité in situ ont permis de développer un algorithme empirique pour mesurer la turbidité de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre à partir d'**images satellitaires Sentinel-2** (Roy et collaborateurs).

Mise en contexte

Pendant la crue printanière, l'écoulement de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre (LSP) est particulièrement complexe. Les masses d'eau qui se côtoient et se mélangent incluent celles des ruisseaux agricoles se déversant directement dans le littoral, les eaux des grandes rivières s'écoulant le long des rives et les masses d'eau du fleuve lui-même, incluant au centre du LSP l'eau des Grands Lacs et au nord l'eau de la rivière des Outaouais. Ces différentes masses d'eau ont des caractéristiques physicochimiques très contrastées, en ce qui concerne par exemple la conductivité, la concentration en carbone organique dissous, les nutriments et la turbidité. Au moment de la fonte printanière, la turbidité peut varier de 10 FNU (*Formazin Nephelometric Unit*) à plus de 1 000 FNU la même journée, selon qu'elle soit mesurée dans la masse d'eau de la rivière Saint-François ou dans un petit ruisseau agricole. La turbidité, et les variables qui y sont généralement associées (matières en suspension, phosphore, etc.), a ainsi le potentiel d'affecter l'intégrité des écosystèmes riverains du LSP et de jouer un rôle dans notre capacité à réhabiliter certaines espèces en difficulté, dont la perchaude. Les **objectifs généraux** de cette étude étaient donc de préciser les patrons d'écoulement de l'eau dans le littoral du LSP, de mesurer in situ la turbidité des masses d'eau et d'évaluer l'impact de l'occupation du sol et des pratiques culturales sur la turbidité dans le littoral.

Objectifs

Les objectifs spécifiques étaient les suivants :

- Cartographier les patrons d'écoulement dans le littoral du LSP pendant la crue printanière;
- Mesurer in situ la conductivité, la turbidité et les matières en suspension dans le littoral et les tributaires du LSP;
- Identifier les surfaces contribuant aux apports en sédiments et à la turbidité dans les bassins versants des ruisseaux et dans le littoral;
- Cartographier l'état des sols agricoles au printemps (antécédents de culture et pratiques culturales) dans les bassins versants des ruisseaux et dans le littoral;
- Évaluer l'impact de l'occupation du sol et des pratiques culturales sur la turbidité dans le littoral.

En outre, les mesures de turbidité in situ devaient permettre de développer un algorithme empirique pour mesurer la turbidité de l'eau dans le littoral du LSP à partir d'images satellitaires Sentinel-2 (voir la fiche de Roy et collaborateurs).

Méthodologie

Cartographie des bassins versants des ruisseaux du littoral

Nous avons cartographié les bassins versants des ruisseaux se déversant directement dans le littoral des quatre zones à l'étude à partir des **relevés LiDAR** et de la Base de données topographiques du Québec. À partir des points d'élévation, nous avons produit une matrice d'écoulement avec une généralisation à 1 mètre. Nous avons tracé les 9 000 ponts et

ponceaux présents sur le territoire à partir d'images aériennes ayant une précision entre 20 et 30 cm. Grâce à un *model builder* créé dans le logiciel ArcGIS, nous avons modifié la matrice d'écoulement en considérant tous les ponts et ponceaux tracés. Nous avons validé la matrice résultante sur le terrain afin de vérifier qu'elle rend bien compte de la complexité des directions d'écoulement dans un contexte agricole, où les pentes sont faibles et les fossés et les ponceaux sont nombreux. Enfin, à partir de la matrice d'écoulement modifiée, nous avons cartographié les bassins versants de chaque ruisseau.

Cartographie des niveaux d'eau et des patrons d'écoulement

Pêches et Océans Canada entretient un réseau de **stations pour la surveillance de la crue** des eaux. La station utilisée dans le cas du LSP est la station fédérale de Sorel (15930), qui indique le niveau de l'eau en fonction du zéro des cartes nautiques, alors que le référentiel utilisé dans notre modèle d'élévation est le CGVD28. La conversion entre le zéro des cartes et le référentiel CGVD28 se fait comme suit : $ZC + 3,805 \text{ m} = \text{CGVD28}$. Un niveau converti de 6,79 m à la station de Sorel est équivalent à la limite de récurrence de crue de deux ans. Le niveau converti de 7,82 m équivaut à une limite de crue de 20 ans et le niveau de 8,19 m à une crue de 100 ans. Grâce à une série de manipulations géospatiales (*model builder*) préalablement mises en place par Pierre-André Bordeleau (UQTR), il est maintenant possible de cartographier l'étendue d'eau dans le littoral pour n'importe quel niveau d'eau mesuré à Sorel. Cette cartographie, qui a été validée sur le terrain, a permis de planifier le parcours des transects d'échantillonnage et la localisation des courantomètres et des turbidimètres en tenant compte de la profondeur de l'eau dans le littoral.

Les **courantomètres TCM-4** (*Shallow Water Tilt Current Meter*) sont en fibre de carbone et contiennent des accéléromètres et des magnétomètres qui permettent de mesurer la direction et la force du courant par le principe de « *drag-tilt* ». Les courantomètres contiennent également un capteur de température et peuvent être opérationnels dans aussi peu que 28 cm d'eau. Les courantomètres étaient attachés par une corde de 2,5 cm nouée à une plaque de porcelaine (45 cm²) déposée au fond de l'eau (figure I1). Les 10 courantomètres ont été installés au début de la saison de fonte et ont enregistré les données aux cinq minutes jusqu'à la fin de la décrue. Ils ont initialement (2019) été distribués de la façon suivante : quatre à Saint-Barthélemy, trois à Baie-du-Febvre, deux à l'Île Dupas et un à Pierreville. La localisation des courantomètres a été établie de façon à mesurer le sens de l'écoulement sur les sites du Pôle, en tenant compte de la profondeur de l'eau et de l'accessibilité du site. La localisation de certains courantomètres a été modifiée en 2020 et 2021 afin de préciser l'écoulement.

Afin de compléter ces mesures, nous avons noté la direction de l'écoulement de l'eau dans les **ponceaux** situés dans le littoral et en amont à chaque sortie sur le terrain. Comme mentionné précédemment, la dynamique de l'écoulement de l'eau dans le littoral peut être complexe. Dans un régime d'écoulement estival, les tributaires au pourtour du LSP s'écoulent vers le fleuve. Cependant, pendant la crue, nous avons observé des inversions de courants dans certains ponceaux : l'eau du fleuve remonte dans le littoral par les ruisseaux. Les observations fréquentes sur le terrain ont ainsi permis de préciser le moment

où se produit une inversion de courant dans les différents ruisseaux du littoral et, ainsi, de mieux comprendre les patrons d'écoulement.

Turbidité et matières en suspension

Nous avons installé des **enregistreurs autonomes de turbidité** *Cyclops-7 Logger* au début de la saison de fonte. Ils ont enregistré la turbidité aux 10 minutes jusqu'à la fin de la décrue (figure I1). Le système comprenait une brosse attachée à un moteur qui balayait la lentille afin d'éviter tout dépôt d'algues ou de sédiments susceptibles d'influencer la lecture de la turbidité. Les turbidimètres ont été fixés à une tige de métal insérée dans un bloc de ciment. Nous avons déposé les dispositifs au fond de l'eau à l'aide d'un système de corde et d'anneau. En 2019, un turbidimètre a été déployé dans chaque secteur, à proximité d'un courantomètre. En 2020 et 2021, nous avons modifié le design. Nous avons installé les turbidimètres en paires pour mesurer les variations de turbidité pour deux traitements du Pôle dans un même secteur (par exemple, soya conventionnel et amélioré).

Les turbidimètres autonomes ont permis d'évaluer la variabilité de la turbidité dans le temps, au cours de la crue et de la décrue, à un nombre restreint d'endroits. Nous avons complété ces données par des **mesures ponctuelles de turbidité** effectuées le long de transects couvrant un plus large territoire. Ces transects, parcourus à quelques reprises au cours des printemps 2019, 2020 et 2021, ont permis d'élargir la couverture spatiale des mesures de turbidité, incluant l'ensemble des parcelles agricoles qui ont fait l'objet d'essais agronomiques. Nous avons parcouru les transects à bord d'un kayak double sur lequel a été fixée une sonde multiparamètres *HI98290* (figure I1). Cette sonde, munie d'un GPS intégré, a permis d'enregistrer des mesures aux cinq secondes. Au retour de chaque sortie, les données ont été validées afin d'éliminer les données aberrantes, qui peuvent être associées à un contact avec le fond ou à la sortie de l'eau de l'appareil. Le parcours des transects a été établi en fonction de l'accessibilité des sites, de la nécessité de couvrir toutes les parcelles agricoles et dans le souci de couvrir deux altitudes différentes, soit les zones basses inondées sur une plus longue période et les sols cultivés à une altitude plus élevée. Nous avons également prélevé des échantillons d'eau (533 au total) de manière ponctuelle, à proximité des appareils déployés et à divers endroits le long des transects. Ces échantillons d'un litre ont permis de mesurer en laboratoire la concentration de **matières en suspension** par filtration, sur des filtres Whatman Grade 934-AH. Nous avons également mesuré la turbidité et les matières en suspension de 2019 à 2021 à la sortie des principaux ponceaux présents dans le littoral ou légèrement en amont, afin de caractériser l'apport des ruisseaux pendant la crue et la décrue. La figure I2 présente un exemple de la stratégie d'échantillonnage, dans le cas de Saint-Barthélemy, illustrant la localisation des parcelles du Pôle, des appareils de mesure, des stations d'échantillonnage dans les ruisseaux et le parcours des transects effectués en kayak. **Au printemps 2022**, nous avons mesuré la turbidité in situ à la sortie des principaux ponceaux. La turbidité dans la plaine a été mesurée par télédétection (voir la fiche de Roy et collaborateurs).

Données météo

Nous avons utilisé les données météo quotidiennes afin d'évaluer l'effet du vent et des vagues sur la turbidité dans le littoral. Nous avons consulté les données de **deux stations météorologiques** d'Environnement Canada, soit la station du LSP (701LP0N) pour la rive

nord et la station de Nicolet (7025442) pour la rive sud. Nous avons également téléchargé les données de précipitations à partir du site du MELCCFP pour la station météorologique de Sorel (7028200). Les données de précipitations permettent d'interpréter les variations dans les valeurs de turbidité dans les ruisseaux, particulièrement pendant la fonte printanière.

Cartographie de l'état des sols agricoles au printemps

En 2019, 2020 et 2021, lors de la fonte, avant le début des travaux aux champs, nous avons réalisé un recensement sur le terrain de l'état des sols agricoles dans les bassins versants des ruisseaux et dans le littoral de chaque secteur. En 2022, nous n'avons effectué ce recensement que dans les bassins versants des ruisseaux tributaires faisant l'objet d'un suivi de la turbidité. Nous avons créé cinq catégories concernant l'état des sols : sol nu (SN), maïs avec résidus (MR), maïs avec peu de résidus (MPR), soya (S) et prairie (P). Cette cartographie ne visait pas à établir un recensement exhaustif des différentes pratiques culturales, mais plutôt à évaluer l'état des sols agricoles aux printemps, à la suite de ces pratiques. Les sols nus (SN), par exemple, peuvent être issus d'un labour d'automne. Le maïs avec résidus (MR) est issu la plupart du temps d'un maïs grain en semis direct, alors que la catégorie MPR est souvent le résultat d'un maïs ensilage en semis direct. Le soya (S), même en semis direct, laisse très peu de résidus au sol. Finalement, la catégorie P regroupe toutes les pratiques qui laissent au sol une couverture végétale continue, incluant les prairie, pâturages et cultures de couverture. Ces catégories doivent donc être considérées davantage d'un point de vue géomorphologique, en lien avec le risque d'érosion, que d'un point de vue agronomique. Ce recensement couvrait la majeure partie du littoral du LSP dans les quatre secteurs du Pôle, ainsi que les bassins versants des ruisseaux se déversant directement dans le littoral. À Saint-Barthélemy, seule la portion des bassins versants située au sud de la route du Pied-de-la-Côte et du rang York a été considérée, étant donné que l'amont de certains cours d'eau est éloigné du LSP et a donc moins d'impact sur la turbidité en aval. À la cartographie de l'état des sols ont été ajoutées les données de la Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC & MDDELCC, 2018) concernant les milieux naturels (MN) et les milieux anthropiques (MA). Ces données, compilées pour chaque bassin versant, ont été mises en relation avec les données de turbidité afin d'évaluer l'impact de l'occupation du sol et des pratiques culturales sur la qualité de l'eau dans le littoral.

Résultats

Les crues, les masses d'eau et la turbidité dans le littoral

La première constatation est la forte variabilité des crues d'une année à l'autre, entre la crue très courte et de faible amplitude de 2021 et la crue de forte amplitude et de longue durée de 2019 (figure I3). De plus, les données des courantomètres et les observations réalisées sur le terrain, jumelées à l'analyse des images du satellite Sentinel-2, ont permis d'identifier **trois phases distinctes pendant la crue** :

- **La première phase, qui débute en mars, est caractérisée par une eau très turbide (200-1000 FNU)** en provenance des ruisseaux qui transportent les sédiments érodés des sols agricoles. Ces petits bassins versants sont majoritairement situés dans les Basses-terres. Ces cours d'eau ont un régime torrentiel pendant la fonte, particulièrement si elle est accompagnée de

précipitations. Le réseau hydrographique en amont du littoral est donc majoritairement responsable de la forte turbidité dans la plaine en début de crue. Des turbidités élevées sont également mesurées pendant la fonte dans les rivières Bayonne (296 FNU) et Chicot (155 FNU).

- **La deuxième phase est caractérisée par la hausse du niveau du fleuve** qui entre lentement dans le littoral en passant par certains ruisseaux et qui provoque par le fait même des inversions de courant dans ces derniers. Les eaux turbides provenant des ruisseaux sont alors prisonnières de la plaine, dans laquelle se développe un bouchon vaseux très turbide, particulièrement dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre. Par contre, là où il y a intrusion des eaux du fleuve dans la plaine, la turbidité baisse radicalement. C'est le cas notamment dans le secteur est de Saint-Barthélemy et dans le secteur est de Baie-du-Febvre. Cette phase entraîne une diminution de la turbidité de l'eau (30-70 FNU) dans ces secteurs du littoral.
- **La troisième phase, qui peut s'étendre de la fin avril au début juin, est marquée par la décrue du fleuve et la vidange de la plaine**, ce qui se traduit par une légère augmentation de la turbidité dans la plaine (50-120 FNU) due au mouvement de l'eau qui s'évacue.

Les trois phases ont été observées à chaque année à des dates variables. Toutefois, en 2021, la deuxième phase fut très ténue en raison de la faible amplitude de la crue.

L'écoulement de l'eau dans le littoral est influencé par les phases de la crue, mais également par l'origine des masses d'eau qui inondent la plaine. L'image du satellite Sentinel-2 du 6 mai 2019 est représentative des patrons d'écoulement présents dans le littoral au printemps (figure I4). Le secteur de **Saint-Barthélemy** présente les patrons d'écoulement les plus complexes. À l'ouest de la montée Saint-Laurent (figure I4, secteur 1 en rouge), la plaine est principalement influencée par les ruisseaux qui drainent les terres agricoles au nord de l'autoroute 40, mais aussi possiblement par les rivières Chicot et Bayonne, surtout lors des crues importantes (2019). Entre la montée Saint-Laurent et la rivière Maskinongé (secteur 2), la plaine baigne dans les eaux turbides provenant des ruisseaux agricoles. Toutefois, au cours de la phase 2 de la crue, l'eau du fleuve pénètre en partie dans la plaine par certains ruisseaux. Au cours de cette phase, un écoulement en direction de l'est s'établit dans ce secteur. La rivière Maskinongé bloque toutefois complètement cet écoulement. Les eaux turbides issues de ce secteur sont repoussées plus au large du LSP par la rivière Maskinongé, qui est colorée (carbone organique dissous; COD) mais qui a une faible turbidité (3). La baie de Maskinongé est ainsi en partie protégée des eaux turbides du secteur de Saint-Barthélemy. À **l'île Dupas**, le haut des terres est turbide au printemps en raison du ruissellement des terres agricoles (4). Les zones plus basses sont par contre nettement moins turbides puisqu'elles sont inondées par la crue du fleuve (masse d'eau de la rivière des Outaouais). Le secteur de **Pierreville** présente le patron d'écoulement le plus simple. Les parcelles du Pôle sont situées sur une pointe qui ne reçoit les eaux d'aucun ruisseau (5). Ces parcelles sont entièrement inondées par les eaux de la rivière Saint-François, qui ont une faible turbidité (comparable à celle de la rivière Maskinongé). Cette particularité a probablement un effet déterminant sur les écosystèmes de ce secteur. Les eaux de la rivière Saint-François longent ensuite l'ensemble

de la rive sud du LSP, repoussant les eaux de la Richelieu et de la Yamaska vers le large, qui n'ont ainsi aucune influence sur le littoral (6). Dans le secteur ouest de **Baie-du-Febvre**, les eaux de la Saint-François inondent les terrains de la Défense nationale, mais ont peu d'impact sur les parcelles agricoles. La confrontation entre les eaux turbides provenant des ruisseaux et les eaux peu turbides de la Saint-François s'effectue précisément à la limite entre les terrains de la Défense nationale et les parcelles agricoles, qui sont très turbides (7). Par contre, dans le secteur est de Baie-du-Febvre, les eaux peu turbides de la Saint-François inondent en partie les terres agricoles au cours de la deuxième phase de la crue (8). Les secteurs endigués, qui ne reçoivent pas d'eau des ruisseaux, sont moins turbides et favorisent l'activité photosynthétique par les organismes phytoplanctoniques situés à la base de la chaîne alimentaire (9). À titre indicatif, bien que ces secteurs n'aient pas fait l'objet d'un suivi, l'image satellitaire suggère que les secteurs du littoral à l'est de la **rivière du Loup** (10) et à l'est de la Yamachiche (11) sont influencés par la turbidité élevée de ces rivières au printemps. Finalement, le secteur de la **baie Saint-François** semble baigné essentiellement dans les eaux turbides de la rivière Yamaska (12).

La figure I5 présente les données des **turbidimètres autonomes** au cours des trois phases des crues de 2020 et de 2021 à Saint-Barthélemy et à Pierreville. Les turbidimètres étaient installés en paires sur des traitements agricoles effectués en grandes parcelles. La figure I5a présente le niveau de l'eau au cours des trois phases de la crue de 2020 à Saint-Barthélemy-Est et les données quotidiennes enregistrées par un turbidimètre situé dans un secteur forestier (BARTNA03) et un autre situé sur une parcelle agricole qui a été semée avec de l'avoine en 2019 (BART10). La figure I5b présente le niveau de l'eau en 2021 à Saint-Barthélemy-Ouest et les données de turbidimètres situés, d'une part, sur une parcelle semée l'année précédente en soya conventionnel (BART13) et, d'autre part, en soya amélioré (BART12). La figure I5c présente finalement également les données d'une paire de turbidimètres pendant la crue de 2021, mais cette fois situés à Pierreville en forêt (PIERNA03) et sur un champ de maïs conventionnel semé en 2020 mais ne faisant pas partie du Pôle. Dans tous les cas, les données suggèrent que **la turbidité varie davantage entre les secteurs et les phases de la crue qu'en fonction des traitements agricoles**.

Selon les **données ponctuelles de turbidité** prélevées en kayak, les concentrations en matières en suspension mesurées dans le littoral et dans les ruisseaux sont fortement corrélées à la turbidité (figure I6). Seuls les résultats concernant la turbidité seront présentés ici. La figure I7 présente une compilation des valeurs de turbidité mesurées au-dessus des parcelles du Pôle dans les différents secteurs et à chaque année. Cette figure met d'abord en évidence la forte variabilité entre les années. À titre d'exemple, la valeur médiane de turbidité dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre était de près de 200 FNU en 2019 et de plus de 700 FNU en 2021. Les médianes de turbidité furent particulièrement élevées au cours de la faible crue de 2021, alors qu'elles furent plus stables entre 2019 et 2020. Le deuxième constat est la forte variabilité entre les secteurs, les conditions les plus extrêmes étant entre les médianes de turbidité peu élevées de Pierreville et les médianes d'au moins un ordre de grandeur plus élevées dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre.

La figure I8 présente une compilation des valeurs de turbidité mesurées au-dessus des parcelles du Pôle en fonction des différents traitements effectués en grandes parcelles entre

2019 et 2021. Nous constatons une fois de plus la forte variabilité interannuelle, l'année 2021 affichant des valeurs de turbidité nettement plus élevées que les deux années précédentes. Bien que la variabilité soit élevée, un gradient d'augmentation de la turbidité se dessine entre les forêts naturelles et les pratiques conventionnelles. Les mesures de turbidité effectuées in situ de 2019 à 2021 ont permis de développer un algorithme empirique pour mesurer la turbidité de l'eau dans le littoral du LSP à partir d'images satellitaires Sentinel-2. À partir de cet algorithme, nous avons cartographié la turbidité moyenne au-dessus des parcelles du Pôle pour toutes les dates où des images Sentinel-2 étaient disponibles pour les printemps 2019 à 2022 (voir la fiche de Roy et collaborateurs).

Patrons d'écoulement dans le littoral permettant d'identifier les surfaces contribuant aux apports en sédiments et à la turbidité

Les résultats précédents mettent en évidence le fait que les patrons d'écoulement dans le littoral ont un impact majeur sur la turbidité de l'eau. Nous avons réalisé une analyse plus fine afin de **préciser la compréhension des patrons d'écoulement** dans chaque secteur et de définir les facteurs contrôlant la turbidité dans la plaine. L'analyse détaillée de l'écoulement présentée dans les paragraphes qui suivent, pour chaque secteur, a permis de délimiter les surfaces contributives, en amont du littoral, qui influencent la turbidité de l'eau observée dans chacune des parcelles du Pôle submergées en période de crue (tableau II).

Dans le secteur de **Saint-Barthélemy** (figure I9), plusieurs éléments du paysage agissent à titre de barrières physiques contraignant l'écoulement de l'eau dans le littoral : la montée Saint-Laurent, l'autoroute 40, les digues et la rivière Maskinongé. La première masse d'eau est située au sud de l'autoroute 40 et à l'est de la montée Saint-Laurent. Elle constitue la masse d'eau la plus complexe, mais il s'agit également du secteur où les trois phases de la crue sont les mieux représentées. Au cours de la première phase, l'eau au-dessus des parcelles agricoles est fortement influencée par l'eau de fonte printanière. Les valeurs de turbidité sont élevées ($\bar{x} = 229$ FNU) en raison de l'apport important de sédiments par les ruisseaux agricoles qui débordent dans le littoral. Au cours de la deuxième phase de crue, on assiste à une inversion des courants dans le ruisseau Sarrasin, la rivière Cachée et la rivière du Bois Blanc (figure I9, stations 18, 110 et 112). Cette intrusion de l'eau du fleuve fait diminuer radicalement la turbidité dans la plaine ($\bar{x} = 27$ FNU). Cette dilution de l'eau est d'ailleurs visible sur les images Sentinel-2 et est associée à un mouvement latéral de l'eau vers l'est (courantomètre C1C1). L'eau du fleuve qui entre dans le littoral est moins chargée en sédiments et pousse sur l'eau de fonte qui est confinée dans la section supérieure du littoral, créant ainsi une séparation des masses d'eau puisque la circulation de l'eau sous l'autoroute est bloquée (ST11 et ST12). Au sud-est, la rivière Maskinongé, qui a une turbidité nettement plus faible que le littoral, déborde majoritairement dans les parcelles agricoles et dans la forêt à l'est, mais n'empiète presque pas sur les parcelles à l'ouest, notamment en raison de la topographie. Lors de la troisième phase de crue, on assiste à une légère remontée de la turbidité de l'eau, qui s'évacue par les ruisseaux.

À l'ouest de la montée Saint-Laurent, la situation est différente du reste du secteur. Dans la première phase de crue, cette section est influencée par l'eau turbide ($\bar{x} = 198$ FNU) en

provenance des ruisseaux et des rivières Chicot et Bayonne en amont. Cette eau est freinée par la montée Saint-Laurent et dévie vers le sud (C1A), formant une boucle dans ce secteur. Lors de la deuxième phase de crue, l'eau du fleuve entre lentement par les ruisseaux tributaires, s'insérant ainsi dans la boucle, et l'activité photosynthétique devient possible, visible par la couleur plus verdâtre sur les images Sentinel-2. À la fin de la décrue, l'eau reste emprisonnée plus longtemps dans ce secteur, en raison de la présence d'une légère dépression.

Les surfaces qui contribuent à la turbidité des sites du Pôle à Saint-Barthélemy varient donc selon les phases de la crue. En ce qui concerne les sites situés à l'est de la montée Saint-Laurent (BART05 à 08, BART12 et 13 et BARTNA01), pendant la fonte nivale, les surfaces de contribution sont principalement le bassin versant du ruisseau Sarrazin et, possiblement, celui du ruisseau Ayotte (tableau I1). En mai, lors de l'inversion de l'écoulement dans les ruisseaux en aval, la turbidité des sites est principalement influencée par l'eau du fleuve, avec sans doute un effet résiduel de la turbidité provenant de l'amont. Plus à l'est, les surfaces de contribution sont les bassins versants des cours d'eau Bois-Blanc, incluant le ruisseau Vert-Bouteille (BART09 et BART10), de la Grande Décharge ou d'un mélange de ces cours d'eau (BART11 et BARTNA03). L'écoulement de la Grande Décharge provoque des turbidités élevées, particulièrement à l'est, où l'écoulement est bloqué par la rivière Maskinongé. Le site BARTNA02 est quant à lui davantage influencé par le ruisseau Grande Ligne. La situation à l'ouest de la montée Saint-Laurent semble plus complexe. Lors de la première phase, les sites BART02 à 04 semblent davantage isolés de la turbidité provenant de l'amont. Au début mai toutefois, la turbidité élevée pourrait être associée à un écoulement de l'eau en provenance de la plaine située à l'ouest, avec une influence possible des rivières Chicot et Bayonne. Le modèle hydrodynamique d'Environnement Canada (J. Morin, communication personnelle, 22 avril 2019) confirme la présence des masses d'eau des rivières Bayonne et Chicot le long des rives dans ce secteur au cours de la crue. Ce modèle ne couvre toutefois pas le littoral.

Le littoral dans le secteur de **Pierreville** (figure I10) présente les valeurs de turbidité les plus faibles (PIER01 à 06 et PIERNA01 à 04). Ce secteur ne reçoit aucun apport de tributaires agricoles en amont. Les ruisseaux échantillonnés sont en effet isolés des parcelles du Pôle par une digue. Ainsi, le littoral est inondé par l'eau de fonte locale et par l'eau en provenance de la rivière Saint-François qui s'engouffre par l'ouverture dans la section nord de la digue (courantomètre C2A). Le littoral de ce secteur peut ainsi être caractérisé comme une seule et même masse d'eau homogène en provenance de la fonte locale et de l'eau de la rivière Saint-François. Les valeurs de turbidité et de conductivité récoltées dans la rivière Saint-François (ST23) sont d'ailleurs identiques aux valeurs récoltées dans le littoral adjacent. La turbidité y est légèrement plus élevée en début de crue ($\bar{x} = 44$ FNU), mais ces valeurs sont nettement moins élevées que dans les autres secteurs. Lors de la deuxième phase de crue, la turbidité se maintient sous 10 FNU. À l'occasion, des vents forts peuvent avoir une influence sur la turbidité en remettant en suspension les sédiments des parcelles agricoles du Pôle. Étant donné la faible turbidité caractéristique de Pierreville, l'influence du vent est plus facilement identifiable dans ce secteur que dans les autres secteurs, où la turbidité est déjà très élevée. Lors de la décrue, l'eau suit le relief de la digue et s'évacue lentement par les différents fossés, en passant majoritairement par le

fossé situé à proximité du rang du Chenal Tardif, ainsi que par le fossé situé entre les parcelles PIER04 et PIER05. À ce moment, le courant se dirige vers le nord-est (C2A2).

Les surfaces qui contribuent à la turbidité des sites du Pôle à Pierreville semblent, une fois de plus, varier selon l'importance de la crue. Lors d'une crue de forte amplitude (2019), l'écoulement est en direction sud-est, ce qui signifie que les surfaces de contribution des parcelles incluent en partie les parcelles qui sont situées à l'ouest (tableau I1). Dans le cas d'une crue de plus faible amplitude, la turbidité est probablement d'origine locale et il y a peu de mouvement entre les parcelles, sauf dans le cas de vents forts qui remettent en suspension les sédiments. Il est à noter que dans les secteurs très peu profonds, à l'extrémité sud des champs, la turbidité est parfois plus importante en raison de la remise en suspension des sédiments. Les sites naturels (PIERNA01 à 04) sont quant à eux essentiellement sous l'influence des eaux de la rivière Saint-François, peu importe l'amplitude de la crue.

Dans le secteur ouest de **Baie-du-Febvre** (figure I11), au début de la crue, la turbidité est très élevée dans les ruisseaux s'écoulant vers la plaine (> 1000 FNU). La turbidité dans le littoral est donc élevée, avec une moyenne de 291 FNU dans la section à l'est de la rivière Brielle (ST34), et atteint un niveau maximal dans les parcelles agricoles du Pôle situées à l'ouest de cette même rivière, avec une moyenne de 349 FNU. On note un contraste marqué entre les parcelles non endiguées, très turbides, et les parcelles endiguées, dans lesquelles la transparence de l'eau permet une activité photosynthétique visible sur les images Sentinel-2. Cet aspect sera traité plus en détail dans la fiche de Roy et collaborateurs. Dans la rivière Brielle, les courants sont influencés par l'eau de fonte qui aboutit dans la plaine et, lors de la deuxième phase de la crue, par l'eau du fleuve qui pénètre dans la plaine (courantomètre C3B). Cette dynamique, entre la crue du fleuve et les eaux de fonte turbides, crée un « bouchon vaseux », à l'image de ce que l'on observe dans certains estuaires. Malgré que la turbidité des ruisseaux baisse considérablement au cours de la deuxième phase de la crue, ce bouchon de turbidité persiste dans la plaine jusqu'au moment où la décrue, soit la troisième phase, permet aux eaux du fleuve et de l'amont de se retirer progressivement. Le courant s'inverse alors dans la rivière Brielle pour s'écouler à nouveau vers le LSP (C3B). Le cours d'eau intermittent s'écoulant entre le terrain de la Défense nationale et les parcelles du Pôle s'écoule également rapidement vers le fleuve lors de la décrue (C3A), augmentant ainsi la turbidité. Toutefois, la grande étendue d'eau qui repose sur une prairie naturelle en partie boisée sur le territoire de la Défense nationale n'est presque pas influencée par l'eau des tributaires. Lors de la décrue, cette masse d'eau claire ($\bar{x} = 12$ FNU) se fraie un chemin à travers la clôture de la Défense nationale et vient diluer légèrement l'eau très turbide du cours d'eau intermittent. Ainsi, selon nos observations, ce cours d'eau au lit vaseux est utilisé dans la plaine d'inondation tel un grand convoi pour l'eau et les sédiments. Il sert de déversoir pour toutes les parcelles situées au sud et au nord.

Plus à l'est, lors de la première phase d'une crue importante, les ruisseaux agricoles débordent dans le littoral, ce qui peut augmenter la turbidité, à la fois dans les parcelles endiguées ($\bar{x} = 183$ FNU) et les parcelles non endiguées ($\bar{x} = 131$ FNU). Toutefois, lors de la deuxième phase de la crue, l'entrée du fleuve dans le littoral a un effet beaucoup plus important que dans le secteur ouest. Une ouverture dans la forêt agit à titre de porte d'entrée du fleuve, ce qui diminue alors la turbidité de façon considérable ($\bar{x} = 32$ FNU). Cette

masse d'eau est en fait celle de la rivière Saint-François, qui longe l'ensemble de la rive sud du LSP. Cette entrée d'eau entraîne un écoulement circulaire qui ressort le long de la digue située à l'est (C3C2).

Les surfaces qui contribuent à la turbidité des sites du Pôle dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre incluent les bassins des différentes branches du ruisseau Côté-Lefebvre (ST35 et ST36), qui ont une influence sur les sites BAIE03, 04 et 07 (tableau I1). En cas de crue plus importante, la rivière des Frères (ST33) peut avoir un impact sur les sites BAIE01 et 02 et la rivière Brielle (ST34) peut potentiellement augmenter la turbidité d'une partie de ce secteur du littoral, dont les sites BAIENA01 et BAIE10. **Le secteur à l'est de Baie-du-Febvre** est généralement sous l'influence de la turbidité locale. Lors des crues plus importantes toutefois, le ruisseau Fronteau de la Commune (sites BAIENA02 et 04), le ruisseau David-Houle (site BAIE09) et le cours d'eau Blondin (site BAIENA03) peuvent contribuer à augmenter la turbidité dans le littoral. Au cours de la phase 2 de la crue, ce secteur est davantage influencé par des intrusions d'eau du fleuve, c'est-à-dire de la masse d'eau en provenance de la rivière Saint-François, ce qui diminue la turbidité.

Finalement, la turbidité que l'on trouve à **l'Île Dupas** est essentiellement d'origine locale (figure I12). Lors de la première phase de crue, l'eau est encore une fois caractérisée par des valeurs de turbidité élevées ($\bar{x} = 183$ FNU). Cette eau s'écoule vers le fleuve par les ruisseaux du Marais noir et du Marais de la Petite baie. Lors de la deuxième phase de crue, les courantomètres situés aux deux extrémités du ruisseau principal (C4A1 et C4A2) affichent des directions opposées, ils sont donc témoins du conflit des masses d'eau. À l'ouest, l'eau issue de la fonte printanière tente de s'évacuer par le ruisseau, alors qu'à l'est, l'eau en provenance du fleuve (masse d'eau de la rivière des Outaouais) tente d'entrer à l'intérieur des terres par ce même ruisseau. Ces masses d'eau ont des caractéristiques différentes; plus turbides dans la section ouest ($\bar{x} = 91$ FNU) et plus claires à l'est ($\bar{x} = 19$ FNU). L'eau turbide peut toutefois lentement s'évacuer au nord par le ruisseau du Marais de la Petite baie. Lors de la décrue, l'eau s'évacue finalement par les deux ruisseaux du secteur. La turbidité est alors assez faible dans le ruisseau principal ($\bar{x} = 12$ FNU).

Les surfaces qui contribuent à la turbidité des sites du Pôle à l'Île Dupas incluent donc principalement l'amont des ruisseaux du Marais noir et du Marais de la Petite baie. La turbidité de ce secteur est d'origine locale et peut donc être reliée principalement aux pratiques culturales des parcelles du Pôle (DUPA01 à 03). Les sites situés plus à l'est (agricoles : DUPA04 et 05; témoins : DUPANA01 à 03) baignent par contre dans les eaux du fleuve (tableau I1).

À partir de cette analyse détaillée, la **surface contributive de chaque parcelle du Pôle** a été identifiée, en tenant compte de la limite des bassins versants des ruisseaux et de la direction de l'écoulement dans le littoral. On remarque au tableau I1 qu'en fonction de l'amplitude de la crue, les surfaces contributives de certaines parcelles peuvent changer. C'est le cas, à titre d'exemple, de la parcelle BAIE09 à l'est de Baie-du-Febvre. Lors des crues de faible ou moyenne amplitude (2020 à 2022), cette parcelle contribue directement à la turbidité mesurée sans que cette contribution ne soit influencée par aucun ruisseau. Toutefois, lors d'une crue de grande amplitude (2019), la turbidité provenant de la parcelle

BAIE09 est influencée par celle de l'eau provenant du bassin versant du ruisseau David Houle (ST31). Le volume important d'eau de fonte qui transite par ce ruisseau déborde de la digue et inonde les parcelles situées à l'est. Cette particularité hydrologique a été évaluée pour chaque parcelle du Pôle et a ensuite été prise en compte dans la délimitation des surfaces contributives.

Cartographie de l'état des sols agricoles et impact des surfaces contributives sur la turbidité dans le littoral

La fiche de Roy et collaborateurs révèle que **66 % de la turbidité dans le littoral** semble être issue des ruisseaux provenant de l'amont. Afin de mieux expliquer ce résultat, une cartographie de l'état des sols agricoles des surfaces contributives a été réalisée dans le littoral et dans les bassins versants des ruisseaux tributaires du LSP. Ce recensement a ensuite permis d'évaluer sommairement le risque d'érosion associé à l'état des sols agricoles au printemps, lors de la fonte.

La figure I13 présente les résultats de ce recensement sur trois années. En moyenne, **plus de la moitié des superficies cartographiées sont occupées par des sols agricoles peu protégés contre l'érosion** hydrique au printemps. Ces surfaces incluent les sols travaillés à l'automne et laissés à nu l'hiver, le soya en semis direct et le maïs ensilage, ces deux dernières cultures laissant très peu de résidus au sol au printemps. Les sols considérés comme protégés incluent les milieux naturels, les friches, les prairies et les cultures de couverture. Ceux-ci représentent près du tiers des superficies agricoles étudiées. La dernière catégorie, « Autre », est considérée comme ayant une protection intermédiaire. Elle représente les milieux urbains et les infrastructures, ainsi que les superficies en maïs grain en semi direct, qui laissent des résidus abondants, mais exposent tout de même le sol entre les rangs. Cette catégorie représente 13 à 20 % du territoire. La figure I14 présente, à titre d'exemple, le détail de ce recensement pour le bassin versant de la rivière Brielle en 2020, à Baie-du-Febvre, accompagné du suivi de la turbidité et des matières en suspension effectué du 27 mars au 21 mai 2020. La turbidité de ce cours d'eau est extrême pendant la fonte ($> 1\ 000$ FNU) et baisse ensuite progressivement. La turbidité élevée de ce ruisseau au printemps semble être en partie reliée à la forte proportion (48%) de sols peu protégés contre l'érosion dans ce bassin. Cette relation a été testée dans les ruisseaux échantillonnés autour du LSP et pour lesquels la couverture cartographique de l'état des sols était suffisante (figure I15). Bien que cette relation soit très variable, **la turbidité semble augmenter en fonction de la proportion de sols peu protégés dans les bassins versants.**

Cette même relation fut testée non pas uniquement dans les bassins versants des ruisseaux, mais également dans les surfaces contributives associées à chaque parcelle du Pôle (figure I16). Ces surfaces incluent les bassins versants des ruisseaux et les zones du littoral ayant un impact sur la turbidité de chaque parcelle agricole du Pôle. La relation semble cette fois plus forte, à la fois au cours de la phase 1 ($r^2=0,48$) et de la phase 3 ($r^2=0,58$). Au cours de la phase 1, la turbidité demeure sous la barre des 100 FNU dans les surfaces contributives ayant une forte proportion de sols protégés contre l'érosion. **Toutefois, lorsque cette proportion passe sous les 65 %, la turbidité explose et peut atteindre jusqu'à plus de 450 FNU.** Bien que la turbidité soit moins élevée au cours de la phase 3, la relation demeure similaire. Au cours de cette phase, le seuil critique est abaissé à 50 % de sols protégés contre l'érosion. En-deçà de ce seuil, la turbidité peut passer rapidement de 50 à plus de

200 FNU. La relation s'atténue au cours de la phase 2, en raison de l'influence du fleuve qui inonde par endroit le littoral avec des eaux moins turbides. Il est remarquable de constater que l'occupation du sol et les pratiques culturales dans chaque parcelle ne semblent pas être un facteur déterminant dans cette relation. Les pratiques conventionnelles sont, par exemple, réparties sur l'ensemble du gradient. On constate toutefois que les valeurs extrêmes de turbidité ont toujours été mesurées au-dessus des parcelles ayant des pratiques conventionnelles.

Discussion et conclusion

À notre connaissance, cette étude est la première à décrire dans le détail les patrons d'écoulement dans le littoral du LSP. Il apparaissait essentiel d'étayer cette connaissance fine de l'écoulement afin de répondre aux objectifs du Pôle. Par exemple, au cours de la phase 2, un champ de maïs situé dans le littoral à Saint-Barthélemy sera inondé par une masse d'eau dont les propriétés sont très différentes de celle d'un champ de maïs situé dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre. Ces propriétés contrastées des masses d'eau sont susceptibles d'influencer l'écosystème dans une proportion qui pourrait être supérieure aux propriétés induites par le type de culture ou la pratique culturale.

L'analyse permettant l'identification **des surfaces contributives** associées à chacune des parcelles agricoles du Pôle est sans doute l'apport le plus significatif de cette étude. La délimitation de ces surfaces permet de connaître l'origine de l'eau qui inonde chaque parcelle. Les surfaces contributives sont en quelque sorte les « bassins versants » des parcelles agricoles. Bien que la délimitation des surfaces contributives pourrait encore être raffinée, les caractéristiques de ces surfaces (pratiques culturales, proportion de milieux naturels, etc.) se sont avérées déterminantes afin de prédire la turbidité des masses d'eau du littoral. Nos résultats démontrent que le **pourcentage de sols peu protégés dans le bassin versant des ruisseaux** est un facteur prépondérant. En effet, les bassins versants des tributaires qui regroupent les plus grandes superficies de sols laissés à nu où ayant peu de résidus de culture (soya et maïs ensilage en semis direct) au printemps sont également les tributaires qui enregistrent les données de turbidité les plus élevées pendant la crue. Ces résultats font écho aux études qui décrivent les pratiques actuelles au LSP comme inadéquates aux particularités d'un littoral (de la Chenelière et al., 2014; Dauphin et Jobin, 2016). Mais au-delà de ces considérations générales, nos données suggèrent l'existence d'un seuil, autour de 35 %, au-delà duquel la turbidité explose au printemps. On observe en effet que lorsque la proportion des sols peu protégés dépasse 35 % dans la zone contributive d'une parcelle du Pôle, la turbidité dans la plaine dépasse les 100 FNU au début de la crue printanière. Ces résultats suggèrent ainsi qu'afin d'éviter des niveaux de turbidité extrêmes dans le littoral, **il est souhaitable qu'au moins 65 % des zones contributives soit constituées de sols adéquatement protégés**. Cette protection peut être apportée de différentes façons, incluant des milieux naturels, des bandes riveraines, des prairies et des cultures de couverture bien implantées en grandes cultures. L'existence de ce type de seuil dans l'occupation du territoire des bassins versants fut également observée par d'autres auteurs. Dans les zones de cultures intensives du Québec, Clément et al. (2017) démontrèrent que lorsque la superficie des milieux boisés est inférieure à 47 % dans le bassin versant, les cours d'eau présentent de façon presque systématique des signes d'eutrophisation. Gergel et al. (2002) ont également démontré que la relation entre la

structure d'un écosystème aquatique et les structures du paysage en amont n'est pas linéaire et peut dépendre de l'existence de certains seuils. Plusieurs études ont en outre démontré que les plaines inondables ont un impact sur la qualité de l'eau des lacs et rivières (Visser et al., 2007 ; Shields et al., 2013). Toutefois, à notre connaissance, la présente étude est la première à tenter d'identifier les conditions nécessaires en amont afin de rétablir une qualité de l'eau satisfaisante dans un environnement aussi complexe que le littoral d'un lac fluvial. Nos résultats indiquent qu'afin de réduire les apports en sédiments et la turbidité dans le littoral, **il sera nécessaire de modifier les pratiques culturelles non seulement dans le littoral, mais également dans les bassins versants des ruisseaux tributaires du LSP.**

Bibliographie

- Clément, F., J. Ruiz, M.A. Rodriguez, D. Blais et S. Campeau (2017). "Landscape Diversity and Forest Edge Density Regulate Stream Water Quality in Agricultural Catchments", *Ecological Indicators*, vol. 72, p. 627-639.
- Dauphin, D. et B. Jobin (2016). « Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997 », *Le naturaliste canadien*, vol. 140, no 1, p. 42-52.
- de la Chenelière, V., P. Brodeur et M. Mingelbier (2014). « Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude », *Le naturaliste canadien*, vol. 138, no 2, p. 50-61.
- ECCC et MDDELCC (2018). Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent. Plan d'action Saint-Laurent. Québec. Données vectorielles en format shapefile. NAD83. Mise à jour : juin 2018.
- Gergel, S.E., M.G. Turner, J.R. Miller, J.M. Melack et E.H. Stanley (2002). "Landscape Indicators of Human Impacts to Riverine Systems", *Aquatic Sciences*, no 64, p. 118-128.
- Shields Douglas Jr, F., R.E. Lizotte Jr et S.S. Knight (2013). "Spatial and Temporal Water Quality Variability in Aquatic Habitats of a Cultivated Floodplain", *River research and applications*, vol. 29, no 3, p. 313-329.
- Visser, F., C.H. Roth, R. Wasson et G. Govers (2007). "A Sediment Budget for a Cultivated Floodplain in Tropical North Queensland, Australia", *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 32, no 10, p. 1475-1490.

Tableaux et figures I

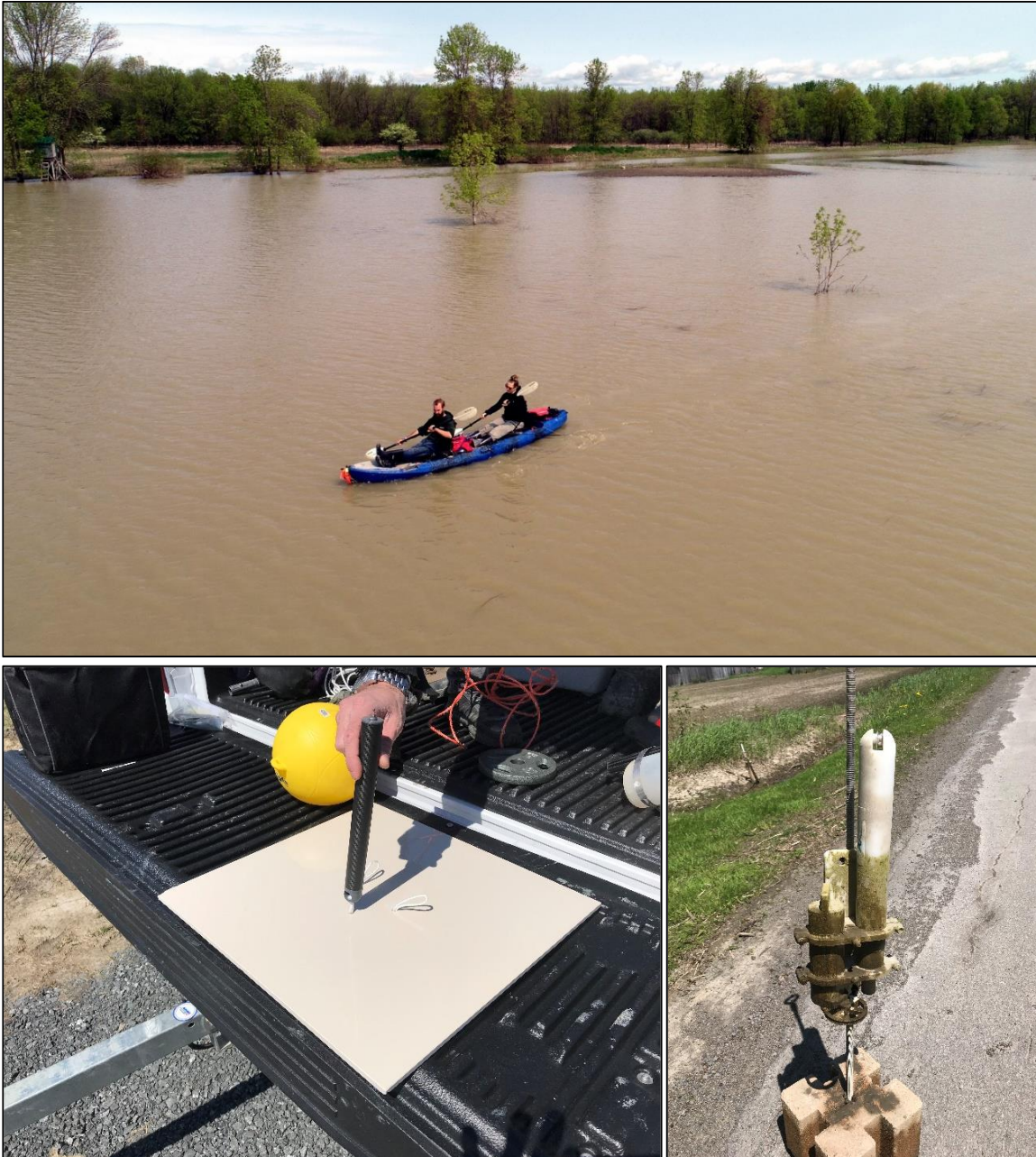


Figure II. Mesure de la turbidité, de la conductivité et des matières en suspension en kayak au printemps 2019 dans le littoral du LSP à Baie-du-Febvre. Courantomètre TCM-4 avant son déploiement (à gauche) et turbidimètre Cyclops-7 Logger, après son retrait de l'eau, à Saint-Barthélemy. La sonde de turbidité est munie d'une brosse automatique qui nettoie la lentille.

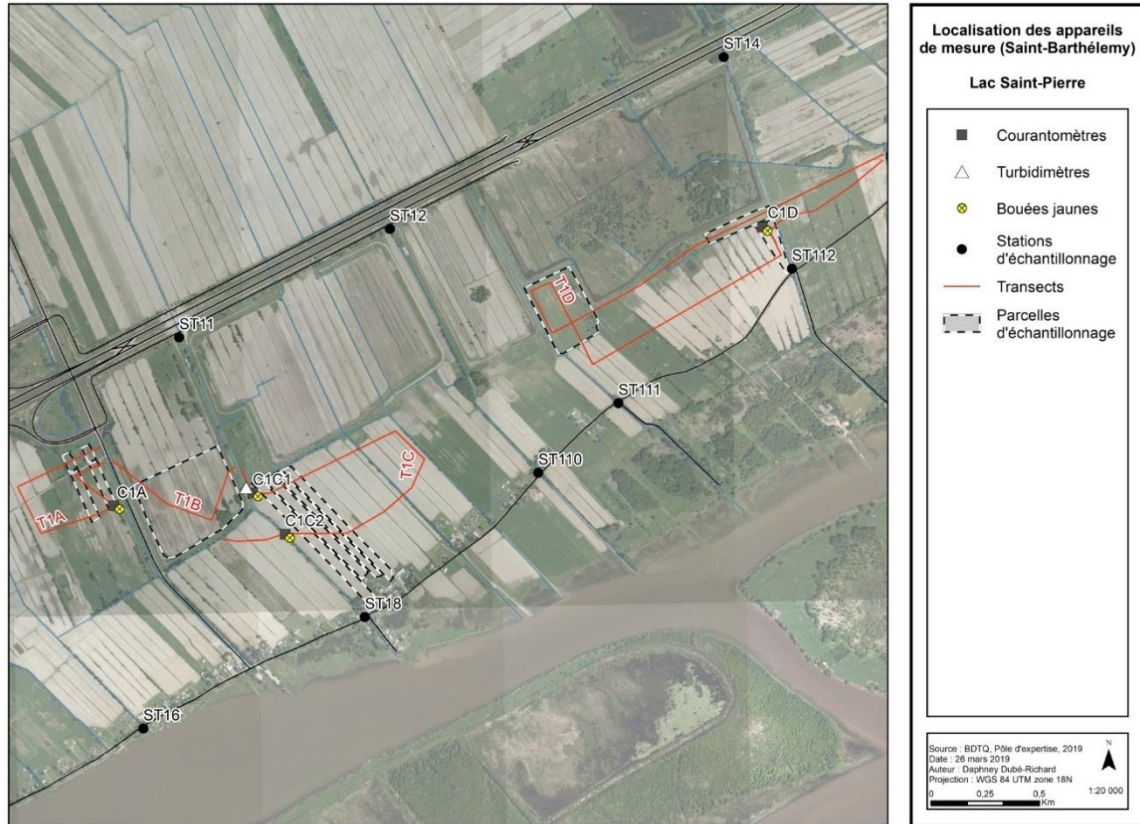


Figure I2. Exemple de la stratégie d'échantillonnage, dans le cas de Saint-Barthélemy, illustrant la localisation des parcelles du Pôle, des appareils de mesure, des stations d'échantillonnage dans les ruisseaux et le parcours des transects effectués en kayak.

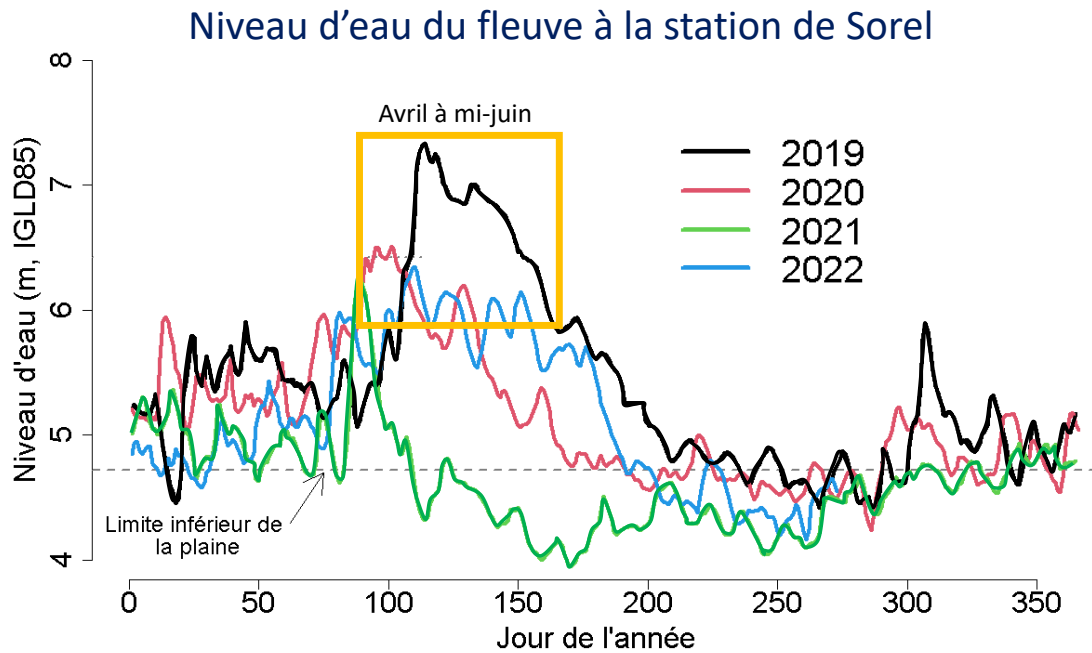


Figure I3. Variation des niveaux d'eau au cours des crues printanières de 2019 à 2022.

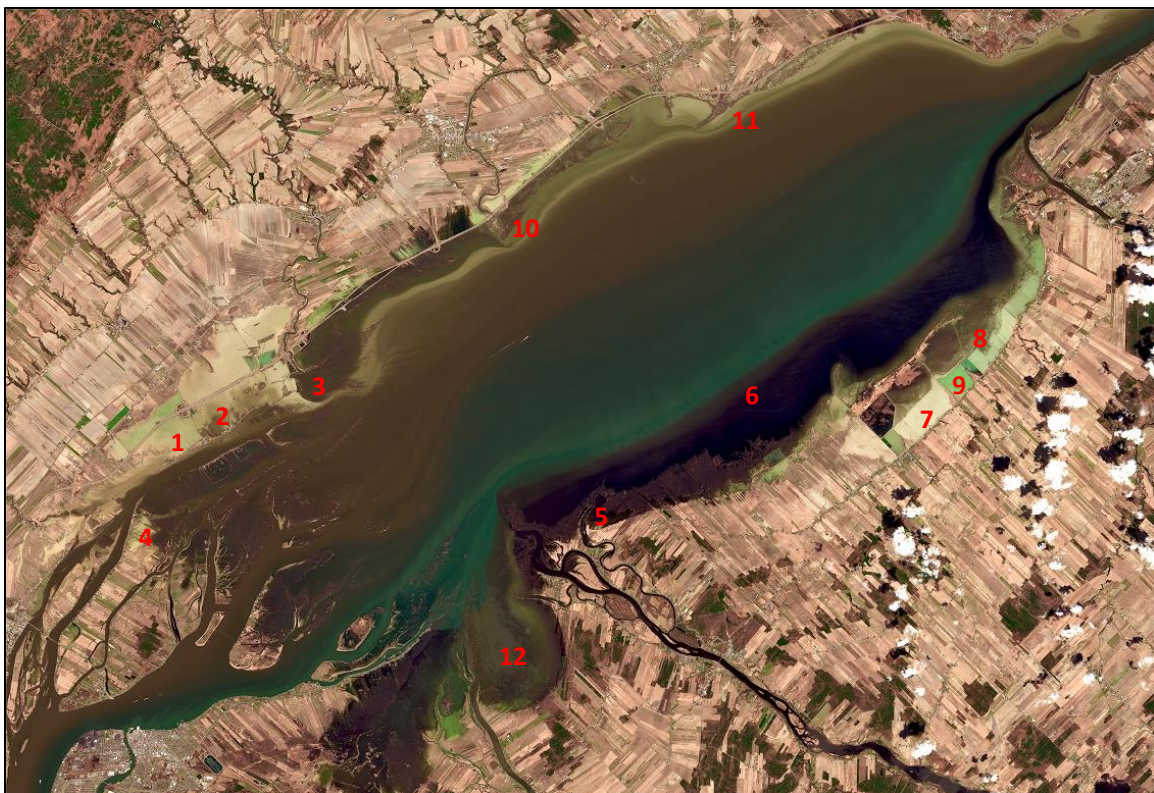


Figure I4. Image du satellite Sentinel-2 du 6 mai 2019 qui illustre les patrons d'écoulement présents dans le littoral au printemps. Les secteurs numérotés de 1 à 12 sont décrits dans le texte.

Turbidité selon les phases de la crue

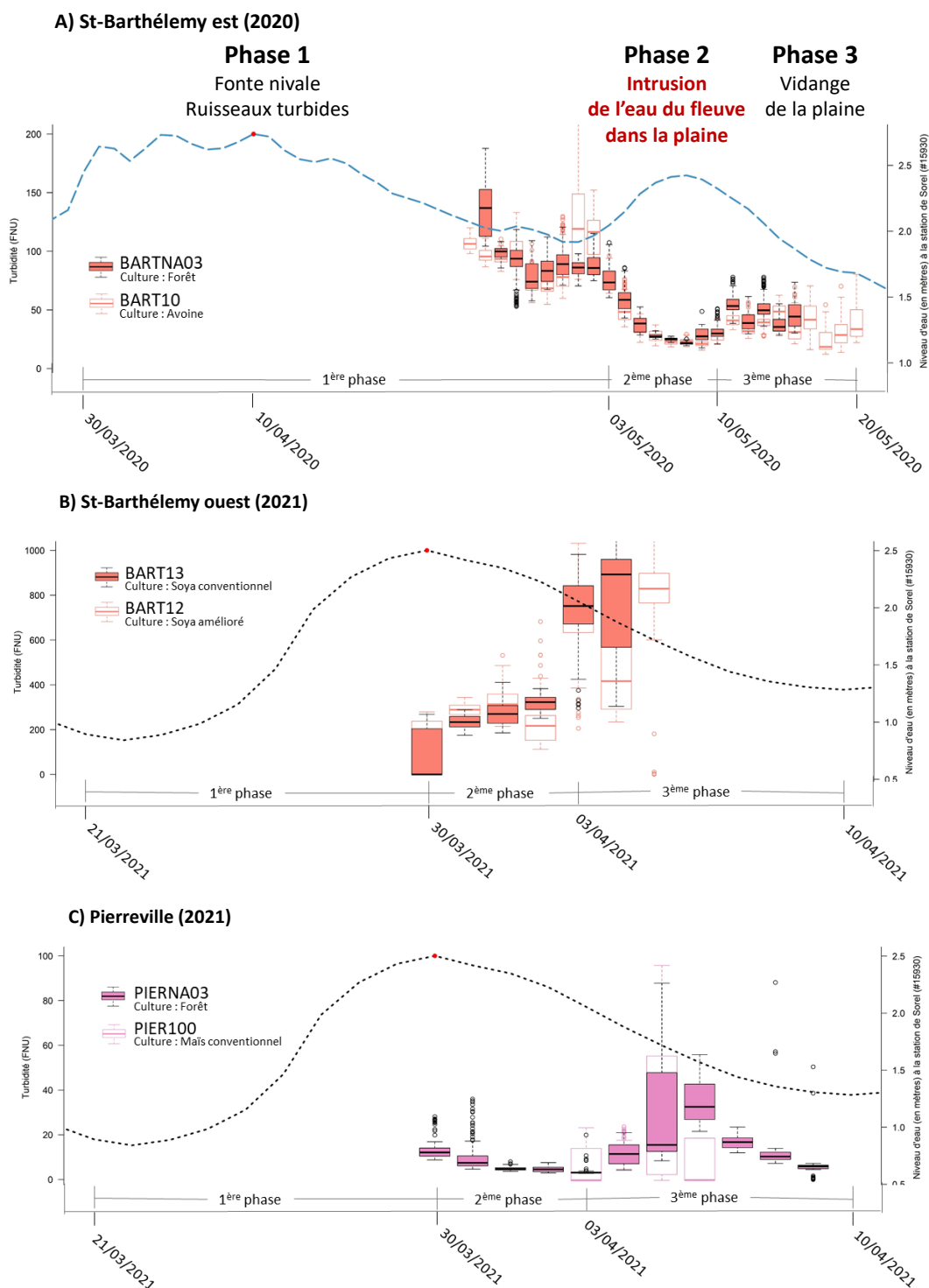


Figure I5. Données des turbidimètres autonomes au cours des trois phases des crues de 2020 et 2021 à Saint-Barthélemy et à Pierreville. Les turbidimètres étaient installés en paires sur des traitements différents. Ces données illustrent le fait que la turbidité varie davantage entre les secteurs et les phases de la crue qu'en fonction des traitements.

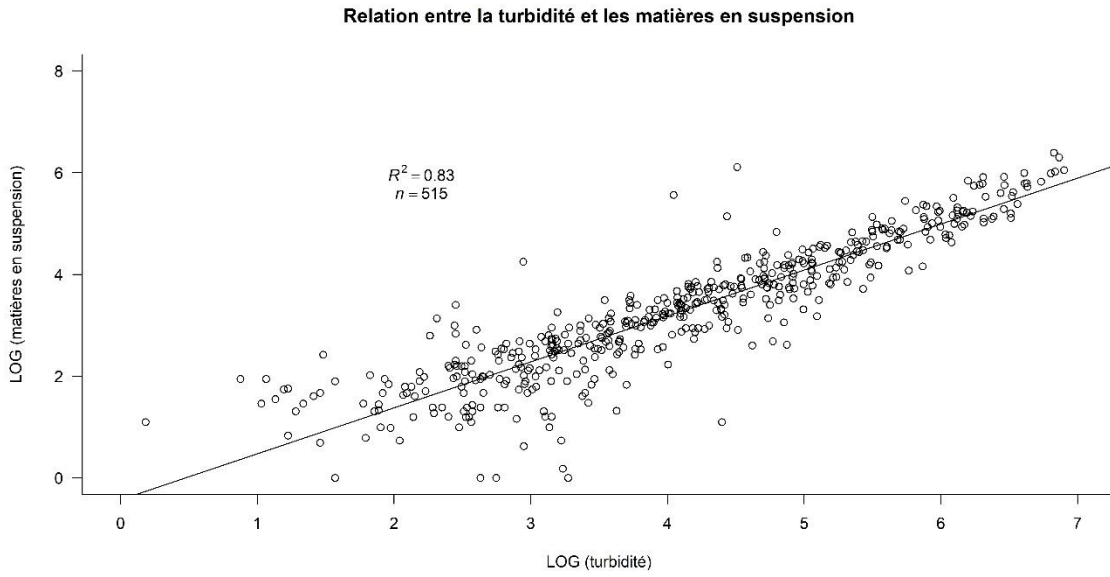


Figure I6. Relation entre la turbidité et les concentrations en matières en suspension mesurées dans le littoral et dans les ruisseaux du lac Saint-Pierre.

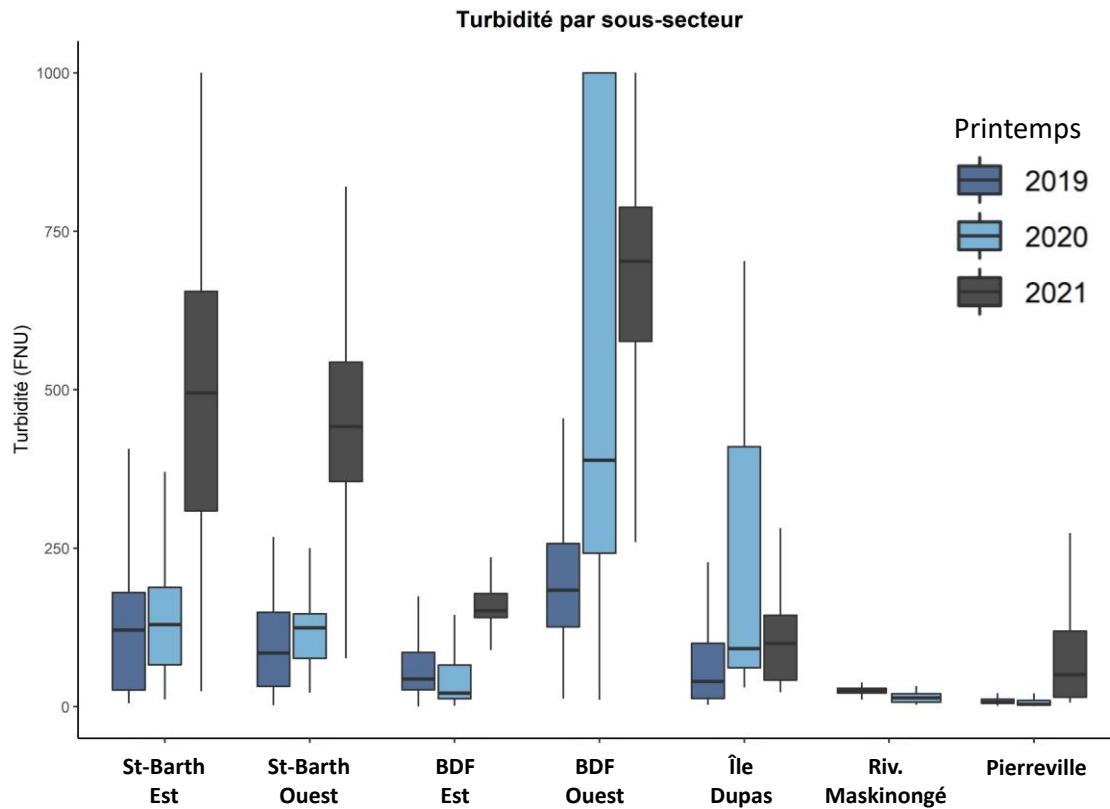


Figure I7. Turbidité dans le littoral au cours des crues printanières de 2019, 2020 et 2021 dans les différents secteurs à l'étude. En 2022, la turbidité dans la plaine fut mesurée par télédétection (voir la fiche de Roy et collaborateurs).

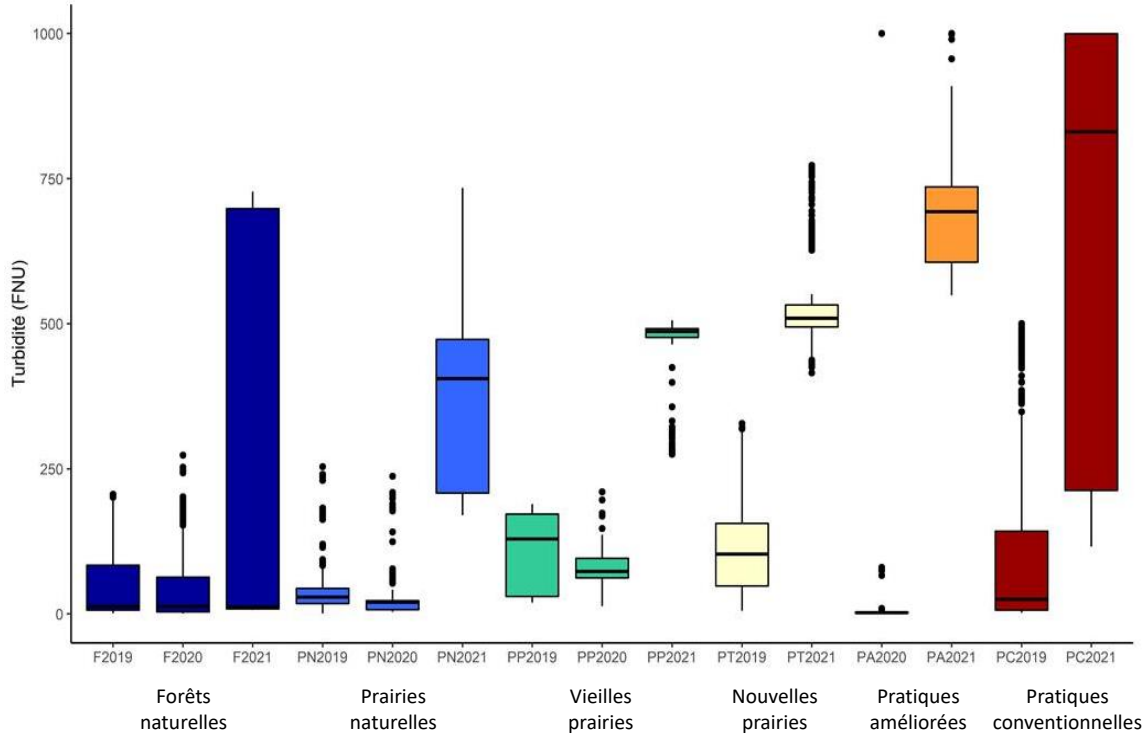


Figure I8. Turbidité dans le littoral au cours des crues printanières de 2019, 2020 et 2021 en fonction des types de traitement agricoles en grandes parcelles. Les mesures de turbidité effectuées in situ de 2019 à 2021 nous ont permis de développer un algorithme empirique pour mesurer la turbidité de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre à partir d'images satellitaires Sentinel-2. À partir de cet algorithme, nous avons cartographié la turbidité moyenne au-dessus des parcelles du Pôle pour toutes les dates où des images Sentinel-2 étaient disponibles pour les printemps 2019 à 2022 (voir la fiche de Roy et collaborateurs).

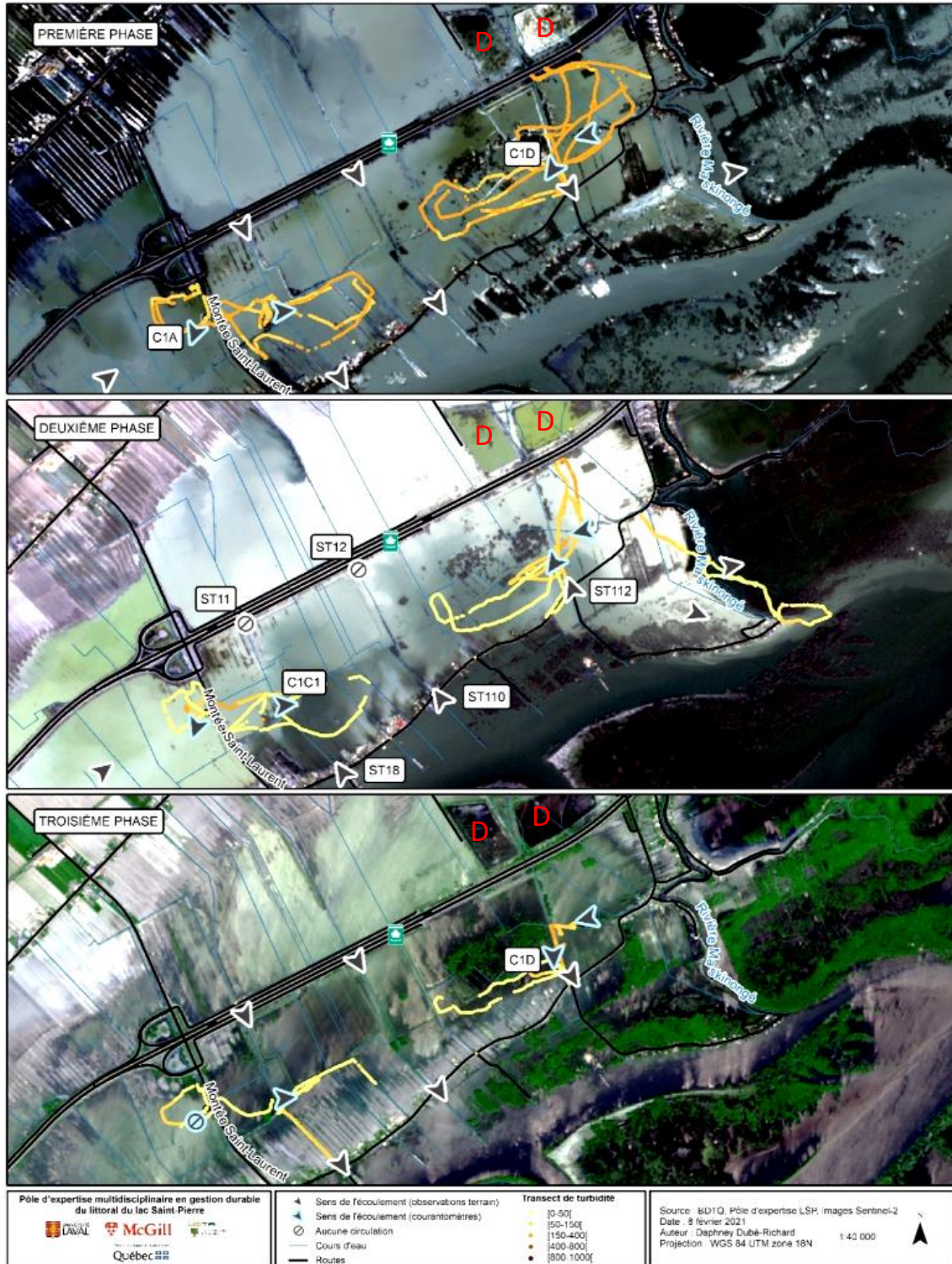


Figure 19. Patrons d'écoulement de l'eau et turbidité dans le littoral au cours des trois phases de la crue à Saint-Barthélemy. Les flèches indiquent le sens de l'écoulement mesuré par les courantomètres (bleues) ou observées sur le terrain (blanches). Les lignes indiquent les parcours effectués en kayak et la turbidité mesurée, de faible (jaune) à élevée (orange). Les étiquettes indiquent l'emplacement des courantomètres (ex. : C1A) et des stations d'échantillonnage des ruisseaux (ex. : ST11). Les fonds de carte sont les images Sentinel-2 dont les dates correspondent aux trois phases de la crue, en 2019 (haut), 2020 et 2021 (bas). Les zones endiguées sont identifiées par la lettre D.

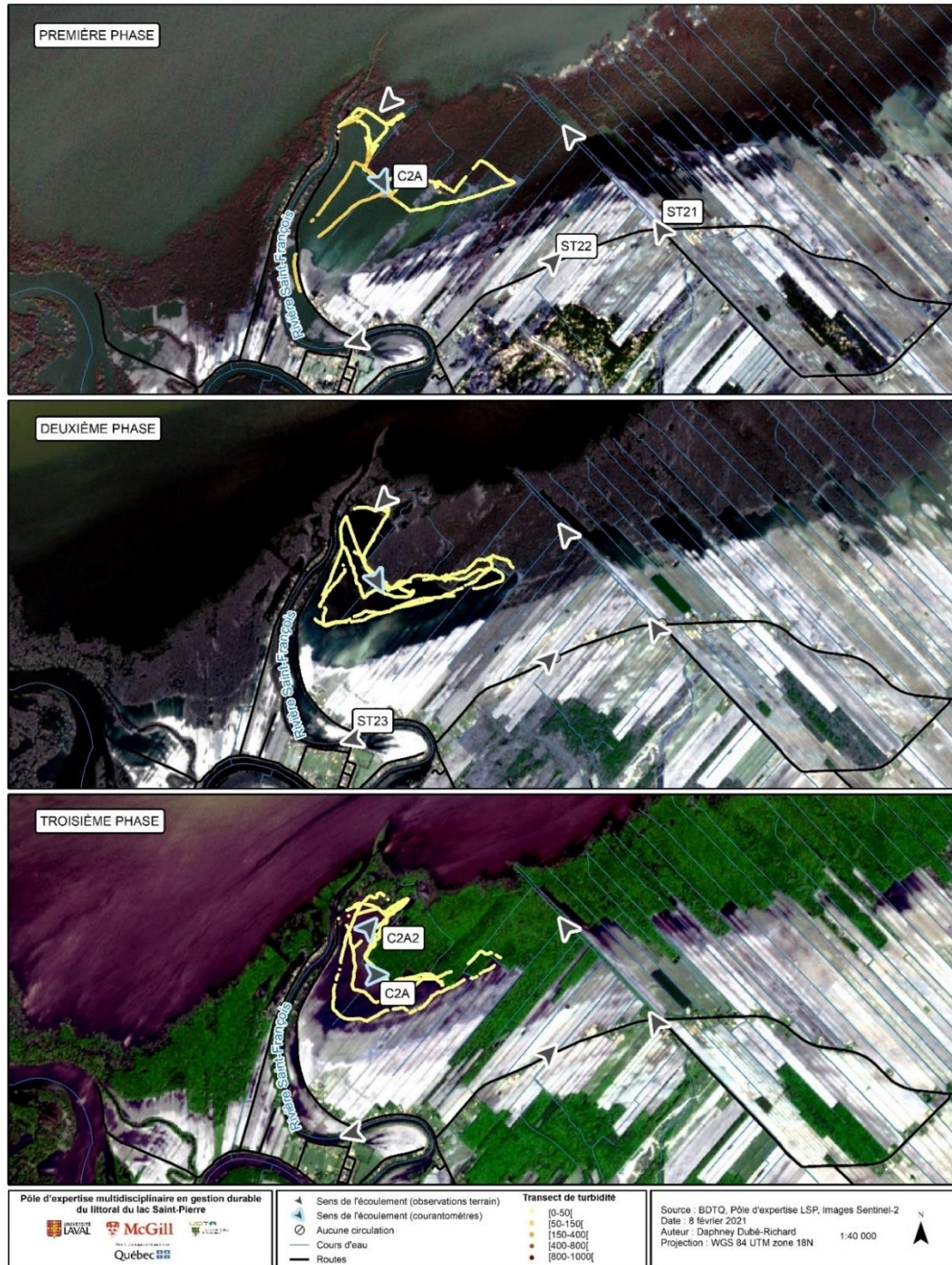


Figure I10. Patrons d'écoulement de l'eau et turbidité dans le littoral au cours des trois phases de la crue à Pierreville. Les flèches indiquent le sens de l'écoulement mesuré par les courantomètres (bleues) ou observées sur le terrain (blanches). Les lignes indiquent les parcours effectués en kayak et la turbidité mesurée, de faible (jaune) à élevée (orange). Les étiquettes indiquent l'emplacement des courantomètres (ex. : C2A) et des stations d'échantillonnage des ruisseaux (ex. : ST21). Les fonds de carte sont les images Sentinel-2 dont les dates correspondent aux trois phases de la crue, en 2019 (haut), 2020 et 2021 (bas).

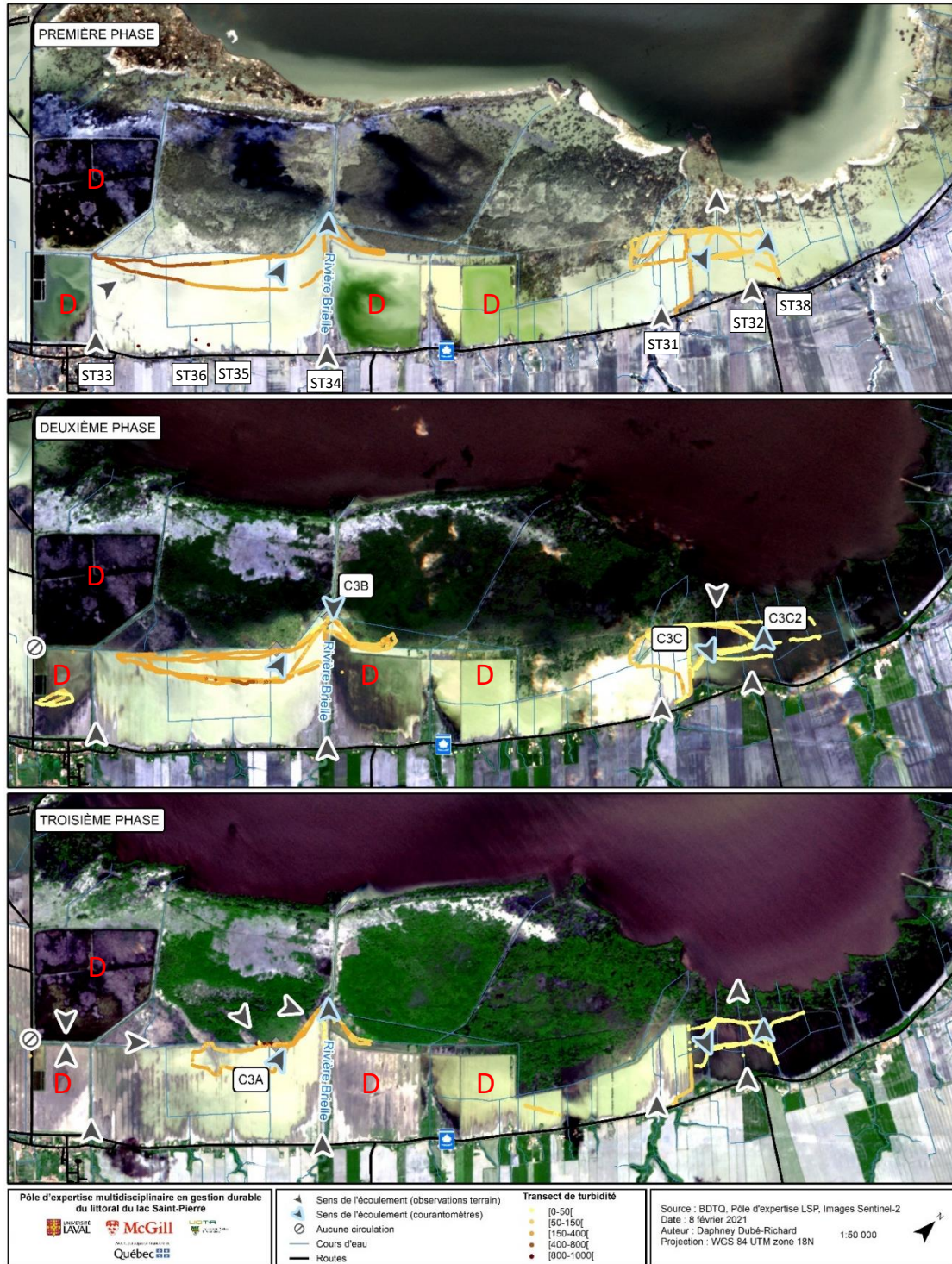


Figure I11. Patrons d'écoulement de l'eau et turbidité dans le littoral au cours des trois phases de la crue à Baie-du-Febvre. Les flèches indiquent le sens de l'écoulement mesuré par les courantomètres (bleues) ou observées sur le terrain (blanches). Les lignes indiquent les parcours effectués en kayak et la turbidité mesurée, de faible (jaune) à élevée (orange). Les étiquettes indiquent l'emplacement des courantomètres (ex. : C3B) et des stations d'échantillonnage des ruisseaux (ex. : ST33). Les fonds de carte sont les images Sentinel-2 dont les dates correspondent aux trois phases de la crue, en 2019 (haut), 2020 et 2021 (bas). Les zones endiguées sont identifiées par la lettre D.



Figure I12. Patrons d'écoulement de l'eau et turbidité dans le littoral au cours des trois phases de la crue à l'île Dupas. Les flèches indiquent le sens de l'écoulement mesuré par les courantomètres (bleues) ou observées sur le terrain (blanches). Les lignes indiquent les parcours effectués en kayak et la turbidité mesurée, de faible (jaune) à élevée (orange). Les étiquettes indiquent l'emplacement des courantomètres (ex. : C4A1). Les fonds de carte sont les images Sentinel-2 dont les dates correspondent aux trois phases de la crue, en 2019 (haut), 2020 et 2021 (bas).

Tableau II. Synthèse de l'analyse de l'écoulement dans le littoral des quatre secteurs et origine principale de l'écoulement pendant la première phase de la crue pour chacune des parcelles du Pôle.

	Parcelle	Surfaces contribuant aux apports de sédiments et à la turbidité de l'eau du littoral Origine de l'eau s'écoulant sur les parcelles du Pôle pendant la première phase de la crue printanière			
		Crue de moyenne ou faible amplitude (2020 à 2022)			
		Crue de forte amplitude (2019)			
BAIE-DU-FEBVRE	BAIE01	Rivière des Frères (ST33)			
	BAIE02	Rivière des Frères (ST33)			
	BAIE03	Ruisseau Côté-Lefebvre (ST36)			
	BAIE04	Ruisseau Côté-Lefebvre (ST36)			
	BAIE07	Ruisseau Côté-Lefebvre (ST36)			
	BAIE09	Origine locale et rivière Saint-François	Ruisseau David Houle (ST31)		
	BAIE10	Origine locale	Rivière Brielle (ST34)		
	BAIENA01	Origine locale	Rivière Brielle (ST34)		
	BAIENA02	Ruisseau Fronteau de la Commune et rivière Saint-François			
	BAIENA03	Origine locale et rivière Saint-François	Cours d'eau Blondin		
BAIENA04	Ruisseau Fronteau de la Commune et rivière Saint-François				
SAINT-BARTHÉLEMY	BART01	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115)	Rivière Bayonne (ST45) et rivière Chicot (ST46)		
	BART02	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) et cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) et rivière Chicot (ST46)		
	BART03	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) et cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) et rivière Chicot (ST46)		
	BART04	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) et cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) et rivière Chicot (ST46)		
	BART05	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BART06	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BART07	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BART08	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BART09	Rivière du Bois Blanc (ST14)			
	BART10	Rivière du Bois Blanc (ST14)			
	BART11	Rivière du Bois Blanc (ST14)			
	BART12	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BART13	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BARTNA01A	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BARTNA01B	Ruisseau Sarrazin (ST11)			
	BARTNA02	Ruisseau Grande Ligne (ST13)			
	BARTNA03A	Rivière du Bois Blanc (ST14)			
	BARTNA03B	Rivière du Bois Blanc (ST14)			
	BARTNA04	Origine locale			
	BARTNA05	Rivière Maskinongé			
	BARTNA06	Rivière Maskinongé			
	ÎLE DUPAS	DUPA01	Ruisseaux du Marais noir et du Marais de la petite baie (amont)		
		DUPA02	Ruisseaux du Marais noir et du Marais de la petite baie (amont)		
		DUPA03	Ruisseaux du Marais noir et du Marais de la petite baie (amont)		
		DUPA04	Fleuve Saint-Laurent (rivière des Outaouais)		
		DUPA05	Fleuve Saint-Laurent (rivière des Outaouais)		
DUPANA01		Fleuve Saint-Laurent (rivière des Outaouais)			
DUPANA03		Fleuve Saint-Laurent (rivière des Outaouais)			
PIERREVILLE	PIER02	Origine locale	Influence locale de l'ouest		
	PIER03	Origine locale	Influence locale de l'ouest		
	PIER04	Origine locale	Influence locale de l'ouest		
	PIER05	Origine locale	Influence locale de l'ouest		
	PIERNA01	Rivière Saint-François			
	PIERNA02	Rivière Saint-François			
	PIERNA03	Rivière Saint-François			
	PIERNA04	Rivière Saint-François			

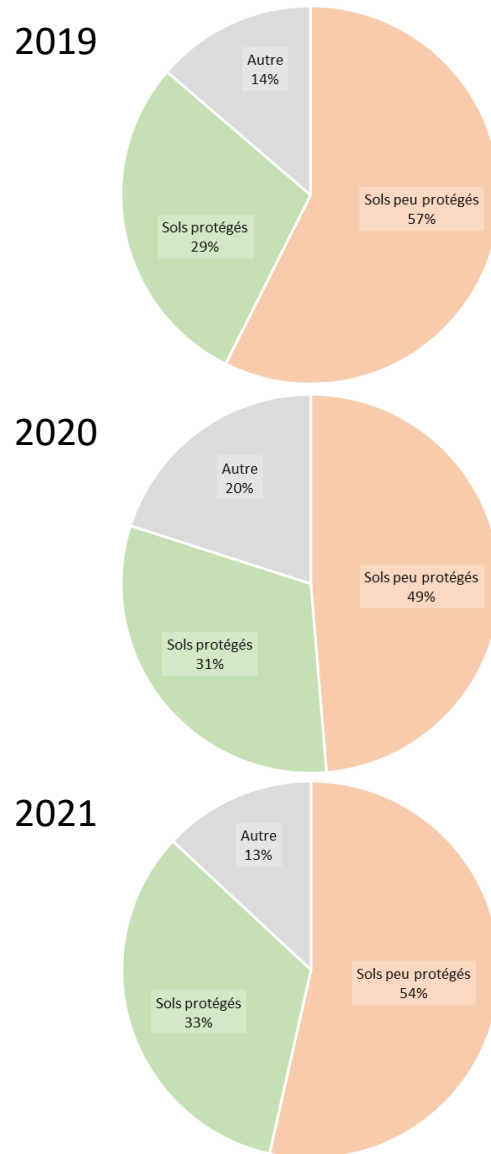


Figure I13. État des sols dans le littoral et dans les bassins versants des ruisseaux tributaires du LSP sur trois années (2019, 2020 et 2021). Les sols agricoles **peu protégés** contre l'érosion hydrique au printemps incluent les sols travaillés à l'automne et laissés à nu l'hiver, le soya en semis direct et le maïs ensilage, ces deux dernières cultures laissant très peu de résidus au sol au printemps. Les sols considérés comme **adéquatement protégés** incluent les milieux naturels, les prairies et les cultures de couverture. La catégorie **Autre** inclut les milieux urbains, les infrastructures et le maïs grain en semis direct, ce dernier étant considéré comme ayant une protection intermédiaire.

Turbidité de la rivière Brielle au printemps 2020 et état des sols dans son bassin versant

Sols peu protégés contre l'érosion
Sols nus, soya, maïs ensilage **48%**

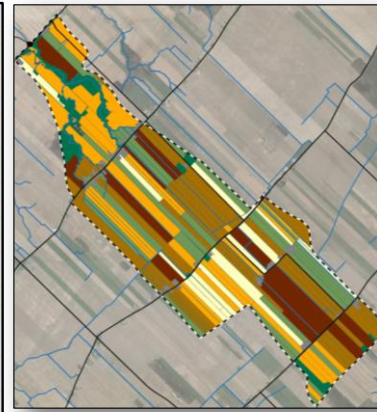
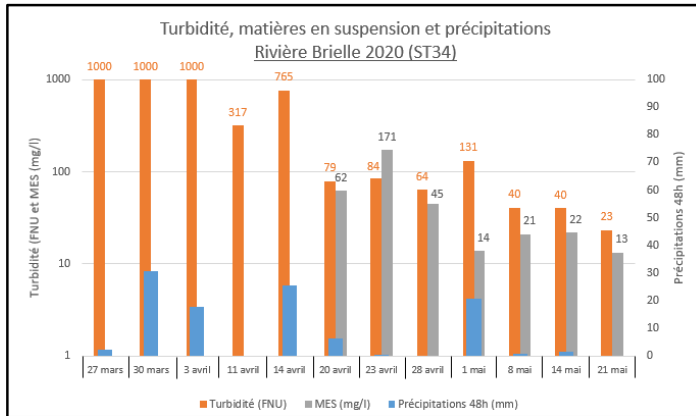
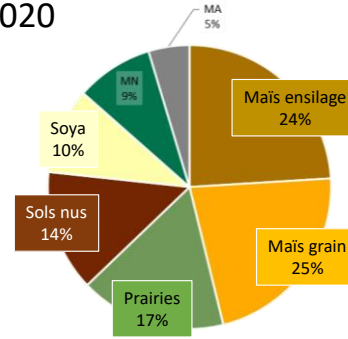


Figure I14. État des sols dans le bassin versant de la rivière Brielle au printemps 2020 (Baie-du-Febvre) et suivis de la turbidité et des matières en suspension (MES) effectués du 27 mars au 21 mai 2020.

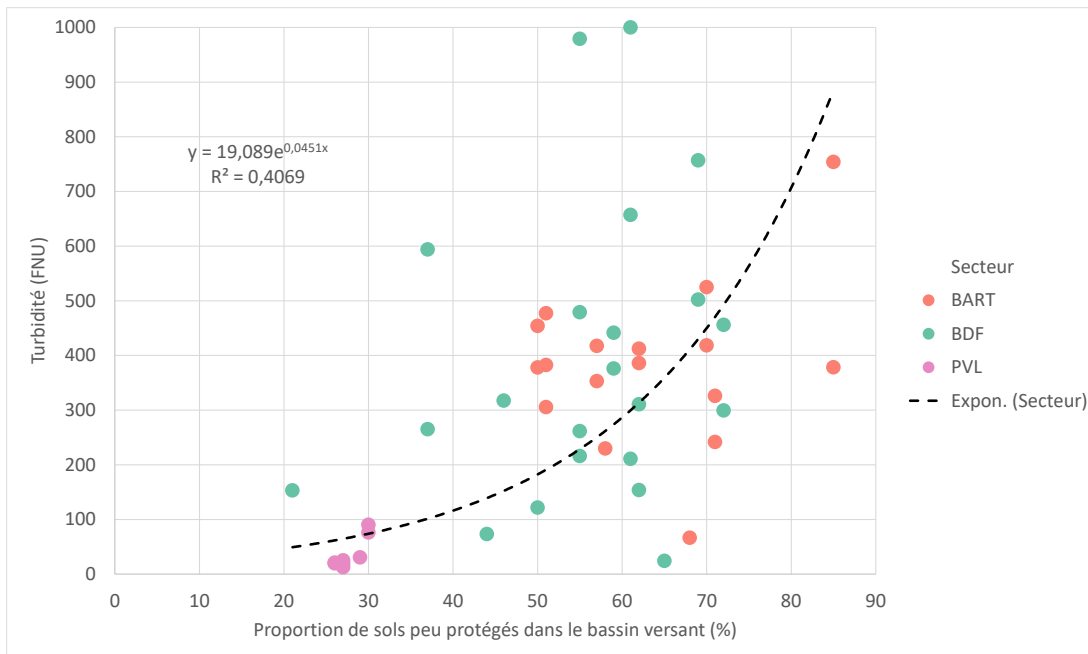


Figure I15. Turbidité dans les ruisseaux du littoral en fonction de la proportion de sols peu protégés contre l'érosion dans le bassin versant (phase 1 de la crue, 2019 à 2022) pour trois secteurs : Saint-Barthélemy (BART), Baie-du-Febvre (BDF) et Pierreville (PVL).

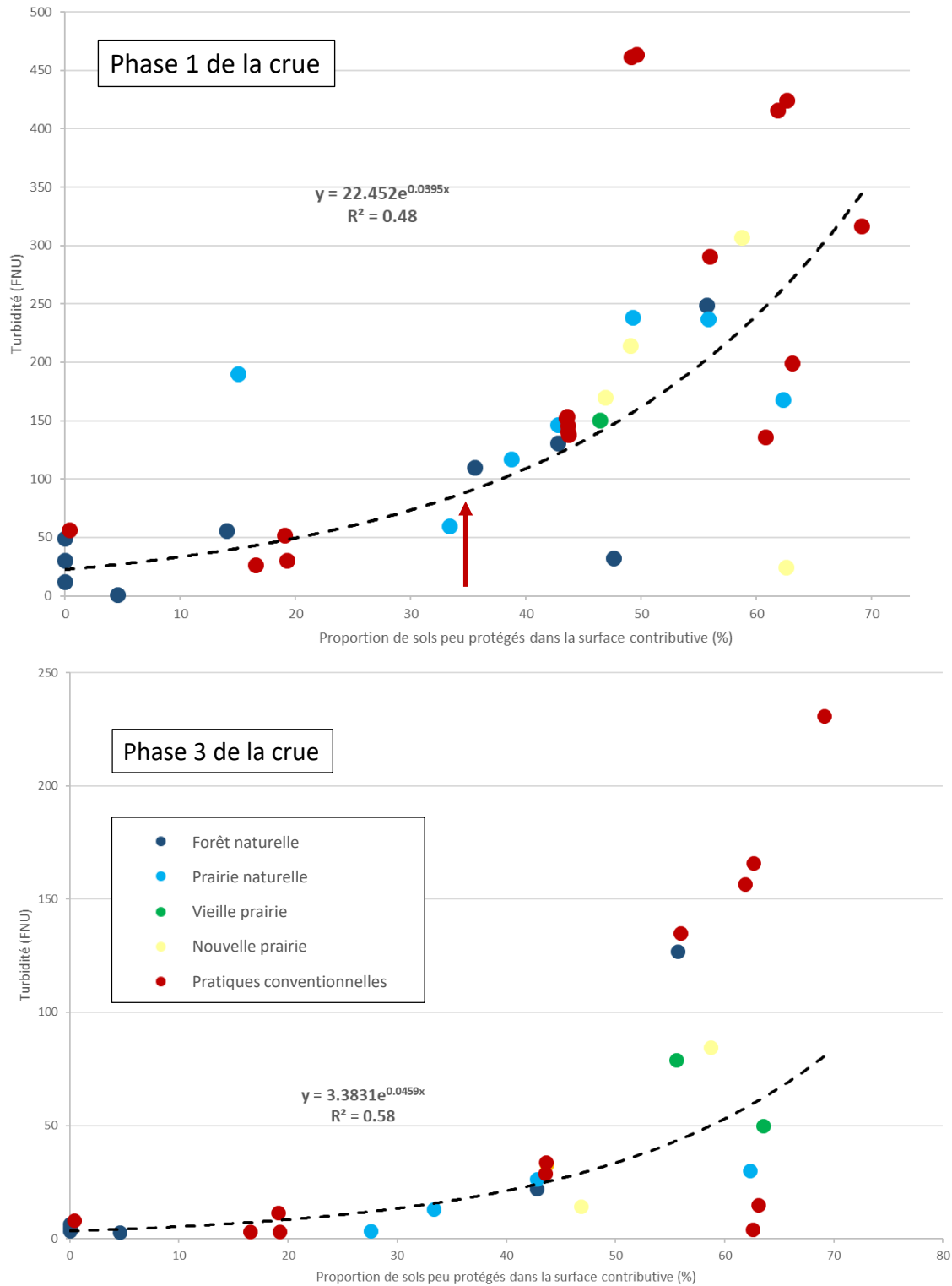


Figure I16. Turbidité au-dessus des parcelles du Pôle en fonction de la proportion de sols peu protégés dans la surface contributive, au cours des phases 1 et 3 de la crue (2019 à 2021). Ces surfaces incluent les sols travaillés à l'automne et laissés à nu l'hiver, le soja en semis direct et le maïs ensilage, ces deux dernières cultures laissant très peu de résidus au sol au printemps.

J - ÉVALUATION DE L'IMPACT DE L'UTILISATION DU SOL SUR LA TURBIDITE DE L'EAU DANS LE LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE PAR TELEDETECTION

ALEXANDRE ROY (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Hydrodynamique de l'inondation et des tributaires dans la zone littorale

Principaux collaborateurs

Jawad Ziyad (UQTR), Maxime Clermont (UQTR), Savannah Bussières (UQTR), Daphney Dubé Richard (UQTR), Pierre-André Bordeleau (UQTR), Christophe Kinnard (UQTR) et Stéphane Campeau (UQTR)

Résumé des travaux de recherche

- Deux algorithmes de turbidité propres aux milieux forestiers et non forestiers (parcelles agricoles et milieux humides) ont été développés et validés pour mesurer la turbidité de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre à partir des images satellitaires Sentinel-2.
- Le potentiel du drone pour le suivi de la turbidité a été démontré, mais quelques défis ont été soulevés en ce qui a trait au développement de suivis opérationnels.
- La cartographie de la turbidité dans le littoral du lac Saint-Pierre a démontré que la turbidité varie considérablement en fonction des classes de l'utilisation du sol et des secteurs
- L'utilisation du sol dans le littoral du lac Saint-Pierre explique 26 % de la variance de la turbidité, alors que les différences entre les quatre secteurs du Pôle expliquent 30 % de la variance.
- Les pratiques conventionnelles et améliorées dans le littoral du lac Saint-Pierre ont des valeurs de turbidité sept fois supérieures à la classe des milieux forestiers.
- Le test statistique ANOVA a montré qu'il n'y a pas de différence significative dans les turbidités observées au-dessus des parcelles en pratiques conventionnelles et celles en pratiques améliorées
- L'analyse comparative des parcelles endiguées et non endiguées suggère que plus de 66 % de la turbidité dans le littoral est associée aux ruisseaux provenant de l'amont.
- Malgré un impact significatif de l'utilisation du sol dans le littoral sur la turbidité, une grande partie de la turbidité est induite par les tributaires agricoles en amont du littoral.

Mise en contexte

Les pratiques agricoles dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP) peuvent influencer grandement la qualité de l'eau, entraînant des effets sur les processus biologiques et physiques des écosystèmes du lac. Les caractéristiques optiques de l'eau, dont sa turbidité, sont des indicateurs de la qualité de l'eau et peuvent avoir des répercussions importantes sur les processus écologiques dans le littoral du LSP. La complexité de l'écoulement des

masses d'eau et des tributaires agricoles dans le littoral, lors des différentes phases de la crue printanière, influence les patrons spatio-temporels de la turbidité. En raison des limites liées aux mesures au sol, la télédétection peut présenter des avantages pour suivre l'effet de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau dans le littoral du LSP. L'objectif de la présente étude est d'analyser l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau dans le littoral du LSP par la télédétection.

Objectifs

Le projet est construit autour de cinq objectifs :

- 1) Évaluer et comparer le potentiel des drones et des satellites pour la détection de la turbidité de l'eau dans le littoral du LSP lors des crues printanières (la comparaison des approches a démontré que le satellite était le plus adéquat pour évaluer l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau) ;
- 2) Développer et appliquer deux algorithmes de turbidité de l'eau propres aux milieux forestiers et non forestiers à l'échelle du LSP à partir des images satellitaires Sentinel-2 ;
- 3) Cartographier la turbidité dans le littoral du LSP à partir des algorithmes de turbidité développés ;
- 4) Analyser l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau du LSP lors des crues printanières de 2019, 2020 et 2022 ;
- 5) Évaluer l'impact des zones endiguées et non endiguées sur la turbidité de la plaine inondable.

Méthodologie

La présente partie décrit les données utilisées pour développer les algorithmes de turbidité de l'eau et les approches méthodologiques propres à chaque objectif. Les données utilisées correspondent à des mesures de turbidité de l'eau in situ, à des images de drone, à des images satellitaires de Sentinel-2 (S-2) ainsi qu'à des données d'utilisation du sol pour définir les types d'occupation du sol dans les parcelles étudiées.

Données

Turbidité de l'eau in situ

Les données de la turbidité in situ correspondent à des mesures ponctuelles de turbidité en *Formazin Nephelometric Unit* (FNU) effectuées à bord d'un kayak double à l'aide d'une sonde multiparamètres (HI98290) munie d'un GPS. Ces campagnes de mesure ont été réalisées par l'équipe de Stéphane Campeau. Les mesures de turbidité ont été prises sur les quatre sites du Pôle (figure J1). Des transects de mesures en continu à une fréquence de cinq secondes ont été réalisés dans la plaine inondable lors des périodes des crues printanières de 2019, 2020 et 2021. Les transects couvrent, en fonction de l'accessibilité du site, les eaux profondes, les parcelles agricoles, le milieu boisé, les milieux humides et le milieu anthropique (figure J1). Le post-traitement de ces mesures a permis d'éliminer les valeurs erronées liées au contact de la sonde avec le fond et à la sortie de la sonde à la surface d'eau. La précision de la sonde est de $\pm 0,3$ FNU ou ± 2 % de la lecture (HI98290). Au total, 3 013 mesures de turbidité in situ, prises à la même date d'acquisition que 8 images satellitaires S-2, ont été utilisées pour le développement et la validation de l'algorithme de turbidité en milieux non forestiers, c'est-à-dire les pratiques

conventionnelles, les pratiques améliorées, les nouvelles prairies, les vieilles prairies et les prairies naturelles (tableau J2). Ces mesures de turbidité in situ ont été échantillonnées pendant les différentes phases de la crue printanière de 2019 (figure J2).

Le développement de l'algorithme de turbidité de l'eau propre aux milieux forestiers (forêts naturelles) a été réalisé à partir de 2 322 mesures in situ prises dans les superficies des milieux boisés pendant les différentes phases des crues printanières de 2019 et 2020 (tableau J2). Étant donné la non-disponibilité des images S-2 aux mêmes dates que les mesures in situ, un décalage temporel maximal de plus ou moins quatre jours a été autorisé entre les mesures in situ et les images satellitaires S-2 disponibles.

Mosaïque de drone

Le drone utilisé est le DJI Matrice100 équipé d'un capteur multispectral MicaSense RedEdge-Mx. Le drone permet la capture d'images à une résolution spatiale d'environ 8 cm, à une altitude de 120 m. Le capteur enregistre le niveau de lumière réfléchi à partir de 5 bandes spectrales, dont le bleu (475 nm), le vert (560 nm), le rouge (670 nm), le bord rouge (720 nm) et le proche infrarouge (840 nm). Avant chaque vol, une photo d'une cible de calibration a été prise avec la caméra MicaSense pour calibrer les images pour la création de mosaïques de réflectance. Le MicaSense est équipé d'un capteur de lumière descendante (DLS) monté sur le dessus du DJI Matrice100 permettant de corriger les différences d'éclairage entre les images. Le logiciel Pix4D a été utilisé pour créer des images de réflectance avec des corrections en fonction de l'angle du soleil et via les photos de calibration qui ont été prises avant le vol. Le drone a survolé les quatre secteurs étudiés par le Pôle. Les vols ont été effectués lors de la crue printanière du 22 avril au 5 juin 2019, soit les mêmes jours que les mesures in situ ont été effectuées. Chaque vol de drone a été réglé pour un recouvrement longitudinal de 80 % et un recouvrement latéral de 70 % entre chaque image, la caméra pointant vers le nadir.

À partir des images, le logiciel Pix4D a été utilisé pour créer des mosaïques de réflectance pour les différents secteurs. En raison de la difficulté de créer une mosaïque sur une surface homogène telle que des plans d'eau, certains paramètres ont été ajustés pour augmenter la correspondance automatique des points de contrôle entre les images. Le tableau J1 présente les informations pour chaque vol effectué et le nombre de mesures de turbidité in situ associées. Quatre dates où les mosaïques de drone et les images satellitaires étaient disponibles ont été utilisées pour comparer le potentiel des approches à estimer les valeurs de la turbidité.

Images satellitaires Sentinel-2

L'instrument S-2, développé par l'Agence spatiale européenne (ESA) lors du programme Copernicus, fournit des images satellitaires multispectrales (MSI) sous forme de deux produits (niveau 1C et niveau 2A). Le produit du niveau 2A, utilisé dans cette étude, correspond à des images de réflectance de surface *Bottom-of-atmosphere* (BOA), orthorectifiées avec une géométrie cartographique en tuiles de 100 km × 100 km sous la projection UTM WGS84 (Gascon et al. 2017). Le produit offre des images corrigées de l'atmosphère avec le processeur Sen2Cor. Les images satellitaires S-2 du produit 2A disposent de 13 bandes spectrales avec des résolutions spatiales de 10 à 60 m. Dans cette

étude, les images S-2 en réflectance de surface (infrarouge, rouge, vert et bleu) de 10 m de résolution spatiale ont été utilisées pour estimer les valeurs de turbidité de l'eau.

Huit images S-2 étaient disponibles dans la même journée que les mesures de turbidité in situ en milieux non forestiers, alors que dix images S-2 en correspondance avec les mesures in situ en milieux forestiers étaient disponibles (tableau J2). Au total, 15 images S-2 ont été utilisées pour cartographier la turbidité de l'eau à partir des 2 algorithmes de turbidité développés pour les milieux forestiers et non forestiers.

Données de l'utilisation du sol

Les données de l'utilisation du sol qui correspondent aux six classes du gradient du Pôle (pratiques conventionnelles, pratiques améliorées, nouvelles prairies, vieilles prairies, prairies naturelles et forêts naturelles) ont été comparées aux turbidités printanières :

- les données d'utilisation du sol de 2018 ont été comparées aux turbidités printanières de 2019;
- les données d'utilisation du sol de 2019 ont été comparées aux turbidités printanières de 2020;
- les données d'utilisation du sol de 2021 ont été comparées aux turbidités printanières de 2022.

L'année 2021 a été exclue de cette étude en raison de la courte période de la crue printanière observée en 2021 (~ 7 jours) et de la non-disponibilité des images S-2 couvrant cette période.

Algorithme de turbidité de l'eau par télédétection

Approche par drone

Pour l'évaluation du potentiel de l'utilisation du drone pour le suivi de la turbidité en comparaison avec les images satellites, une sélection des points de turbidité a été faite pour s'assurer que les points en zone végétalisée ou dans les zones affectées par le scintillement du soleil (*glitter*) n'étaient pas inclus dans l'analyse. Un indice de végétation par différence normalisé (NDVI) (équation 1) a été utilisé pour délimiter manuellement les zones inondées non influencées par la végétation. Nous avons comparé la turbidité in situ avec les réflectances de drone dans le proche infrarouge (ρ_{NIR}) en considérant une zone tampon de 2 m autour des points et en calculant le 10^e percentile des réflectances. Différentes fonctions de transfert ont été testées et comparées. Ensuite, nous avons fait une comparaison entre l'approche par drone et avec S-2 pour les quatre dates où les données sont disponibles.

Le NDVI est défini comme le ratio entre les mesures de réflectance acquises dans le rouge et dans l'infrarouge, qui se calcule à partir de l'équation 1. Les valeurs du NDVI sont comprises généralement entre +1 et -1, où -1 présente un plan d'eau ouvert et +1 présente une végétation très dense.

$$NDVI = \frac{\text{Infrarouge} - \text{Rouge}}{\text{Infrarouge} + \text{Rouge}} \quad (1)$$

Approche satellitaire

Les mesures de turbidité in situ comprises dans un pixel de l'image S-2 (10 m × 10 m) ont été moyennées. Pour chaque pixel avec une mesure de turbidité, les mesures de réflectance en quatre bandes (bleu, vert, rouge et infrarouge) ont été extraites à l'aide de la valeur moyenne du pixel et des huit autres pixels adjacents. Cela a permis de réduire l'incertitude associée à l'erreur de géoréférencement des pixels des images S-2.

Les mesures de turbidité par satellite ont été estimées à partir de l'algorithme empirique de Dogliotti et al. (2015). L'algorithme modélise la turbidité au moyen des valeurs de réflectance des deux bandes de fréquence rouge (645 nm) et infrarouge (859 nm) et des mesures de turbidité in situ obtenues dans différentes régions marines. Il performe mieux lorsqu'il est appliqué à des mesures in situ. De la même manière que Dogliotti et al. (2015), notre analyse préliminaire a montré que la bande rouge (654 nm) avait une sensibilité plus élevée à des niveaux de turbidité bas, alors que la bande NIR (859 nm) avait une sensibilité plus élevée à des niveaux de turbidité plus élevés.

Selon Dogliotti et al. (2015), un schéma de commutation a été respecté pour estimer la turbidité en fonction de la bande de fréquence utilisée (ρ_w) :

- Si $\rho_w(654) < 0,05$, la turbidité estimée $T = T_{654}$
- Si $0,05 < \rho_w(654) < 0,07$, la turbidité estimée $T = (1 - w) T_{654} + w T_{859}$. Ici, une fonction de pondération w variant entre 0 et 1 a été utilisée pour combler la zone de transition entre les fonctions de transfert basées sur ρ_{red} et ρ_{NIR} . Tel que $w = 0$ quand $\rho_w(654) = 0,05$ et $w = 1$ quand $\rho_w(654) = 0,07$
- Si $\rho_w(654) > 0,07$, la turbidité estimée $T = T_{859}$

Algorithme de turbidité de l'eau propre aux milieux non forestiers

Au total, 3 013 pixels, issus des 8 images disponibles lors des trois phases de la crue printanière de 2019, avec au moins une mesure de turbidité in situ, ont été utilisés pour développer l'algorithme de turbidité propre au milieu non forestier (pratiques conventionnelles, pratiques améliorées, nouvelles prairies, vieilles prairies et prairies naturelles). Une série de fonctions de régression (linéaire, polynôme du second degré, exponentielle et fonctions de puissance) ont été testées pour déterminer la relation empirique entre les mesures de turbidité in situ et les valeurs de réflectance de surface obtenues par S-2. Le choix des meilleures corrélations permet de sélectionner les bandes de fréquence capables d'estimer la turbidité selon le principe de Dogliotti et al. (2015).

Algorithme de turbidité propre aux milieux forestiers

Le développement d'un algorithme de turbidité propre aux milieux forestiers nécessite la classification des images S-2 par une interprétation des valeurs de l'indice de végétation (NDVI : équation 1). Un seuil de l'indice de végétation $\text{NDVI} < 0$ a été utilisé comme un indicateur pour définir les pixels des forêts submergées et les surfaces d'eau libre dans les superficies des milieux forestiers. Au total, 2 696 pixels, issus des 10 images S-2 en correspondance avec les mesures in situ en milieux boisés de 2019 et 2020 (tableau J2), étaient disponibles. Une analyse de corrélation entre les valeurs de réflectance de surface et les mesures in situ a été réalisée en vue de définir les bandes spectrales utiles pour l'estimation des valeurs de turbidité selon le principe de Dogliotti et al. (2015).

La qualité d'ajustement *goodness of fit* des modèles de régression des deux algorithmes de turbidité développés a été évaluée par le coefficient de détermination (R^2), le critère d'information d'Akaike (AIC) et la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) (Pham 2019).

Cartographie de la turbidité estimée par satellite

Les deux algorithmes de turbidité développés pour les milieux forestiers et non forestiers ont été appliqués aux images S-2 en vue de générer des cartes de turbidités et d'estimer la turbidité à l'échelle des parcelles du Pôle pour trois années de crue, soit 2019, 2020 et 2022. Dans un premier temps, un masque des niveaux d'eau a été appliqué pour calculer l'étendue des crues et exclure les superficies terrestres. Par la suite, un masque de nuage et une scène de classification *Scene Classification* (SC) propres aux images S-2 ont été utilisés pour éliminer les pixels classés comme nuage (y compris les cirrus). En outre, un seuil de l'indice de végétation NDVI $> 0,5$ et un seuil de l'indice d'eau NDWI $< 0,15$ (équation 2) ont été utilisés pour éliminer la végétation dense émergente capable de perturber les réflectances de l'eau.

$$NDWI = \frac{Infrarouge - Vert}{Infrarouge + Vert} \quad (2)$$

D'où, NDWI < 0 sol nu et NDWI > 0 surface d'eau (McFeeters 2013).

L'intervalle minimal et maximal des mesures de turbidité in situ est compris entre 1,7 et 336,1 FNU dans tous les sites échantillonnés. Étant donné que les algorithmes de turbidité ont été calibrés avec une valeur maximale de 336,1 FNU, les valeurs de la turbidité estimées par S-2 ont été fixées à 500 FNU pour limiter les erreurs d'extrapolation.

Analyse de l'impact de l'utilisation du sol

À partir des cartes de turbidité, les valeurs de turbidité à l'intérieur des parcelles agricoles et des milieux naturels ont été extraites pour analyser l'impact du gradient d'utilisation du sol du Pôle sur la turbidité de l'eau du littoral du LSP lors des trois phases des crues printanières (figure J2). Les secteurs concernés par cette étude sont le secteur de Baie-du-Febvre (BAIE), marqué par la présence de multiples tributaires agricoles, le secteur de Pierreville (PIER), influencé par de faibles turbidités, le secteur de Saint-Barthélemy (BART), influencé par des turbidités élevées en amont d'origine agricole, et le secteur de l'île Dupas (DUPA), marqué à la fois par l'influence du fleuve et des cultures locales.

Un modèle linéaire mixte (LMM) a été utilisé pour estimer l'influence de l'utilisation du sol sur la turbidité de l'eau du littoral du LSP en 2019, 2020 et 2022 au moyen du package lme4. Les valeurs moyennes de la turbidité estimée par S-2 à l'intérieur de chaque parcelle du Pôle ont été utilisées comme variable dépendante et les classes de l'utilisation du sol comme variable indépendante à effet fixe, tandis que les années (2019, 2020 et 2022), les secteurs (BAIE, BART, DUPA et PIER) et les phases (trois phases de la crue printanière) ont été définis comme des effets aléatoires. Pour quantifier l'effet du gradient d'utilisation du sol en tenant compte de la variation entre les phases à l'échelle des secteurs et pendant les trois années d'étude, nous avons calculé R^2 *marginal* lié à la variance expliquée par l'effet fixe et R^2 *conditionnel* lié à la variance expliquée par les effets fixes et aléatoires.

La variance expliquée liée à chaque effet aléatoire (phases, secteurs et années) en termes de R^2 conditionnel a été considérée dans cette étude.

Une analyse de variance ANOVA a également été réalisée pour déterminer si les classes d'utilisation du sol sont différentes et identifier les classes similaires. Ce test a été effectué sur l'ensemble des parcelles du Pôle pendant les trois années d'étude (2019, 2020 et 2022).

Analyse comparative entre les parcelles endiguées et celles non endiguées

Les parcelles endiguées et non endiguées considérées dans cette étude se trouvent dans le secteur de Baie-du-Febvre (BAIE). Ces parcelles ont été aménagées par des organismes de conservation (figure J3). L'eau des précipitations s'accumule dans les parcelles endiguées jusqu'à la mi-mai pour la sauvagine, puis est vidangée à des fins agricoles. Les sections endiguées sélectionnées sont en partie isolées des eaux de fonte provenant des ruisseaux en amont et des eaux de crue du fleuve. Le secteur endigué Z3 (figure J3) est totalement isolé des ruisseaux provenant de l'amont, alors que le secteur Z1 est partiellement isolé, puisqu'il reçoit les eaux provenant de petits fossés de drainage. Les secteurs Z2 et Z4 sont quant à eux non endigués et reçoivent ainsi les eaux turbides en provenance de l'amont.

À partir des cartes de turbidité créées par les images satellites S-2 de 2019, 2020 et 2022, les valeurs médianes de la turbidité, comprises dans un rectangle de 50 m × 50 m dans les zones endiguées et non endiguées, ont été extraites. Cette analyse a permis d'évaluer l'effet des ruisseaux tributaires sur la turbidité de l'eau dans les parcelles agricoles du littoral du LSP.

Résultats

Évaluation de la détection de la turbidité par drone

À partir d'une multitude de fonctions de transfert testées pour lier les mesures de réflectance du drone dans les ρ_{NIR} et la turbidité, la fonction de puissance permet d'obtenir de bonnes régressions avec un $R^2 = 0,94$ et un RMSE de 28,2 FNU (figure J4). Cependant, même si certains sites comme Baie-du-Febvre (BAIE) montrent des tendances cohérentes entre les différentes visites, les images de drone ne permettent pas toujours d'identifier la variabilité spatiale de la turbidité de l'eau au sein d'une image, avec un faible coefficient de régression pour une image donnée. Ces faibles régressions sont probablement liées aux effets du scintillement de l'eau et à la difficulté de Pix4D à reconstituer adéquatement les mosaïques.

La figure J5 présente la comparaison de la régression issue des images du drone et celle issue des images S-2 (les jours où les données de drone et les images satellites sont disponibles : tableau J1). Les statistiques montrent une meilleure relation entre les réflectances S-2 et la turbidité qu'avec les images de drone. Il est possible d'identifier certaines données du secteur BAIE qui s'écartent du modèle de régression avec le drone. La figure J5 montre aussi que la réflectance S-2 fournit des informations plus fiables pour suivre la turbidité de l'eau, tandis que les données de drone, tout en offrant un bon potentiel de surveillance de la turbidité, présentent certains défis dans la création de mosaïques de réflectance qui rendent les estimations de turbidité moins fiables.

Algorithmes de turbidité par satellite

Algorithme de turbidité de l'eau en milieux non forestiers

Afin de développer l'algorithme de turbidité en milieux non forestiers basé sur les observations S-2 de 2019 (tableau J2), nous avons testé les quatre bandes spectrales et modèles de régression par rapport à des mesures de turbidité en milieux non forestiers. Les bandes spectrales rouge et infrarouge ont obtenu les meilleurs résultats, tandis que la fonction de puissance *Power* et la fonction polynomiale *Poly2* sont les meilleurs modèles de régression (tableau J3). Le produit de turbidité basé sur la combinaison de bandes spectrales rouge et infrarouge utilisant la fonction *Power* selon le principe de Dogliotti et al. (2015) permet de donner des estimations fiables de la turbidité en milieux non forestiers avec un $R^2 = 0,94$ et une erreur RMSE = 18,3 FNU (figure J6).

Algorithme de turbidité de l'eau en milieux forestiers

Les comparaisons entre les bandes spectrales et les mesures in situ prises en milieux forestiers montrent que la bande spectrale rouge donne de meilleurs résultats par rapport aux bandes spectrales infrarouge, vert et bleu (tableau J4). La fonction polynomiale *Poly2* est le meilleur modèle de régression. Le produit de turbidité issu de la bande de fréquence rouge donne des estimations de turbidité en milieux forestiers avec un $R^2 = 0,92$ et une erreur RMSE = 9,9 FNU (figure J7).

Cartes de turbidité

Les deux modèles de turbidité ont ensuite été appliqués à l'ensemble des images satellitaires de 2019, 2020 et 2022 pour cartographier la turbidité dans le littoral du LSP. La figure J8 présente un exemple des cartes de turbidité créées à partir d'images S-2 lors de la période de crue printanière de 2022. Les cartes de turbidité permettent de mieux analyser la variabilité spatiale de la turbidité et de définir les zones fortement turbides dans le littoral du LSP. Il est à noter que la présence de nuages peut masquer certaines zones dans le littoral.

L'analyse des cartes de turbidité obtenues en 2019, 2020 et 2022 renseigne sur la variabilité spatiale des turbidités estimées lors des trois phases de la crue. Pour 2019 et 2020, les moyennes de turbidité des parcelles étudiées ont été calculées par rapport au niveau d'eau à la station de Sorel (figure J9). En 2019, les turbidités sont très élevées ($T_{S-2} = 178$ FNU le 21 avril) au début de la crue (phase 1) en lien avec le fort apport de charges sédimentaires provenant de la fonte des neiges des tributaires agricoles en amont du littoral. À la mi-crue (phase 2), les turbidités atteignent le point le plus bas ($T_{S-2} = 82$ FNU le 16 mai) lorsque les eaux du fleuve moins turbides s'introduisent à certains endroits dans le littoral. Une légère augmentation est observée à la fin de la crue (phase 3) de $T_{S-2} = 142$ FNU avec la décharge du littoral pour ensuite redescendre à des niveaux plus bas après la crue. En 2020, la crue plus courte amène des turbidités élevées dans les trois premières semaines de la crue, puis une diminution au début mai. En revanche, le manque d'images disponibles nous empêche d'identifier les turbidités à la fin de la crue. En 2022, les turbidités estimées sont élevées ($T_{S-2} > 150$ FNU) au début de la première phase de la crue printanière dans tout le littoral du LSP en raison de la fonte des neiges des tributaires agricoles en amont du littoral. La figure J10 donne un exemple d'une carte de turbidité caractérisant la distribution spatiale de la turbidité lors de la première phase de la crue printanière de 2022. Le secteur

BART n'est pas visible dans la figure J10 en raison de la présence du nuage. Au cours de la deuxième phase de la crue printanière de 2022, les valeurs de la turbidité baissent dans le littoral en raison de l'introduction des eaux du fleuve moins turbides à certains endroits dans le littoral. La figure J11 illustre un exemple d'une carte de turbidité caractérisant la deuxième phase de la crue printanière de 2022. Il est à noter que certaines parcelles agricoles dans les secteurs BART et BAIE ont des valeurs de turbidité élevées (> 220 FNU) lors de la deuxième phase de la crue en raison de la turbidité élevée dans les tributaires alimentant les parcelles agricoles en amont. Les valeurs de turbidité, lors de la troisième phase de la crue printanière de 2022, connaissent une diminution qui indique la fin de la crue printanière.

Ces résultats montrent le potentiel de l'utilisation du produit satellite de turbidité pour comprendre les variations temporelles à l'échelle du littoral du LSP. En revanche, une attention doit être portée au fait que les parcelles couvertes d'une date à l'autre varient en lien avec la présence de nuages et le niveau d'eau au moment de la prise des images.

Analyse de l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité du littoral

La variation de la turbidité de l'eau estimée à l'échelle du gradient d'utilisation du sol du Pôle montre que les pratiques conventionnelles, les pratiques améliorées et les nouvelles prairies ont des turbidités médianes plus élevées que les vieilles prairies, les prairies naturelles et les forêts naturelles pour les années 2019, 2020 et 2022 (figure J12). La variabilité interannuelle est élevée. Les turbidités médianes étaient plus faibles lors de la crue de forte amplitude et de longue durée de 2019, et plus élevées lors des crues de plus faible amplitude et de plus courte durée de 2020 et 2022. Les turbidités médianes les plus élevées sont observées lors de la phase 1 de la crue (figure J13); elles diminuent ensuite progressivement au cours des phases 2 et 3. La turbidité est également très variable d'un secteur à l'autre (figure J14). Les secteurs de Baie-du-Febvre (BAIE), de Saint-Barthélemy (BART) et de l'île Dupas (DUPA) obtiennent des valeurs de turbidité plus élevées que le secteur de Pierreville (PIER), dominé par un régime d'écoulement forestier en provenance de la rivière Saint-François. La distribution de la turbidité lors des crues printanières de 2019, 2020 et 2022 sur l'ensemble des parcelles du Pôle montre que les pratiques conventionnelles et améliorées ont des valeurs plus élevées que les autres classes (figure J15). Les résultats du test statistique ANOVA relèvent que les mesures de turbidité entre les différentes paires de classes d'utilisation du sol sont significativement différentes ($p < 0,001$), sauf pour la paire des pratiques conventionnelles et améliorées ($p = 0,585$) (tableau J5). Cela suggère qu'il n'y a pas de différence significative dans les turbidités observées au-dessus des parcelles en pratiques conventionnelles et celles en pratiques améliorées.

Le modèle LMM développé dans cette étude permet de quantifier l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité par rapport aux effets de la variabilité temporelle (année et phase) et aux effets des secteurs. Le modèle montre un impact significatif des cultures (pratiques conventionnelles et pratiques améliorées) sur la turbidité de l'eau du LSP pour les trois années, 2019, 2020 et 2022. Le tableau J6 montre que si l'on considère les secteurs, les années et les phases de crue comme des effets aléatoires et la classe des forêts naturelles comme un niveau de référence (*Intercept*), les pratiques conventionnelles et les pratiques

améliorées ont des turbidités environ sept fois supérieures à la classe des forêts naturelles. Les nouvelles prairies, les prairies naturelles et les vieilles prairies ont, respectivement, des turbidités qui sont 4,6, 3,6 et 0,6 fois supérieures à la classe des forêts naturelles.

Le modèle LMM permet de bien représenter les valeurs de turbidité dans le littoral du LSP pour les trois années, 2019, 2020 et 2022, avec des R^2 *conditionnel* (effets fixes et aléatoires) de 64 %. En revanche, les R^2 *marginal*, qui représentent les effets fixes, indiquent que le gradient d'utilisation du sol du Pôle explique 26 % de la variance totale. En outre, selon le modèle, la variabilité interannuelle de la crue présente 3 % de la variance de la turbidité. Cela montre que la variabilité de la turbidité dépend peu de l'année. Les différentes phases de la crue permettent quant à elles d'expliquer 7 % de la variance. Quant aux secteurs, ils représentent 30 % de la variance expliquée. Cela démontre la forte variabilité mesurée entre les secteurs, par exemple entre Pierreville (PIER) et l'île Dupas (DUPA). Ainsi, le modèle démontre que l'utilisation du sol dans le littoral du LSP a un impact significatif sur la turbidité, mais que la variabilité de la turbidité varie grandement entre les secteurs.

Analyse comparative des parcelles endiguées et de celles non endiguées

À partir des cartes de turbidité issues des images satellitaires S-2, les valeurs de turbidité ont été calculées dans deux zones endiguées de Baie-du-Febvre (figure J3) et dans deux zones non endiguées à proximité (Z2/Z1 et Z4/Z3). Les résultats démontrent que les zones endiguées obtiennent des valeurs moyennes de turbidité plus faibles (Z1 = 100,6 FNU et Z3 = 37,1 FNU) que les zones non endiguées (Z2 = 258,9 FNU et Z4 = 133,9 FNU). La figure J16 illustre la distribution des valeurs de turbidité à l'intérieur des parcelles endiguées et non endiguées lors des crues printanières de 2019, 2020 et 2022. Les résultats obtenus suggèrent donc que plus de 66 % de la turbidité dans la plaine est associée aux ruisseaux provenant de l'amont (tableau J7). Ces résultats sont valables pour Baie-du-Febvre, mais il est probable que ce ratio soit également valable pour Saint-Barthélemy. Les ratios sont toutefois probablement différents pour l'île Dupas et Pierreville.

Discussion

Téledétection de la turbidité de l'eau dans le littoral du lac Saint-Pierre

L'utilisation du drone dans ce projet a montré des résultats intéressants. Les images de drone à haute résolution spatiale permettent de couvrir des zones plus larges que les données in situ. Le drone peut également être utilisé pour récupérer des informations sur la turbidité de l'eau lorsqu'il n'y a pas de satellite disponible (pas de passages ou conditions nuageuses). Malgré quelques résultats encourageants, l'étude a soulevé certains défis liés à l'utilisation à grande échelle du drone pour la surveillance de la turbidité de l'eau. L'un des principaux défis est la difficulté de créer les mosaïques de réflectance en raison de la surface homogène de l'eau. L'homogénéité des plans d'eau a conduit à des lacunes dans les images et parfois, le logiciel Pix4D ne peut tout simplement pas créer de mosaïques. Il serait important dans les travaux futurs de comparer les résultats avec d'autres logiciels et d'adapter les plans de vol pour augmenter notre capacité à créer des mosaïques sur les plans d'eau.

Les images satellitaires S-2 ont permis, dans cette d'étude, de développer et de valider deux algorithmes de turbidité de l'eau pour analyser l'impact du gradient d'utilisation du sol dans le littoral du LSP. L'algorithme de turbidité propre aux milieux forestiers, marqué par de faibles turbidités, obtient une précision élevée de R^2 ajusté de 0,92 et des RMSE de 9,9 FNU. L'algorithme de turbidité propre aux milieux non forestiers (pratiques agricoles et milieux humides) fournit une précision de R^2 ajusté de 0,94 et des RMSE de 18,3 FNU. Ces résultats montrent qu'il est possible d'estimer de manière fiable les turbidités dans les milieux forestiers et non forestiers à partir d'un modèle empirique simple basé sur les réflectances dans le rouge et l'infrarouge. Il est important de noter que les RMSE des deux algorithmes sont relativement constantes dans le spectre de turbidité et que l'erreur est acceptable considérant la large plage de turbidité mesurée pendant la saison des crues dans le littoral du LSP. Puisqu'il existe une grande hétérogénéité dans la distribution spatiale de la turbidité dans la plaine inondable, l'utilisation des deux algorithmes permet d'identifier les principales caractéristiques liées à la variabilité spatiale de la turbidité de l'eau (figure J8). L'utilisation d'un algorithme de turbidité propre aux milieux forestiers permet d'identifier la variabilité spatiale dans les secteurs où les valeurs de turbidité sont faibles, comme dans le secteur Pierreville (PIER).

Malgré un bon temps de repassage de la constellation S-2, avec la présence de nuages, la fréquence d'observation peut tout de même limiter les analyses issues de la télédétection. C'est pour cette raison que l'année 2021 a été exclue de l'analyse en raison de la courte durée de la crue (~ 7 jours) et de la non-disponibilité des images S-2. Par contre, des constellations de satellites comme Planet (<https://www.planet.com/>) offrent maintenant des données quasi quotidiennes et permettraient de compenser en partie le manque de données de S-2. Des images de Planet pendant la crue de 2021 ont été récupérées et montrent la possibilité de compléter les données S-2. Par contre, un travail d'intercalibration des capteurs devra être fait avant d'appliquer l'algorithme sur ces images.

Impact de l'utilisation du sol sur la turbidité

Les résultats de l'analyse de l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité montrent que les différentes classes d'utilisation du sol ont un effet sur la turbidité du littoral du LSP lors des crues printanières de 2019, 2020 et 2022. Les cultures (pratiques conventionnelles et améliorées) ont des turbidités plus élevées que les autres classes (nouvelles prairies, vieilles prairies, prairies naturelles et forêts naturelles). Cela s'explique probablement par le fait que les faibles couvertures du sol et les pratiques de travail du sol amènent 1) des conditions où les sols s'érodent plus facilement en lien avec le manque de couverts de plantes vivantes ou de résidus végétaux (Kaspar et Singer 2011) et/ou 2) des conditions moins propices pour déposer les matières en suspension des eaux turbides provenant de l'amont avec peu de végétation pour agir comme un filtre.

Même si nous avons montré que l'utilisation du sol au sein du littoral a des effets sur la turbidité, l'utilisation du sol n'explique que 26 % de la variance, alors qu'une proportion importante de la variabilité de la turbidité est liée à l'effet aléatoire des secteurs, avec 30 % de la variance expliquée. En effet, l'interprétation visuelle des patrons de turbidité à partir des images S-2 permet de déceler qu'une grande partie des matières en suspension dans le

littoral du LSP provient des tributaires de bassins hautement agricoles en amont. La figure J17 représente l'effet des secteurs (effet aléatoire) sur la turbidité du littoral du LSP. Les secteurs les plus turbides sont BAIE et BART en raison du fort afflux de sédiments en amont, alors que d'autres régions ont une turbidité plus faible en raison de l'eau peu turbide des affluents (PIER et DUPA). L'intensité de la turbidité de l'eau dans les différents secteurs dépend principalement de plusieurs facteurs, dont la présence des aménagements (ex. : digues), les propriétés des masses d'eau et les ruisseaux ou les fossés. L'équipe de Campeau s'est attardée plus spécifiquement sur les relations entre les surfaces contributives en amont du littoral et la turbidité de l'eau pour mieux comprendre les processus qui expliquent les variabilités spatio-temporelles de la turbidité.

Conclusion et perspectives

Cette étude a permis d'analyser l'impact de l'utilisation du sol sur la turbidité du littoral du LSP lors des crues printanières de 2019, 2020 et 2022 par télédétection. L'utilisation des cartes de turbidité basées sur des images satellitaires S-2 a permis de démontrer que l'agriculture intensive dans le littoral du LSP a un effet sur la turbidité, mais qu'une grande part de la turbidité provient des tributaires en amont du littoral. Même si l'élaboration de pratiques agricoles dans le littoral permettant une diminution des conditions propices à l'érosion était mise en place, il reste que pour assurer l'intégrité écologique de ce milieu, des actions concertées pour l'ensemble des champs agricoles dans l'ensemble des bassins du LSP seraient nécessaires.

Par ailleurs, le projet a permis d'obtenir de nouvelles informations sur les patrons de turbidité dans le littoral du LSP. Grâce aux outils de télédétection développés, il sera aussi possible de pousser les analyses, entre autres parce qu'ils permettront de mieux comprendre le lien entre l'utilisation du sol à l'échelle des bassins versants du LSP et la turbidité dans le littoral. Plusieurs résultats importants en ce sens sont présentés dans la fiche de S. Campeau pour chacune des quatre zones d'étude du Pôle, et l'utilisation de la télédétection permet de généraliser les analyses à l'échelle du LSP. Une autre avenue intéressante serait d'évaluer l'impact de l'évolution de l'utilisation du sol sur la turbidité dans le littoral depuis 1984 au moyen des catalogues d'images Landsat. Ces informations permettraient de mieux adapter les interventions autour du LSP pour assurer l'intégrité écologique de ce milieu unique.

Bibliographie

- Dogliotti, A.I., K.G. Ruddick, B. Nechad, D. Doxaran et E. Knaeps (2015). “A Single Algorithm to Retrieve Turbidity from Remotely-Sensed Data in All Coastal and Estuarine Waters”, *Remote Sensing of Environment*, 156 (janvier), p. 157-168. doi:10.1016/j.rse.2014.09.020.
- Gascon, F., C. Bouzinac, O. Thépaut, M. Jung, B. Francesconi, J. Louis, V. Lonjou et al. (2017). “Copernicus Sentinel-2A Calibration and Products Validation Status”, *Remote Sensing*, 9 (6). doi:10.3390/rs9060584.
- Kaspar, T.C. et J.W. Singer (2011). “The Use of Cover Crops to Manage Soil”, *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*, p. 321-337.
- McFeeters, S. (2013). “Using the Normalized Difference Water Index (NDWI) within a Geographic Information System to Detect Swimming Pools for Mosquito Abatement: A Practical Approach”, *Remote Sensing*, 5 (7), p. 3544-3561. doi:10.3390/rs5073544.
- Pham, H. (2019). “A New Criterion for Model Selection”, *Mathematics*, 7 (12). doi:10.3390/math7121215.

Tableaux et figures J

Tableau J13. Vols de drone effectués et données de turbidité associées

N° de vol	Date	Image S-2	Site	Turbidité (n=1 439)	Vol de drone	Vent (km/h)	Météo
1	2019-04-22	N	BART	221	10:53	19	Ensoleillé
2	2019-04-23	Y	BART	140	09:57	22	Nuageux
3	2019-04-25	N	BAIE	128	10:56	6	Nuageux
4	2019-05-13	N	DUPA	242	10:53	27	Nuageux
5	2019-05-15	N	BART	296	10:37	10	Partiellement nuageux
6	2019-05-16	Y	BAIE	110	11:05	11	Ensoleillé
7	2019-05-18	Y	PIER	50	12:09	5	Partiellement nuageux
8	2019-05-30	N	DUPA	72	10:36	26	Ensoleillé
9	2019-06-05	Y	BART	180	10:11	8	Ensoleillé

Tableau J14. Images Sentinel-2 et nombre de mesures in situ disponibles pour l'étude

	S-2	Phase de la crue printanière	Nombre de mesures in situ utilisées pour l'algorithme de turbidité en milieux non forestiers	Site	Nombre de mesures in situ utilisées pour l'algorithme de turbidité en milieux forestiers	Site	Décalage temporel (jours) par rapport à la date de l'image S-2
2019	20190421	Phase 1	0		15	BART	+1
	20190423		340	CHIC	69	BAIE	+4
					106	STFR	+4
	20190506	Phase 2	736	BAIE	119	BAIE	0
	20190508		668	CHIC	80	CHIC	0
	20190516		638	BAIE	70	BAIE	0
	20190518		158	STFR	117	STFR	0
	20190526		0		229	STFR	-2
					47	STLA	+4
	20190605	Phase 3	240	CHIC	19	BART	0
20190607	128		STFR				
20190612	105		BAIE				
2020	20200407	Phase 1			128	BAIE	-2
					32	STFR	-2
	20200425				91	CHIC	-1
					372	STFR	+3
	20200502	Phase 2			177	BART	-1
	20200507				487	CHIC	-1
	20200512	Phase 3					
20200520							
2022	20220405	Phase 1					
	20220412						
	20220422						
	20220430	Phase 2					
	20220505						
	20220507						
	20220510						
	20220512	Phase 3					
	20220525						
20220604							
Total			3 013		2 322		

Tableau J15. Mesures de la qualité d'ajustement des différentes bandes et fonctions de régression pour générer l'algorithme de turbidité en **milieux non forestiers**

		Bleu	Vert	Rouge	NIR
R²	Linéaire	0,856	0,842	0,882	0,925
	Poly2	0,877	0,881	0,921	0,942
	Puissance	0,876	0,876	0,918	0,941
	Exponentiel	0,858	0,876	0,913	0,914
AIC	Linéaire	29 430	29 711	28 836	27 460
	Poly2	28 972	28 872	27 621	26 690
	Puissance	28 986	26 988	27 736	26 735
	Exponentiel	29 379	28 981	27 915	27 879
RMSE	Linéaire	31,95	33,47	28,94	23,04
	Poly2	29,60	29,11	23,65	20,27
	Puissance	29,67	29,68	24,11	20,43
	Exponentiel	31,67	29,65	24,69	22,71

Tableau J16. Mesures de la qualité d'ajustement des différentes bandes et fonctions de régression pour générer l'algorithme de turbidité en **milieux forestiers**

		Bleu	Vert	Rouge	NIR
R²	Linéaire	0,866	0,906	0,908	0,780
	Poly2	0,879	0,922	0,922	0,850
	Puissance	0,846	0,889	0,890	0,839
	Exponentiel	0,796	0,825	0,820	0,780
AIC	Linéaire	4916,479	4696,659	4681,077	5220,512
	Poly2	4821,511	4554,916	4554,693	4950,930
	Puissance	5007,989	4813,396	4805,363	5034,843
	Exponentiel	5180,662	5089,315	5108,136	5237,960
RMSE	Linéaire	12,941	10,829	10,693	16,556
	Poly2	12,350	9,933	9,931	13,728
	Puissance	13,937	11,904	11,826	14,243
	Exponentiel	16,030	14,886	15,115	16,792

Tableau J17. Résultats de différence entre les classes (test ANOVA). Seules les différences de variance entre les pratiques conventionnelles (PC) et les pratiques améliorées (PA) sont non significatives.

	Différence entre les moyennes de T_{S-2}	Intervalle de confiance 95 %		Valeur P
NP-FN	120,5598	89,44405	151,6755	<0,001
PA-FN	191,6572	152,452	230,8624	<0,001
PC-FN	172,2594	147,2176	197,3011	<0,001
PN-FN	75,64283	47,74038	103,5453	<0,001
VP-FN	42,90211	14,0117	71,79251	<0,001
PA-NP	71,09743	32,24864	109,9462	<0,001
PC-NP	51,69962	27,21969	76,17955	<0,001
PN-NP	-44,9169	-72,3163	-17,5176	<0,001
VP-NP	-77,6577	-106,062	-49,2528	<0,001
PC-PA	-19,3978	-53,5757	14,78011	0,585
PN-PA	-116,014	-152,341	-79,6882	<0,001
VP-PA	-148,755	-185,845	-111,665	<0,001
PN-PC	-96,6165	-116,856	-76,3773	<0,001
VP-PC	-129,357	-150,938	-107,776	<0,001
VP-PN	-32,7407	-57,5841	-7,89735	<0,001

Tableau J18. Résultats de l'utilisation des terres (effet fixe) du modèle à effet mixte. Les forêts naturelles ont été utilisées comme niveau de référence pour l'analyse. Dans la colonne Estimé, les forêts naturelles sont la référence et les autres traitements, le multiplicateur. Les secteurs, les années et les phases de crue ont été considérés comme effets aléatoires.

Classe	Estimé	Erreur type.	Valeur-t	Pr (> t)
2019, 2020 et 2022				
Forêts naturelles (<i>Intercept</i>)	14,791 FNU	0,448	6,016	0,001
Nouvelles prairies	× 1,541	0,092	16,778	<0,001
Pratiques améliorées	× 2,002	0,108	18,623	<0,001
Pratiques conventionnelles	× 1,948	0,080	24,462	<0,001
Prairies naturelles	× 1,290	0,084	15,362	<0,001
Vieilles prairies	× 0,409	0,090	4,540	<0,001

Tableau J19. Résultats de comparaison entre les valeurs de turbidité estimée à partir des images Sentinel-2 dans les parcelles endiguées (Z1 et Z3) et les parcelles non endiguées (Z2 et Z4)

Date	Endiguée (Z1)	Non endiguée (Z2)	Delta Z2-Z1	%	Endiguée (Z3)	Non endiguée (Z4)	Delta Z4-Z3	%
2019-04-23	127,02	186,11	59,09	32 %	39,02	78,87	39,85	51 %
2019-05-06	67,07	175,44	108,38	62 %	56,72	88,77	32,06	36 %
2019-05-08	21,55	210,55	189,00	90 %	15,52	76,51	61,00	80 %
2019-05-16	24,16	27,88	3,73	13 %	16,17	10,90		
2019-05-26	50,18	198,53	148,35	75 %	47,92	49,77	1,85	4 %
2020-04-07	10,64	469,56	458,91	98 %	24,49	430,60	406,11	94 %
2020-04-20	132,81					310,38		
2020-04-25	110,38					287,67		
2020-05-02	79,58				14,73	142,91	128,19	90 %
2020-05-07	28,40	108,29	79,89	74 %	36,84	74,17	37,34	50 %
2022-04-05	318,67	474,08	155,41	33 %	75,69			
2022-04-10	73,71	426,64	352,93	83 %	17,89	85,84	67,95	79 %
2022-04-12	6,43				1,01	86,57	85,56	99 %
2022-04-15	9,37	199,16	189,78	95 %	5,94			
2022-04-22	482,22	469,96	-12,26		183,35	270,29	86,95	32 %
2022-04-30		149,20			13,74	20,59	6,86	33 %
2022-05-02	201,36	195,40	-5,96		19,73	117,27	97,54	83 %
2022-05-05	48,33	304,66	256,32	84 %	9,81	165,27	155,45	94 %
2022-05-07	63,26	436,16	372,90	85 %	39,69	130,04	90,35	69 %
2022-05-10	52,68	304,66	251,97	83 %	35,99	67,97	31,98	47 %
2022-05-12	104,44				50,39	78,52	28,13	36 %
2022-05-25		66,17				104,91		
Moyenne	100,61	258,97		70 %	37,09	133,89		63 %
Moyenne entre 70 % et 63 % = 66 %								

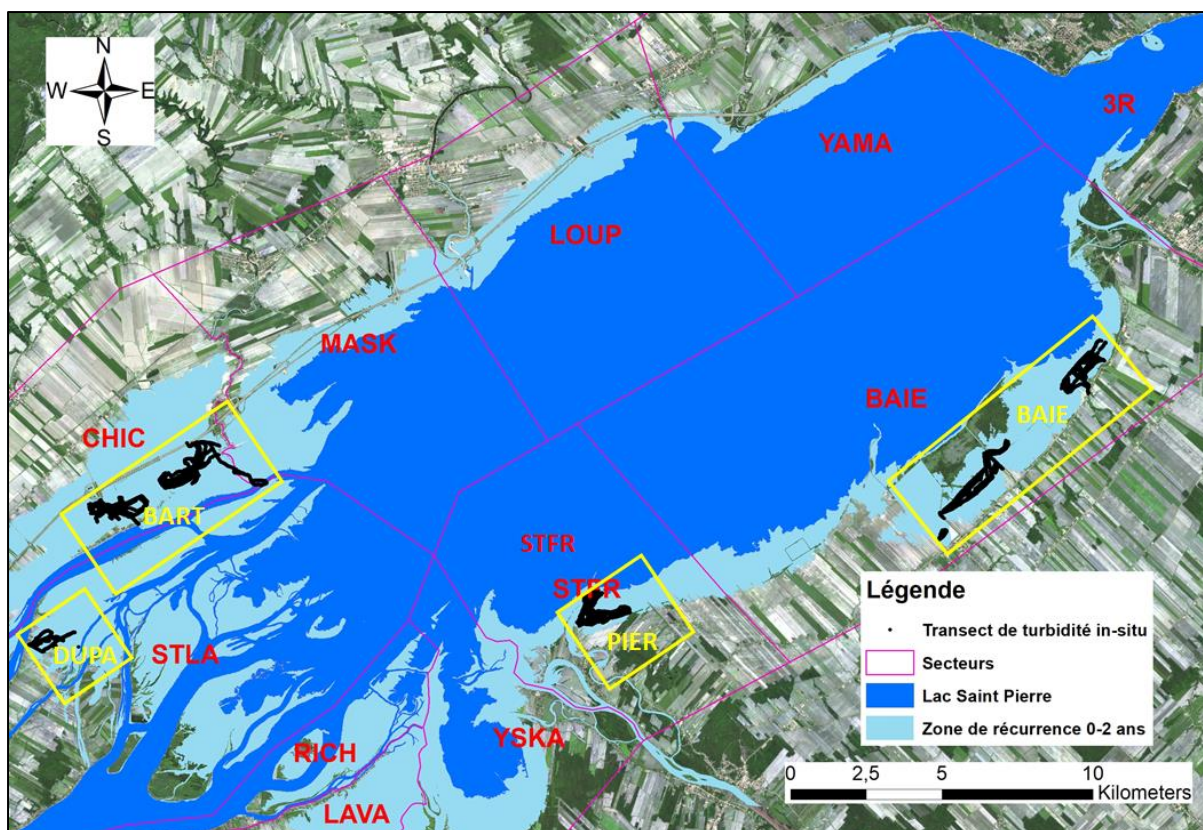


Figure J30. La plaine inondable dans le littoral du lac Saint-Pierre (LSP). La zone en bleu foncé représente le niveau de l'eau normal du LSP et la zone en bleu clair représente la zone inondable avec une récurrence 0-2 ans. Les points noirs sont les mesures de turbidité in situ dans les quatre zones du Pôle (encadrés jaunes : Saint-Barthélemy [BART], île Dupas [DUPA], Pierreville [PIER] et Baie-du-Febvre [BDF]).

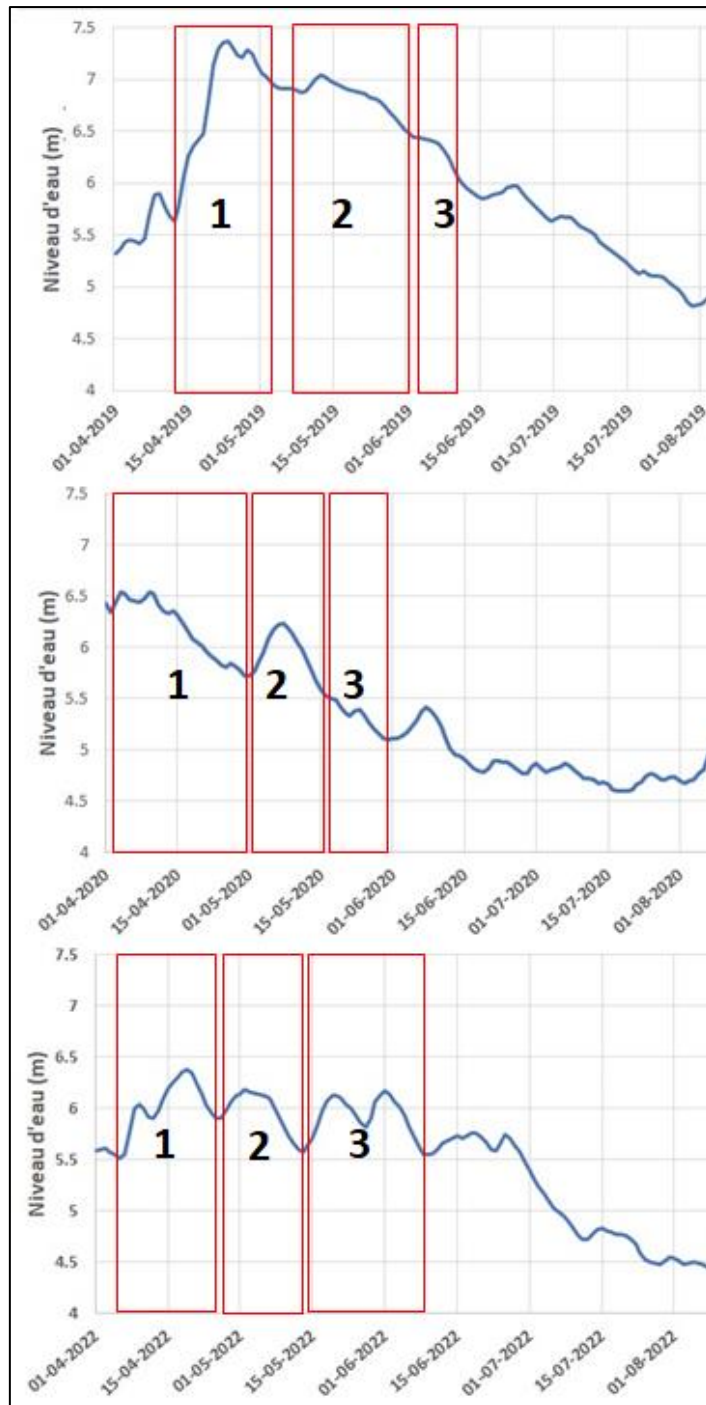


Figure J31. Historique des niveaux d'eau de 2019, 2020 et 2022 entre le 1^{er} mars et le 1^{er} novembre enregistrés à la station de Sorel. Les trois phases de la crue printanière (1, 2 et 3) sont délimitées par les cases rouges (voir la fiche de Campeau et collaborateurs).

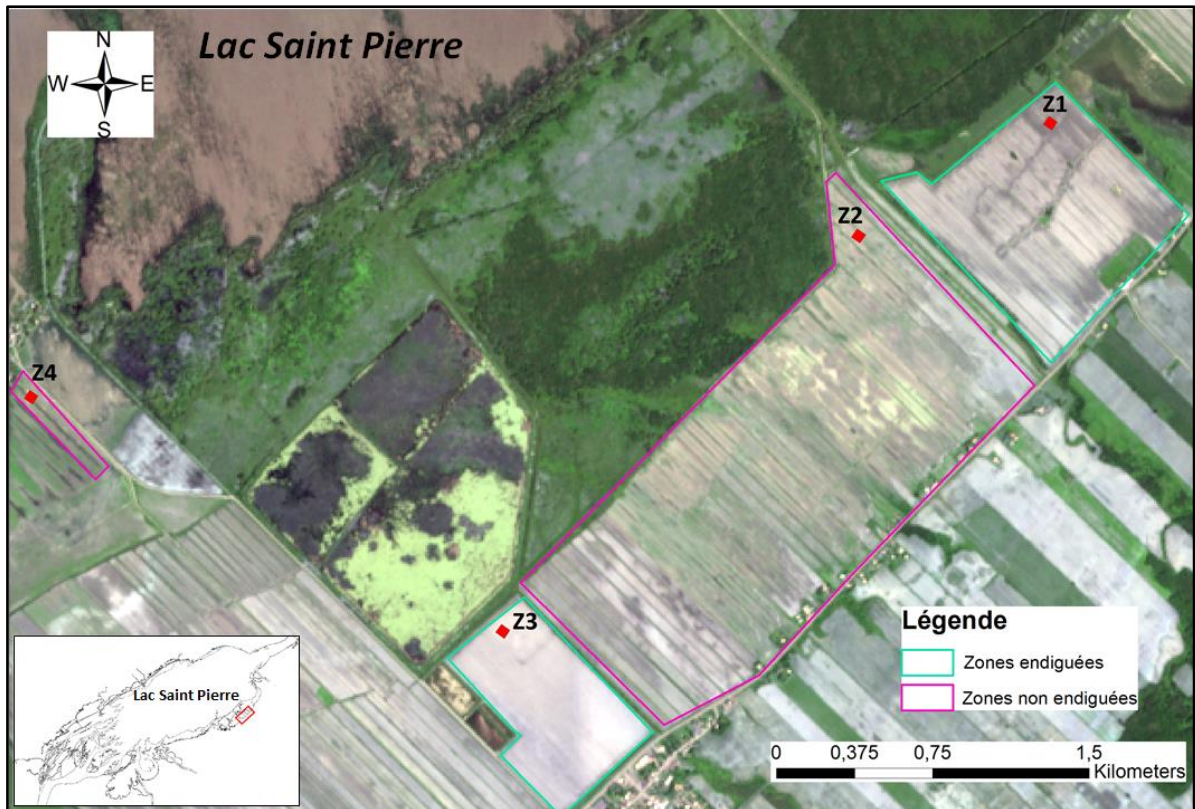


Figure J32. Localisation des parcelles endiguées et non endiguées dans le secteur de Baie-du-Febvre. Z1 et Z3 définissent la localisation des rectangles de 50 m × 50 m dans les zones endiguées et Z2 et Z4 définissent la localisation des rectangles de 50 m × 50 m dans les zones non endiguées.

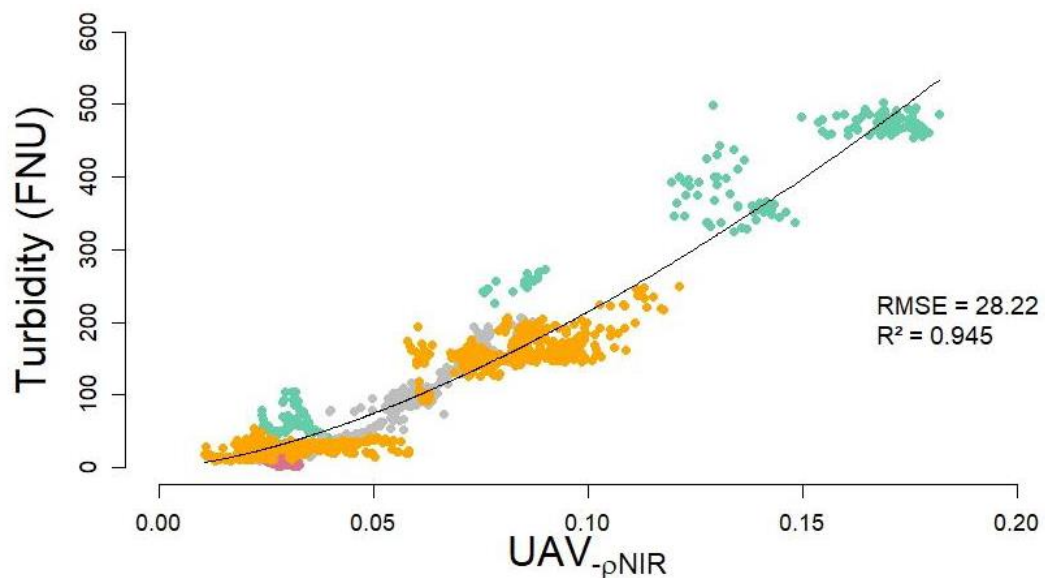


Figure J33. Régression de puissance entre la réflectance du drone dans le proche infrarouge ($UAV-\rho_{NIR}$) et les valeurs de turbidité (FNU) ($n = 1\,439$). Les points turquoise représentent le secteur BAIE, les points gris représentent le secteur DUPA, les points roses représentent le secteur PIER et les points orange représentent le secteur BART.

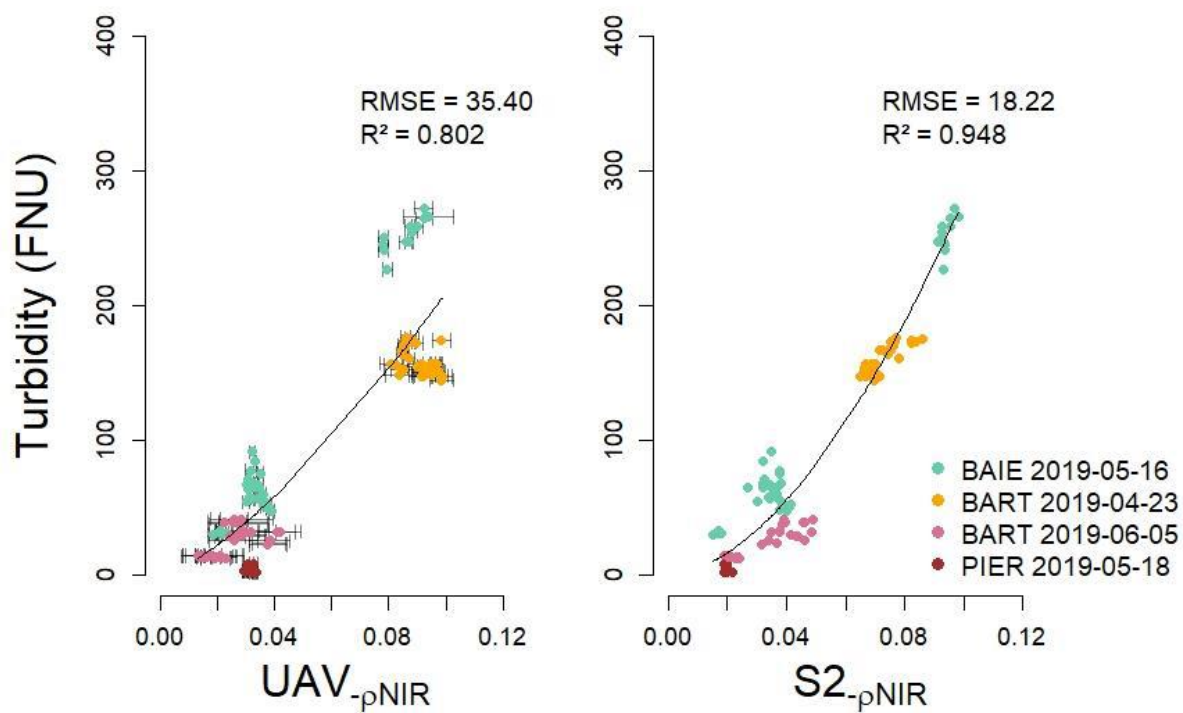


Figure J34. Comparaison des relations entre les données satellitaires (S-2- ρ_{NIR}) et le drone (UAV- ρ_{NIR}) pour prédire la turbidité (FNU)

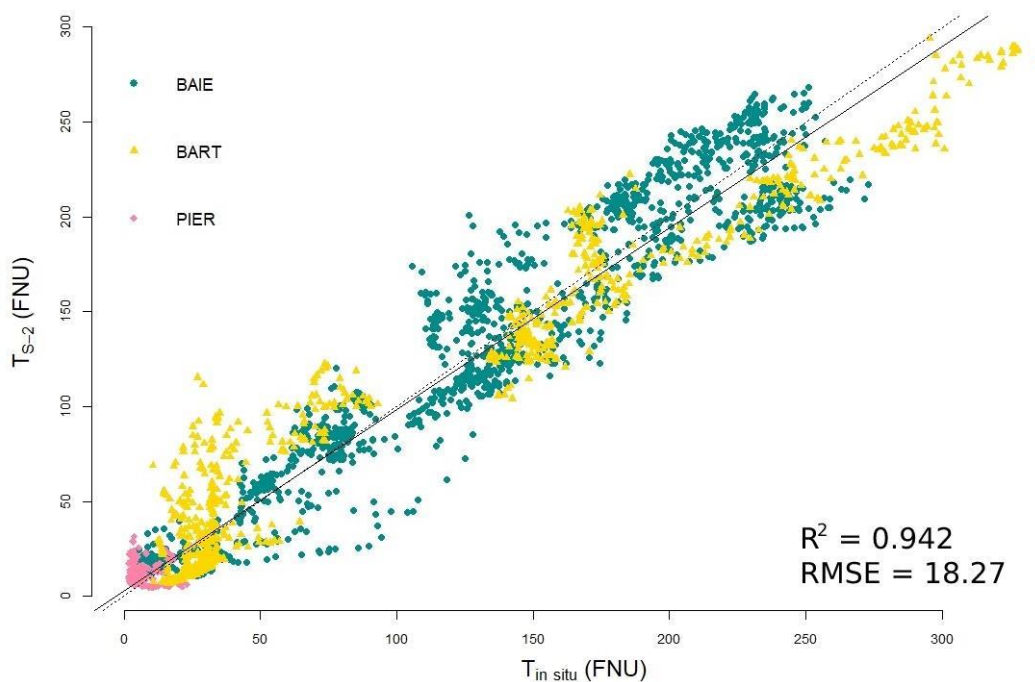


Figure J35. Turbidités estimées à partir des images Sentinel-2 (T_{S-2}) en fonction de la turbidité observée ($T_{in\ situ}$) en milieux non forestiers

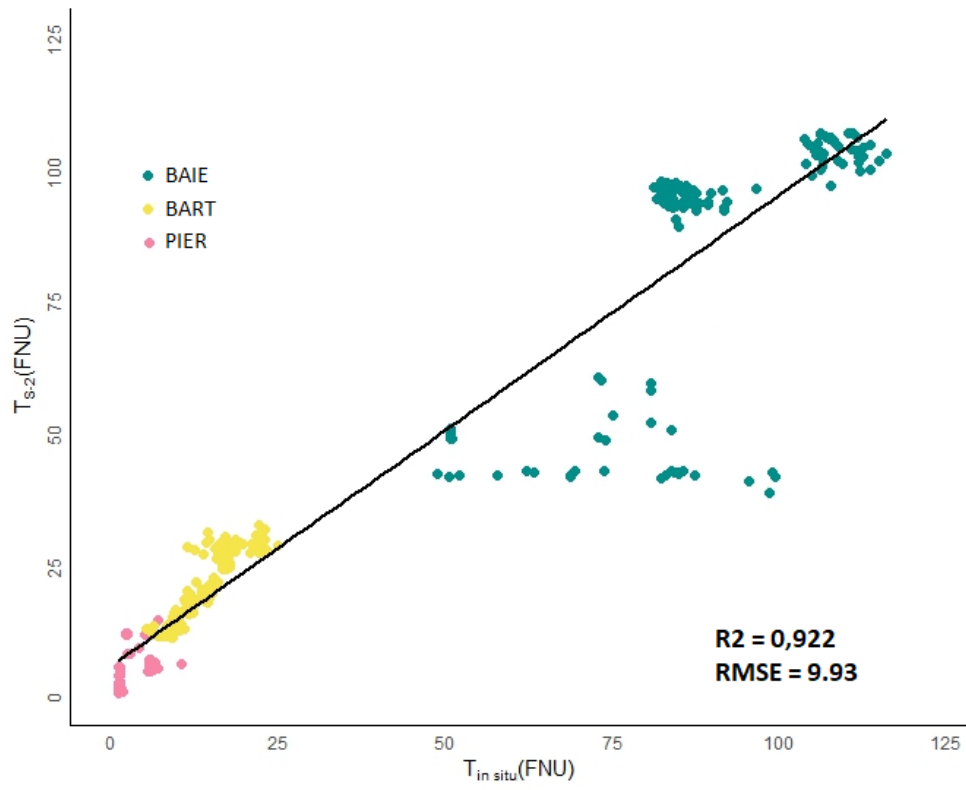


Figure J36. Turbidités estimées à partir des images Sentinel-2 (T_{S_2}) en fonction de la turbidité observée ($T_{\text{in situ}}$) en **milieux forestiers**

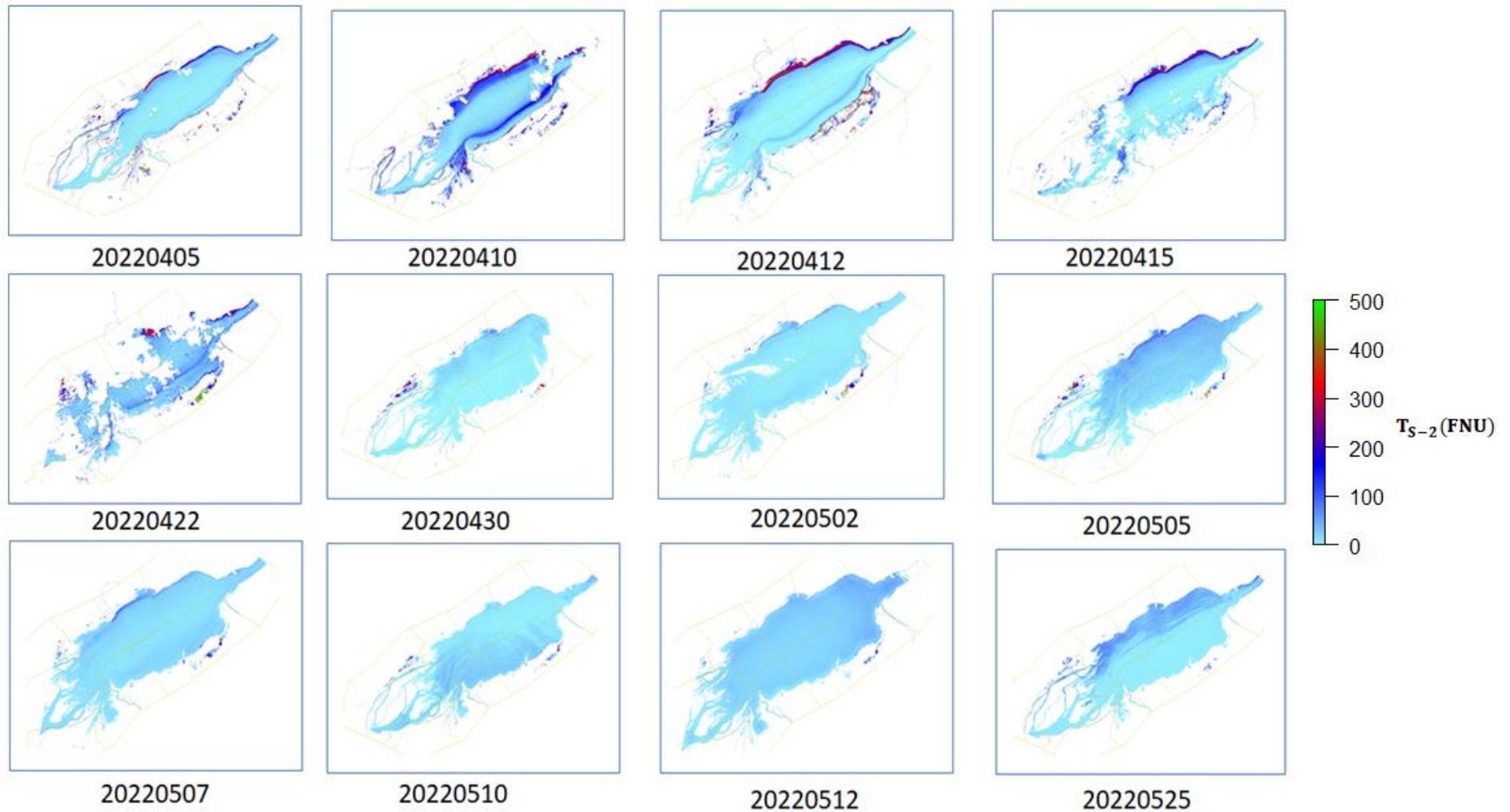


Figure J37. Cartes de turbidité T_{S-2} créées à partir d'images Sentinel-2 (2022). Les limites de la turbidité estimée ont été fixées entre 0 et 500 FNU. Les valeurs de turbidité les plus faibles sont en bleu clair et les valeurs élevées sont en vert clair. Les espaces blancs sont les endroits où le masque de nuage ou le masque de végétation ont été appliqués.

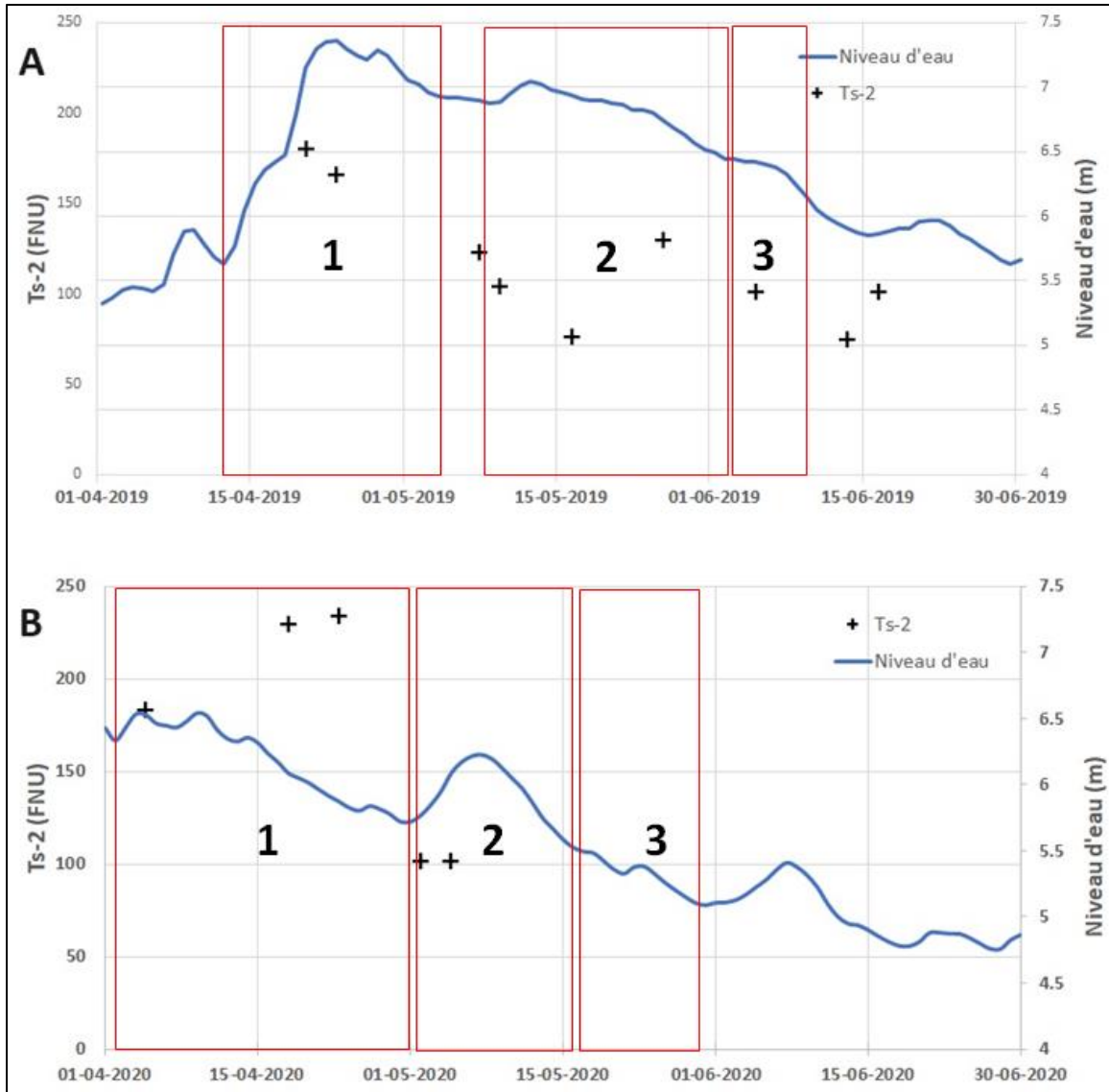


Figure J38. Turbidités moyennes estimées par Sentinel-2 (S-2) dans la zone littorale et niveau d'eau (en cm) par date pour la saison des crues 2019 (A) et 2020 (B) du LSP. Les trois phases de la crue printanière (1, 2 et 3) sont délimitées par les cases rouges.

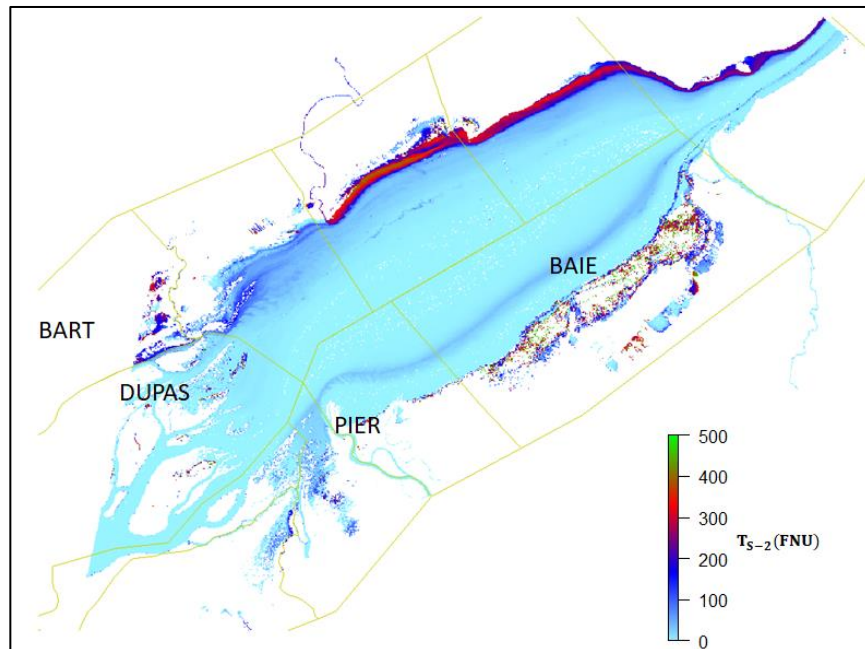


Figure J39. Exemple d'une carte de turbidité créée à partir de l'image Sentinel-2 prise le 10 avril 2022 lors de la première phase de la crue printanière. Le secteur de Saint-Barthélemy n'est pas visible sur la carte en raison du masque de nuage.

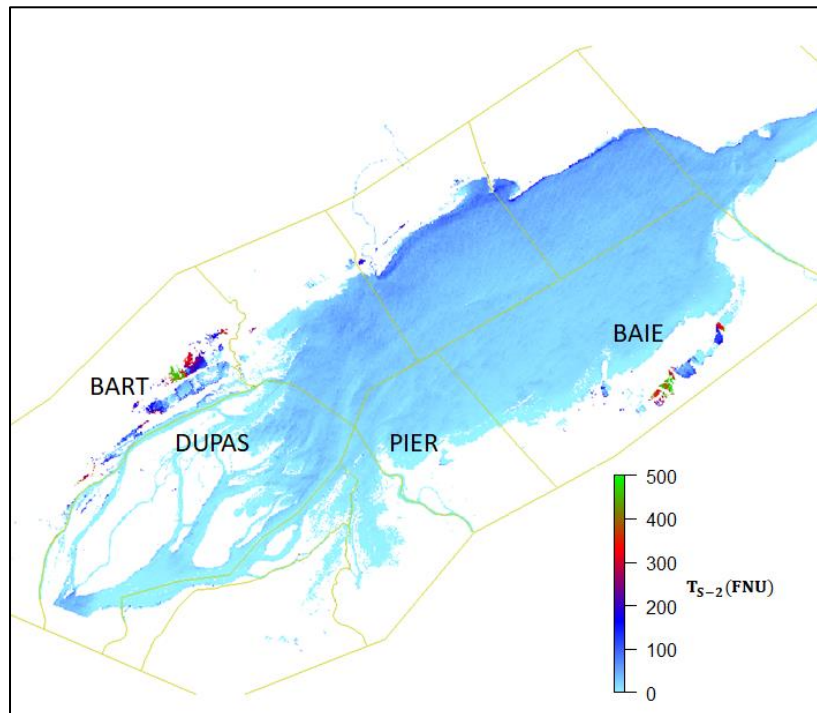


Figure J40. Exemple d'une carte de turbidité créée à partir de l'image Sentinel-2 prise le 5 mai 2022 lors de la deuxième phase de la crue printanière

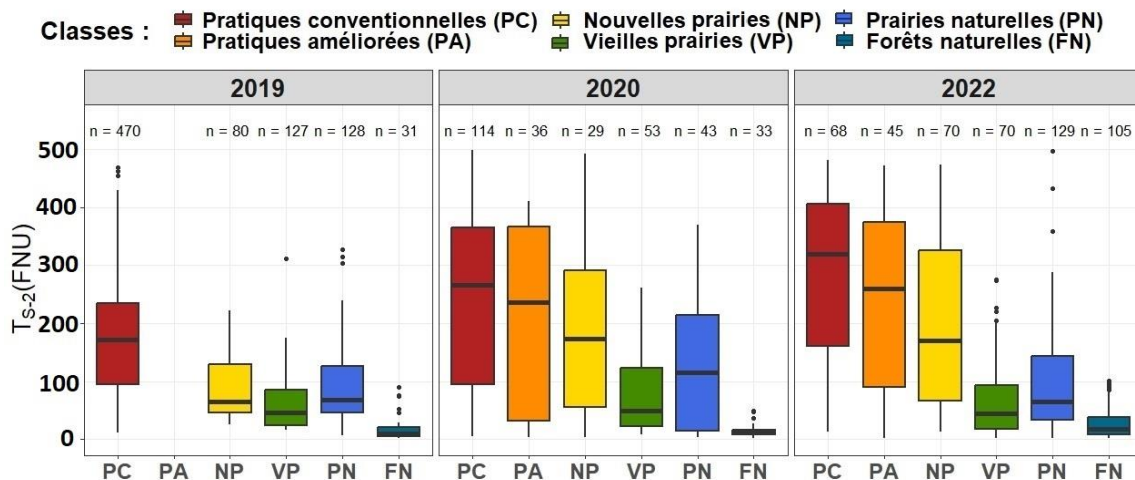


Figure J41. Distribution des turbidités (TS-2) par type d'utilisation du sol selon les années

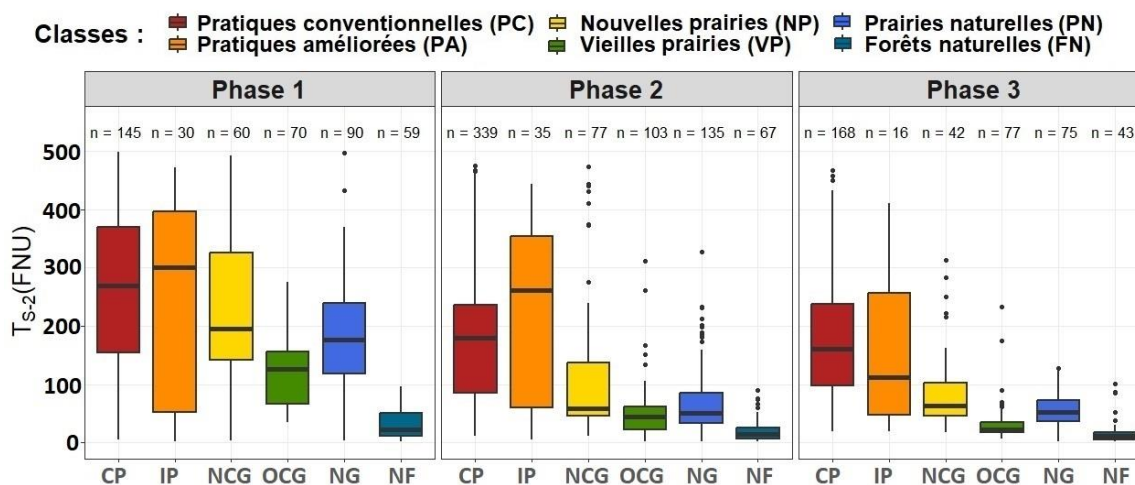


Figure J42. Distribution des turbidités (TS-2) par type d'utilisation du sol selon les phases (2019, 2020 et 2022)

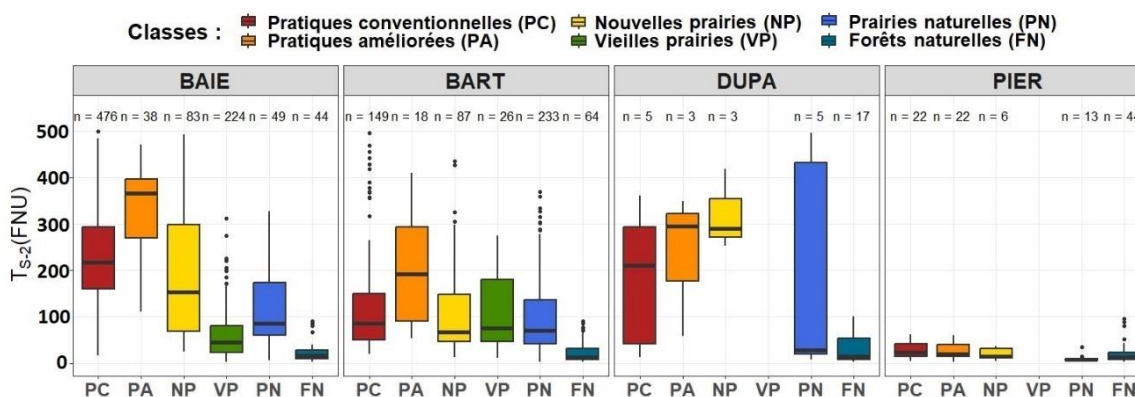


Figure J43. Distribution des turbidités (TS-2) par type d'utilisation du sol selon les secteurs : Baie-du-Febvre (BAIE), Saint-Barthélemy (BART), île Dupas (DUPA) et Pierreville (PIER) (2019, 2020 et 2022)

Classes :
■ Conventional practices (CP)
■ Improved practices (IP)
■ New cultivated grasslands (NCG)
■ Old cultivated grasslands (OCG)
■ Natural grassland (NG)
■ Natural forest (NF)

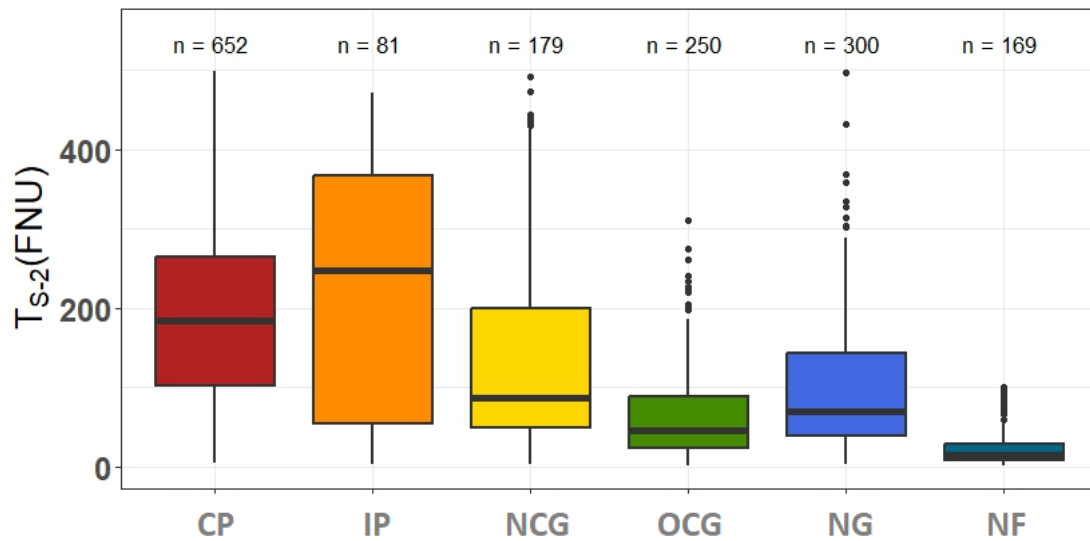


Figure J15. Distribution des turbidités (TS-2) par type d'utilisation du sol sur l'ensemble des parcelles du Pôle et lors des crues printanières des trois années d'étude (2019, 2020 et 2022)

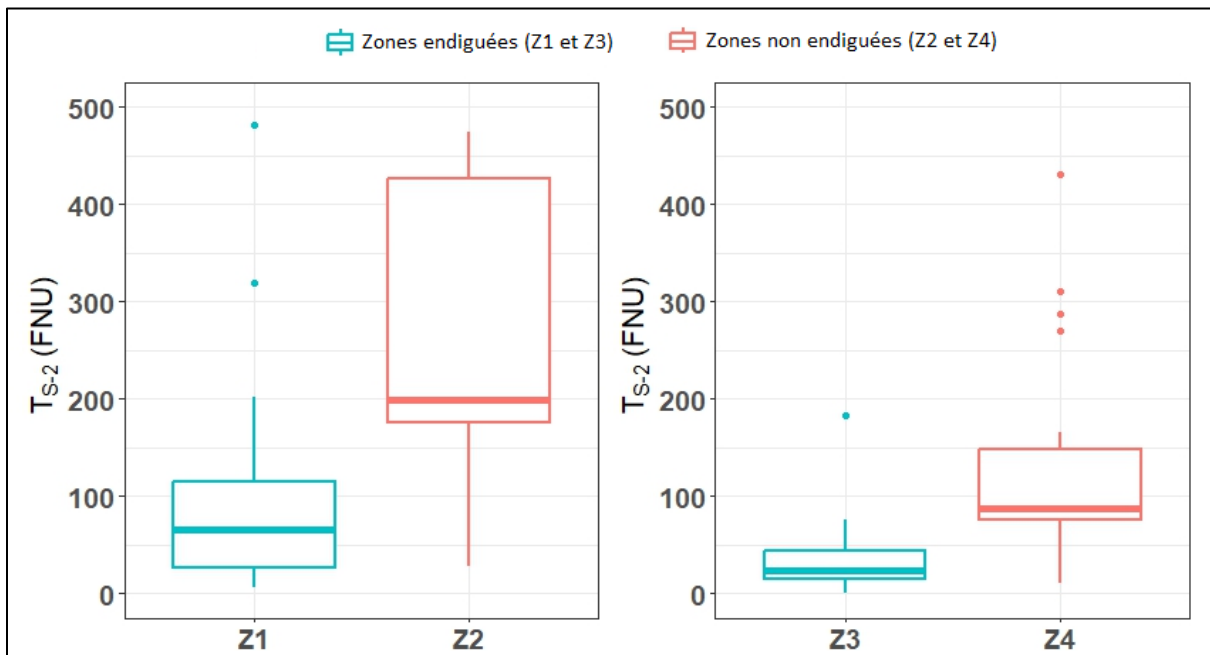


Figure J16. Distribution des turbidités (TS-2) à l'échelle des zones endiguées (Z1 et Z3) et non endiguées (Z2 et Z4) les plus proches lors des crues printanières des trois années d'étude (2019, 2020 et 2022)

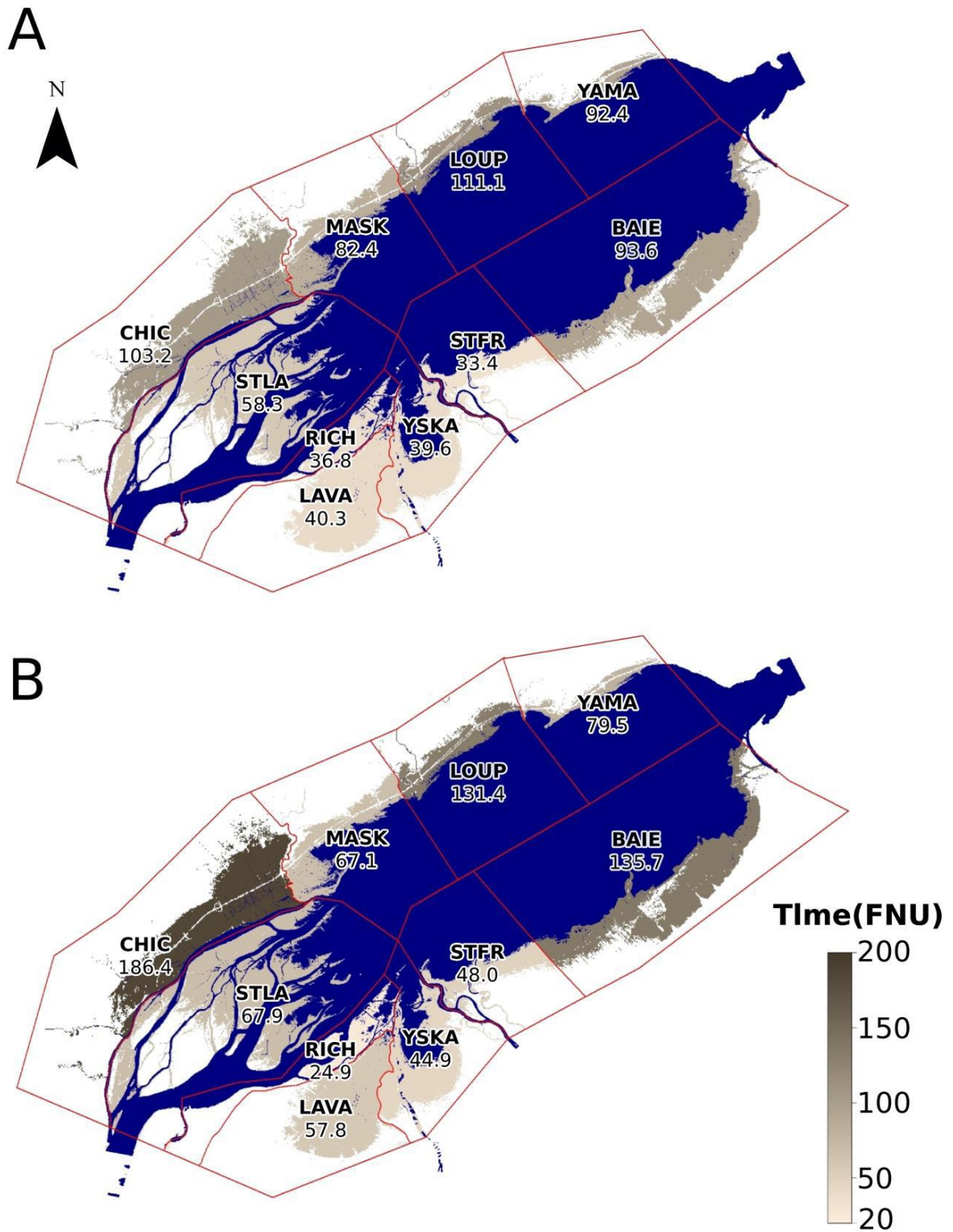


Figure J17. Impact de l'effet aléatoire « Secteur » sur la turbidité (en FNU) dans le modèle à effet mixte pour les années 2019 (A) et 2020 (B)

K - EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA PRODUCTION PRIMAIRE À LA BASE DU RÉSEAU TROPHIQUE AQUATIQUE DANS LE LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

FRANÇOIS GUILLEMETTE (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Production aquatique

Principaux collaborateurs

Jim Félix-Faure (PDF UQTR), Gilbert Cabana (Prof UQTR), Mathieu Michaud (MSc UQTR), Jessika Malko (MSc UQTR), Samuel Gagnon (MSc UQTR), Roxanne Giguère-Tremblay (PhD UQTR), Roxane St-Pierre (BSc UQTR), Steven Tessier (BSc UQTR), Vincent Maire (Prof UQTR).

Résumé des travaux de recherche

- Ce projet documente les effets des différentes pratiques culturales sur la productivité primaire à la base des réseaux trophiques, la qualité de l'eau et la matière organique.
- En début de crue, une relative homogénéisation des paramètres de qualité de l'eau et de métabolisme est observée ; ce n'est qu'en fin de crue que des tendances locales se dessinent.
- De fortes concentrations en azote et en phosphore ont été trouvées dans les sites d'agricultures conventionnelles et de prairies temporaires, mais également dans les forêts.
- La composition chimique de la matière organique indique une différence marquée entre les traitements en fonction du gradient d'intensité d'utilisation des terres, mais également avec les tributaires du lac Saint-Pierre. Cette différence suggère une influence locale des sols.
- La biomasse phytoplanctonique était généralement faible dans la plaine au printemps, mais était tout de même plus élevée dans les prairies permanentes que dans les sites agricoles ou forestiers. La production bactérienne a suivi un patron inverse avec de très hauts taux de production dans les grandes parcelles de culture conventionnelle et dans les forêts. Ces résultats suggèrent qu'une partie de la productivité aquatique provient de la boucle microbienne tôt au printemps.
- Les résultats expérimentaux suggèrent que la mobilisation de carbone organique depuis les sols vers la colonne d'eau lors de l'inondation est limitée en milieux agricoles et forte en milieux naturels. Les épisodes anoxiques semblent être un régulateur majeur de cette mobilisation et pourraient jouer un rôle important dans les transferts latéraux de carbone depuis la plaine vers le fleuve en fin d'inondation.

Mise en contexte

En drainant de grands bassins versants, les plaines inondables intègrent les conditions environnementales, topographiques et hydrogéomorphiques du paysage riverain. Ce sont

des systèmes à quatre dimensions, avec une connectivité longitudinale le long de la rivière, une connectivité latérale à la plaine inondable, des connexions verticales avec le substrat et la nappe phréatique, et ayant une trajectoire temporelle particulièrement variable au printemps en milieu tempéré (Ward, 1989). Les épisodes récurrents d'inondation et de sécheresse font de ces écosystèmes riverains des systèmes fortement influencés par les processus d'érosion, de resuspension et de déposition de matières organiques et d'éléments nutritifs. En résulte ainsi la création d'une mosaïque d'habitats à différents stades de succession différant en matière de connectivité, complexité et fragmentation (Thorp et al., 2006). L'effet combiné de l'hydrologie changeante et de l'hétérogénéité spatiale des habitats en font un des écosystèmes les plus productifs et riches en espèces (Tockner et Ward, 1999).

Du fait de leur proximité au cours d'eau et de leur grande fertilité naturelle, les plaines inondables subissent cependant d'importantes pressions anthropiques incluant la transformation du paysage, le lotissement et la dégradation des milieux naturels (Peipoch et al., 2015). En particulier, l'accroissement de l'intensité agricole au cours des dernières années par le développement de nouvelles terres et de nouvelles pratiques ou encore du drainage des terres a réduit la taille et la complexité spatiale et temporelle des plaines inondables. Ces changements d'utilisation du territoire modifient les flux d'organismes et l'apport en matière organique et nutritive vers le réseau trophique aquatique. Cependant, les conséquences de ces changements sur les flux de nutriments et sur la productivité aquatique demeurent peu connues en plaine inondable et plus régionalement, dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP).

Le microbiome environnemental est l'assemblage de tous les microbes, tels que les bactéries, les champignons et les algues dans un habitat particulier et son fonctionnement est essentiel à la santé des écosystèmes aquatiques et au soutien des réseaux trophiques. D'une part, la production phytoplanctonique convertit l'énergie lumineuse en biomasse qui pourra ensuite servir à nourrir le zooplancton présent dans le littoral du LSP au printemps. D'autre part, les microbes décomposeurs tels que les bactéries profitent de la présence de la matière organique dissoute abondante dans la plaine pour croître et ainsi transférer carbone et énergie aux niveaux trophiques supérieurs. Une dernière voie de production de biomasse microbienne s'ajoute en conditions anoxiques lorsque le méthane (CH₄) produit par les communautés microbiennes dites méthanogènes va être capté et converti sous forme de biomasse par les communautés méthanotrophes. Ces différentes voies de production de biomasse à la base des réseaux trophiques influencent également la production et les flux de gaz à effet de serre en condition d'inondation par la fixation ou la production de dioxyde de carbone (CO₂) par la photosynthèse ou la respiration, respectivement, ou encore par la production et l'évasion vers l'atmosphère du CH₄. Ces différentes voies de transfert d'énergie sont modulées par la quantité de nutriments présents (plus grande productivité bactérienne et algale), la composition de la matière organique qui peut être plus ou moins disponible au métabolisme bactérien, et donc au réseau trophique, et au manque d'oxygène qui peut rendre les conditions propices à la production de CH₄.

Par son importance dans les processus écologiques et biogéochimiques, et par sa réponse rapide aux stress environnementaux, le microbiome environnemental est maintenant de

plus en plus considéré comme un bio-indicateur écologique de choix (Parmar et al., 2016), mais n'a jamais été appliqué dans le contexte d'une plaine d'inondation tempérée.

Objectifs

Ce projet vise donc à i) caractériser le relargage de la matière organique et d'éléments nutritifs des sols ennoyés vers l'eau à l'aide de mesures chimiques ; ii) étudier l'impact des pratiques agricoles et des projets de restauration sur la productivité aquatique microbienne dans la zone littorale du LSP ; iii) relier l'effet des différentes pratiques à l'activité des microorganismes pouvant altérer certaines fonctions écologiques clés à la base des réseaux trophiques (ex. recyclage de nutriments, respiration, production, etc.).

Les objectifs de recherche de ce projet sont associés aux essais en grandes parcelles implantés par l'équipe de A. Vannasse et de B. Bourgeois de l'axe Agriculture le long d'un gradient d'intensité d'utilisation des terres, allant de la culture intensive de maïs et de soya jusqu'à des milieux naturels. Cependant, lors des années de faible crue de 2020 et 2021, l'échantillonnage s'est tourné vers les forêts et les fossés agricoles situés en bordure du LSP en aval des grandes parcelles et dans le lac lui-même ; les résultats issus de cet échantillonnage s'intéressent aux dynamiques de nutriments et de productivité en fin d'inondation. Finalement, une expérimentation en conditions contrôlées s'est intéressée à la phénologie des transferts de carbone organique depuis les sols ennoyés vers la colonne d'eau et à l'impact de ces transferts sur le métabolisme bactérien.

Méthodologie

Sites d'échantillonnage

L'échantillonnage d'eau de surface dans le cadre de ce projet a été effectué en deux temps sur une période de quatre ans de 2019 à 2022 en fonction de l'ampleur et de la durée de la crue : échantillonnage en grandes parcelles lorsque les sols étaient inondés lors de crues importantes en 2019 et en 2022 et échantillonnage alternatif en aval des grandes parcelles dans des fossés agricoles et forêts encore inondés, ainsi que dans le lac lui-même, lors des années de faible crue en 2020 et en 2021. En 2019, 24 des sites expérimentaux répartis sur les 4 blocs ou régions du littoral définis par le Pôle (Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy et La-Visitation-de-l'Île Dupas, nommés respectivement PIER, BAIE, BART et DUPA ; Figure 1) ont été échantillonnés de la fin mai au début juin (une visite par bloc durant la phase finale de l'inondation). En 2022, ce sont plutôt 35 sites qui ont été échantillonnés à deux reprises durant la seconde phase et la phase finale de l'inondation, et ce dans les mêmes blocs. Ces sites sont répartis le long d'un gradient d'intensité d'utilisation du sol comprenant : 1) Pratique Conventionnelle (alternance de culture intensive de maïs-soya), 2) Pratique Améliorée (alternance de culture de maïs-soya agroenvironnementale avec couverture intercalaire et bande d'alpiste le long des fossés agricoles), 3) Nouvelle Prairie (prairie fauchée implantée depuis moins de cinq ans), 4) Vieille Prairie (prairie fauchée et pâturée implantée depuis plus de cinq ans), e) Prairie Naturelle (prairie humide ou marais) et 5) Forêt Naturelle (Forêt/marécage, trois étaient à dominance d'*Acer saccharinum* et une à dominance de *Fraxinus nigra*) (Figure 1 ; Annexe B, Tableau B.1).

Lors des années de faibles crues, en 2020 et 2021, les échantillonnages ont eu lieu sur des sites alternatifs en aval des grandes parcelles, dans des fossés agricoles, en forêts encore inondées ainsi que dans le lac lui-même. Ces sites étaient localisés dans huit secteurs du littoral du LSP (Figure 3 ; Annexe B, Tableau B.2) qui ont été sélectionnés selon un gradient de turbidité établi à l'aide d'analyses d'image satellitaires couvrant mai-juin 2019 et mai-juin 2020 (avec la collaboration de l'équipe d'A. Roy, UQTR). La turbidité est utilisée ici comme indicateur d'apports d'origine agricole au printemps (voir les fiches de A. Roy et S. Campeau). La turbidité a été d'abord estimée par une analyse d'une section de 50 X 50 m de 5 images disponibles pour chaque période et a été mesurée et validée lors des campagnes d'échantillonnage de 2020-2021 ; ces dernières valeurs sont rapportées à l'annexe B (Tableau B.2) et montrent bien le gradient de turbidité entre les fossés, la forêt et le lac. De plus, les secteurs Langue-de-Terre, la baie de Yamachiche et Longue Pointe ont été sélectionnés pour leurs importants apports agricoles alors que Girodeau, Anse-du-Fort et la baie de Maskinongé ont été sélectionnés pour leurs faibles apports agricoles. Finalement, un secteur correspondant à un affluent agricole et un secteur situé dans un milieu humide étaient localisés à BAIE (Figure 3).

Phases de l'inondation

La période d'échantillonnage est un élément important dans l'approche expérimentale étant donné la complexité hydrologique et le dynamisme temporel de la zone littorale du LSP. En effet, comme démontré par l'étude de S. Campeau et coll., la crue printanière peut être caractérisée selon trois phases distinctes d'inondation par leurs conditions hydrologiques, climatiques et physico-chimiques. Le début de la période d'inondation (avril-mai) est constitué d'une forte contribution des ruisseaux agricoles situés dans le bassin versant ainsi que des masses d'eaux contributives de la plaine (grands tributaires). À cette étape, la fonte des neiges occasionne l'arrivée d'une eau froide et turbide (200-1000 FNU) dans la zone littorale. La deuxième phase est associée à la hausse du niveau du fleuve qui entre lentement dans le littoral et qui maintient l'eau turbide dans la plaine. La troisième phase de la période d'inondation (mai-juin) correspond à la décrue du fleuve et à la vidange de la plaine. Cette dernière phase est associée à une augmentation de la température de l'eau et à une diminution de la turbidité. Comme mentionné plus haut, cette dernière phase a fait l'objet d'un échantillonnage en grandes parcelles en 2019. En 2022, notre protocole a été ajusté afin de réaliser deux campagnes d'échantillonnage lors de la seconde phase et de la phase finale (phase 3) de la crue printanière afin de cibler les changements de la qualité de l'eau, de la matière organique et du métabolisme microbien entre deux périodes distinctes de l'inondation. Il est à noter que les données issues de la phase 3 de 2019 et 2022 ont été combinées dans les analyses statistiques.

Analyse de la qualité de l'eau

À chaque site, et ce peu importe l'année, un échantillon d'eau de surface d'environ 20 L a été récolté à une hauteur de colonne d'eau de 1 m et moins, afin de conduire les analyses et expériences en laboratoire. Les mesures des propriétés physico-chimiques de l'eau (pH, conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$), température ($^{\circ}\text{C}$) et concentrations en oxygène (O_2) (% L et mg/L)) ont été effectuées pour chacun des sites à l'aide d'une sonde multiple (YSI). La liste des variables mesurées et rapportées dans ce rapport se trouve au Tableau K1.

Les échantillons d'eau prélevés ont été traités au laboratoire le jour même. De quatre à six litres d'eau ont été filtrés à l'aide d'une pompe péristaltique munie d'un filtre en fibre de verre de type GF/F ayant un diamètre de 47 mm et une porosité de 0,7 µm, afin d'enlever les organismes microbiens et de conduire une série d'analyses sur la fraction dissoute de la matière organique et des éléments nutritifs. Tous les échantillons de nutriments ont été préservés par l'ajout d'acide sulfurique (1 µL H₂SO₄ pour 1 mL d'échantillon) et conservés à 4 °C dans des bouteilles de polytéréphtalate d'éthylène préalablement lavées avec de l'acide chlorhydrique 10 %. La concentration en éléments nutritifs a été déterminée par colorimétrie au laboratoire d'analyse en écologie aquatique et sédimentologie (LAEAS) de l'UQTR (N+P) ou au laboratoire d'analyse associé au Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL) à l'Université de Montréal (NHx). Brièvement, les analyses de nutriments ont été réalisées à partir d'un analyseur par flux d'injection (Lachat QuickChem 8500). Les teneurs en phosphore total (PT) et en azote total (NT) ont été mesurées avec les échantillons d'eau brute alors que les teneurs en phosphore total dissous (PTD) en azote total dissous (NTD) ont été déterminées à partir des échantillons d'eau filtrée à 0,7 µm suite à une digestion au persulfate de potassium. Les concentrations en carbone organique dissous (COD) ont été mesurées à l'aide d'un analyseur à carbone organique total de modèle Sivers M9. L'appareil utilise une méthode par radiation UV et par ajout d'ammonium persulfate (agent oxydant). Les échantillons ont été préservés dans des vials en verre et acidifiés avant analyse.

La biomasse phytoplanctonique, servant d'indicateur de production primaire dans ce projet, a été estimée par une méthode de filtration effectuée en laboratoire permettant d'accumuler les pigments de chlorophylle α sur un filtre de type GF/F (47 mm). La concentration de chlorophylle α (µg/L) récupérée des filtres par une extraction à l'acétone (90 %) a été mesurée en fluorescence à l'aide d'un fluoromètre Turner Designs 10-AU (Turner Designs, SD; Arar et Collins, 1997).

Expérience d'enneigement en laboratoire

Une expérience d'enneigement en laboratoire a été réalisée à l'hiver 2024 pour mieux caractériser l'effet du gradient d'utilisation des terres sur les transferts de carbone organique depuis le sol vers la colonne d'eau et sur le métabolisme bactérien. Pour ce faire, quatre sites du bloc Baie-du-Febvre ont été choisis le long du gradient d'utilisation des terres : BAIE-01 (pratique agricole conventionnelle), BAIE-07 (prairie nouvelle), BAIE-09 (prairie vieille) et BAIE-NA-01 (forêt naturelle). À chaque site, un bloc de sol de 30x30x20 cm a été récolté et conservé au congélateur (-18 °C). L'échantillonnage fut réalisé le plus tard possible à l'automne (1^{er} décembre 2023), soit après les premières gelées, pour simuler l'inondation sur un sol ayant subi l'effet du gel hivernal comme c'est le cas dans la plaine au printemps. L'eau de la rivière Saint-François, le tributaire qui influence principalement ce bloc, a été échantillonnée depuis la descente de bateau municipal de Pierreville à l'aide d'une chaudière préalablement rincée à l'acide (10 % HCl) et à l'eau MilliQ, et conservée à 4 °C jusqu'au début de l'expérience en janvier 2024. Un compost à fort contenu en matière organique a également été échantillonné et a servi de contrôle positif durant l'expérience. Les matières incluses dans la production de ce compost sont : les fientes de poule (50 %), copeaux de bois d'essences feuillues (30 %), déchets de préparation de table (15 %), cendres (5 %) et feuilles d'automne d'érable rouge et de chêne rouge (trace).

Produit de façon artisanale à petite échelle, ce compost était exposé aux intempéries et a été remué mensuellement sur une période de huit mois. L'échantillonnage de cette matière organique sous forme de compost s'est fait de la même façon que les autres échantillons.

L'expérience consistait à inonder quatre carottes de sol de 15 cm de haut par 7,62 cm de diamètre dans des tubes en polycarbonate de 120 cm de long pour un même traitement ; des tubes contenant seulement l'eau de la Saint-François ont servi de contrôle négatif. Les carottes ont été submergées avec une colonne d'eau de 100 cm de hauteur représentant une colonne typique retrouvée dans la plaine lors des échantillonnages aquatiques en 2019 et 2022. Puisque le but de l'expérience était d'étudier les transferts sol-eau uniquement, chaque tube a été recouvert de papier d'aluminium pour bloquer la lumière et ainsi empêcher l'activité d'organismes autotrophes. Le dispositif a été maintenu à une température ambiante de $17\text{ °C} \pm 1.5\text{ °C}$. L'expérience s'est échelonnée sur une période de 29 jours à raison de deux échantillonnages par semaine pour la caractérisation de la matière organique (9 pas de temps au total) et une fois par semaine pour les mesures de métabolisme microbien (5 pas de temps au total). Le premier échantillonnage a eu lieu 24 h après l'enneigement afin de laisser les particules se déposer et le temps à la colonne d'eau de se stabiliser. La colonne d'eau de chaque tube fut remuée manuellement avant chaque prélèvement à l'aide d'une spatule en acier inoxydable pour assurer l'homogénéité de la colonne d'eau et donc de l'échantillon. Pour mesurer la concentration en carbone organique dissous (COD) et caractériser la matière organique dissoute, 80 mL d'eau ont été récoltés et filtrés comme indiqué précédemment. Pour le métabolisme bactérien, un total de 30 mL a été récolté à chaque pas de temps et filtré sur GF/D avant les analyses de respiration et de production bactérienne telles que décrites ci-après. En tout, 20 % de la colonne d'eau a été prélevé au bout des cinq semaines qu'aura duré l'expérience ; l'eau prélevée n'a pas été remplacée simulant ainsi l'effet naturel de l'exondation.

Caractérisation de la matière organique

La matière organique présente dans l'eau de la zone littorale du LSP a été caractérisée à l'aide d'outils isotopiques et optiques ; ces outils renseignent essentiellement sur sa composition chimique et son origine potentielle. La matière organique particulaire (MOP) a été caractérisée par une approche isotopique ($\delta^{13}\text{C}$ POC) et une estimation de son contenu en C (%C POC). La préparation des échantillons consistait à filtrer (filtre GF/F, 47 mm) deux fois un litre par site échantillonné afin de récolter la MOP. Cette MOP était alors séchée à 105 °C pendant 4 h éliminant l'eau avant l'acidification à l'acide chlorhydrique (HCl 10 %) sous cloche de verre afin d'éliminer les carbonates (Wilkinson et al., 2013). La signature isotopique et le contenu en carbone ont été obtenus à l'aide d'un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse à rapport isotopique (EA-IRMS, Agilent, Santa Clara, CA, USA). Ce même appareil a également servi à déterminer la signature isotopique ($\delta^{13}\text{C}$) du carbone inorganique dissous (CID) dans l'eau de la zone littorale et récoltée dans des vials en verre de 7 mL directement sur le terrain. La signature isotopique du CID reflète l'influence relative des carbonates présents dans les masses d'eau qui envahissent la zone littorale (valeurs moins négatives) et les processus microbiens qui génèrent du CO_2 et du CH_4 (signatures négatives).

Les propriétés chimiques optiques de la matière organique dissoute (MOD) présente dans les échantillons d'eau ont été caractérisées à l'aide d'analyses en fluorescence et en absorbance. Un spectrophotomètre de modèle UV-VIS *Cary Eclipse* a été utilisé afin de générer des spectres d'absorbance sur un intervalle se situant de 200 à 800 nm. Les propriétés optiques associées au spectre d'absorbance ont permis de mesurer l'indice SUVA₂₅₄ et l'indice Sr. L'indice SUVA₂₅₄ ($L\ mg^{-1}\ m^{-1}$) est obtenu en divisant la valeur d'absorbance à 254 nm par la concentration en COD (mg/L) (Weishaar et al., 2003) et donne un indice de l'aromaticité des molécules organiques. L'indice Sr a été calculé à partir du ratio entre la pente de l'intervalle 275 et 295 nm et de celle entre 350 et 400 nm (Helms et al., 2008). Cet indice sert de proxy de la taille ou du poids des molécules organiques.

La fluorescence a été mesurée avec un spectrophotomètre à fluorescence de modèle *Cary Eclipse*. Des matrices d'excitation et d'émission (MEE) ont été générées sur un intervalle d'excitation de 230 à 450 nm (accroissement de 5 nm) et sur un spectre d'émission allant de 300 à 600 nm (accroissement de 2 nm). Comme dans le cas de l'absorbance, différentes régions du spectre de fluorescence permettent de calculer des indices qui caractérisent la MOD. L'indice de fluorescence (FI) a été calculé à partir du ratio entre l'intensité d'émission à 450 nm et l'intensité d'émission à 500 nm, toutes les deux produites à une longueur d'onde d'excitation de 370 nm (McKnight et al., 2001). L'*humification index* (HIX) a été obtenu en divisant la région du spectre d'émission 435-480 nm à celui de 300-445 nm excités à 254 nm (Zsolnay et al., 1999). L'indice *freshness index* (FRESH) a été mesuré par le ratio entre l'intensité d'émission à 380 nm et l'intensité maximale retrouvée entre 420 et 435 nm toutes deux produites à une excitation de 310 nm (Parlanti et al., 2000). Finalement, une analyse en facteurs parallèles (PARAFAC) à l'aide du package drEEM 0.6.3 (Murphy et al., 2013) dans MATLAB (R2021a) a été réalisée. L'analyse tridimensionnelle de l'approche PARAFAC a permis d'identifier les spectres d'émission et d'excitation (composantes ou fluorophores) qui semblent présents dans l'ensemble des échantillons (Stedmon et Bro, 2008). L'intensité de fluorescence de chacune de ces composantes correspond à la concentration du groupe de molécules présent dans un échantillon donné et est exprimée en unité de Raman (R.U. ; nm^{-1}). Une description de la composition chimique de chaque composante est donnée au Tableau K1.

Métabolisme bactérien

L'activité métabolique bactérienne a été étudiée par deux approches : la respiration bactérienne et la productivité bactérienne. Le taux de respiration (BR) cellulaire rend compte des processus de production d'énergie, de consommation d'O₂ et de production de CO₂. Les taux de respiration bactérienne ont été mesurés en tant que taux de consommation en O₂ à l'aide de capteurs optiques (Presens) et d'un coefficient respiratoire de 1. Quant à lui, le taux de production de biomasse bactérienne (BP) renseigne sur la capacité du compartiment microbien à soutenir les flux d'énergie et de carbone vers les réseaux aquatiques. La production bactérienne a été estimée à l'aide de la technique d'incorporation de leucine tritiée. Brièvement, cette technique consiste à incuber la communauté bactérienne récoltée à chaque site avec un substrat marqué radioactivement pendant une heure et de mesurer l'activité radioactive présente dans la biomasse bactérienne après lavage des cellules à l'aide d'un compteur à scintillation ; une relation directement

proportionnelle existe entre la quantité de substrat (ou carbone) incorporé et l'activité radioactive mesurée. Les taux de respiration et de production de biomasse sont tous deux rapportés en $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$. Finalement, l'efficacité de croissance bactérienne (BGE (%)), soit la quantité de carbone alloué à la croissance vs la quantité totale de carbone consommé (respiration + production de biomasse), a été calculée selon la formule suivante : $\text{BP}/(\text{BP}+\text{BR})\cdot 100$.

Analyse des données

Afin de mettre en évidence l'effet de l'usage des terres pour les années 2019 et 2022, les différences en matière de concentration en nutriments, de composition de la matière organique ou encore de métabolisme ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) nécessitant le package « *tidyverse* » (1.3.1.9000 ; Wickham et al., 2019) dans le logiciel R (R Core Team 2021). Comme mentionné précédemment, les données issues de la phase 3 de 2019 et 2022 ont été combinées dans les analyses et mises en relief avec les données de la phase 2 de 2022 seulement. Pour les années 2020-2021, l'analyse de variance a également pris en compte les différences entre années dans le modèle, afin de tester si les différences entre sites (forêt, fossé agricole, LSP) demeuraient d'une année à l'autre. Les résultats statistiques des ANOVA sont présentés aux Tableaux K2 et K3. Finalement, nous avons conduit des tests des étendues de Tukey pour explorer les différences entre les forêts et les autres sites au sein d'une même phase (2019-2022) ou une même année (2020-2021) ; ces différences significatives sont indiquées à même les figures. Pour l'expérience d'enneigement, une analyse de variance à deux facteurs a permis d'évaluer les différences résultantes de l'usage, du temps et de leur interaction sur la concentration du COD ainsi que sur les variables des propriétés spectrales de la MOD et du métabolisme bactérien (Tableau K4). Dans cette dernière analyse, une différence significative du terme d'interaction signifie qu'au moins un type de sol se distingue des autres types au cours du temps. Les graphiques des boîtes à moustache et des résultats expérimentaux ont été réalisés à l'aide du package « *ggplot 2* » (v.3.3.5, Wickham 2016).

Résultats

Qualité de l'eau

Seule la phase de l'inondation a induit des différences significatives sur les données de qualité de l'eau, bien que plusieurs tendances se dégagent le long du gradient d'intensité d'utilisation du sol entre les forêts naturelles et les autres traitements (Figure K1, Tableau K2). En 2019 et 2022, la température moyenne et les concentrations en oxygène dissous étaient significativement plus faibles et plus élevées, respectivement, entre la phase 2 et la phase 3 de l'inondation ; aucune différence notable n'a cependant été observée au niveau des concentrations de chlorophylle a entre les phases d'inondation. La température était généralement homogène le long du gradient d'intensité d'utilisation du sol, si ce n'est qu'elle a atteint des valeurs plus élevées dans les sites de pratiques améliorées durant la phase finale de l'inondation (Figure K1A). Bien que non significatives, les concentrations en oxygène dissous et de chlorophylle a ont montré des tendances opposées le long du gradient d'intensité d'utilisation du sol. Les concentrations d'oxygène dissous étaient relativement élevées et homogènes le long du gradient d'utilisation des terres lors de la phase 2 ; ce n'est que lors de la phase finale où des tendances se dégagent avec des valeurs plus élevées en prairie naturelle et plus faibles dans

les sites de forêts naturelles (Figure K1B-C). Ce sont dans les sites de prairies, autant naturelles qu'agricoles, que des concentrations maximales en chlorophylle a (biomasse du phytoplancton) ont été atteintes en début d'inondation alors que les concentrations ont diminué à des niveaux plus homogènes en fin d'inondation (Figure K1D). En 2020, aucune tendance forte ne se dégage dans les forêts naturelles, les fossés agricoles et le lac Saint-Pierre en ce qui a trait à la température et l'oxygène dissous (Figure K2A-B-C). Cependant, il existe une diminution significative de près de la moitié de la concentration en chlorophylle a entre les forêts ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) et les fossés agricoles et le lac ($5 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figure K2D). Des tendances plus fortes, mais non significatives, ont été observées en 2021 avec une diminution et une augmentation de la température et des concentrations d'oxygène, respectivement, entre les forêts naturelles et les fossés agricoles et le LSP (Figure K2A-B-C). Il est finalement à noter qu'en 2021, nous avons observé des concentrations extrêmes de chlorophylle a dans des fossés agricoles qui étaient recouverts d'algues filamenteuses ($> 30 \mu\text{g L}^{-1}$; Figure K2D).

Éléments nutritifs

Les différentes phases d'inondation ont également induit des différences significatives au niveau des concentrations d'azote retrouvées dans la zone littorale du LSP. En général, en 2019 et 2022, les concentrations en azote total et dissous atteignent des niveaux significativement plus élevés durant la phase 2 de l'inondation vs la phase finale, et ce sont dans les sites de pratiques conventionnelles et améliorées ou de nouvelles et vieilles prairies où les concentrations les plus élevées sont observées, bien que non significatives (Figure K3A-B). Cette tendance n'est toutefois pas observée pour les concentrations d'ammonium et d'ammoniac (Figure K3C). Bien que des valeurs plus élevées de phosphore ont été retrouvées en début d'inondation, et ce principalement dans les sites de pratiques conventionnelles et améliorées et en nouvelle prairie, il n'existait pas de différence significative entre les phases 2 et 3 de l'inondation. Fait intéressant, les concentrations de phosphore ont diminué dans l'ensemble des sites pour atteindre des niveaux similaires en fin d'inondation.

Des différences marquées ont été trouvées en 2020 et 2021, avec des concentrations en azote et en phosphore de trois à quatre fois plus élevées en milieux forestiers et en fossés agricoles que dans le LSP (Figure K4). En 2020, les concentrations d'azote total, d'azote total dissous et d'ammonium étaient significativement plus élevées en forêt que dans les fossés et le LSP, et en 2021, l'azote total était significativement plus élevé en forêt et dans les fossés agricoles que dans le lac et l'ammonium a été significativement plus présent dans les fossés agricoles (Figure K4A-B-C). Un patron similaire est retrouvé pour le phosphore total et dissous où des concentrations plus élevées sont également retrouvées en forêt et dans les fossés contrairement au LSP (Figure K4D-E).

Concentration, composition et origine de la matière organique

Lors des inondations de 2019 et 2022, les concentrations en COD ont augmenté significativement d'environ 50 % entre le début et la fin de l'inondation dans l'ensemble des traitements du gradient d'utilisation des terres (Tableau K2 ; Figure K5A). Des différences significatives ont également été trouvées le long du gradient d'utilisation des terres avec des valeurs plus élevées en forêts naturelles ($\sim 15 \text{mg L}^{-1}$) et des valeurs plus

faibles en vieilles prairies, prairies naturelles et sites de pratiques conventionnelles en fin d'inondation ($\sim 10 \text{ mg L}^{-1}$; Figure K5A). Une plus forte teneur en COD en forêt a également été notée en 2020 et 2021 comparativement aux fossés agricoles et au LSP (Figure K6A). Bien que non significativement différentes des forêts (Figure K5B), les valeurs de 2019 et 2022 de la signature isotopique du carbone organique particulaire (POC) étaient plus élevées dans les sites de pratiques conventionnelles et améliorées, et nouvelles prairies, que dans les vieilles prairies et les prairies naturelles (Tableau K2). Une augmentation significative du pourcentage de carbone contenu dans le POC a été observée au long du gradient d'utilisation des terres, soit d'environ 5 % en champs en régie conventionnelle pour atteindre 10 % en moyenne en milieu forestier (Figure K5C). À l'inverse, la signature isotopique du CID a diminué tout au long de ce même gradient avec des valeurs significativement plus faibles dans les forêts naturelles comparativement aux champs agricoles sous régie conventionnelle et améliorée (Figure K5D). En 2020, les valeurs de %C du POC étaient significativement plus élevées dans le lac comparativement aux fossés (Figure K6C). Aucune différence notable n'a été observée en matière de %C du POC en 2021. Finalement, les valeurs isotopiques plus négatives du CID observées pour les forêts naturelles en 2019 et 2022 ont été retrouvées en 2021, où ces dernières étaient significativement plus faibles que celles observées dans le lac (Figure K6D).

L'analyse de la composition de la matière organique dissoute par les mesures optiques apporte un éclairage sur l'influence du gradient d'utilisation des terres sur les propriétés de l'eau présente dans la zone de récurrence 0-2. En particulier, les valeurs des indices HIX et FRESH montrent des différences significatives autant entre les phases d'inondation de 2019 et 2022 qu'au long du gradient d'utilisation des terres, lorsqu'elles sont comparées aux forêts naturelles (Figure K7B-C). En début d'inondation, on retrouve généralement des valeurs moyennes plus élevées pour HIX et moins élevées pour l'indice FRESH, respectivement, comparativement à la phase finale. Les valeurs étaient également beaucoup plus homogènes en début d'inondation, sauf pour les forêts qui se distinguent. C'est durant la phase 3 de l'inondation que des patrons significatifs apparaissent le long du gradient d'intensité d'utilisation du sol où l'indice HIX augmente, et l'indice FRESH diminue, en passant des pratiques conventionnelles aux milieux plus naturels comme les prairies naturelles ou les forêts. Aucun patron significatif n'a été observé pour les autres indices, mais une différence marginale ($p = 0.08$) existe entre les phases d'inondation pour l'indice de fluorescence (FI) (Figure K7A). Concernant les indices liés au dispositif alternatif associé aux faibles crues, des valeurs significativement plus élevées de FI, FRESH et Sr ont été retrouvées en 2021 comparativement à 2020 (Tableau K3; Figure K8A-C-D). Cependant, en 2021, seuls les indices FRESH et SUVA_{254} ont montré des tendances significatives entre sites avec une augmentation et une diminution, respectivement, entre les sites forestiers vs les fossés agricoles et le lac (Figure K8C-E).

L'analyse des propriétés en fluorescence de la MOD par modélisation PARAFAC a révélé la présence de cinq fractions ou composantes de fluorescence pouvant être reliées à la présence de matières humiques et protéiques dans la zone littorale du LSP et ses grands tributaires (Tableau K1). Cette analyse montre une variation systématique des composantes en fonction du gradient d'utilisation du sol et de la phase d'inondation. Conformément à certains indices décrits précédemment, les composantes C1 et C3 dites humiques étaient

significativement plus élevées en début d'inondation, alors que c'était l'inverse pour les composantes microbiennes et protéiques C2 et C5, respectivement (Figure K9). Nous avons également observé lors de la phase finale que la composante C2 domine dans les parcelles de pratiques conventionnelles et améliorées, alors que les composantes dites humiques dominent en forêt naturelle (C1 et C3) (Figure K9A-C). Encore ici cependant, aucune différence entre les traitements n'a été observée en début d'inondation avec une composition homogène, et ce peu importe le site échantillonné.

Lors des années de faible crue, les différentes composantes de la matière organique sont restées similaires entre les années 2020 et 2021, sauf pour les composantes microbiennes C2 et protéiques C4 qui ont atteint des valeurs significativement plus élevées en 2021 (Tableau K3 ; Figure K10). Les résultats obtenus pour la composition de la matière organique ont également montré peu de variation entre les différents sites du dispositif alternatif en condition de faible crue. Seules la composante humique C1, qui était plus faible en fossés agricoles et dans le lac en 2021, et la composante microbienne C2, qui était plus élevée dans les fossés que dans la forêt et dans le lac, ont montré des différences significatives (Figure K10A-B).

Métabolisme bactérien

Bien que des tendances se dégagent, il n'a pas eu d'influence significative de l'usage des terres sur le métabolisme bactérien dans la zone littorale du LSP. Par exemple, les taux de production et de respiration bactérienne ont atteint des taux élevés dans les sites agricoles (pratiques conventionnelles et améliorées) et de nouvelle prairie en fin d'inondation, alors qu'en début, ces taux étaient plutôt semblables tout au long du gradient (Figure K11). Il existe en fait une différence significative entre les phases 2 et 3, avec des taux plus élevés en fin de crue (Tableau K2). À noter cependant que nous avons noté une valeur de respiration aberrante pour PIER04 de 2022 en phase finale (voir Figure K11C, pratiques conventionnelles) et son exclusion dans l'ANOVA entraîne une différence significative ($p = 0.023$, Tableau K2) de la BR entre les traitements telle que décrite plus haut. Fait intéressant, la production bactérienne était positivement corrélée au phosphore total dissous ($R^2 = 0,57, p < 0.0001$), mais de son côté la respiration bactérienne était plutôt reliée à la concentration et la composition du carbone organique dissous (composante C3 ; $R^2 = 0,53, p < 0.0001$), suggérant qu'autant la quantité que la qualité de la matière organique régulent le métabolisme bactérien. Finalement, les taux de respiration bactérienne étaient plus élevés en forêt et dans le lac qu'en fossés agricoles en 2020, alors que la respiration a été significativement plus élevée dans les fossés agricoles comparativement au lac en 2021 (Figure K12). À noter que nous avons également mesuré des taux significativement plus élevés en 2020 qu'en 2021 (Tableau K3 ; Figure K12).

Expérience d'empoisonnement en laboratoire

Des changements significatifs de concentration et de composition de la matière organique ont été observés dans les différentes incubations du sol de la plaine (Tableau K4). Alors que les concentrations initiales en COD étaient $\sim 7,7 \text{ mg L}^{-1}$ pour l'ensemble des traitements, ces dernières ont graduellement augmenté dans les incubations de forêts naturelles à partir du jour 11 et de vieilles prairies à partir du jour 22, pour atteindre des concentrations respectives de 8,2 et 11,5 mg L^{-1} en fin d'expérience (Figure K14). Une

forte augmentation a également été observée dans le traitement de compost enrichi en matière organique (contrôle positif), avec des concentrations en COD presque trois fois supérieures en fin d'incubation. Une légère diminution a été notée dans les incubations du sol de nouvelle prairie (11 %), alors que les sites d'agricultures conventionnelles n'ont montré aucune différence par rapport à l'eau de la rivière Saint-François (diminution de 5 % dans les deux cas). Il est à noter qu'un site de vieille prairie s'est complètement démarqué en cours d'incubation, possiblement à la suite du développement de conditions anoxiques tôt durant l'expérience (voir Discussion) ; les valeurs aberrantes pour ce site sont montrées à titre informatif dans les différentes figures, mais ont été exclues des analyses statistiques.

Peu de tendances claires se dégagent des indices optiques de la composition de la matière organique issue des incubations. Bien que des variations significatives des indices de fluorescence ont été observées en moyenne à travers le temps ou entre les types de sols pour la plupart des indices (interaction jour : site à $p < 0.05$, Tableau K4), seules des variations claires ont été observées dans les traitements enrichis en matière organique (contrôle positif) et dans les sites de vieilles prairies (Figure K15). Les indices FI et FRESH ont graduellement augmenté, et l'indice S_r a diminué, dans le contrôle positif, suggérant une matière fraîchement produite et de plus haut poids moléculaire dans ce traitement. Les valeurs de HIX et S_r ont quant à elles diminué dans les sites de vieilles prairies à partir du jour 22, à l'image des concentrations en COD. Des tendances plus claires se dégagent cependant de l'analyse PARAFAC. D'abord, une légère augmentation des valeurs de la composante C1 a été observée pour l'ensemble des sites au cours de l'incubation (Figure K16A), se distinguant du traitement témoin (rivière Saint-François) et contrôle positif. Les composantes humiques C2 et C3 ont également significativement augmenté dans les sites de forêts naturelles, de vieilles prairies et d'agricultures conventionnelles, passant de 0,8 à 1,0 R.U. (Figure K16B-C). Les valeurs associées à la nouvelle prairie sont quant à elles restées très près de celles de la rivière pour ces deux composantes. Seules les valeurs des composantes C4 et C5 du site de vieille prairie ont significativement augmenté à partir du jour 22 ; ces composantes sont restées stables pour les autres types de sols ennoyés (Figure K16D-E). Finalement, notons que le contrôle positif se distingue nettement du reste des sites avec des augmentations marquées de l'ensemble des composantes PARAFAC.

Excluant la vieille prairie et le traitement de matière organique, le métabolisme bactérien a diminué environ de moitié, et ce peu importe le type de sol ennoyé. Durant la totalité de l'incubation, les taux de production et de respiration bactérienne allaient de $\sim 0,55 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $0,28 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et de $\sim 3,44 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $1,08 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivement (Figure K17B-C). Seul le sol ennoyé de vieille prairie se distingue encore ici avec une augmentation marquée du métabolisme bactérien à partir du jour 22 pour une augmentation totale du taux de production passant de $1,48 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $5,13 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et du taux de respiration passant de $1,83 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $23,33 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$; une augmentation respective d'environ 3 et 13 fois les taux initiaux. Le contrôle positif est passé d'une production bactérienne de $1,7 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $3,88 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et d'une respiration bactérienne de $2,86 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ à $22,79 \mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$. Fait surprenant, une augmentation de la production bactérienne similaire à celle de la vieille prairie a été observée pour les incubations de l'eau

de rivière Saint-François à partir du même jour. En général, l'efficacité de croissance bactérienne a initialement augmenté d'environ 20-30 % lors de l'ennoiement des différents sols par rapport à la rivière (Figure K17A). S'en est ensuite suivie une tendance en forme de cloche, avec une augmentation marquée du début de l'incubation jusqu'à la mi-parcours et une diminution vers un retour près des valeurs initiales après 28 jours. Seule la BGE du sol ennoyé de nouvelle prairie est restée stable avec des valeurs d'environ 25 %.

Discussion

Une question importante à laquelle tentait de répondre ce projet était de savoir à quel point la qualité de l'eau et la productivité à la base des réseaux trophiques aquatiques étaient influencées par des facteurs locaux, c.-à-d. l'utilisation des sols vs les apports externes provenant des tributaires du LSP qui envahissent la plaine au printemps.

La caractérisation chimique de la matière organique par des techniques optiques apporte un éclairage important sur cette question, cette dernière étant très sensible au changement de composition en fonction de l'utilisation du territoire comme démontré par le passé (Wilson et Xenopoulos, 2009 ; Williams et al., 2010 ; Fasching et al., 2019). Par exemple, Fuß et al., (2017) ont montré une forte association entre l'intensification agricole sur le territoire et l'amplification de la contribution de la MOD protéique, de faible complexité et plus biodégradable dans le système aquatique. Cette association est cohérente avec nos résultats qui ont montré une augmentation des composantes microbiennes et protéiques (C2-C5) avec l'intensification des pratiques agricoles (Figure K9B-E) ou dans les fossés agricoles vs les forêts ou le lac (C2 en 2021) (Figure K10B-E). À l'inverse, les composantes humiques plus aromatiques typiques des sols forestiers et généralement associés à de plus fortes teneurs en lignine ont dominé dans les forêts (C1 et C3) et les prairies naturelles (plus particulièrement C1 au début de la crue). Cette dichotomie est cohérente avec les études de Fuß et al. (2017) et de Graeber et al. (2012) et démontre que la qualité de la MOD dans les parcelles de pratiques conventionnelles ou améliorées diffère des milieux plus naturels. Ces observations suggèrent qu'un transfert important de matière organique des sols vers la colonne d'eau s'opère durant l'inondation et que l'utilisation du sol joue un rôle clé dans ce transfert. À titre d'exemple, nous avons effectué un suivi temporel détaillé de la composition de la MOD à trois sites associés au gradient d'utilisation des terres (PIER02 — Conv, BART10 — Np et BAIENA01 — Fn) ainsi que la rivière Saint-François (tributaire). Nous avons observé que tôt en début d'inondation, ce sont les composantes associées aux tributaires qui dominent (C1 et C3) et que cette dominance diminue pour faire place aux composantes plus représentatives de l'occupation des sols de la zone littorale du LSP. À l'inverse, nous avons observé une forte augmentation de la contribution des composantes C2 et C5 dans les sites d'agricultures conventionnelles et de nouvelle prairie au cours de l'inondation (Figure K13). Cette tendance a d'ailleurs été observée en 2022 lors de la phase initiale d'inondation (phase 2), avec une composition humique et homogène dans l'ensemble de la zone littorale du LSP et une divergence en phase 3 (Figure K9).

Cette divergence entre les différents traitements du gradient d'utilisation des terres a également été observée lors de l'expérience d'ennoiement réalisée en laboratoire. Pour l'ensemble des traitements, la concentration en COD était d'environ 7,7 mg L⁻¹ après 24 h

d'ennoiement, mais cette dernière a nettement augmenté dans les traitements de vieilles prairies et de forêts naturelles (ainsi que le contrôle positif) après 28 jours (Figure K14). À l'inverse, aucune différence significative n'a été trouvée entre l'eau de la rivière Saint-François et les sites agricoles ; seule une légère diminution en COD a été observée pour ces sites. Ces différences s'expliquent en partie par un stock de carbone plus important en sites naturels (voir fiche de V. Maire). Ce stock a pour effet d'augmenter le potentiel de transfert de carbone vers la colonne d'eau, mais également par le phénomène d'anoxie observé dans les incubations de vieilles prairies et du contrôle positif (ex. présence de bulles de gaz, fortes odeurs de soufre). Sous de telles conditions, une forte désorption des molécules organiques liées au fer et une production microbienne de composés organiques non oxydés et de poids moléculaire élevé sont généralement observées dans les sédiments lacustres anoxiques et mènent à une accumulation de COD dans la colonne d'eau (Lau et al., 2024). Ces observations sont cohérentes avec nos propres résultats, où nous avons également noté une augmentation de la production de molécules fraîches et de haut poids moléculaire (indices FRESH et Sr ; Figure K15 C-D) et de molécules de nature protéique typiquement associées au métabolisme microbien (composantes C4 et C5 ; Figure K16D-E) dans les sites de vieilles prairies et du contrôle positif. Bien que la dissociation entre le fer et la MOD en conditions réduites ait été abondamment documentée par le passé (Peter et al., 2017), la production de COD par une augmentation du métabolisme microbien semble plus contre-intuitive dans la mesure où il est généralement accepté que la présence d'oxygène accélère les processus de décomposition et l'activité microbienne. La réduction de la prédation par les protistes et le zooplancton ou encore la consommation et la conversion de molécules énergétiques originalement liées au fer sont les hypothèses avancées dans la littérature pour expliquer les hausses de métabolisme telles qu'observées dans nos propres incubations (Figure K17B-C ; Lau et del Giorgio, 2020). Peu importe le mécanisme impliqué, il semble que les conditions anoxiques, et dans une plus large mesure, l'utilisation du territoire à laquelle elles sont associées joue un rôle prépondérant dans les transferts de carbone et le métabolisme en plaine inondable et que la durée de l'inondation module sa mise en place.

Il est important de noter que les changements quantitatifs en COD observés dans les incubations représentent la balance entre le transfert de carbone depuis le sol et sa consommation qui alimente le métabolisme bactérien. Les mécanismes associés à l'anoxie décrits plus haut, ainsi que le relargage de substances humiques potentiellement plus récalcitrantes (ex. composantes C2-C3), semblent être au cœur de l'accumulation de COD notée dans les traitements de vieilles prairies et de forêts naturelles. D'un point de vue écologique, et conformément au concept du flood-pulse (Junk et al., 1989), cette accumulation de COD est importante puisqu'elle permet de mobiliser les ressources énergétiques en période d'inondation afin de soutenir la productivité à la base de réseau aquatique du fleuve en été. Nos résultats expérimentaux suggèrent que cette mobilisation est absente ou limitée en milieu agricole. Il est également important de noter que les choix entourant le design expérimental (ex. colonne d'eau stagnante, absence de lumière) ont été faits afin d'isoler les transferts de carbone organique entre les sols ennoyés et la colonne d'eau en période d'inondation. Les résultats issus de cette expérience en matière de quantité et de composition ne sont donc pas directement comparables à ceux issus des grandes parcelles, où par exemple, des apports de COD depuis l'amont des bassins versants ou par

la production primaire ont pu survenir lors des suivis sur le terrain. Cependant, la cohérence entre les changements quantitatifs et compositionnels de la matière organique observés autant en grandes parcelles qu'en laboratoire suggère que l'utilisation des terres joue un rôle important dans la modulation des transferts de carbone organique vers la colonne d'eau et que ces transferts dictent la composition ultime de la matière organique retrouvée dans la plaine en fin d'inondation.

Bien que nos résultats suggèrent un effet important de l'utilisation du sol et de la durée de l'inondation sur la composition de la matière organique dans la zone littorale, ils demandent en revanche à être intégrés dans une modélisation hydrologique plus large pour mieux comprendre comment et à quel moment cette influence s'opère lors de l'inondation. Néanmoins, si un des objectifs du Pôle est de réhabiliter les fonctions écologiques de la zone littorale, nos résultats suggèrent qu'un effort devra être fait pour diminuer la forte empreinte que les pratiques conventionnelles et améliorées exercent sur la composition et la quantité de la matière organique qui soutient la base de la productivité aquatique. En effet, si d'une part nos résultats suggèrent de réduire les intrants en matière d'azote et phosphore (voir discussion ci-après), ils suggèrent qu'une stratégie de restauration de la plaine inondable orientée sur le carbone organique doit être considérée. Les travaux de V. Maire montrent que les stocks de carbone en sol agricole sont généralement pauvres dans la plaine comparativement aux forêts naturelles, ce qui s'est traduit par de faibles concentrations en COD retrouvées dans la colonne d'eau au printemps (Figure K5A). L'expérimentation en conditions contrôlées dresse un constat similaire : il n'y a que dans les sols forestiers et dans le contrôle positif où nous avons observé une accumulation nette de COD. Bien que l'ajout potentiel de compost ou autres formes de matière organique à fort contenu en carbone semble une avenue prometteuse, elle demeure à être testée en grandes parcelles. En ce sens, la conversion de terres agricoles en prairies permanentes ou forêts naturelles semble être en ce moment l'avenue à privilégier.

L'usage des terres a également influencé les concentrations d'éléments nutritifs retrouvés dans la colonne d'eau au-dessus des grandes parcelles en période d'inondation. De manière peu surprenante, et conformément avec la littérature (Ekholm et al., 2000), de plus fortes concentrations d'azote et de phosphore ont été retrouvées dans les sites agricoles et même dans les nouvelles prairies (Figure K3). En fait, ces tendances concordent bien avec les fortes valeurs de nutriments observées en sol dans le cadre du projet de V. Maire. Ces observations suggèrent que les sols agricoles qui sont amendés durant l'année qui précède l'inondation retiennent une quantité importante de nutriments avant d'être relargués dans la colonne d'eau en période d'inondation au printemps. Ils suggèrent également que les pratiques améliorées ont peu ou pas d'impact marqué sur les concentrations en éléments nutritifs au printemps. L'agriculture présente ainsi un impact important au niveau de la qualité de l'eau en enrichissant le milieu aquatique par une stimulation de la productivité phytoplanctonique ; la présence de lit de cyanobactéries dans les fossés agricoles à la fin de l'inondation de 2020-2021 représente une manifestation de cet effet. Fait surprenant, les forêts d'érable argenté semblent également présenter des niveaux d'éléments nutritifs élevés, autant dans les sites témoins du dispositif en grandes parcelles que dans les sites forestiers échantillonnés en fin d'inondation en 2020 et 2021, avec des concentrations de 2 à 4 fois plus élevées que dans le fleuve lui-même (Figure K4). Bien que pour l'azote, les

sols forestiers présentaient également des concentrations relativement élevées par rapport aux sites de vieilles prairies et de prairies naturelles, les données de phosphore ne présentent pas une différence aussi élevée qui pourrait expliquer les patrons observés dans la colonne d'eau ; c'est un aspect qui demande à être étudié dans le futur. L'échantillonnage hâtif au printemps 2022 ciblant la phase initiale de l'inondation jette un regard nouveau à la dynamique des nutriments dans le fleuve. En effet, des charges importantes d'azote sont transportées dans la zone littorale du LSP par les tributaires et bassins versants situés en amont comme en font foi les concentrations d'azote total et d'azote total dissous plus élevées dans la phase initiale que finale, et ce tout au long du gradient d'utilisation du sol, à l'exception des sites forestiers (Figure K3). La nette diminution des concentrations en azote qui s'en suit reflète la capacité des plaines inondables à minéraliser l'azote, particulièrement lorsque la crue s'allonge dans le temps (Schramm et al., 2009). Les concentrations de phosphore montrent une dynamique inverse avec des niveaux plus élevés en fin d'inondation et suggèrent que les sols de la zone littorale agissent comme une source et non un puits de phosphore. Ce résultat a également été mis en lumière dans la plaine inondable de la rivière Mississippi et s'explique par un découplage du phosphore d'avec les ions ferreux et d'une resuspension dans la colonne d'eau en conditions anoxiques (Schramm et al., 2009). Ensemble, ces résultats suggèrent qu'une diminution des intrants non seulement au niveau de la zone littorale, mais également dans les bassins versants contributeurs de l'amont (particulièrement au niveau de l'azote) est nécessaire pour réduire les charges en azote et phosphore qui seront exportées vers le fleuve en fin de décrue.

Plusieurs des variables mesurées dans ce projet suggèrent que la phase et l'utilisation des terres influencent le métabolisme et la productivité à la base du réseau trophique aquatique en période d'inondation dans la zone littorale du LSP. Par exemple, la concentration en oxygène dissous est une variable importante dans le cadre de ce projet, car elle reflète et intègre les processus métaboliques ayant cours lors de l'inondation dans la zone littorale du LSP. Les concentrations élevées et homogènes en début de crue reflètent la limitation du métabolisme de la plaine en raison des faibles températures de l'eau tôt au printemps et l'absence d'influence de l'utilisation des terres durant cette période. Ce n'est qu'en fin d'inondation (phase 3) où sont retrouvées de faibles concentrations en oxygène, au moment où la plaine se réchauffe et où les processus métaboliques qui consomment de l'oxygène se mettent en place (Figure K1B-C). Cette tendance dans la variation des concentrations en oxygène mesurées entre les phases est cohérente avec les mesures d'activités bactériennes faites en laboratoire. Effectivement, la respiration bactérienne qui consomme l'oxygène ambiant montre des tendances inverses avec de plus faibles niveaux durant la phase 2 de l'inondation comparativement à la phase 3. Durant cette phase finale, bien que non significatifs, des niveaux plus élevés de la respiration bactérienne ont été observés dans les sites de pratiques conventionnelles et améliorées et les nouvelles prairies que dans les vieilles prairies et les sites témoins (prairies naturelles et forêt naturelle) (Tableau K2 ; Figure K11C). Fait intéressant, la respiration bactérienne semble influencée par les concentrations en carbone organique, où une forte relation a été observée entre la respiration bactérienne et la concentration en carbone organique dissous. Cette relation, et l'absence de corrélation avec les concentrations de chlorophylle a, suggère une forte influence de la matière organique terrestre sur le métabolisme microbien en cohérence avec la littérature (Guillemette et del Giorgio 2011). En effet, nos données des crues de 2019 et

2022 suggèrent qu'en général, la productivité primaire est faible dans la plaine au printemps, avec une concentration moyenne d'environ $\sim 3 \mu\text{g L}^{-1}$. Ce n'est qu'avec les données de 2020 prises plus tard en fin d'inondation que la biomasse de phytoplancton semble atteindre des niveaux élevés tels que mesurés dans les forêts naturelles. La faible biomasse phytoplanctonique durant les phases 2 et 3 est vraisemblablement causée par une limitation de la lumière disponible sous la surface consécutive de la turbidité élevée observée dans les champs d'agriculture intensive, et d'autre part, par l'ombre créée par la canopée arboricole dans les parcelles forestières. Un fort contrôle par le haut par l'abondance élevée de zooplanctons dans la plaine au printemps est également un élément potentiellement majeur (voir fiche de C. Cabana). En ce sens, il semble que la productivité des niveaux trophiques supérieurs dépend ultimement de la matière organique dissoute disponible à la croissance microbienne au printemps et par conséquent, un effort devrait être fait pour maintenir des sols avec un contenu en carbone élevé comme mentionné précédemment. D'un point de vue écologique, les patrons de productivité à la base du réseau trophique aquatique demeurent intrigants. En effet, sans être significativement différent des autres sites, le potentiel de transfert de carbone à la base du réseau trophique par la production bactérienne semble plus élevé dans les sites de pratiques conventionnelles et améliorées (Figure K11B). Cette réponse est cohérente avec les données de nutriments, et particulièrement de phosphore, qui sont bien connus pour stimuler la production bactérienne (Smith et Prairie, 2004) et qui sont également plus élevés en champs agricoles (Figure K3D-E). Cette abondance de nutriments devrait en théorie également stimuler la production de biomasse phytoplanctonique, mais il se peut que ce soient plutôt des facteurs environnementaux (ex. accès à la lumière) et/ou biologiques (ex. zooplanctons) qui contrôlent ultimement la production primaire.

Un autre élément microbien important à considérer est le rôle de la méthanogenèse et de la méthanotrophie dans le transfert de C vers le haut du réseau trophique. Tels que rapportés dans l'étude de V. Maire, des flux importants de méthane ont été mesurés au printemps lors de l'inondation, et ce particulièrement en forêt, ce qui suggère qu'une partie de la croissance aquatique de la plaine soit supportée par le méthane dans la zone littorale du LSP. L'hypothèse d'une production importante de méthane est également cohérente avec la diminution marquée de la signature isotopique du carbone inorganique dissous en forêt naturelle qui intègre à la fois les carbonates présents dans l'eau et le CO_2 produit par la respiration bactérienne ou l'oxydation du méthane (Figure K5D). Il sera intéressant de comparer, à l'aide d'une approche isotopique, la contribution relative des sources potentielles de carbone (biomasse phytoplanctonique, biomasse bactérienne, méthanotrophes) aux différents compartiments du réseau (ex. zooplancton) à l'étude dans le projet de G. Cabana. Néanmoins, nos résultats suggèrent que la conversion des forêts naturelles en parcelles agricoles a le potentiel de limiter la production et la transformation de méthane en biomasse microbienne et de diminuer la productivité aquatique par cette voie en période d'inondation.

En terminant, bien que de fortes tendances se dégagent tant au niveau de la composition de la matière organique ou du métabolisme et de la production primaire et bactérienne le long du gradient d'utilisation du sol, il est important de noter que plusieurs d'entre elles ne présentent pas de différence significative au niveau statistique, lorsqu'elles sont comparées

aux forêts naturelles utilisées comme référence dans les analyses. Cette réalité est probablement le reflet du mélange des eaux dans la zone littorale qui tend à masquer l'influence du sol à l'échelle des grandes parcelles. En revanche, le fait que plusieurs des variables à l'étude affichent des tendances cohérentes autant avec la littérature qu'entre elles suggère qu'elles ne sont pas simplement le fruit du hasard, mais bien une manifestation de l'influence qu'à l'utilisation du territoire sur le fonctionnement écologique de la zone littorale du LSP.

Bibliographie

- Arar, E. J., & Collins, G. B. (1997). Method 445.0: In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Ekholm, P., Kallio, K., Salo, S., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Laine, Y., & Joukola, M. (2000). Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research*, 34(15), 3709–3716.
- Fasching, C., Wilson, H. F., D'Amario, S. C., & Xenopoulos, M. A. (2019). Natural land cover in agricultural catchments alters flood effects on DOM composition and decreases nutrient levels in streams. *Ecosystems*, 22(7), 1530–1545.
- Fuß, T., Behounek, B., Ulseth, A. J., & Singer, G. A. (2017). Land use controls stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrient regimes. *Freshwater Biology*, 62(3), 582–599.
- Graeber, D., Gelbrecht, J., Pusch, M. T., Anlanger, C., & von Schiller, D. (2012). Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Science of the Total Environment*, 438, 435–446.
- Guillemette, F., & del Giorgio, P. A. (2011). Reconstructing the various facets of dissolved organic carbon bioavailability in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 56, 734–748.
- Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955–969.
- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D. P. Dodge (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)* (pp. 110–127). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106.
- Lau, M. P., & del Giorgio, P. (2020). Reactivity, fate and functional roles of dissolved organic matter in anoxic inland waters. *Biology Letters*, 4(20), 190, 694.
- Lau, M. P., Hutchins, R. H. S., Tank, S. E., et al. (2024). The chemical succession in anoxic lake waters as a source of molecular diversity of organic matter. *Scientific Reports*, 14, 3831.
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38–48.
- Murphy, K. R., Stedmon, C. A., Graeber, D., & Bro, R. (2013). Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. *PARAFAC. Analytical Methods*, 5, 6557–6566.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., et al. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6.
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L., & Lamotte, M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic Geochemistry*, 31(12), 1765–1781.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118.

- Peipoch, M., Brauns, M., Hauer, F. R., Weitere, M., & Valett, M. H. (2015). Ecological simplification: Human influences on riverscape complexity. *BioScience*, 65, 1057–1065.
- Peter, S., Agstam, O., & Sobek, S. (2017). Widespread release of dissolved organic carbon from anoxic boreal lake sediments. *Inland Waters*, 7(2), 151–163.
- Smith, E. M., & Prairie, Y. T. (2004). Bacterial metabolism and growth efficiency in lakes: The importance of phosphorus availability. *Limnology and Oceanography*, 1, 137–147.
- Schramm, H. L., Cox, M. S., & Tietjen, T. E. (2009). Nutrient dynamics in the lower Mississippi River floodplain: Comparing present and historic hydrologic conditions. *Wetlands*, 29, 476–487.
- Stedmon, C. A., & Bro, R. (2008). Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(11), 572–579.
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., & Delong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123–147.
- Tockner, K., & Ward, J. V. (1999). Biodiversity along riparian corridors. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 115(3), 293–310.
- Ward, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2–8.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4702–4708.
- Wickham, H., et coll. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686.
- Williams, C. J., Yamashita, Y., Wilson, H. F., Jaffé, R., & Xenopoulos, M. A. (2010). Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1159–1171.
- Wilkinson, G. M., Pace, M. L., & Cole, J. J. (2013). Terrestrial dominance of organic matter in north temperate lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(1), 43–51.
- Wilson, H. F., & Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37–41.
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., & Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45–50.

Tableaux et figures K

Tableau K1 Liste des variables mesurées en période d'inondation et de leurs résolutions temporelles. À noter que les mêmes variables ont été mesurées en grandes parcelles (2019 et 2022), ainsi qu'en bordure du lac Saint-Pierre (2020 et 2021).

Nom	Unité	Résolution temporelle	Description
<i>Qualité de l'eau</i>			
Teau	°C	Mai-Juin 2019 à 2022	Température de l'eau
Cond	µS cm ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Conductivité
O ₂	%L	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en oxygène
O ₂	mg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en oxygène
pH	-	Mai-Juin 2019 à 2022	Potentiel d'hydrogène de l'eau
Chl a	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en chlorophylle a
<i>Nutriments</i>			
NT	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en azote total
NTD	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en azote total dissous
NH ₄ ⁺	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration de l'ion ammonium
PT	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en phosphore total
PTD	µg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en phosphore total dissous
<i>Concentration et composition du carbone</i>			
COD	mg L ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Concentration en carbone organique dissous
δ ¹³ C POC	‰	Mai-Juin 2019 à 2022	Ratio isotopique ¹³ C/ ¹² C du carbone organique particulaire
%C POC	%	Mai-Juin 2019 à 2022	Pourcentage de carbone contenu dans la fraction particulaire de la matière organique
δ ¹³ CID	‰	Mai-Juin 2019 à 2022	Ratio isotopique ¹³ C/ ¹² C de la fraction inorganique dissoute du carbone dans l'eau
<i>Propriétés spectrales de la MOD</i>			
FI	-	Mai-Juin 2019 à 2022	<i>Fluorescence index</i> : distingue les sources de MOD d'origine terrestre de celle produite par les communautés microbiennes

HIX	-	Mai-Juin 2019 à 2022	<i>Humification index</i> : indicateur de la concentration en composés humiques dans la MOD
FRESH	-	Mai-Juin 2019 à 2022	<i>Freshness index</i> : (FRESH > 1) représentent une MOD fraîchement produite par les communautés microbiennes (FRESH < 0,6) matière organique d'origine terrestre ayant un aspect plus dégradé
Sr	-	Mai-Juin 2019 à 2022	Variable indicatrice du poids moléculaire de la MOD
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Variable indicatrice du degré d'aromaticité de la MOD
C1	%F _{MAX}	Mai-Juin 2019 à 2022	Contribution de la composante 1 (humique) du modèle PARAFAC dans le spectre de fluorescence total de l'échantillon
C2	%F _{MAX}	Mai-Juin 2019 à 2022	Contribution de la composante 2 (humique/microbienne) du modèle PARAFAC dans le spectre de fluorescence total de l'échantillon
C3	%F _{MAX}	Mai-Juin 2019 à 2022	Contribution de la composante 3 (humique) du modèle PARAFAC dans le spectre de fluorescence total de l'échantillon
C4	%F _{MAX}	Mai-Juin 2019 à 2022	Contribution de la composante 4 (protéique-Tryptophane) du modèle PARAFAC dans le spectre de fluorescence total de l'échantillon
C5	%F _{MAX}	Mai-Juin 2019 à 2022	Contribution de la composante 5 (protéique-Tyrosine) du modèle PARAFAC dans le spectre de fluorescence total de l'échantillon
<i>Communautés microbiennes</i>			
BGE	%	Mai-Juin 2019 à 2022	Efficacité de croissance bactérienne
BP	₁ μgC L ⁻¹ h ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Production bactérienne
BR	₁ μgC L ⁻¹ h ⁻¹	Mai-Juin 2019 à 2022	Respiration bactérienne

Tableau K2 Résultats des tests statistiques ANOVA (analyse de la variance) pour les variables mesurées en 2019 et 2022 dans la zone littorale du lac Saint-Pierre en grandes parcelles et selon les phases 2 et 3 de l'inondation.

Nom	Unité	Phases	Sites	Phases : Sites
<i>Qualité de l'eau</i>				
Temp	°C	p < 0,001	p = 0,764	p = 0,872
Cond	µS cm ⁻¹	p = 0,537	p = 0,996	p = 0,984
O ₂	%	p = 0,098	p = 0,488	p = 0,931
O ₂	mg L ⁻¹	p = 0,002	p = 0,427	p = 0,965
pH	-	p = 0,039	p = 0,110	p = 0,538
Chl a	µg L ⁻¹	p = 0,135	p = 0,341	p = 0,492
<i>Nutriments</i>				
NT	µg L ⁻¹	p = 0,023	p = 0,113	p = 0,554
NTD	µg L ⁻¹	p = 0,003	p = 0,244	p = 0,383
NHx	µg L ⁻¹	p = 0,749	p = 0,104	p = 0,135
PT	µg L ⁻¹	p = 0,650	p = 0,167	p = 0,832
PTD	µg L ⁻¹	p = 0,125	p = 0,500	p = 0,829
<i>Concentration et composition du carbone</i>				
COD	mg L ⁻¹	p = 0,022	p = 0,011	p = 0,967
δ ¹³ C POC	‰	p = 0,252	p = 0,007	p = 0,827
%C POC	%	p = 0,193	p = 0,005	p = 0,773
δ ¹³ C CID	‰	p = 0,040	p < 0,001	p = 0,718
<i>Propriétés spectrales de la MOD</i>				
FI	-	p = 0,081	p = 0,061	p = 0,424
HIX	-	p = 0,005	p = 0,103	p = 0,580
FRESH	-	p = 0,002	p = 0,004	p = 0,893
Sr	-	p = 0,105	p = 0,261	p = 0,843
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	p = 0,153	p = 0,686	p = 0,441
C1	% F _{MAX}	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,860
C2	% F _{MAX}	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,964
C3	% F _{MAX}	p = 0,003	p = 0,017	p = 0,824
C4	% F _{MAX}	p = 0,544	p = 0,794	p = 0,882
C5	% F _{MAX}	p < 0,001	p = 0,089	p = 0,898
<i>Communautés microbiennes</i>				
BGE	%	p = 0,690	p = 0,434	p = 0,769
BP	µg C L ⁻¹ h ⁻¹	p = 0,024	p = 0,782	p = 0,485
BR	µg C L ⁻¹ h ⁻¹	p = 0,003	p = 0,142*	p = 0,435

* Une différence significative existe (p = 0,023) en excluant PIER04 de 2022 en phase finale, qui représente une donnée aberrante.

Tableau K3 Résultats des tests statistiques ANOVA (analyse de la variance) pour les variables mesurées en 2020 et 2021 dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (sites alternatifs).

Nom	Unité	Année	Site	Année : Site
<i>Qualité de l'eau</i>				
Temp	°C	p = 0,885	p = 0,481	p = 0,351
Cond	µS cm ⁻¹	p < 0,001	p = 0,012	p < 0,001
O ₂	%	p = 0,092	p = 0,591	p = 0,068
O ₂	mg L ⁻¹	p = 0,082	p = 0,552	p = 0,034
pH	-	p = 0,034	p = 0,456	p < 0,001
Chl a	µg L ⁻¹	p = 0,081	p = 0,021	p = 0,012
<i>Nutriments</i>				
NT	µg L ⁻¹	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,001
NTD	µg L ⁻¹	p = 0,018	p < 0,001	p = 0,001
NHx	µg L ⁻¹	p = 0,115	p = 0,014	p = 0,003
PT	µg L ⁻¹	p = 0,112	p < 0,001	p = 0,125
PTD	µg L ⁻¹	p = 0,154	p < 0,001	p < 0,001
<i>Concentration et composition du carbone</i>				
COD	mg L ⁻¹	p = 0,455	p < 0,001	p < 0,001
δ ¹³ C POC	‰	p = 0,927	p = 0,003	p = 0,526
%C POC	%	p = 0,016	p = 0,020	p = 0,057
δ ¹³ CID	‰	-	p = 0,028	-
<i>Propriétés spectrales de la MOD</i>				
FI	-	p = 0,046	p = 0,371	p = 0,553
HIX	-	p = 0,303	p = 0,050	p = 0,812
FRESH	-	p < 0,001	p = 0,108	p = 0,009
Sr	-	p = 0,006	p = 0,735	p = 0,033
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	p = 0,348	p = 0,097	p = 0,005
C1	% F _{MAX}	p = 0,111	p = 0,060	p = 0,062
C2	% F _{MAX}	p = 0,006	p = 0,016	p = 0,522
C3	% F _{MAX}	p = 0,075	p = 0,887	p = 0,268
C4	% F _{MAX}	p = 0,006	p = 0,072	p = 0,319
C5	% F _{MAX}	p = 0,169	p = 0,141	p = 0,425
<i>Communautés microbiennes</i>				
BR	µg C L ⁻¹ h ⁻¹	p < 0,001	P = 0,014	p < 0,001

Tableau K4 Résultats des tests statistiques ANOVA (analyse de la variance) pour les variables mesurées durant l'expérience d'ennoiement en laboratoire. À noter que les valeurs aberrantes issues d'un des quatre sites du traitement de vieille prairie ont été exclues des analyses statistiques.

Nom	Unité	Jour	Site	Jour : Site
<i>Concentration du COD</i>				
COD	mg L ⁻¹	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
<i>Propriétés spectrales de la MOD</i>				
FI	-	p = 0,199	p < 0,001	p = 0,075
HIX	-	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
FRESH	-	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,525
Sr	-	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
SUVA ₂₅₄	L mg ⁻¹ m ⁻¹	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,05
C1	R.U.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
C2	R.U.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
C3	R.U.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
C4	R.U.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
C5	R.U.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
<i>Communautés microbiennes</i>				
BGE	%	p < 0,001	p < 0,05	p < 0,001
BP	μg C L ⁻¹ h ⁻¹	p < 0,05	p < 0,001	p < 0,001
BR	μg C L ⁻¹ h ⁻¹	p < 0,05	P < 0,001	p < 0,001

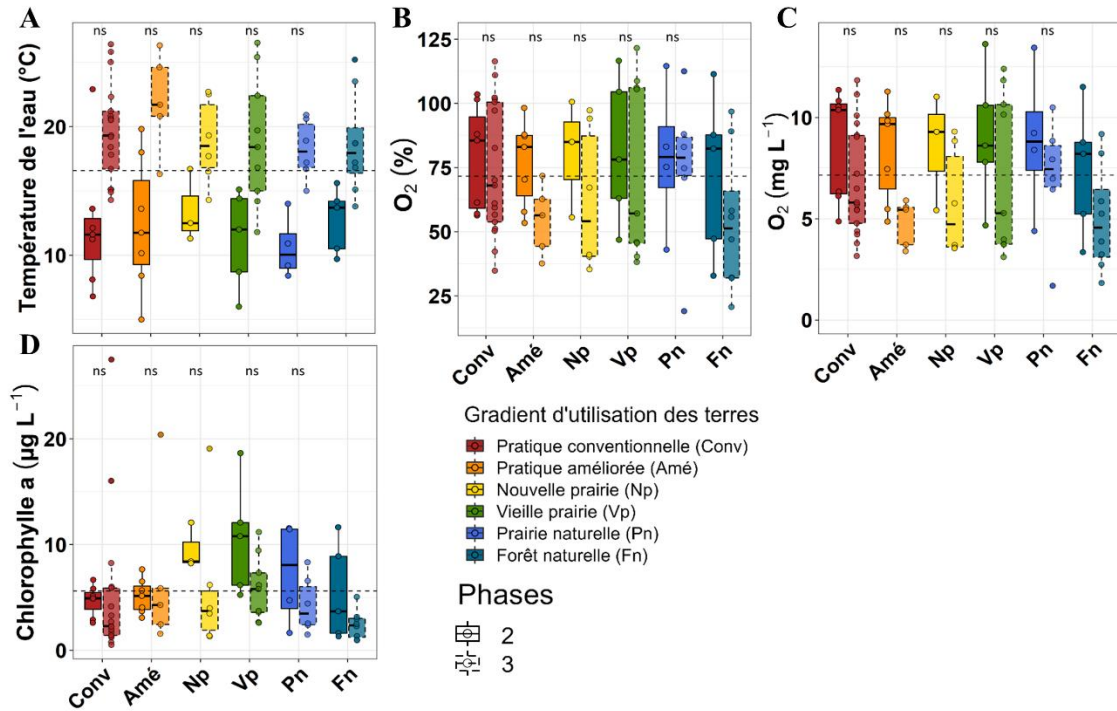


Figure K1. Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) et des phases de l'inondation sur les variables indicatrices de la qualité de l'eau mesurées en 2019 et 2022 (A) température de l'eau (°C); (B) concentration en oxygène dissous (%); (C) concentration en oxygène dissous (mg L⁻¹); (D) concentration en chlorophylle a (µg L⁻¹). Les bordures pleines et pointillées indiquent les phases 2 et 3 de l'inondation, respectivement. Un test de Tukey a été effectué pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,0001 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

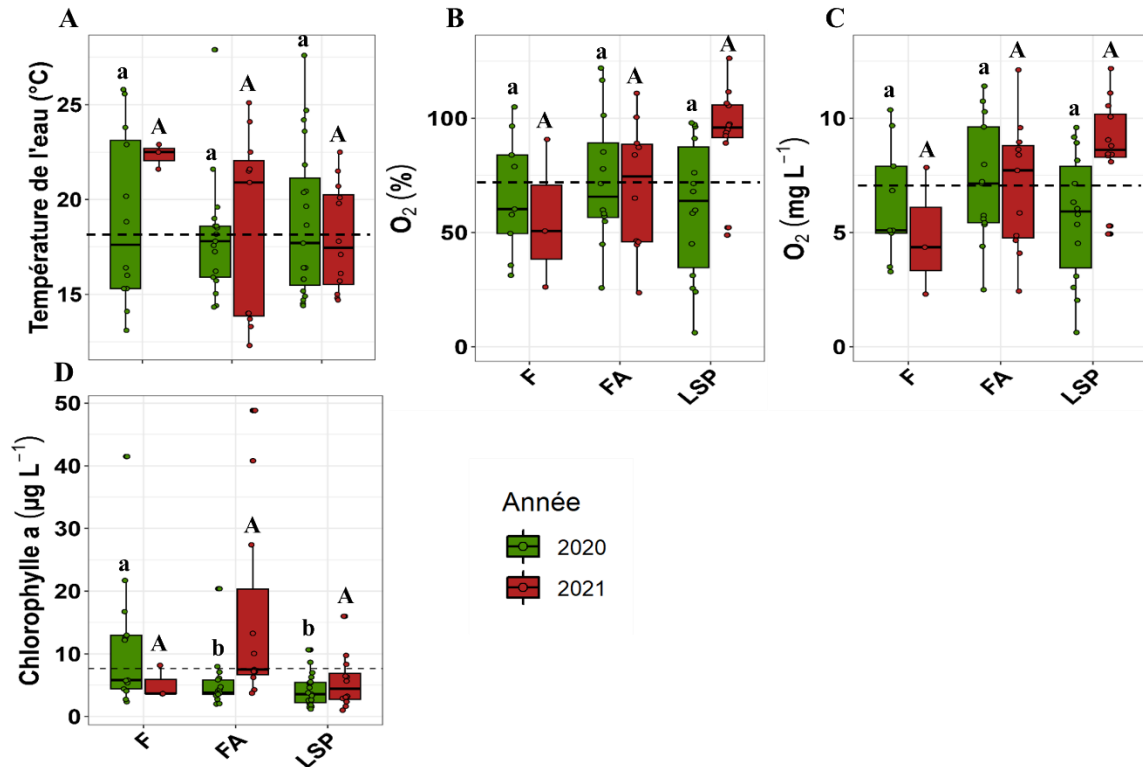


Figure K2. Influence des différents types de milieux présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre sur les variables indicatrices de la qualité de l'eau au printemps 2020 et 2021 (A) température de l'eau (°C) ; (B) concentration en oxygène dissous (%) ; (C) concentration en oxygène dissous (mg L⁻¹) ; (D) concentration en chlorophylle a (µg L⁻¹). Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

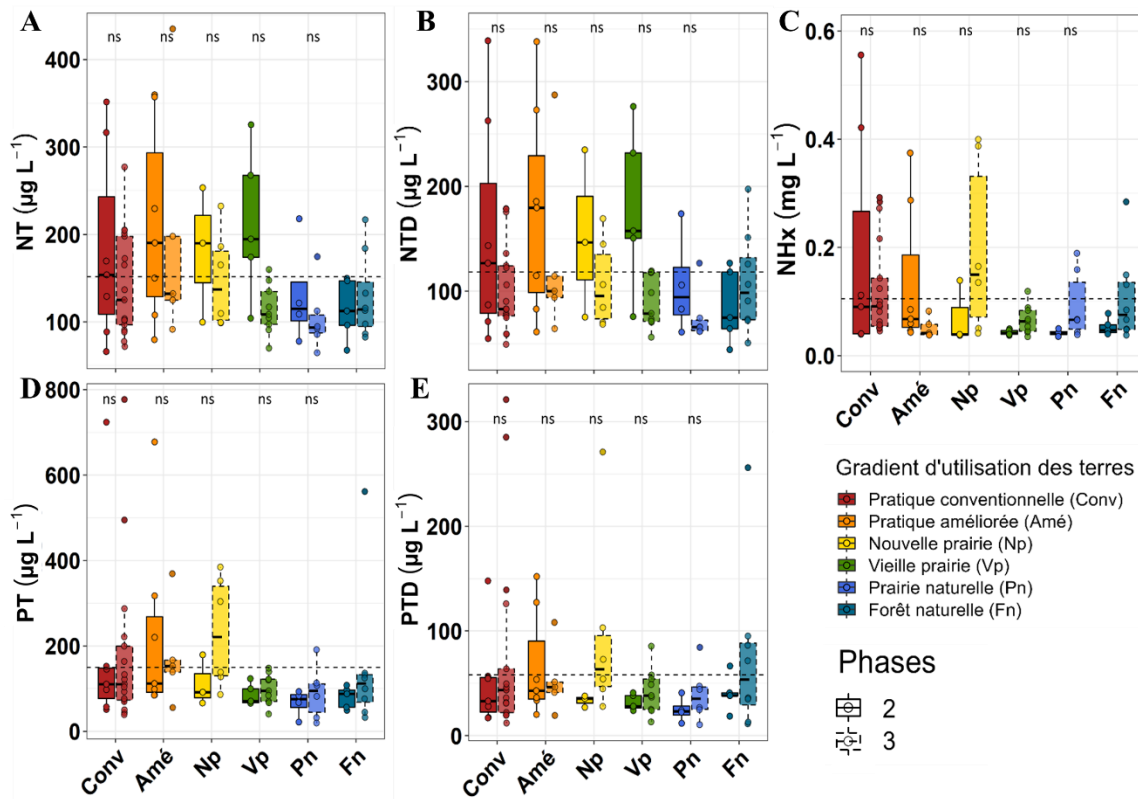


Figure K3. Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) et des phases de l'inondation sur les teneurs en nutriments dans l'eau mesurées en 2019 et 2022 (A) azote total NT ($\mu\text{g L}^{-1}$); (B) azote total dissous NTD ($\mu\text{g L}^{-1}$); (C) ammonium (NH_4) + ammoniac (NH_3 ; $\mu\text{g L}^{-1}$); (D) phosphore total PT ($\mu\text{g L}^{-1}$); (E) phosphore total dissous PTD ($\mu\text{g L}^{-1}$). Les bordures pleines et pointillées indiquent les phases 2 et 3 de l'inondation, respectivement. Un test de Tukey a été effectué pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,0001 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

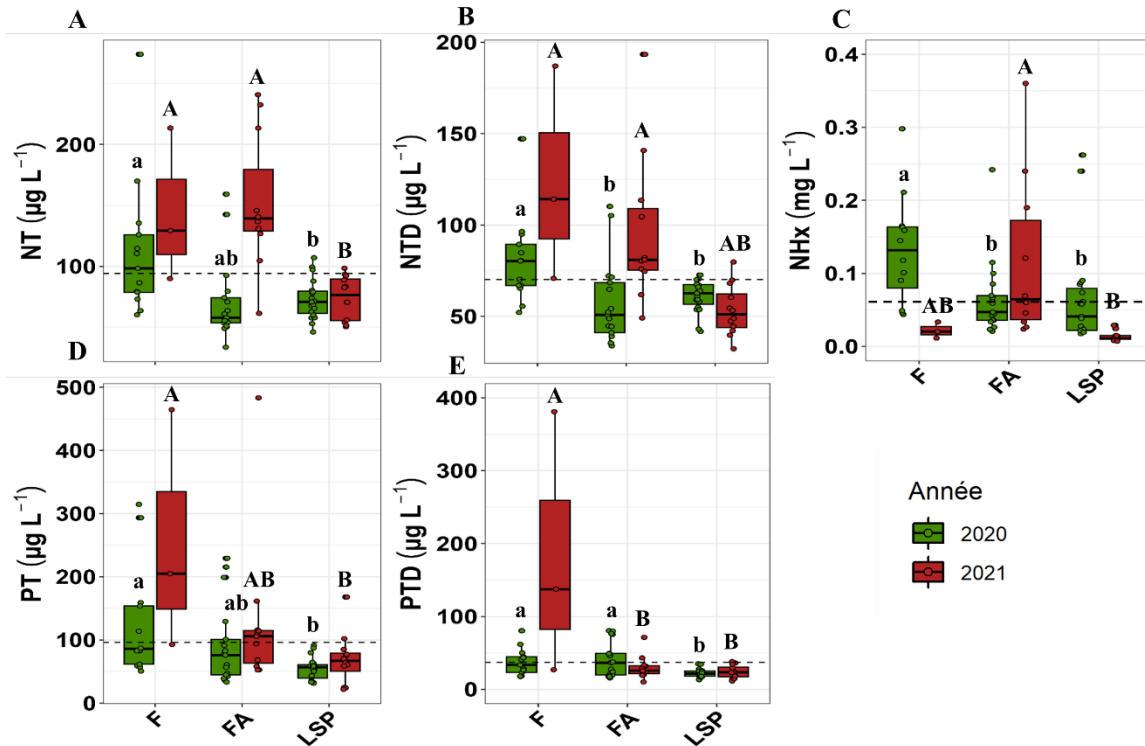


Figure K4. Influence de différents types de milieux présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre sur les teneurs en nutriments dans l'eau au printemps 2020 et 2021 (A) azote total NT ($\mu\text{g L}^{-1}$); (B) azote total dissous NTD ($\mu\text{g L}^{-1}$); (C) ammonium (NH_4) + ammoniac (NH_3 ; mg L^{-1}); (D) phosphore total PT ($\mu\text{g L}^{-1}$); (E) phosphore total dissous PTD ($\mu\text{g L}^{-1}$). Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

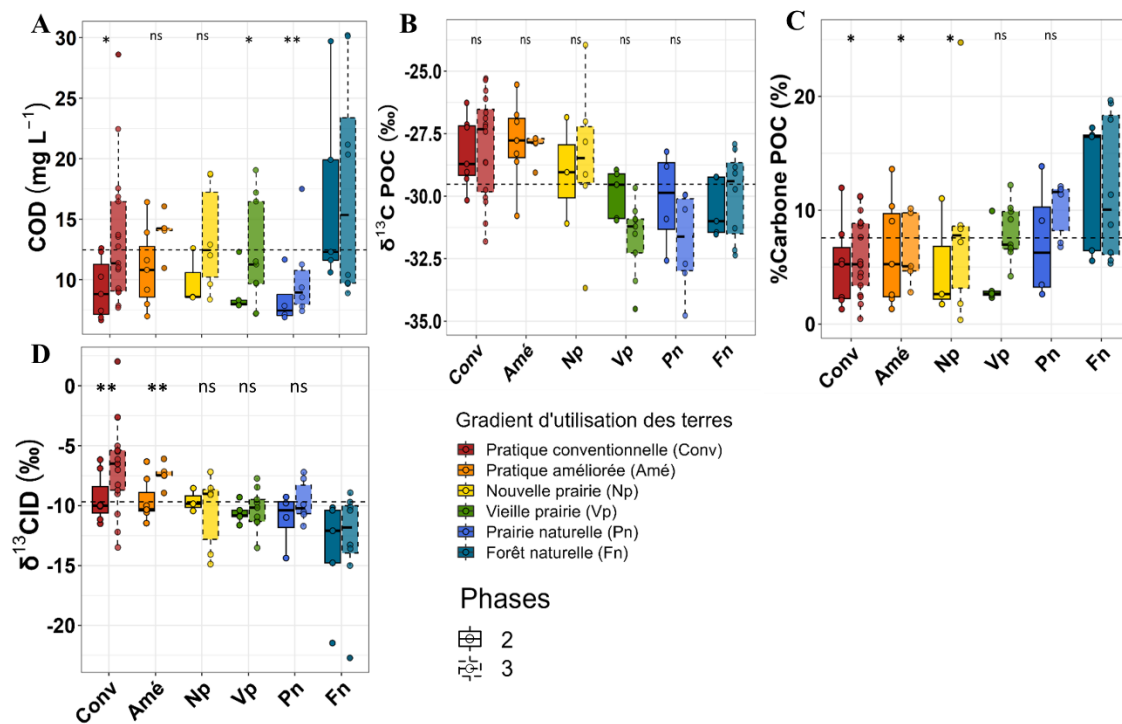


Figure K5. Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) et des phases de l'inondation en 2019 et 2022 (A et D) sur les variables indicatrices de la concentration et de la composition du carbone dans l'eau (A) carbone organique dissous COD (mg L^{-1}) (2019 et 2022); (B) ratio isotopique $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ du carbone organique particulaire (POC) (‰) (2019 et 2022); (C) pourcentage de C contenu dans la (POC) (%) (2019 et 2022); (D) ratio isotopique $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la fraction inorganique dissoute dans l'eau (CID) (‰) (2019 et 2022). Les bordures pleines et pointillées indiquent les phases 2 et 3 de l'inondation, respectivement. Un test de Tukey a été effectué pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,000 1 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

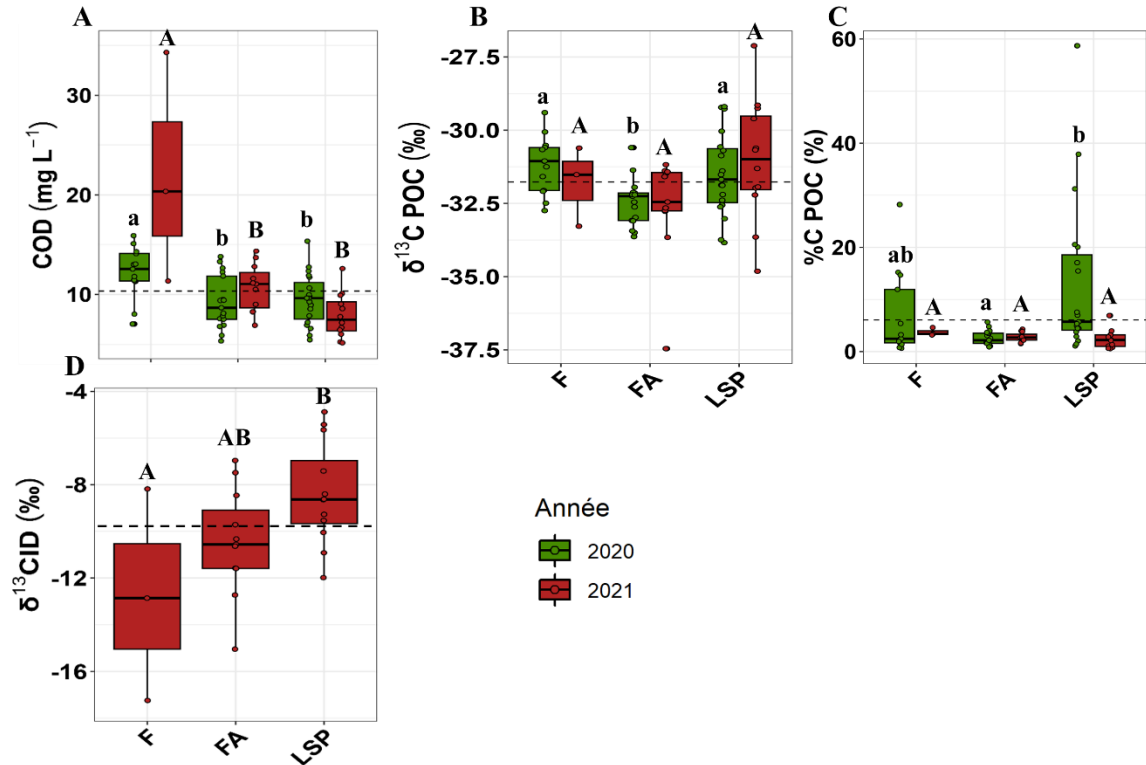


Figure K6. Influence de différents types de milieux présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre sur les variables indicatrices de la concentration et de la composition du carbone dans l'eau au printemps 2020 et 2021 (A) carbone organique dissous COD (mg L⁻¹); (B) ratio isotopique ¹³C/¹²C du carbone organique particulaire (POC) (‰); (C) pourcentage de C contenu dans la (POC) (%); (D) ratio isotopique ¹³C/¹²C de la fraction inorganique dissoute dans l'eau (CID) (‰). Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

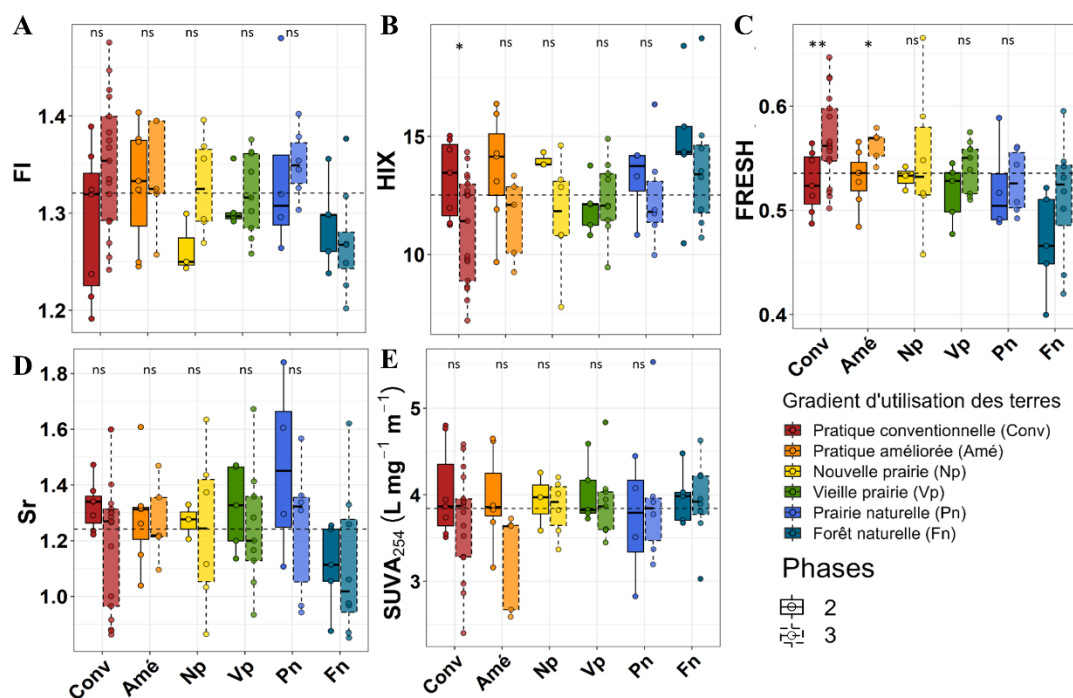


Figure K7. Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) et des phases de l'inondation sur les valeurs des indices de la fluorescence et de l'absorbance mesurées en 2019 et 2022 (A) FI (*fluorescence index*) ; (B) HIX (*humification index*) ; (C) FRESH (*freshness index*) ; (D) Sr (corrélée au poids moléculaire) ; (E) SUVA₂₅₄ (aromaticité, L mg⁻¹ m⁻¹). Les bordures pleines et pointillées indiquent les phases 2 et 3 de l'inondation, respectivement. Un test de Tukey a été effectué pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,0001 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

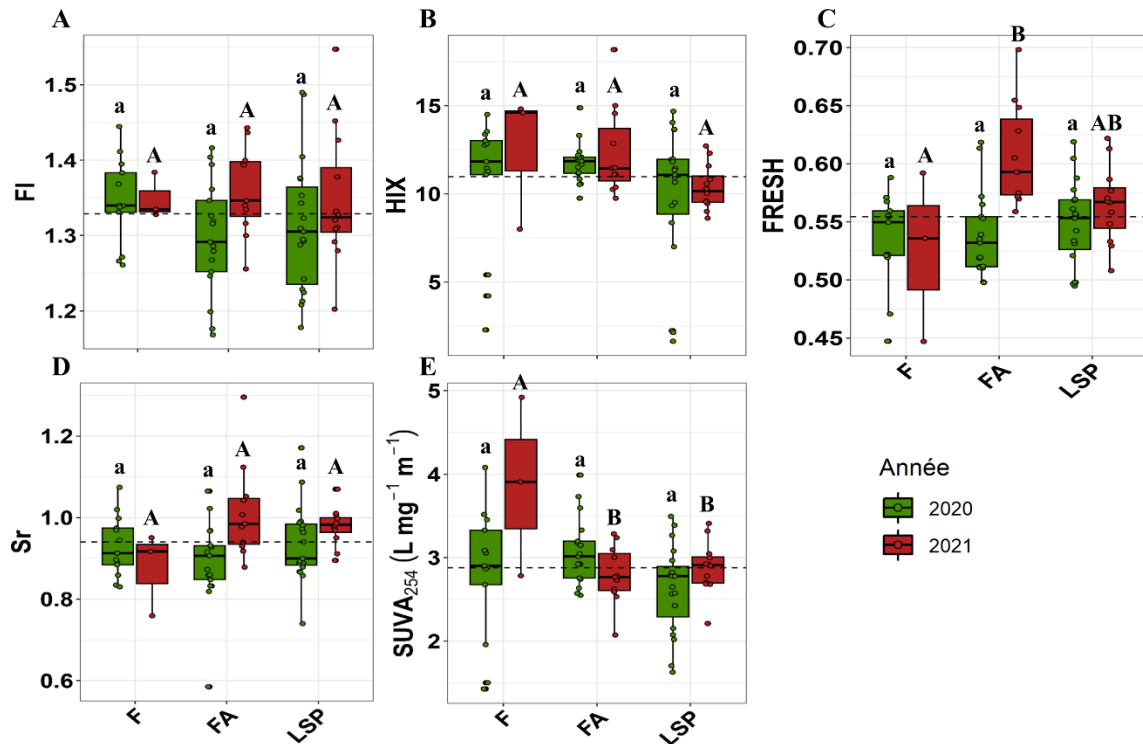


Figure K8. Influence de différents types de milieux présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre sur les valeurs des indices de la fluorescence et de l'absorbance au printemps 2020 et 2021 (A) FI (*fluorescence index*) ; (B) HIX (*humification index*) ; (C) FRESH (*freshness index*) ; (D) Sr (corrélée au poids moléculaire) ; (E) SUVA₂₅₄ (aromaticité, L mg⁻¹ m⁻¹). Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

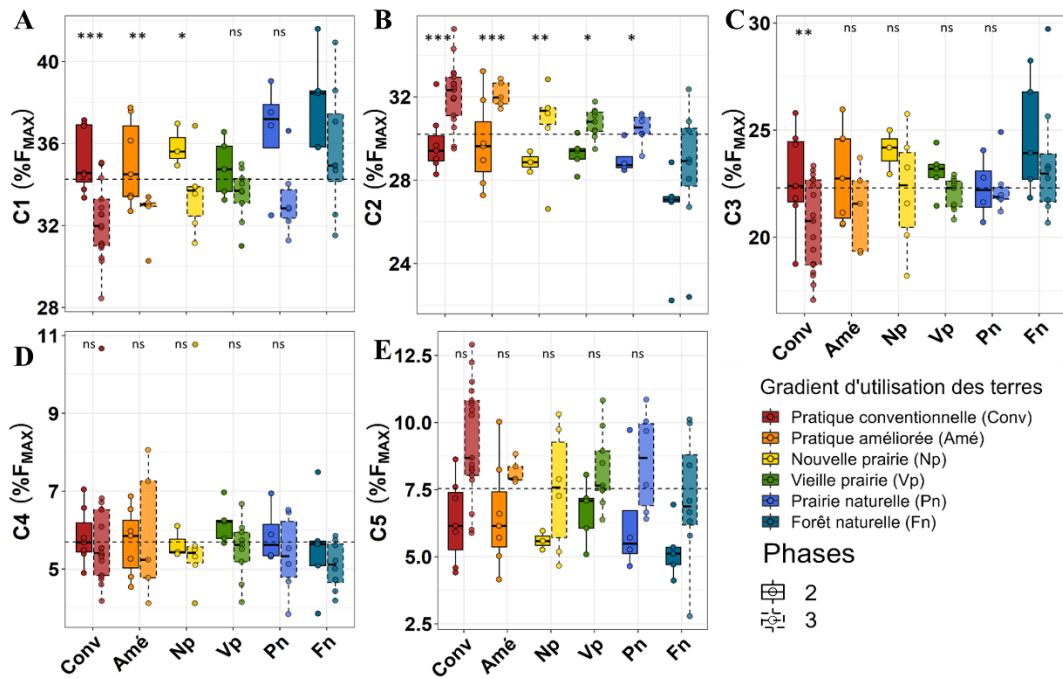


Figure K9. Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) et des phases de l'inondation sur la contribution des cinq composantes du modèle PARAFAC (%F_{MAX}) mesurée en 2019 et 2022 (A) composante C1 (humique); (B) composante C2 (microbienne); (C) composante C3 (humique); (D) composante C4 (protéique-Tryptophane); (E) composante C5 (protéique-Tyrosine). Les bordures pleines et pointillées indiquent les phases 2 et 3 de l'inondation, respectivement. Un test ANOVA et un test de Tukey ont été effectués pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,0001 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

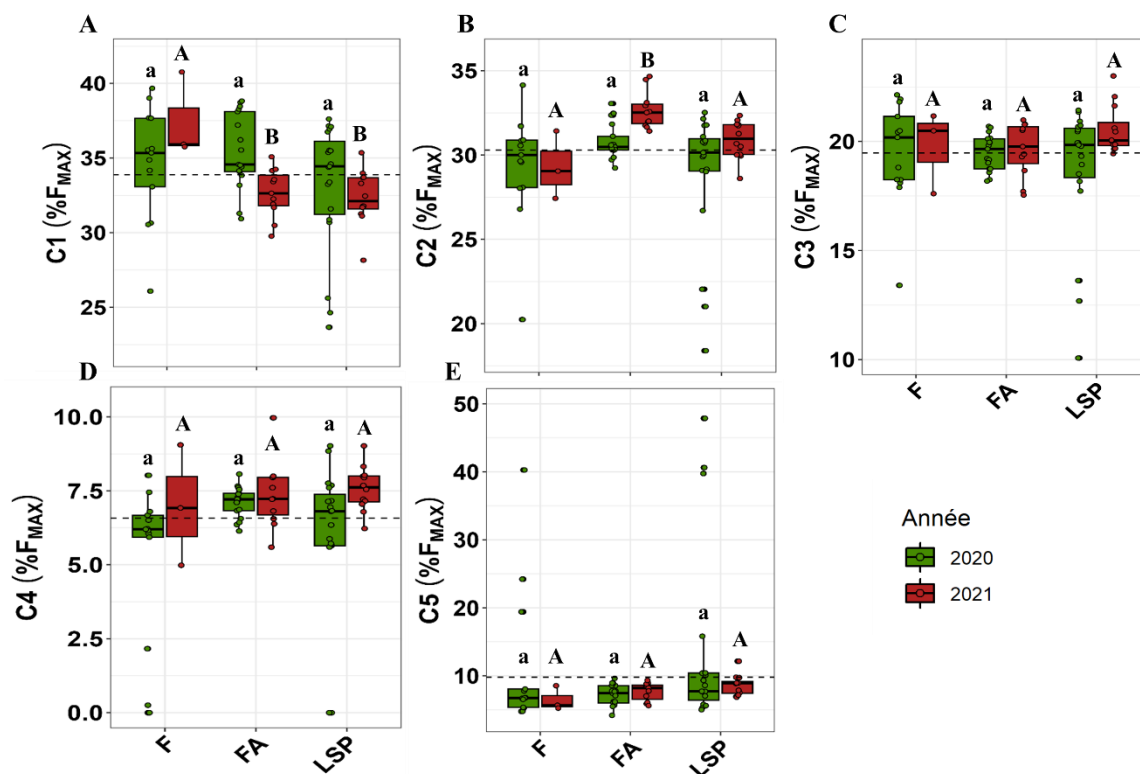


Figure K10. Influence de différents types de milieux présents dans la zone littorale du lac Saint-Pierre sur la contribution des cinq composantes du modèle PARAFAC au printemps 2020 et 2021 (%F_{MAX}) (A) composante C1 (humique); (B) composante C2 (microbienne); (C) composante C3 (humique); (D) composante C4 (protéique-Tryptophane); (E) composante C5 (protéique-Tyrosine). Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

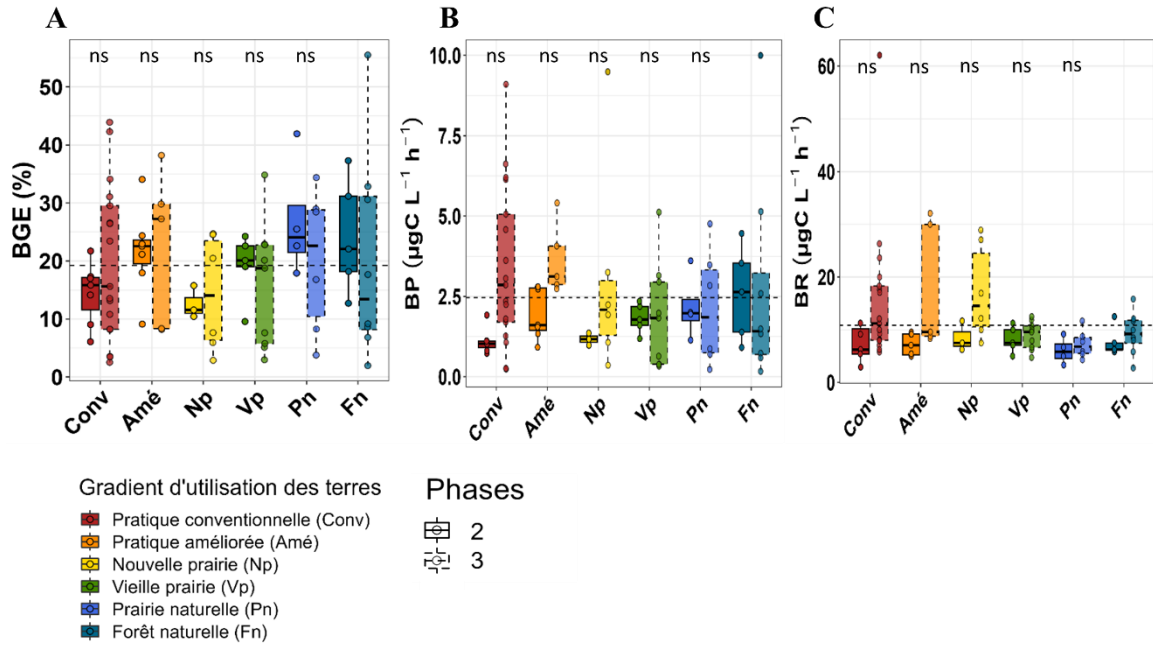


Figure K11 Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) sur les communautés bactériennes échantillonnées en 2019 et 2022 (A) efficacité de croissance bactérienne BGE (%); (B) production bactérienne BP ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$); (C) respiration bactérienne BR ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$). Un test de Tukey a été effectué pour comparer les sites du gradient d'utilisation des terres aux forêts naturelles (Fn). Significativité des valeurs de p ajustées : 0,0001 « *** », 0,001 « ** », 0,01 « * ».

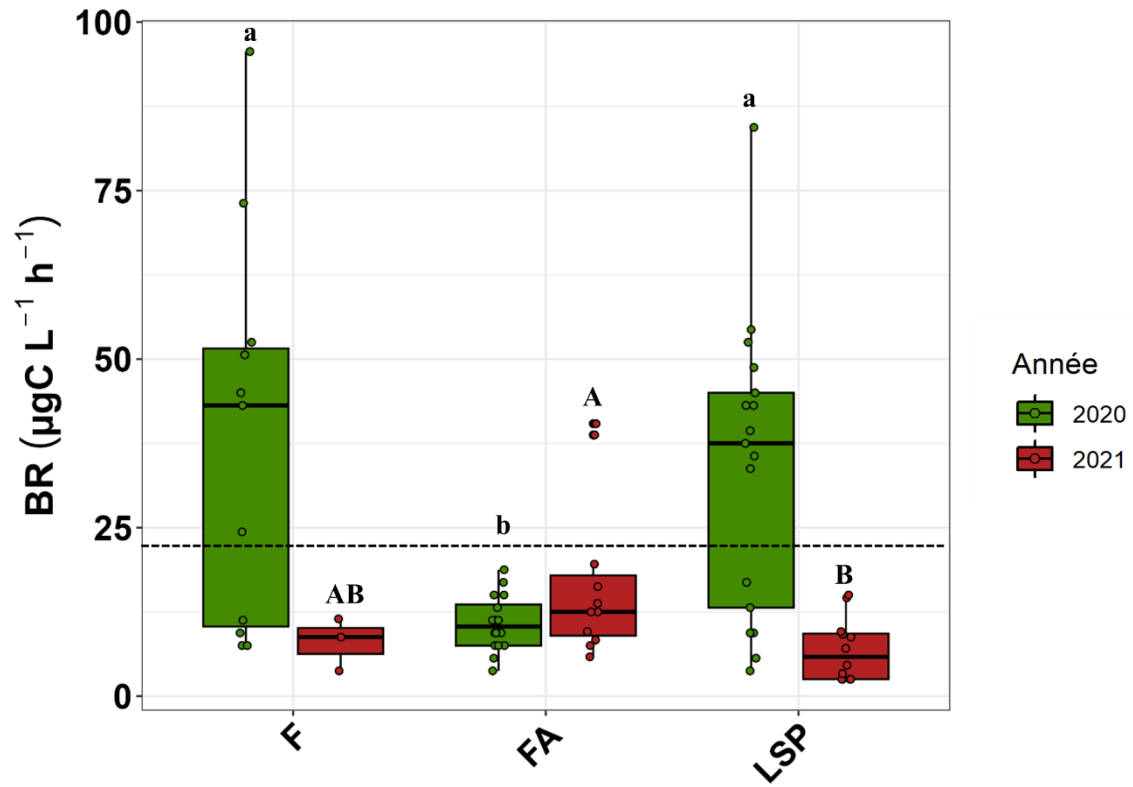


Figure K12 Influence de l'usage des terres dans la zone littorale du lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) sur le taux de respiration bactérienne BR ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$) mesuré en 2019 et 2022. Types de milieux : Forêt (F), Fossé agricole (FA) et Lac Saint-Pierre (LSP). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les moyennes à $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

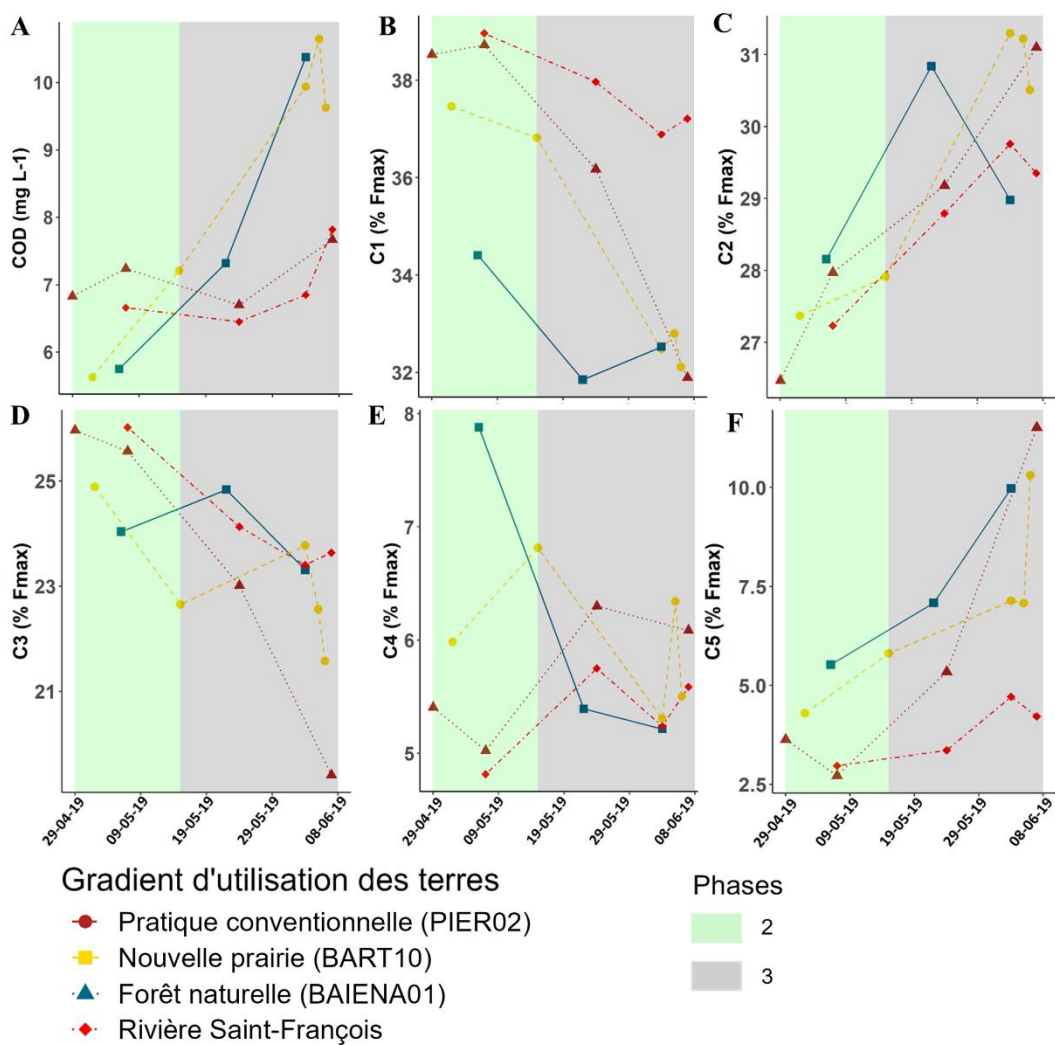


Figure K13 Variabilité temporelle de la fluorescence émise (% F_{MAX}) par les 5 composantes du modèle PARAFAC selon trois sites du gradient d'utilisation des terres de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (PIER02 — Conv, BART10 — Np et BAIENA01 — Fn) et d'un tributaire (rivière Saint-François). Le jour zéro représente le moment où le premier échantillon d'eau a été récolté. (A) COD (mg L^{-1}); (B) C1 (humique); (C) C2 (microbienne); (D) C3 (humique); (E) C4 (protéique-Tryptophane); (F) C5 (protéique-Tyrosine).

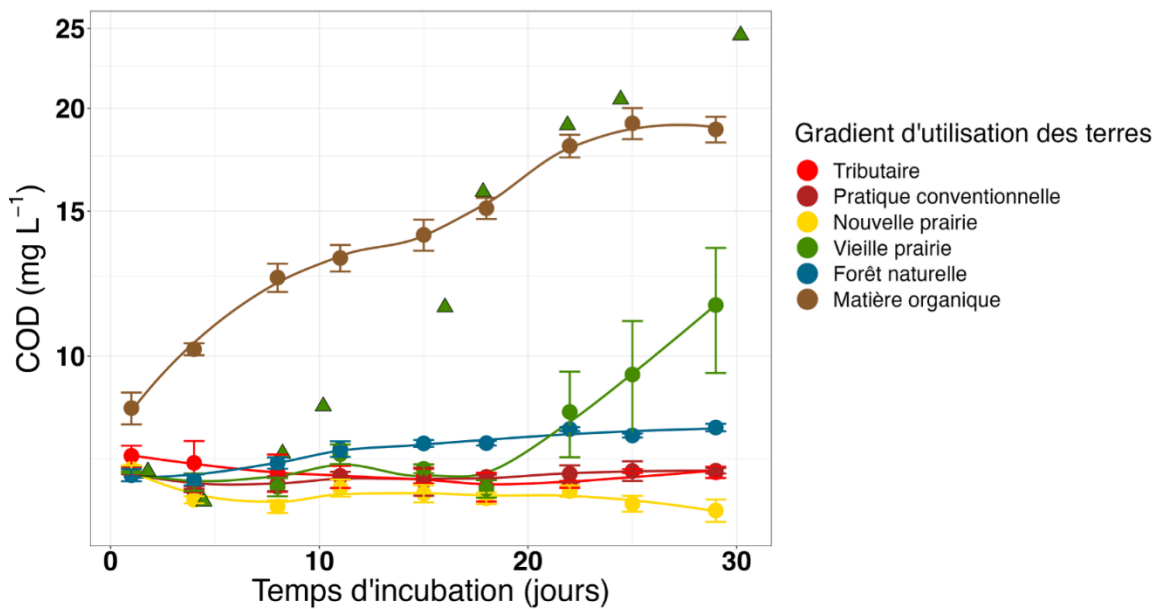


Figure K14 Influence de l'usage des terres dans la zone du littoral du Lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) du bloc Baie-du-Febvre lors de l'expérience d'ennoiement sur les concentrations en COD. Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes issues d'un des quatre sites du traitement de vieille prairie.

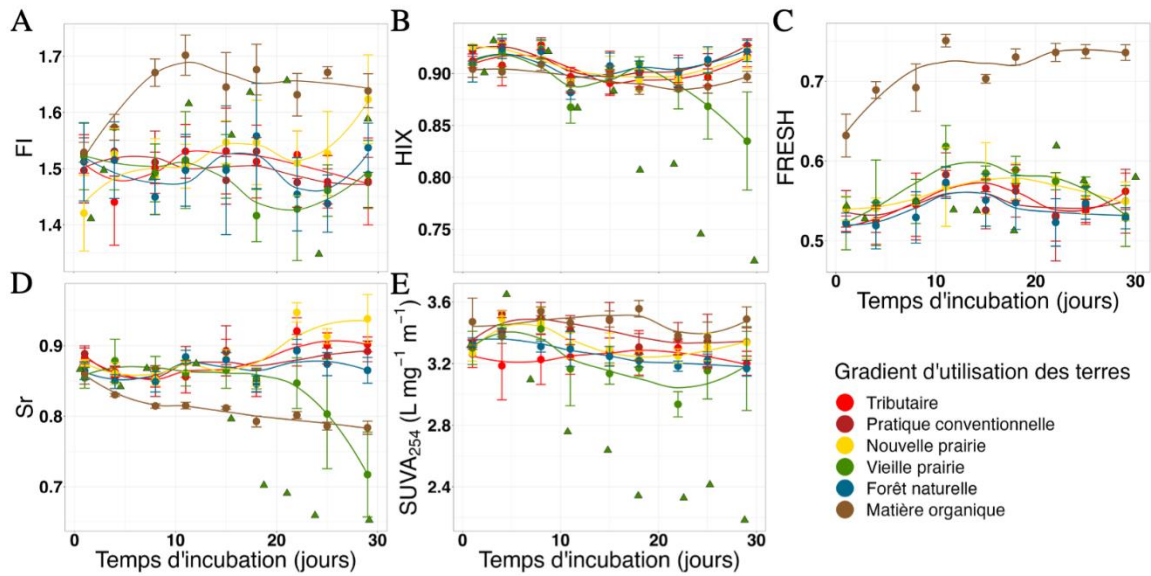


Figure K15 Influence de l'usage des terres dans la zone du littoral du Lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) du bloc Baie-du-Febvre lors de l'expérience d'ennoiement (2024) sur les valeurs des indices de la fluorescence et de l'absorbance (A) FI (*fluorescence index*); (B) HIX (*humification index*); (C) FRESH (*freshness index*); (D) Sr (corrélée au poids moléculaire); (E) SUVA₂₅₄ (aromaticité, L mg⁻¹ m⁻¹). Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes issues d'un des quatre sites du traitement de vieille prairie.

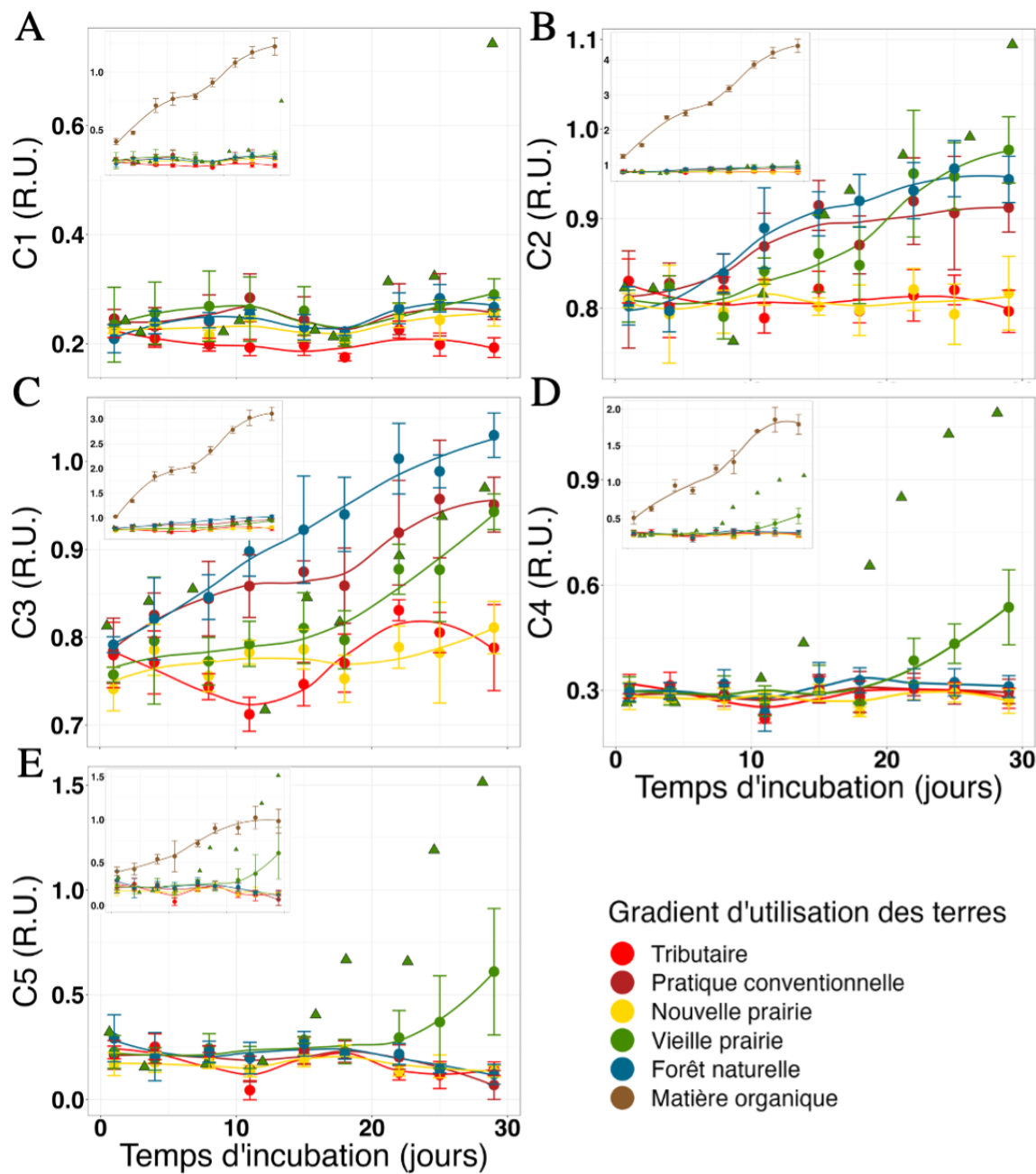


Figure K16 Influence de l'usage des terres dans la zone du littoral du Lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) du bloc Baie-du-Febvre lors de l'expérience d'empoisonnement (2024) sur les cinq composantes du modèle PARAFAC (R.U.) mesurées. (A) composante C1 (humique); (B) composante C2 (microbienne); (C) composante C3 (humique); (D) composante C4 (protéique-Tryptophane); (E) composante C5 (protéique-Tyrosine). Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes issues d'un des quatre sites du traitement de vieille prairie.

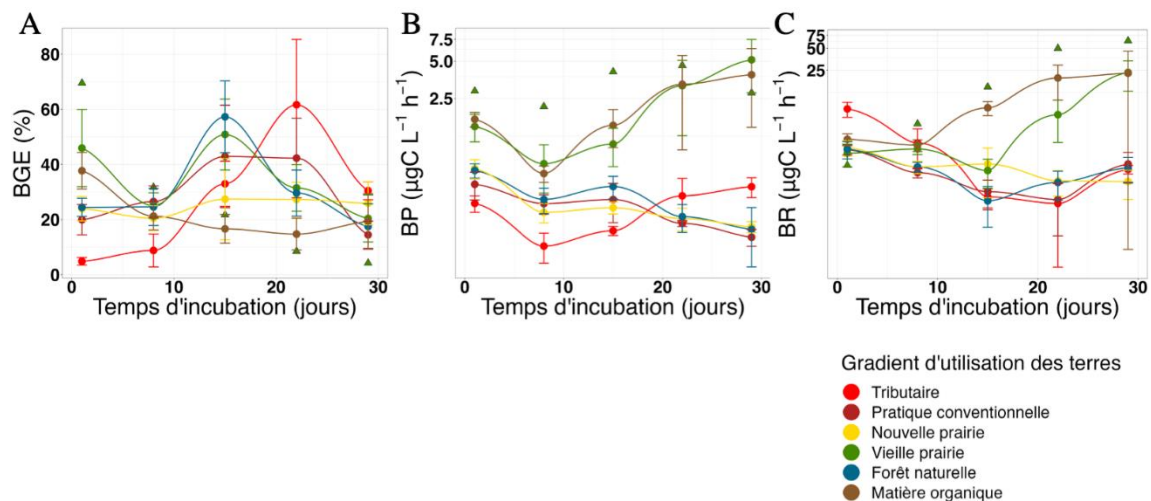


Figure K17 Influence de l'usage des terres dans la zone du littoral du Lac Saint-Pierre (zone de récurrence 0-2 ans) du bloc Baie-du-Febvre lors de l'expérience d'empoisonnement (2024) sur les communautés bactériennes (A) efficacité de croissance bactérienne BGE (%); (B) production bactérienne BP ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$); (C) respiration bactérienne BR ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$). Les points indiquent la valeur moyenne des sites et les barres d'erreur l'écart-type. Les triangles représentent les valeurs aberrantes issues d'un des quatre sites du traitement de vieille prairie.

L - EFFETS DES CULTURES ET PRATIQUES AGRICOLES EXISTANTES SUR LA CROISSANCE ET LA CONDITION PHYSIOLOGIQUE DES LARVES DE PERCHAUDE, AINSI QUE SUR LA TAILLE ET L'ABONDANCE DU ZOOPLANCTON DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

GILBERT CABANA (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Qualité de l'eau

Principaux collaborateurs

Marie-Philippe Dufresne (UQTR), Geneviève Berger (UQTR), Luc Farly (UQTR), François Guillemette (UQTR)

Assistants de recherches

Nathanaël Durocher, Mathieu Michaud, Thomas Lethead, Julianne Morin-Nolet, Louis Desrochers, Camille Perrot, Meghan Lamoureux, Kristof Mercier, Samuel Hazel-Guay (UQTR), Alexane Clerjon (stagiaire U. de Lyon).

Résumé des travaux de recherche

Nous avons étudié la croissance et la condition physiologique des larves de perchaudes ainsi que l'abondance et la taille du zooplancton crustacé capturés dans la zone littorale du lac Saint-Pierre en 2019 et 2022 (années de fortes crues) et en 2020 et 2021 (années de faibles crues). L'effet d'un gradient d'intensité d'utilisation du sol allant des milieux naturels aux sites agricoles a été documenté en 2019 et 2022. En 2020 et 2021, 6 sites situés dans le lac Saint-Pierre, dont la qualité de l'eau était contrastée (mesuré par la turbidité), ont été comparés. Des analyses de variance n'ont pu révéler de différence significative dans la croissance des perchaudes (estimée en matière de longueur totale à l'âge, l'âge ayant été déterminé par le décompte des anneaux de croissance journaliers sur les otolithes des larves) entre les types d'utilisation du sol (2019 et 2022) ou encore entre les 6 sites contrastés en matière de qualité de l'eau (2020 et 2021). Les acides gras totaux et d'acides gras polyinsaturés, des mesures de la condition physiologique des larves de perchaude, ne différaient pas significativement entre les types d'utilisation du sol ou entre les 6 sites situés dans le lac Saint-Pierre. Des corrélations négatives entre les taux de croissance et les ratios isotopiques du carbone chez les larves de perchaude indiquent que la production bactérienne hétérotrophe dépendant de la matière organique soutient probablement la croissance des larves dans le littoral du lac. Les taux de croissance des larves de perchaude étaient positivement reliés à la densité du zooplancton, qui constitue la source de nourriture des larves. Les effets du facteur aléatoire (bloc ; secteur expérimental du lac établi par le Pôle) étaient significatifs dans la grande majorité des analyses concernant le zooplancton. Par exemple, les densités de différents groupes de zooplancton étaient plus fortes dans le bloc de l'Île Dupas, peu importe l'utilisation du sol.

Mise en Contexte

Au printemps, la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) représente un lieu important pour l'alevinage de diverses espèces de poissons, notamment la perchaude (*Perca flavescens*). Les larves de perchaude, une espèce préoccupante au lac Saint-Pierre (Magnan et al., 2022), doivent rapidement se nourrir d'invertébrés, principalement de zooplancton, pendant leurs premières semaines de vie afin de se développer (Leclerc et al., 2011). Les observations de Savignac (1985) indiquent que la plaine d'inondation du LSP abrite généralement des biomasses de zooplancton plus importantes au printemps que le lac lui-même à la même période. De plus, ces données suggèrent que le zooplancton est moins abondant dans les zones où le sol est labouré comparativement aux zones où la végétation est présente. Ces recherches menées sur la plaine d'inondation du LSP confirment le rôle écologique significatif de ces écosystèmes dynamiques, comme observé ailleurs dans le monde (Bayley, 1995 ; Opperman et al., 2017). Par exemple, les jeunes saumons du Pacifique ayant accès à une plaine d'inondation ont montré des taux de croissance supérieurs à ceux qui étaient privés expérimentalement de l'accès à cette zone (Jeffres et al., 2020). Un taux de croissance élevé peut se traduire par une probabilité de survie accrue à la fin de la première année de développement (Irwin et al., 2011).

Le rapport des isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$, Fry 2006) est un indicateur des processus de recyclage du carbone qui soutiennent les écosystèmes aquatiques (Deines et al., 2009), et il est donc sensible aux conditions biogéochimiques de l'environnement. Les réseaux trophiques des milieux aquatiques, caractérisés par une abondance de matière organique recyclée par les bactéries (y compris les méthanotrophes, Jones et Grey 2011), présentent des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ plus négatives que celles observées dans les écosystèmes strictement autotrophes, qui dépendent principalement de la production primaire des algues (Deines et al., 2009). Étant donné que le $\delta^{13}\text{C}$ des organismes consommateurs reflète celui de leurs proies (Fry 2006), les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des larves de perchaudes pourraient ainsi fournir des informations précieuses sur le fonctionnement écologique de la zone littorale. Ainsi Farly et al., (2021) ont noté chez deux espèces du LSP, le méné jaune (*Notemigonus crysoleucas*) et le fondule barré (*Fundulus diaphanus*), des corrélations positives entre l'indice de condition corporelle (masse corrigée pour la longueur) et les ratios isotopiques du carbone, indiquant la contribution trophique de la plaine d'inondation à la croissance de ces espèces. Ces mêmes indices de condition corporelle étaient également positivement corrélés à l'ampleur des inondations au fil des années (durée et étendue spatiale) chez ces deux espèces ainsi que chez la perchaude, le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*).

La contribution écosystémique de la plaine d'inondation peut non seulement se traduire par une quantité accrue de nourriture disponible, laissant une empreinte isotopique distincte chez les consommateurs (Farly et al., 2019, 2021), mais également par des caractéristiques nutritionnelles différentes de celles trouvées dans le lac après la décrue printanière. Les acides gras polyinsaturés (« PUFAs ») sont une classe de lipides essentiels au développement des poissons (Tocher 2010) et leur abondance dépend de leur synthèse par les producteurs primaires à la base du réseau trophique. Par exemple, les cyanobactéries sont très pauvres en PUFAs comparativement aux diatomées et le zooplancton nourri aux cyanobactéries présente des taux de croissance inférieurs (Müller-Navarra et al., 2000). L'abondance de différents acides gras est mesurée par chromatographie en phase gazeuse et les données générées permettent d'évaluer la proportion d'acides gras essentiels dans

un organisme (ex. : zooplancton et larve de poisson) et les lipides totaux. Rude et al., (2016) ont observé des patrons d'acides gras différents dans les poissons habitant la plaine d'inondation comparativement à ceux qui se développent dans le chenal principal de la rivière des Illinois (É.-U.).

Il est essentiel de comprendre l'impact des différents usages des terres dans la plaine d'inondation sur le zooplancton et les jeunes larves de perchaudes afin de favoriser le rétablissement de cette espèce. Les variations interannuelles du niveau d'eau au printemps peuvent dépasser trois mètres (Assani et al., 2014) et au cours des quatre années de ce projet (2019 à 2022), la durée de l'inondation a varié de quelques jours seulement (2021) à plus de 50 jours (2019). Ces fluctuations sont imprévisibles et font partie intégrante du cycle naturel du LSP. Le plan d'échantillonnage a dû être adapté en conséquence. Ainsi, lors des années de crues courtes en 2020 et 2021, les opérations ont été déplacées vers le lac, la plaine d'inondation étant pratiquement inaccessible pour les poissons au moment de l'échantillonnage. De plus, des échantillonnages exploratoires ont été effectués dans quelques endiguements (aménagements fauniques) où les eaux étaient retenues après la décrue. Par conséquent, l'ensemble du projet s'est déroulé dans trois types de sites distincts : la plaine d'inondation, le lac Saint-Pierre et les endiguements.

Objectifs

Les objectifs principaux de ce projet étaient les suivants :

1. Évaluer la densité, la biomasse, la taille moyenne du zooplancton et déterminer si ces mesures sont influencées par l'utilisation des terres dans la plaine d'inondation.
2. Estimer les taux de croissance, les ratios isotopiques du carbone et le contenu lipidique des larves de perchaudes, et examiner l'impact de l'utilisation des terres sur ces paramètres.
3. Comparer ces mêmes variables entre les trois types d'habitats fréquentés par les larves de perchaude, soit le lac Saint-Pierre, la plaine d'inondation et les endiguements.

Organisation du rapport

Nous présentons dans un premier temps les méthodes portant sur les quatre années du projet. Les analyses et résultats sont par la suite présentés en trois sections : 1-les deux années de fortes crues où le protocole à grande échelle a pu être suivi dans la plaine inondable ; 2— une analyse des résultats portant sur les trois types d'habitats étudiés : la plaine d'inondation, le lac Saint-Pierre et les endiguements.

Méthodologie

Sites d'échantillonnage

Les prélèvements ont été réalisés pendant la crue printanière, lorsque les larves de perchaude commencent à se nourrir de zooplancton, soit de la mi-mai à la mi-juin. Cette collecte d'échantillons s'est étalée sur une période de quatre ans, soit de 2019 à 2022 (figure L1).

En 2019 et 2022, lors de crues importantes, les sites d'échantillonnage correspondaient aux emplacements du dispositif expérimental à grande échelle établi par l'équipe de A. Vanasse et B. Bourgeois de l'axe Agriculture. Ces sites étaient répartis le long d'un gradient d'utilisation des terres, allant de la culture intensive de maïs et de soya à des milieux naturels. Durant ces deux années, l'échantillonnage complet a été réalisé dans 3 des 4 blocs de ce dispositif (régions du littoral) : Saint-Barthélemy, Baie-du-Febvre et Pierreville. Le bloc situé à l'Île Dupas n'a pas pu être échantillonné pour les perchaudes, car il était inaccessible en chaloupe, étant enclavé à l'intérieur des terres. En revanche, le zooplancton a été échantillonné dans les 4 blocs. Certains sites à l'intérieur des blocs de Pierreville et de Baie-du-Febvre et situés à des altitudes relativement élevées n'ont pas pu être échantillonnés, car ils étaient exondés lors de nos visites en chaloupe. Les zones de prélèvement étaient positionnées autant que possible au centre de chaque grande parcelle pour minimiser les effets de bordure. Les sites le long du gradient comprenaient différentes pratiques agricoles ainsi que des zones naturelles telles que des prairies, des marais et des forêts (tableau L1). En 2019, en raison de la crue prolongée, le maïs n'a pas pu être semé et les sites de traitement « Pratique améliorée » n'ont été échantillonnés qu'en 2022, car ils n'étaient pas encore implantés lors de la crue printanière de 2019. Lors des années de faibles crues, en 2020 et 2021, les prélèvements ont été effectués sur des sites alternatifs en aval dans le lac lui-même. Les sites situés dans le lac Saint-Pierre (figure L2) ont été sélectionnés en fonction d'un gradient de turbidité établi à l'aide d'analyses d'images satellites (satellite Sentinelle) couvrant les mois de mai et juin 2019 et 2020. La turbidité a été utilisée comme indicateur des apports agricoles au printemps (voir section d'Alexandre Roy).

En 2020 et 2021, une station correspondant à l'endiguement de Sarcel 8 a été ajoutée au protocole. Ce marais aménagé permet de contrôler le niveau d'eau, ce qui maintient un habitat favorable pour les jeunes perchaudes dans un substrat naturel, contrairement aux autres sites non contrôlés qui sont asséchés à la suite de la décrue. Deux autres endiguements similaires situés dans le bloc de Saint-Barthélemy (BART01 et BART04) ont été inclus dans le protocole en 2022 pour permettre des comparaisons supplémentaires sur la croissance des jeunes perchaudes dans des conditions de niveau d'eau contrôlées et en présence d'un substrat végétal naturel.

Mesure de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau a été évaluée à l'aide de mesures physico-chimiques, comprenant la conductivité, la turbidité, l'oxygène dissous et le pH, ainsi que des concentrations en nutriments (azote et phosphore total et dissous, nitrite, nitrate et ammonium). Les concentrations en oxygène sont exprimées en matière de pourcentage de saturation et sont donc corrigées pour l'effet de la température. Ces données ont été collectées pour chaque site du dispositif à grande échelle par l'équipe de F. Guillemette (UQTR) au cours des années de crues prolongées dans la plaine d'inondation, notamment en 2019 et 2022, ainsi que dans les différentes stations du dispositif alternatif en 2020 et 2021, années de crues plus courtes. Les degrés-jour cumulés ($>5^{\circ}\text{C}$) ont été calculés à l'aide de données de température de l'air prises à la station météorologique de Nicolet.

Échantillonnage du zooplancton et de larves de perchaudes

Identification et dénombrement du zooplancton

À chaque visite des sites, deux échantillons d'eau de 20 litres ont été prélevés à l'aide d'un seau de 22 litres, rapidement immergés puis filtrés à l'aide d'un filet à zooplancton (maille de 63 μm). Ces échantillons ont été préservés sur le terrain dans des pots en plastique de 100 millilitres contenant de l'éthanol à 90 %. Le protocole initialement envisagé en 2019 pour quantifier les abondances des principaux groupes de zooplancton (1-cladocères, 2 — copépodes adultes, 3-nauplies [premiers stades des copépodes], 4-ostracodes et 5-rotifères) en fonction de leur taille prévoyait une méthode basée sur le décompte individuel à travers un tamisage en série avec des mailles de tailles décroissantes (710, 500, 355, 250, 180, 125, 90 et 63 μm). Cette approche s'est avérée fastidieuse au niveau de la formation du personnel et donc peu pratique pour analyser un grand nombre de stations, et a donc été abandonnée. Les échantillons préservés de l'année 2019 ont été reconstitués et conservés dans de l'éthanol à 90 % en vue d'une analyse ultérieure par un laboratoire professionnel proposant un service de dénombrement et d'identification du zooplancton (Lynn W. Witty, Identazoop). Les échantillons pour 2020 et 2022 ont été directement envoyés à la firme Identazoop. Aucun décompte n'a été fait pour l'année 2021, car aucun échantillonnage du zooplancton n'a été fait cette année.

Trois groupes de zooplancton crustacé ont été dénombrés : 1-cladocères, 2-copépodes adultes et 3-nauplies et copédites (premiers stades des copépodes). Il est à noter que les catégories de zooplancton diffèrent de celles qui étaient visées au début du projet. Les cladocères et les copépodes adultes ont été identifiés et comptés à l'espèce (données disponibles). Les densités pour chaque groupe taxonomique sont exprimées en nombre d'individus par mètre cube ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-3}$) et la biomasse totale (en masse sèche ; $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) a été estimée en utilisant des relations entre la masse et la longueur (taille) pour chaque espèce dénombrée par le consultant. Les abondances et biomasses totales sont calculées pour la communauté zooplanctonique crustacée en entier (cladocères et copépodes) ainsi que pour les copépodes et cladocères séparément. La masse sèche moyenne par individu a été calculée en divisant la biomasse totale par le nombre total d'individus pour chaque grand groupe.

Analyses lipidiques du zooplancton et des perchaudes

Les mesures du contenu lipidique du zooplancton et des larves de perchaudes ont été réalisées selon un protocole identique et ont été effectuées au laboratoire de la Professeure Milla Rautio (UQAC) par chromatographie en phase gazeuse (GC-MS). Un minimum de 1 mg de matière sèche est requis pour ces analyses. Pour les échantillons de larves de perchaudes, un homogénat de quatre individus a été utilisé pour les analyses. Il était essentiel de séparer le zooplancton de toute autre matière organique susceptible de fausser les résultats. Les échantillons ont été préservés sur glace et triés le jour même, puis lyophilisés et conservés à $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ dans des petits contenants de type Eppendorf. Seule une classe de taille de zooplancton (parfois deux) a pu être analysée, car il n'était pas toujours possible d'obtenir une quantité suffisante de matériel pour certaines classes de taille ou de séparer le zooplancton des débris organiques dans certaines classes de taille, surtout les plus petites. Les deux mesures du contenu lipidique dans le zooplancton et les larves de perchaudes sont les suivantes : les acides gras totaux (exprimés en mg/g d'échantillon) et la quantité d'acides

gras polyinsaturés par rapport aux acides gras totaux (exprimée en %). Les analyses d'acides gras ont été réalisées pour les années 2019 et 2020. En 2020, nous n'avons capturé aucune larve de perchaude dans les sites alternatifs autres que le LSP (fossés agricoles et forêt).

Capture et préservation des larves de perchaudes

En 2019, les larves de perchaudes furent capturées à l'aide de deux traits de 50 mètres faits en surface depuis une chaloupe à l'aide d'un filet de type « push net » ayant des mailles de 0,5 mm. Cependant, cette méthode générait fréquemment des quantités insuffisantes de larves pour mener à bien toutes les analyses prévues. Pour remédier à ce problème, les larves capturées en 2020, 2021 et 2022 ont été prélevées à l'aide d'une seine de rivage ayant des mailles de 0,5 mm. L'objectif de ces prélèvements n'était pas de fournir des estimations de densité (comme nous avons tenté en 2019), mais simplement d'obtenir suffisamment de spécimens pour les analyses biogéochimiques, morphométriques et de croissance. En 2020 seulement, deux visites des sites ont été réalisées. Les poissons capturés lors de la deuxième visite étaient nettement plus grands et avaient commencé à changer de forme. En revanche, les poissons capturés lors de la première visite étaient similaires à ceux capturés en 2019. Par conséquent, les analyses de croissance, de morphométrie et d'isotopie ont été effectuées sur les poissons capturés lors de la première sortie en 2020. Nous avons toutefois analysé les contenus lipidiques de deux classes de taille.

Le protocole de préservation et d'analyse des échantillons de larves de perchaudes est décrit dans la figure L2. En résumé, environ une dizaine de larves de perchaudes par site (si elles étaient présentes) étaient congelées sur de la glace carbonique jusqu'à leur transfert dans un congélateur à -80 °C situé à l'UQTR. Les spécimens destinés aux analyses d'acides gras étaient transportés sur de la glace carbonique à la fin de l'été jusqu'à l'UQAC, où ils étaient stockés dans le laboratoire à -80 °C. Ceux destinés aux analyses isotopiques à l'UQTR étaient congelés à -20 °C, puis lyophilisés. Enfin, les spécimens destinés aux analyses morphométriques et d'otolithes (mesure d'âge) étaient préservés directement sur le terrain dans de l'éthanol à 90 %.

Les échantillons ont été analysés (ratios des isotopes stables du carbone) par spectrométrie de masse (GC-IRMS) au département des Sciences de l'Environnement à l'UQTR (Centre RIVE, Laboratoire LIAGE). En bref, environ 1 mg de matière sèche a été brûlé à haute température, ionisé et accéléré grâce à un champ magnétique. L'abondance relative des molécules de CO₂ contenant du carbone -12 par rapport au carbone -13 est calculée à l'aide de cavités de Faraday (Fry, 2006).

Croissance et morphométrie des larves de perchaudes

Les dimensions des larves de perchaudes, soit la longueur totale (LT), la hauteur à l'anus (HA) et la longueur du maxillaire inférieur (LM), ont été mesurées pour toutes les années et les stations où des spécimens ont été récoltés. L'objectif de ces mesures morphométriques était de déterminer si la croissance individuelle d'un poisson post-larvaire, variable délicate et fastidieuse à mesurer, peut être prédite par la forme de la larve, variable plus facile et rapide à évaluer (Suthers 1992 ; Landeata et al., 2019 ; Osmar et al., 2019). Les relations allométriques entre chacune de ces mesures (transformées en log 10) et la longueur totale (transformées en log 10) ont été établies par des analyses de régression linéaire selon la méthode des moindres carrés (Sokal et Rohlf, 1995). Les valeurs résiduelles ont ensuite été définies comme la différence entre le log 10 de HA ou LM observée pour chaque individu et la valeur prédite en fonction du log 10 de LT. Le taux de croissance de chaque spécimen, sélectionné de manière aléatoire à chaque station pour les quatre

années, a été calculé en divisant sa longueur totale par son âge en jours (Leclerc et al., 2011). Les anneaux de croissance journalière ont été comptés à partir de photographies des otolithes extraits des larves (voir figure L3) puis montés sur des lames (voir figure L4). Les comptes ont été faits par deux observateurs différents.

Analyses statistiques

Les faibles crues des années 2020 et 2021 ont entravé notre capacité à suivre le protocole établi dans l'étude de la plaine d'inondation. Plutôt que de suspendre simplement nos travaux sur le terrain pour ces deux saisons, nous avons opté pour un échantillonnage ciblé de stations dans le LSP ainsi que dans des endiguements où les niveaux d'eau étaient maintenus après la décrue. Il est crucial de noter que cette approche diffère considérablement du protocole initialement prévu dans le cadre du Pôle, notamment en ce qui concerne l'évaluation de l'impact de l'utilisation des sols sur les larves de perchaudes et le zooplancton. Cependant, étant donné que les mesures effectuées en 2020 et 2021 sont similaires à celles prises en 2019 et 2022 (années de fortes crues), le projet dans son ensemble nous permet de comparer la croissance des larves de perchaudes et l'abondance du zooplancton dans le LSP, les endiguements et la plaine d'inondation. Il convient également de souligner que le LSP n'a été échantillonné que durant les années de faibles crues (2020 et 2021) lorsque l'eau s'était retirée de la plaine d'inondation. Il est donc impossible dans la présente étude de comparer les différentes variables-réponses mesurées dans le LSP et la plaine d'inondation durant la même année.

Les variables dépendantes (attributs du zooplancton et des larves) ont été examinées à l'aide d'analyses de variance (modèles mixtes) où les effets fixes sont les types d'utilisation du sol et les effets aléatoires sont les blocs expérimentaux du Pôle et les années. En 2019, des captures de perchaudes à l'aide du « push net » ont été effectuées avec succès et en nombre suffisant dans seulement 9 sites. L'application d'un modèle mixte avec les blocs comme effets aléatoires est donc impossible pour ce design réalisé incomplet. Contrairement à l'échantillonnage des perchaudes, le zooplancton a pu être échantillonné dans tous les sites qui ont pu être visités en chaloupe ou à pied. Des modèles mixtes d'ANOVA ont donc pu être utilisés pour examiner les effets fixes (utilisation du sol) et aléatoires (les blocs, en 2019 et 2022, et les années) sur le zooplancton. Des tests standards de corrélation de Pearson pour les relations bivariées ont été utilisés.

Résultats et Discussion

Analyse des résultats sur la plaine d'inondation (2019 et 2022)

Variabilité interannuelle des conditions environnementales lors de la crue

Durant les années de longues crues (2019 et 2022), les perchaudes ont débuté leur développement sur la plaine d'inondation. L'eau a commencé à se réchauffer beaucoup plus tôt en 2022 qu'en 2019 et les degrés-jour cumulés atteints en 2022 étaient en avance d'environ un mois comparativement à 2019 (figure L5). Les concentrations en oxygène ont chuté chaque année au fil des jours de façon systématique (figure L6). Cette évolution vers l'hypoxie était décalée en 2022, se déroulant plus d'un mois plus tôt qu'en 2019 (figure L6). Les deux années de longues crues sont donc très différentes au niveau de la température et de l'oxygène, des variables affectant potentiellement le développement des perchaudes et du zooplancton. Nous avons donc aussi présenté les résultats pour ces deux années séparément.

Zooplancton

Les analyses de variance n'ont pas révélé d'effets significatifs ($P > 0,05$) de l'utilisation du sol sur la densité, la biomasse totale du zooplancton ou de ses composantes (cladocères, copépodes) ainsi que sur la masse individuelle moyenne du zooplancton (tableau L3 et figure L6-8). Des effets significatifs des blocs ont été détectés pour toutes les variables zooplanctoniques, sauf pour la masse individuelle moyenne du zooplancton. Des effets significatifs de l'année (2019 vs 2022) ont été détectés pour la densité des cladocères, la masse individuelle moyenne du zooplancton, ainsi que la biomasse totale des copépodes. Cependant, les analyses faites séparément pour chaque année (2019 et 2022) n'ont pas non plus dégagé d'effets de l'utilisation du sol ($P > 0,05$ pour chacune des années). Les copépodes (adultes et stades juvéniles) représentaient plus de 91 % des individus dénombrés dans les blocs BAIE, BART et PIER, mais seulement 68 % dans le bloc DUPA. DUPA est donc le seul bloc où les cladocères étaient relativement abondants. Les densités et biomasses zooplanctoniques étaient beaucoup plus basses dans le bloc PIER que dans les autres blocs (tableau L4). Par exemple, la biomasse totale moyenne du zooplancton dans le bloc PIER n'était que de 26,5 mg \bullet m⁻³, alors que les biomasses dans les trois autres blocs variaient entre 473,3 et 1406,4 mg \bullet m⁻³. Les densités du zooplancton étaient plus faibles dans le bloc PIER (164000 ind. \bullet m⁻³) que les trois autres blocs (564000-731000 ind. \bullet m⁻³). La masse moyenne individuelle du zooplancton était aussi plus faible dans le bloc PIER (0.2 ug \bullet ind.⁻¹) comparée aux trois autres blocs (0,8 – 1.08 ug \bullet ind.⁻¹). Les densités et biomasses totales du zooplancton étaient extrêmement variables entre les sites échantillonnés à l'intérieur des blocs, les écarts-types excédant les moyennes dans plusieurs cas (tableau L4).

Des effets importants de la variable aléatoire « bloc » ont été détectés dans la majorité des analyses de la taille du zooplancton, de son abondance totale et de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques. Cela suggère qu'il y a des effets spatiaux à grande échelle importants sur ces variables dans la plaine d'inondation du LSP. Avec 4 blocs, il est toutefois difficile d'établir si ces effets sont causés par l'hydrologie (masse d'eau) ou la géologie des sols ou d'autres variables ascendantes (ex. : nutriments, productivité primaire) ou descendantes (ex. : prédation sur le zooplancton).

L'analyse de la densité (ou biomasse) du zooplancton n'a pas révélé d'effet statistiquement significatif de l'utilisation du sol (figures L7 et L8). Ces résultats semblent contraster avec ceux rapportés par Savignac (1985) qui mentionne des biomasses plus élevées dans les milieux naturels comparés aux milieux où le sol est mis à nu en automne. Le site d'étude de Savignac (1985) sur la rive sud du LSP était situé à Baie-du-Febvre, à l'est de la rivière Lemire, donc près du bloc BAIE. L'échantillonnage s'est déroulé du 27 avril au 3 juin 1984, une année de longue crue, similaire à 2019. Les données présentées par Savignac montrent que les populations de zooplancton sont en croissance exponentielle dans la plaine d'inondation durant les semaines de son suivi. De telles dynamiques de croissance des populations peuvent générer d'importantes variations spatiales en abondance. Savignac (1985) observe aussi des hausses brusques en biomasse à mi-chemin durant l'inondation et suggère que ces variations sont dues aux effets des changements brusques des niveaux d'eau associés à la décrue. Ainsi, le zooplancton se retrouverait concentré dans des cuvettes durant le retrait des eaux. De plus, l'abondance du zooplancton est fort probablement aussi influencée par un effet similaire de concentration relié à l'action du vent. Nous avons ainsi observé (G. Cabana, obs. pers.) de grandes différences de densités de zooplancton entre les

extrémités d'un champ homogène à la suite d'une période de grand vent. L'étude de Savignac se déroule sur deux années (1983, 84) et il rapporte des biomasses moyennes dans la plaine d'inondation de 1073 mg • m⁻³ en 1983 vs 40 175 mg • m⁻³ en 1984 (masse humide) pour une même date (19 mai ; tableau 7 dans Savignac, 1985). Ces résultats, ainsi que les nôtres, soulignent que de fortes variations interannuelles affectant la dynamique du zooplancton sont courantes dans la plaine d'inondation. Tous ces facteurs contribuent fort probablement à la difficulté de dégager des effets spatiaux de l'utilisation des sols sur le zooplancton.

Perchaude

Une analyse de variance de la longueur totale des perchaudes indique qu'il n'y a pas de différences significatives entre les blocs (variable aléatoire) et entre les différents types d'utilisation du sol (effet fixe) (figure L8). Il est donc possible de comparer les taux de croissance (mm • j⁻¹) de poissons ayant des tailles similaires au moment de leur capture (figure 10). L'analyse de variance de la croissance des perchaudes avec l'effet aléatoire bloc était possible pour 2022, le design étant plus balancé que 2019 où il manquait beaucoup de données pour certains types d'utilisation du sol. Le modèle n'indique aucun effet significatif de l'effet fixe d'occupation du sol sur les taux de croissance de la perchaude (F=0,78 ; P=0,65). Les traitements associés au protocole du Pôle ne semblent pas affecter la croissance des jeunes perchaudes mesurée à l'aide des otolithes. La mobilité des larves, passive (effet du vent) ou active, a pu contribuer à ce résultat négatif. Un résultat similaire a été obtenu par l'analyse conjointe des années 2019 et 2022 utilisant les variables bloc et année comme facteur aléatoire (effet bloc : P<0,05, effet année : P=0,35 et effet fixe occupation du sol : P=0,95). Les analyses lipidiques, qui ont été faites seulement en 2019 dans la plaine d'inondation, ont donné des résultats similaires (effets non significatifs de l'utilisation du sol, P>0,05) pour chacune des deux semaines (Figure L11-14). Dans ce dernier cas, il faut se rappeler que le design manquant plusieurs traitements ne permet pas d'utiliser un modèle mixte.

Analyse des résultats sur les quatre années (LSP, plaine d'inondation et endiguements)

Les moyennes et écarts-types des données zooplanctoniques et de croissance des perchaudes pour les quatre années sont présentés dans le tableau L5. Puisque les campagnes d'échantillonnage dans les trois types de sites (LSP, plaine d'inondation, endiguements) n'ont pas été faites les mêmes années, nous ne présentons pas de tests statistiques formels des tendances observées dans le jeu de données incluant tous les habitats.

Zooplancton

Les densités, biomasses et masses individuelles moyennes du zooplancton étaient beaucoup élevées dans la plaine d'inondation et les endiguements que dans les stations du LSP (années de faibles crues). Par exemple, on trouvait 376 000 (2019) et 685 000 ind. • m³ (2022) en moyenne dans la plaine d'inondation comparativement à une moyenne de 57 000 ind. • m³ dans le LSP (Tableau L5). Comme le zooplancton est aussi plus petit dans le LSP (Tableau L5), le même patron est observé pour la biomasse totale : 262 mg • m⁻³ (2019) et 1044 mg • m⁻³ (2022) dans la plaine d'inondation vs 50 mg • m⁻³ dans le LSP. Savignac (1985) met en évidence des différences significatives entre les zones de la plaine d'inondation et le LSP à la fin de sa période d'échantillonnage, soit fin mai-début juin, pour la biomasse du zooplancton. La biomasse moyenne (en masse humide) mesurée la même année dans la plaine d'inondation était beaucoup élevée

(4018 mg • m⁻³) que dans le LSP (3,3 mg • m⁻³). Nos résultats concernant la haute productivité zooplanctonique de la plaine d'inondation comparativement au LSP concordent avec ceux rapportés par Savignac (1985), bien qu'il faille garder en tête que ces mesures ne sont pas toutes prises la même année. Bolduc et al., (2016) ont observé en été des densités moyennes de zooplancton similaires aux nôtres dans le LSP, c'est-à-dire beaucoup plus faibles que celles observées dans la plaine d'inondation au printemps dans la présente étude. La plaine d'inondation est dominée par les copépodes (figure L16). Que les sites soient agricoles ou naturels, on observe une densité nettement plus élevée de copépodes, notamment des cyclopoïdes, dans la plaine d'inondation que dans le LSP. Ces copépodes sont reconnus pour leur capacité de survie à la suite du retrait des eaux, permettant ainsi une recolonisation rapide durant la crue printanière l'année suivante (Wahl et al., 2008). Les copépodes sont aussi moins affectés que les cladocères par la matière argileuse fine en suspension (Kirk et Gilbert 1990) et sont donc potentiellement mieux adaptés à la mosaïque agricole et naturelle présente dans les plaines inondables anthropisées.

Croissance et condition physiologique des larves de perchaudes

Nous n'avons pas pu générer un modèle de prédiction des taux de croissance des perchaudes basé sur les mesures morphométriques. Les analyses de morphométrie (hauteur relative et longueur du maxillaire relative ; figure L15 et tableau L6) n'ont pas révélé de corrélations significatives avec les taux de croissance moyens en 2019 et 2022. Donc, ces mesures morphométriques relativement faciles à faire ne permettent pas d'estimer des différences de taux de croissance entre différents sites ou entre les individus. Des relations négatives significatives entre la croissance et le $\delta^{13}\text{C}$ des perchaudes (figure L17) en 2019 et 2022 dans la plaine d'inondation suggèrent que les milieux riches en matière organique (ex. : forêts et prairies naturelles) où l'activité bactérienne est forte ($\delta^{13}\text{C}$ plus négatifs) et la production dominée par l'hétérotrophie sont caractérisés par des taux de croissance des jeunes perchaudes plus élevés. Jeffres et al., (2020) ont observé un résultat similaire chez un salmonidé.

Aucune corrélation significative n'a été observée entre les taux de croissance moyens par site et la concentration en phosphore total et la turbidité (corrélations de Pearson ; $P > 0,05$). Bien que des taux de croissance plus élevés soient observés à Maskinongé (site moins turbide), des taux similaires sont aussi détectés au site Langue de Terre (site très turbide). Il est donc impossible de conclure à un effet du phosphore ou des apports agricoles, indiqué par la turbidité, sur les taux de croissance des larves de perchaude dans le LSP durant les années de faibles crues (2020 et 2021). Le déplacement des larves par dérive pourrait expliquer cette absence d'effet de la qualité de l'eau sur la croissance des larves dans le LSP durant les années de faible crue.

Croissance des larves de perchaudes et densité du zooplancton

Nous avons noté à travers les années et les sites du projet une variabilité approchant trois ordres de grandeur dans la densité du zooplancton. La croissance moyenne journalière des larves de perchaudes est positivement reliée à la densité en zooplancton (figure L18). Ce résultat suggère que la quantité de nourriture disponible aux perchaudes pourrait être un facteur limitant leur croissance ou que ces deux variables sont simultanément influencées par une ou d'autres variables, comme la température, par exemple. Jeffres et al., (2020) ont observé une corrélation positive similaire chez les jeunes de l'année du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) habitant la plaine d'inondation, un canal, et la rivière adjacente. Les taux de croissance (mm • j⁻¹) dans la

plaine d'inondation étaient trois fois plus élevés dans la plaine d'inondation que dans la rivière où la densité du zooplancton crustacé était plus faible. En 2022, les perchaudes ont grandi plus rapidement et les densités de zooplancton étaient plus fortes. Les températures printanières dans la plaine d'inondation étaient plus élevées en 2022 qu'en 2019 (figure L6). Il est néanmoins possible que la croissance des poissons et celle des populations de zooplancton ne soient pas nécessairement reliées de façon causale, mais plutôt par un effet similaire relié notamment à la température.

Conclusion générale

L'objectif premier de ce projet était d'examiner les effets du gradient d'utilisation du sol allant des milieux naturels aux pratiques agricoles améliorées ou conventionnelles sur la croissance des jeunes perchaudes de l'année et l'abondance du zooplancton. En raison des faibles crues en 2020 et 2021, les larves de perchaudes ne furent pas exposées aux différents traitements agronomiques durant ces deux années, les planches agricoles étant exondées. Cette dynamique hydrologique, qui est normale pour le LSP, a donc limité notre capacité de détecter des effets potentiels des modifications des pratiques agricoles sur la croissance des larves de perchaudes. En 2019 et 2022, les plus longues crues ont permis aux perchaudes de commencer leur développement sur la plaine d'inondation. Pour ces deux années, les taux de croissance ainsi que l'abondance du zooplancton étaient extrêmement variables spatialement, ne répondant pas clairement au gradient de naturalité. Une analyse globale des quatre années a révélé que la croissance des larves de perchaudes au printemps était positivement reliée à la ressource alimentaire zooplanctonique. Néanmoins, un certain bémol s'impose puisque les sites sur la plaine d'inondation et dans le LSP n'ont pas été échantillonnés les mêmes années. Les fortes densités de zooplancton dans la plaine d'inondation étaient attribuables aux fortes densités de copépodes, spécialement aux premiers stades des cyclopoïdes. Les taux de croissance des perchaudes ainsi que la biomasse/densité du zooplancton dans la plaine d'inondation (sites du Pôle) étaient comparables à ceux observés dans les endiguements.

Aucune corrélation significative n'a été observée entre les taux de croissance moyens par site et la concentration en phosphore total et la turbidité. Les analyses d'acides gras totaux ainsi que le pourcentage en acides polyinsaturés n'ont pas montré de différences significatives entre les stations dans le LSP en 2020. Les patrons d'acides gras ne semblent pas répondre de façon claire à la variabilité spatiale de la turbidité le LSP durant ces années de faibles crues. Les taux de croissance des perchaudes en 2019 et 2022 étaient inversement reliés à leurs ratios isotopiques du carbone. Des valeurs très négatives en $\delta^{13}\text{C}$ indiquent un fort recyclage du carbone et une importance accrue de la production bactérienne dans un écosystème (Deines et al., 2009 ; Jones et Grey 2011). Ces relations de croissance — $\delta^{13}\text{C}$ confirment l'importance de tels milieux dans les systèmes rivière-plaine d'inondation (Jeffres 2020 ; Farly et al., 2019, 2021). Les travaux de F. Guillemette et de V. Maire dans le cadre du Pôle d'Expertise ont identifié les milieux naturels ou caractérisés par une végétation pérenne comme étant de tels milieux.

Bibliographie

- Assani, A., Landry, R., Labrèche, M., Frenette, J.-J. et Gratton, D. (2014). Temporal variability of monthly daily extreme in the St. Lawrence River at the Sorel Station from 1912 to 2010. *Water*, 6, p. 196-212.
- Bayley, P. B. (1995). Understanding large river floodplain ecosystems. *BioScience*, 45(3), p. 153-158.
- Bolduc, P., Bertolo, A. et Pinel-Alloul, B. (2016). Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial system. *Hydrobiologia*, 778, p. 151-165.
- Deines, P., Wooller, M. J. et Grey, J. (2009). Unravelling the complexities in benthic food webs using a dual stable isotope (hydrogen and carbon) approach. *Freshwater Biology*, 54, p. 2243-2251.
- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A. et Cabana, G. (2019). Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river. *Ecosystems*, 22, p. 1823-1837.
- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A. et Cabana, G. (2021). Hydrological control of a floodplain subsidy to littoral riverine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(12).
- Fry, B. (2006). Stable isotope ecology. Springer.
- Irwin, B. J., Rudstam, L. G., Jackson, J. R., Van De Valk, A. J., Forney, J. L. et Fitzgerald, D. H. (2011). Depensatory mortality, density-dependent growth, and delayed compensation: Disentangling the interplay of mortality, growth, and density during the early life stages of yellow perch. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138, p. 99-110.
- Jeffres, C. A., Holmes, E. J., Sommer, T. R. et Katz, J. V. E. (2020). Detrital food web contributes to aquatic ecosystem productivity and rapid salmon growth in a managed floodplain. *PLOS ONE*, 15(9), e0216019.
- Jones, R. I. et Grey, J. (2011). Biogenic methane in freshwater food webs. *Freshwater Biology*, 56, p. 213-229.
- Kirk, K. L. et Gilbert, J. J. (1990). Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology*, 71(5), p. 1741-1755.
- Landeata, M. F., Bernal-Duran, V., Castillo, M. I., Diaz-Astudillo, M., Fernandez-General, B. et Nunez-Acuna, P. (2019). Nearshore environmental conditions influence larval growth and shape changes for a temperate rocky reef fish. *Hydrobiologia*, 839, p. 159-176.
- Leclerc, V., Sirois, P., Planas, D. et Bérubé, P. (2011). Diet and feeding success of fast-growing yellow perch larvae and juveniles in perturbed boreal lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140, p. 1193-1205.
- Magnan, P., Paquin, É., Brodeur, P., Paradis, Y., Vachon, N., Dumont, P. et Mailhot, Y. (2022). État du stock de perchaudes du LSP et du secteur pont Laviolette — Saint-Pierre-les-Becquets en 2021. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du LSP. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Miller, T. J., Crowder, L. B., Rice, J. A. et Marschall, E. A. (1988). Larval size and recruitment mechanisms in fishes: Toward a conceptual framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, p. 1657-1670.
- Müller-Navarra, D. C., Brett, M. T., Liston, A. M. et Goldman, C. R. (2000). A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 403(6765), p. 74.

- Opperman, J. J., Moyle, P. B., Larsen, E. W., Florsheim, J. L. et Manfree, A. D. (2017). Floodplains: Processes and management for ecosystems services. University of California Press.
- Opperman, J. J., Moyle, P. B., Larsen, E. W., Florsheim, J. L., et Manfree, A. D. (2017). Ssa Osmar, J. L., Crook, D. A., Kennard, M. J., Olden, J. D., Saunders, T. M., Douglas, M. M., Wedd, D. et King, A. J. (2019). Does a bigger mouth make you fatter? Linking intraspecific gape variability to body condition of a tropical predatory fish. *Oecologia*, 191, p. 579-585.
- Savignac, R. (1985). Détermination de l'abondance du zooplancton dans le LSP pendant la période de crue printanière de 1984. Rapport technique présenté par GDG Environnement Mauricie inc. au Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.
- Secor, D. H., Dean, J. M. et Laban, E. H. (1992). Otolith removal and preparation for microstructural examination. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Special Publication 1117.
- Sokal, R. R. et Rohlf, F. J. (1995). Biometry. W. H. Freeman.
- Suthers, I. M. (1992). The use of conditional indices in larval fish. *Bureau of Rural Resources*, 3, p. 49-58.
- Tocher, D. R. (2010). Fatty acid requirements in ontogeny of marine and freshwater fish. *Aquaculture Research*, 41, p. 717-732.

Figures et tableaux L

Tableau L1. Répartition des sites d'échantillonnage du dispositif à grande échelle pour lesquels des données de croissance des perchaudes ou de densité du zooplancton ont été obtenues. Aucune larve de perchaudes n'a été échantillonnée dans le bloc de l'Île Dupas. Les vieilles prairies et les nouvelles prairies sont des parcelles cultivées.

Bloc	Occupation du sol	Sites 2019	Sites 2022
Baie-du-Febvre (BAIE)	maïs conventionnel		1
	maïs amélioré		1
	soya conventionnel	1	
	soya amélioré		
	vieille prairie	1	1
	prairie humide	1	1
	forêt	1	1
	nouvelle prairie	1	
Saint-Barthélemy (BART)	maïs conventionnel	1	1
	maïs amélioré		1
	soya conventionnel	1	1
	soya amélioré		1
	vieille prairie	1	1
	prairie humide	1	1
	forêt	1	1
	nouvelle prairie	1	1
Dupas (DUPA)	maïs conventionnel	1	1
	maïs amélioré		1
	soya conventionnel		1
	soya amélioré		
	vieille prairie	1	
	prairie humide		
	forêt	1	1
	nouvelle prairie	1	1
Pierreville (PIER)	maïs conventionnel		1
	maïs amélioré		
	soya conventionnel	1	1
	soya amélioré		1
	vieille prairie		
	prairie humide	1	1
	forêt	1	1
	nouvelle prairie		

Tableau L2. Turbidité des sites situés dans le LSP (2020 et 2021).

Code	Site	Latitude	Longitude	Turbidité (FNU)	
				Moyenne	Écart-type
ANS	Anse du fort	46,120 19	-72,900 43	8,8	8,02
GIR	Île de la Girodeau	46,132 4	-73,018 11	13,7	10,62
LON	Longue pointe	46,168 3	-72,751 31	22,7	13,25
MAS	Baie de Maskinongé	46,202 22	-72,965 99	27,4	21,14
LDT	Langue de terre	46,157 83	-73,035 62	41,9	34,76
YAM	Baie de Yamachiche	46,258 8	-72,831 41	73	51,87

Tableau L3. Résultats (valeurs de P) des analyses de variance des variables zooplanctoniques (densité du zooplancton, masse totale du zooplancton, masse individuelle moyenne, densité des cladocères, biomasse des cladocères, densité des copépodes et biomasse des copépodes). Toutes les variables ont été transformées en \log_{10} . Les valeurs des probabilités sont * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$. Les variables blocs et année sont des effets aléatoires et usol (utilisation du sol) est un effet fixe (LZOODENS et LZOOMASS : \log_{10} densité du zooplancton et \log_{10} biomasse totale du zooplancton ; MASSEIND : \log_{10} masse moyenne individuelle du zooplancton ; LCLADDENS et LCLADMAS : \log_{10} densité des cladocères et \log_{10} biomasse totale des cladocères ; LCOPEDENS et LCOPEMASS : \log_{10} de la densité des copépodes et de la biomasse totale des copépodes).

	usol	bloc	année
LZOODENS	0,950	*	0,308
LZOOMASS	0,762	***	0,067
MASSEIND	0,910	0,069	*
LCLADDENS	0,789	*	*
LCLADMAS	0,532	*	0,115
LCOPEDENS	9,971	**	0,120
LCOPEMASS	0,901	***	**

Tableau L4. Statistiques (moyenne, écart-type, minimum, maximum et nombre d'échantillons [zooplancton] ou d'individus [perchaude] pour chaque bloc pour les années 2019 et 2022).

	Bloc	Moyenne	Écart-type	minimum	maximum	n
Densité ind. /m3	Tous	563000	576000	3466	2702480	43
	BAIE	731000	852000	18560	2702480	10
	BART	655950	444700	72133	1353290	16
	DUPA	564160	542970	3467	1524540	9
	PIER	164220	225970	8530	616800	8
	Tous	563000	576000	3466	2702480	43
% copépodes	Tous	91,1	20,9	11,2	100	43
	BAIE	96,8	3,6	90,2	100	10
	BART	96,7	6,9	73,7	100	16
	DUPA	68,1	37,7	11,2	100	9
	PIER	98,7	1,7	96,0	100	8
Biomasse mg /m3	BAIE	1406,4	2517,8	1,5	6586,8	10
	BART	817,8	972,6	18,5	2071,3	16
	DUPA	473,7	651,6	4,6	1821,5	9
	PIER	26,5	51,4	1,0	150,0	8
	Tous	735,5	1413,4	1,0	6586,8	43
Taille ug/individu	BAIE	0,9	1,15	0,08	3,5	10
	BART	1,08	0,88	0,13	2,9	16
	DUPA	0,8	0,70	0,19	2,1	9
	PIER	0,2	0,11	0,04	0,4	8
	Tous	0,8	0,88	0,04	3,5	43
Croissance (mm/j)	BAIE	0,64	0,08	0,50	0,72	9
	BART	0,73	0,05	0,67	0,83	9
	DUPA					
	PIER	0,60	0,08	0,51	0,69	4

Tableau L5. Densité (individus $\bullet m^{-3}$), biomasse (mg $\bullet m^{-3}$), taille du zooplancton (mm) et croissance des perchaudes (mm $\bullet j^{-1}$) pour les sites hors Pôle. Les moyennes et écarts-types sont basés sur deux échantillons par station sauf dans les cas où l'écart-type est absent et n=1. Le nombre d'individus utilisés pour les calculs des taux de croissance des perchaudes est indiqué. Les moyennes et écarts-types pour toutes les stations hors Pôle dans le LSP et pour les stations du Pôle (2019 et 2022) sont aussi inclus à des fins de comparaisons.

Type	Station	Année	Densité		Biomasse		Taille		Croissance		Nombre d'ind.
			Zooplancton		Zooplancton		Zooplancton		Perchaude		
			moyenne	écart type		écart type		écart type	moyenne	écart type	
LSP	Anse du Fort	2020	130720	99460	113.7	150.5	0.61	0.69	0.89	0.12	10
LSP	Girodeau	2020	46080	10790	21.4	3.3	0.47	0.04	1.05	0.18	10
LSP	Langue-de-Terre	2020	23900	16020	14.9	19.3	0.45	0.5	0.99	0.11	10
LSP	Longue Pointe	2020	120760	43430	92.5	125.8	0.62	0.82	0.82	0.15	17
LSP	Maskinongé	2020	13200	14160	5.1	1.8	0.73	0.64	1.01	0.16	9
LSP	Yamachiche	2020	8100		51.3		0.63		0.8	0.27	16
LSP	Toutes les stations	2020	57127	54817	49.8	44.56772	0.59	0.11	0.93	0.10	
Endiguement	SARCELM	2022	279630		92.6		0.33		1.12	0.10	10
Endiguement	STB01	2022	440620		436.1		0.99		1.00	0.05	10
Endiguement	STB04	2022	198590		167.1		0.84		1.04	0.10	10
Endiguement	Tous les endiguements	2022	306280	123196	231.9	180.7	0.72	0.35	1.05	0.06	
Pôle	Tous les sites	2019	376120	416940	262.7	510.9	0.43	0.43	1.01	0.19	61
Pôle	Tous les sites	2022	685010	637170	1044.6	1713.9	1.07	1	1.03	0.1	133

Tableau L6. Corrélations de Pearson entre les taux de croissance individuels et la morphométrie des perchaudes. Les variables morphométriques sont la longueur du maxillaire et la hauteur à l'anus exprimées sous forme de valeurs résiduelles obtenues par des régressions linéaires utilisant la longueur totale comme variable indépendante. ***P<0,001. « n » correspond au nombre de poissons mesurés.

Année	n	Résiduelles Maxillaire		Résiduelles Hauteur	
		r	P	r	P
2019	61	-0.09	0.49	0.01	0.9
2020	72	-0.22	0.06	-0.23	0.05
2021	40	0.03	0.87	-0.57	***
2022	134	0.04	0.67	0.02	0.843
toutes	307	-0.06	0.33	-0.11	0.05



Figure L1. Stations échantillonnées dans la zone littorale en 2020 et 2021.

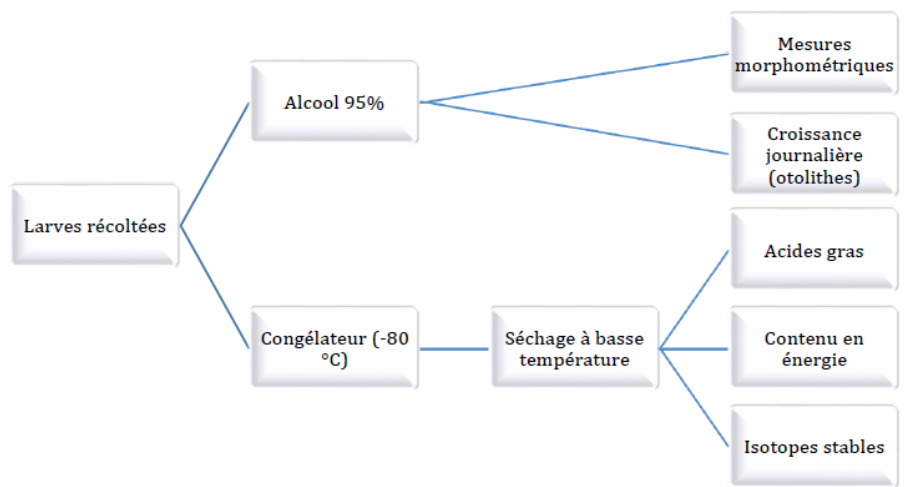


Figure L2. Protocole de préservation et d'analyse des larves de perchaudes.

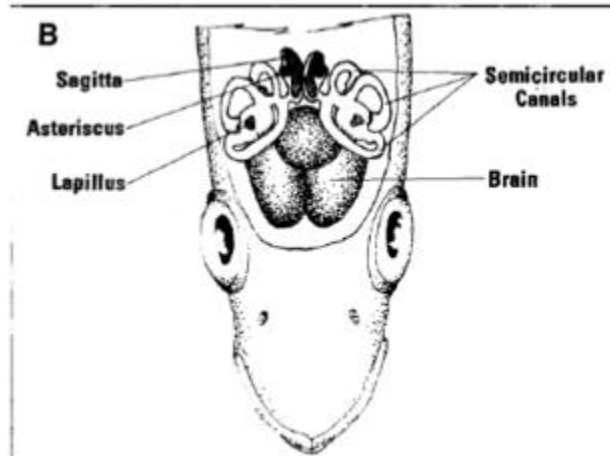


Figure L3. Position des otolithes (tiré de Secor et al., 1992).

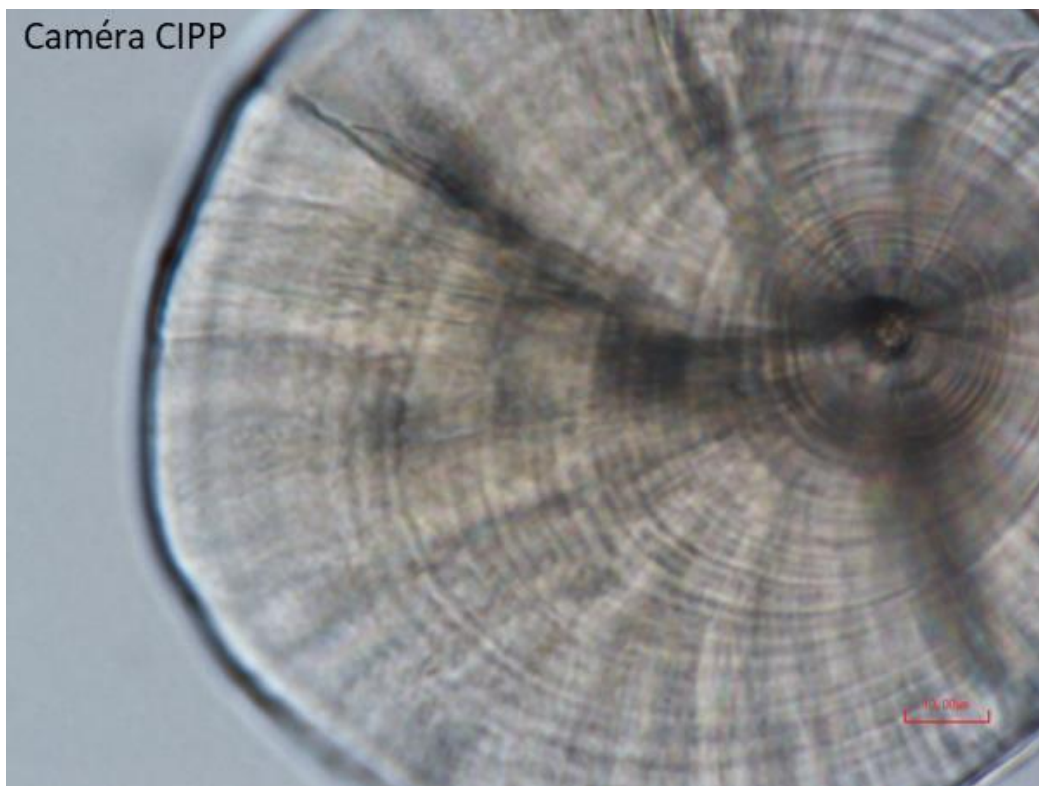


Figure L4. Otolithe d'une perchaude d'âge 0+ (longueur totale de 14 mm) illustrant les anneaux de croissance journaliers. Photo : Marie-Philippe Dufresne.

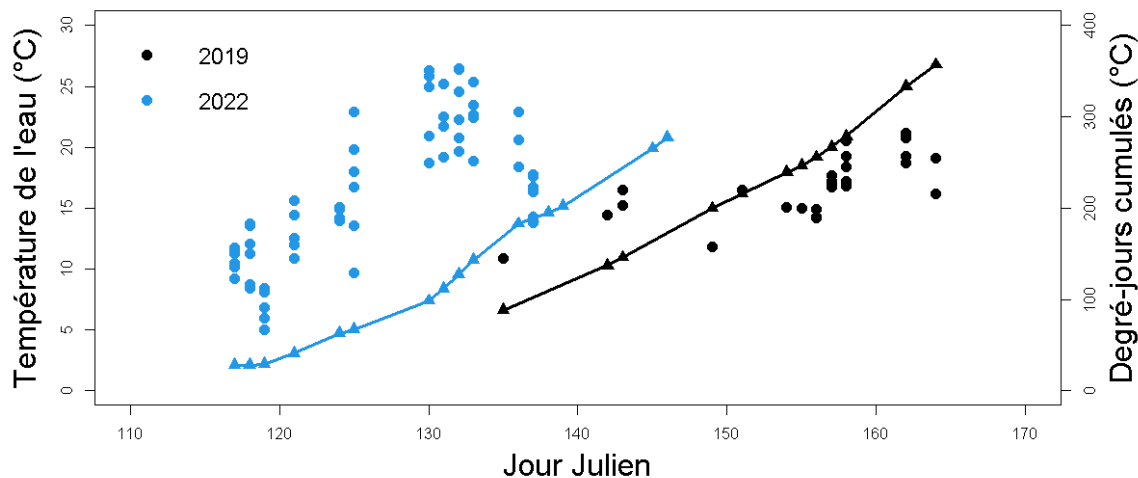


Figure L5. Température de l'eau (points) et degrés-jour (air) cumulés (triangles) durant les campagnes de 2019 et 2022 en fonction de la date (jour julien : 1er janvier=0).

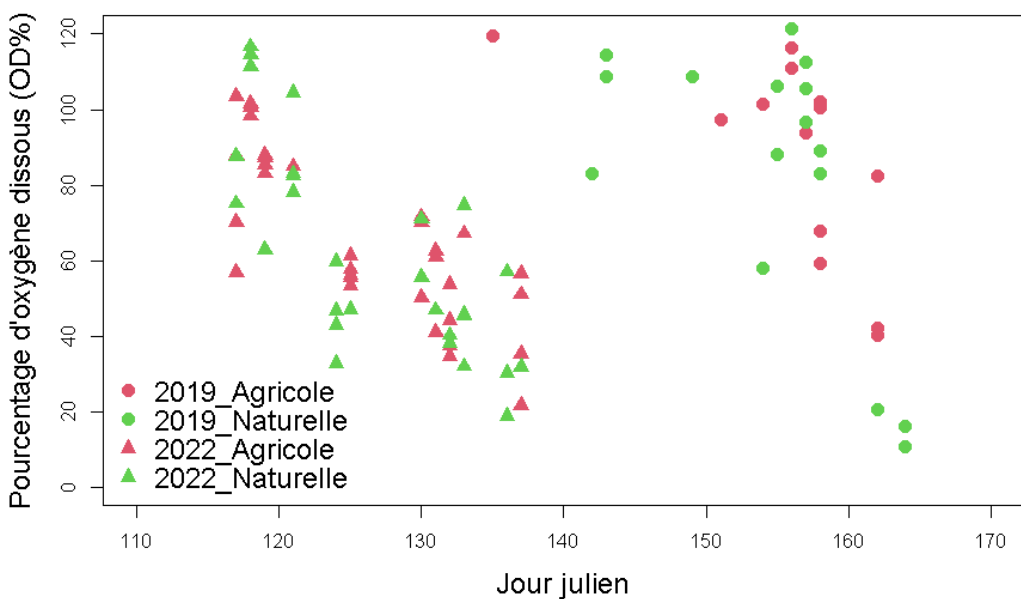


Figure L6. Concentration en oxygène (pourcentage de saturation) durant les campagnes de 2019 et 2022 dans la plaine d'inondation en fonction de la date (jour julien : 1^{er} janvier=0). Les sites naturels en vert correspondent aux forêts et aux prairies naturelles ; ceux en rouge, aux six autres sites agricoles (agriculture conventionnelle ou améliorée de maïs ou de soja, vieilles et nouvelles prairies cultivées).

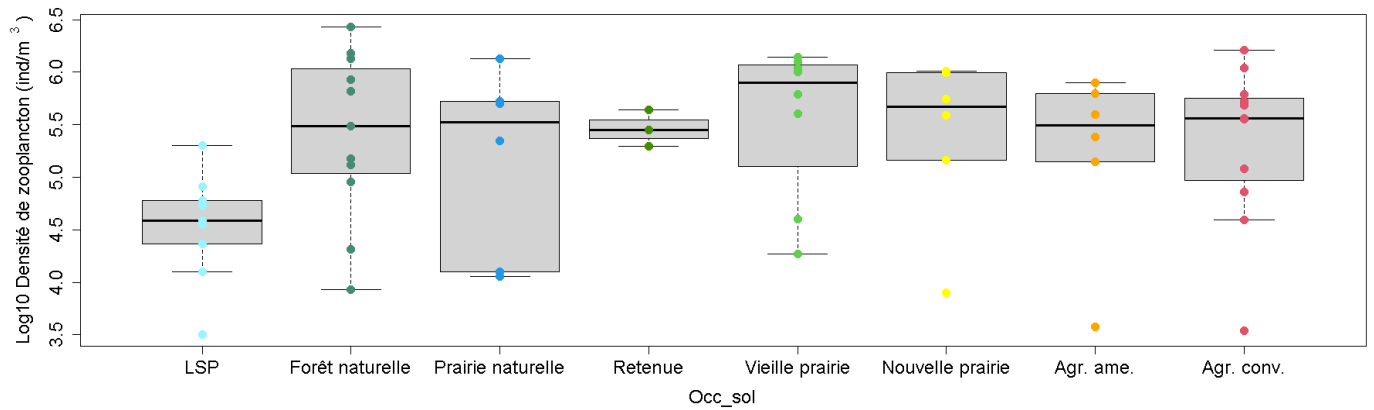


Figure L6. Densité de zooplancton (ind. \bullet m^{-3}) selon l'utilisation du sol dans la plaine d'inondation (2019, 2022) et le LSP (2020). ANOVA $P > 0,05$ pour l'effet fixe de l'utilisation du sol pour les sites suivant le protocole du Pôle.

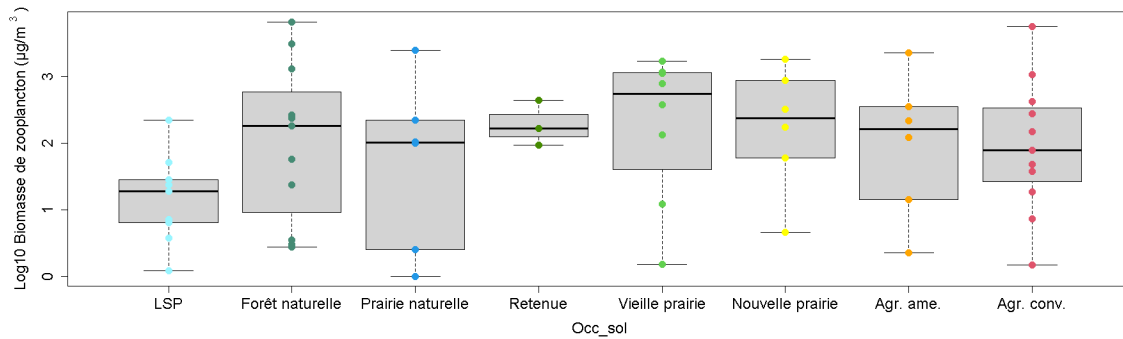


Figure L7. Biomasse de zooplancton ($\mu g \bullet m^{-3}$) dans la plaine d'inondation (2019, 2022) et dans le LSP (2022). ANOVA pour l'effet fixe de l'utilisation du sol : $P > 0,05$.

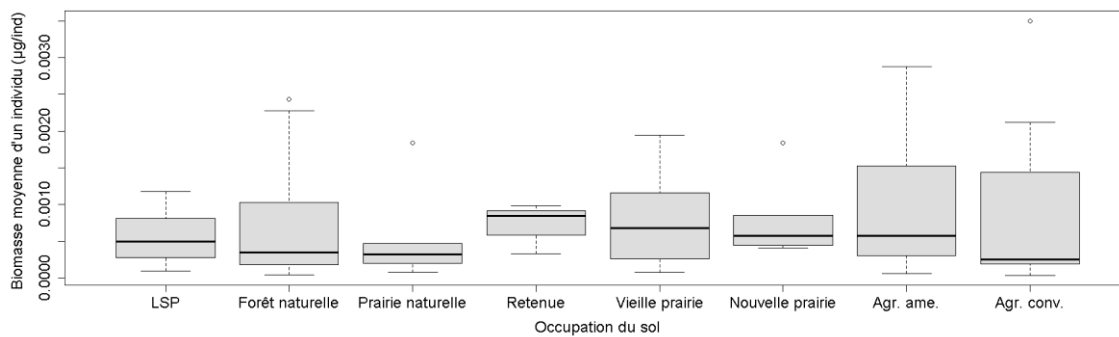


Figure L8. Masse individuelle moyenne du zooplancton ($\mu g \bullet ind^{-1}$) selon l'utilisation du sol dans la plaine d'inondation (2019, 2022) ou dans le LSP (2020). Agr. ame. = agriculture améliorée ; Agr. conv. = agriculture conventionnelle. ANOVA pour l'effet fixe de l'utilisation du sol : $P > 0,05$.

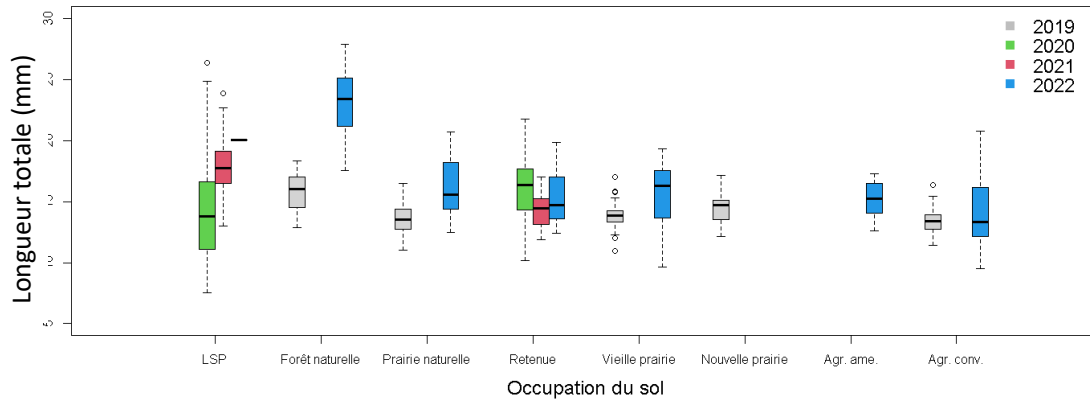


Figure L9. Longueur totale des perchaudes de 2019 à 2022 selon l'utilisation du sol ou la capture dans le LSP. Agr. ame. et Agr. conv. Correspondent aux sites en agriculture améliorée et conventionnelle, respectivement. Les analyses de variance pour les sites suivant le protocole du Pôle n'ont pas démontré d'effets significatifs de l'utilisation du sol.

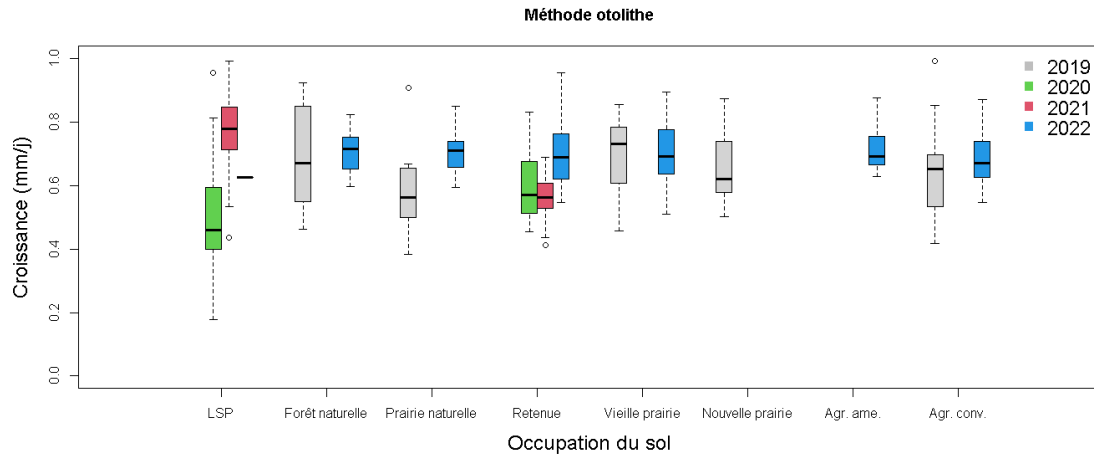


Figure L10. Taux de croissance des perchaudes de 2019 à 2022 selon l'utilisation du sol ou la capture dans le LSP. Agr. ame. et Agr. conv. correspondent aux sites en agriculture améliorée et conventionnelle, respectivement.

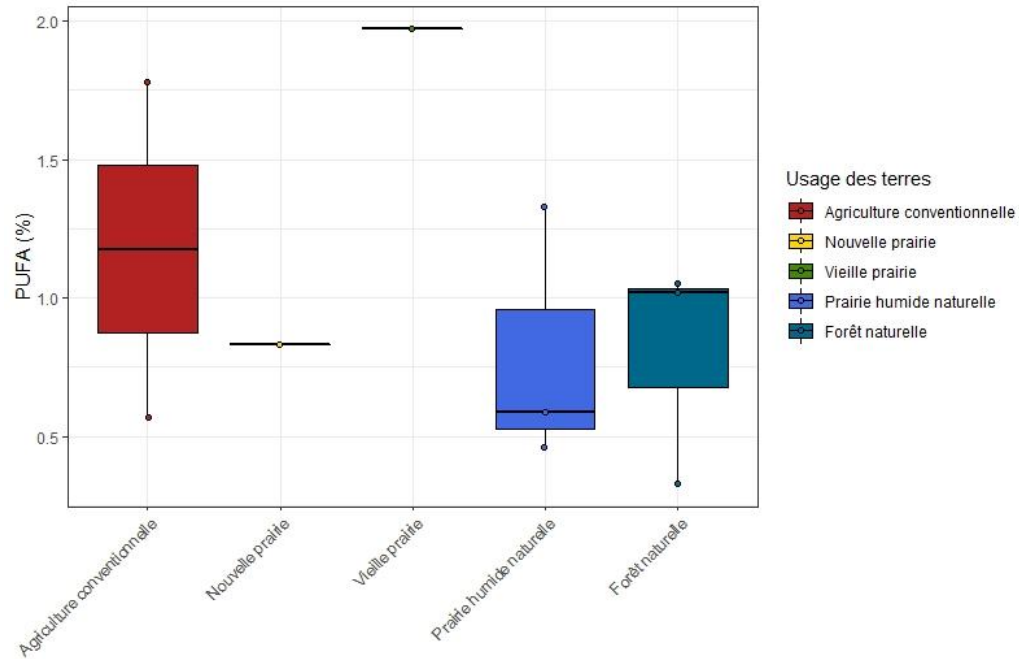


Figure L11. Quantité relative en acides gras polyinsaturés (PUFA) des perchaudes en fonction du type d'utilisation du sol (2019). (ANOVA simple à un facteur fixe [type d'utilisation du sol], $P > 0,05$).

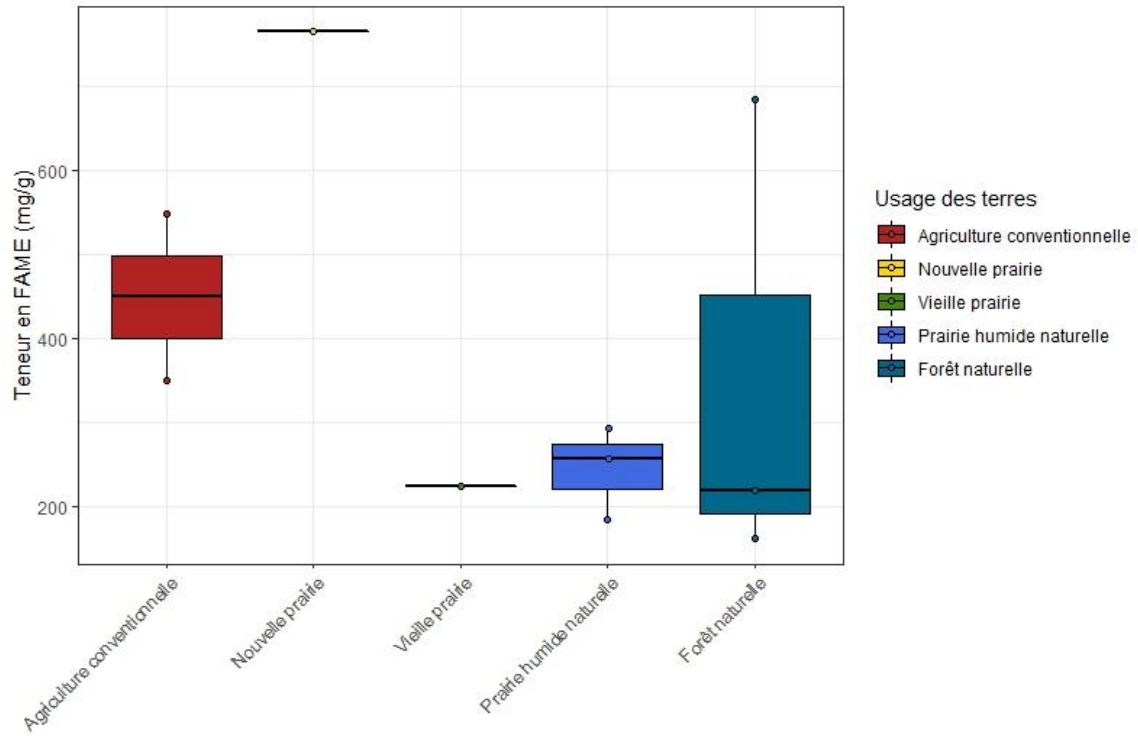


Figure L12. Quantité totale en esters méthyliques d'acides gras (FAME) des perchaudes en fonction du type d'utilisation du sol (2019). (ANOVA simple à un facteur fixe [type d'utilisation du sol], $P > 0,05$).

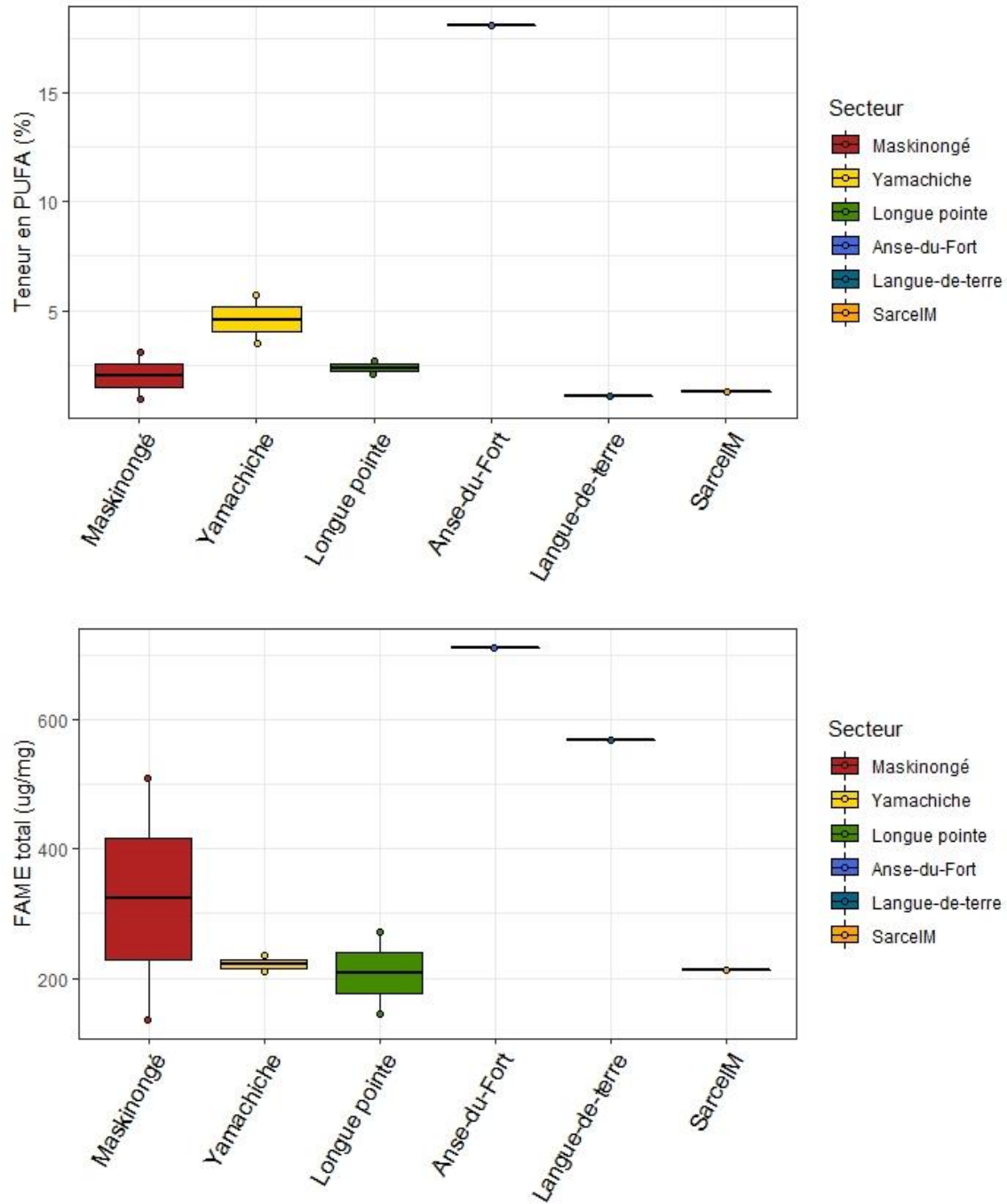


Figure L13. Quantité totale en acides gras polyinsaturés totale (PUFA) et quantité totale en esters méthyliques d'acides gras (FAME) des perchaudes dans le LSP (semaine 1, 2020). ANOVA $P > 0,05$.

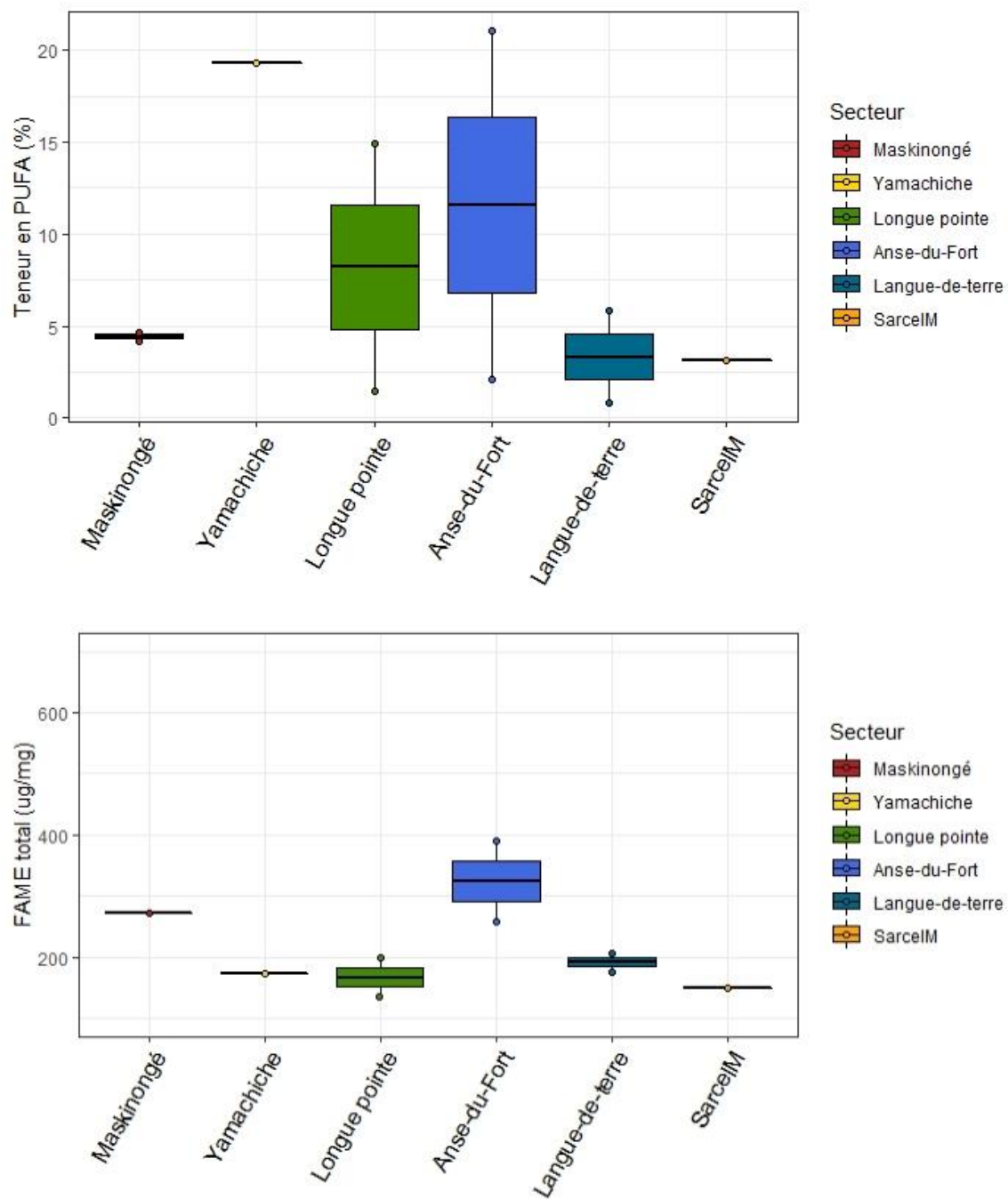


Figure L14. Quantité totale en acides gras polyinsaturés totale (PUFA) et quantité totale en esters méthyliques d'acides gras (FAME) des perchaudes dans le LSP (semaine 2, 2020). ANOVA $P > 0,05$.

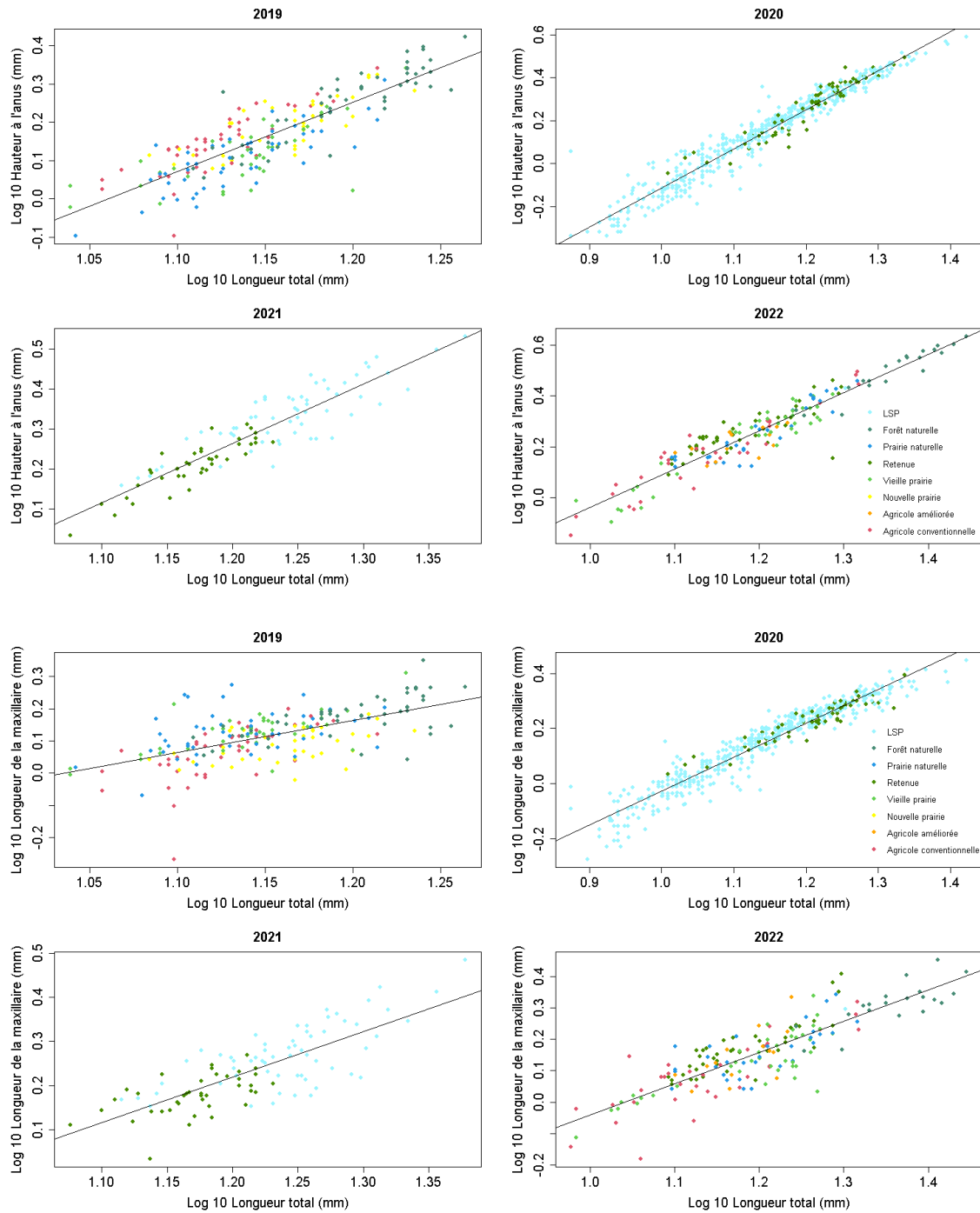


Figure L15. Relations allométriques entre A) la hauteur à l'anus et B) la longueur de la maxillaire et la longueur totale des perchaudes pour quatre années (de 2019 à 2022) en fonction de l'utilisation du sol dans la plaine d'inondation ou de la capture dans le LSP.

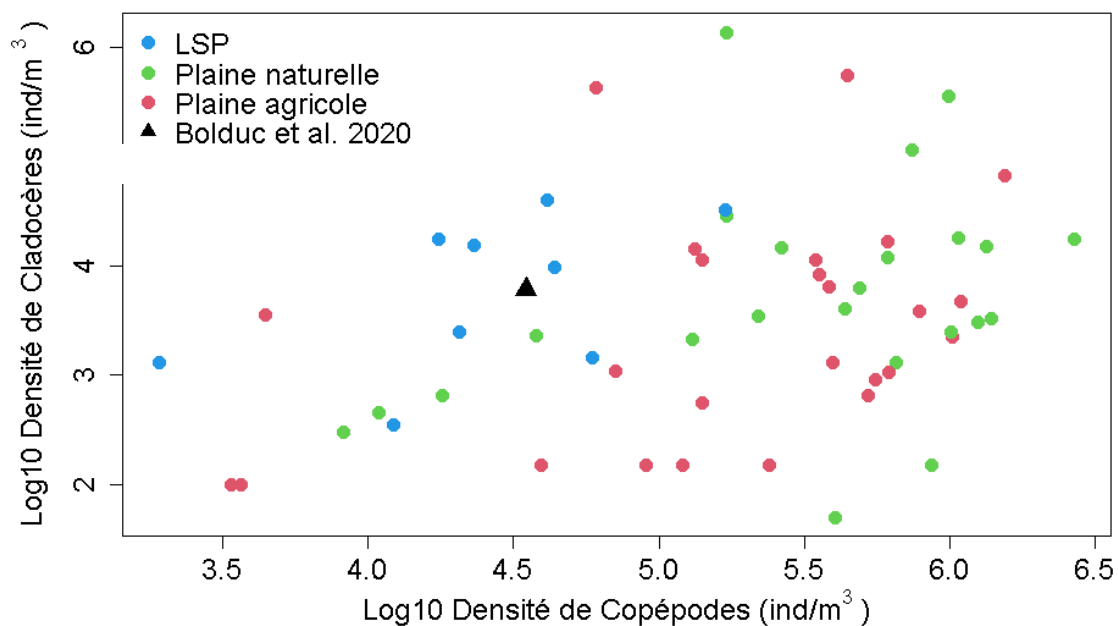


Figure L16. Densité des cladocères (ind. • m⁻³) en fonction de la densité de copépodes (ind. • m⁻³) pour les groupes par Bolduc (2020, triangle noir au centre). Les sites naturels sur la plaine d'inondation sont les forêts et les prairies naturelles. Les sites agricoles correspondent à l'ensemble des autres traitements. Les fortes densités observées dans les deux groupes taxonomiques de zooplancton se retrouvent principalement dans la plaine d'inondation.

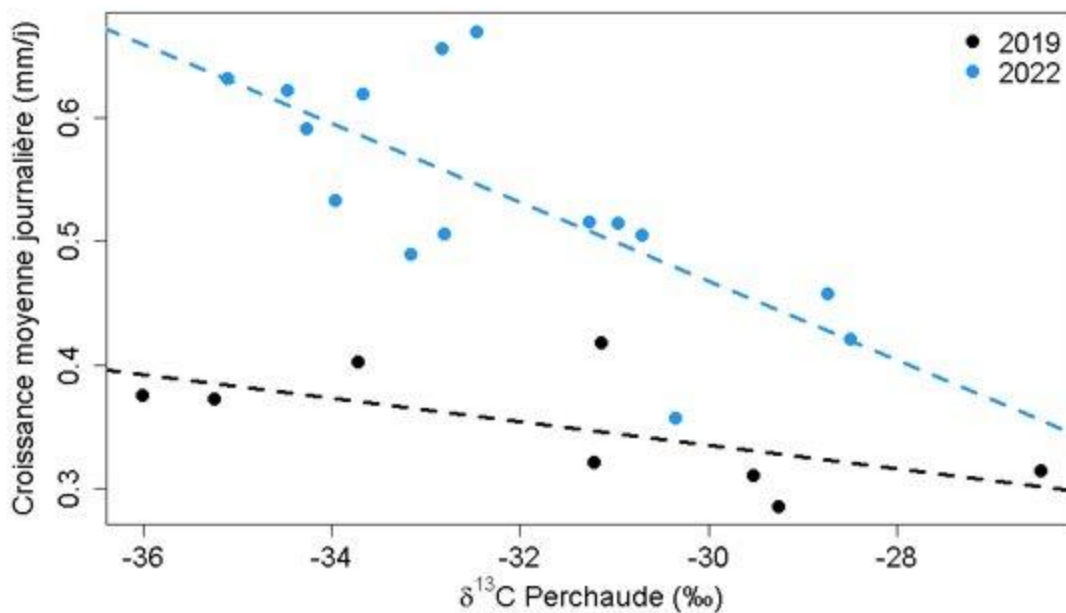


Figure L17. Relation entre le taux de croissance journalier ($\text{mm} \bullet \text{j}^{-1}$) des perchaudes post-larvaires capturées dans la plaine d'inondation et leurs ratios isotopiques du carbone pour 2019 (points noirs) et 2022 (points bleus). Les droites de régression sont indiquées par les tirets. La relation pour 2022 est significative ($P < 0,01$).

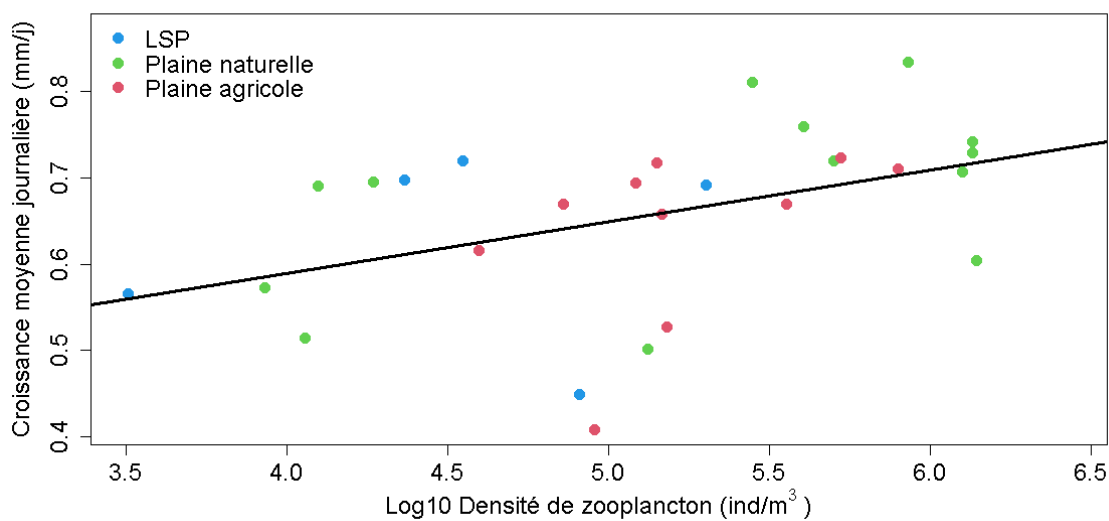


Figure L18. Relation entre la croissance moyenne journalière des perchaudes ($\text{mm} \bullet \text{j}^{-1}$) et la densité de zooplancton ($\text{ind.} \bullet \text{m}^{-3}$) (plaine d'inondation : 2019, 2022 et LSP : 2020). ($P < 0,05$).

M - REPONSES DES POPULATIONS DE POISSONS AUX ACTIVITES AGRICOLES ET AUX MILIEUX NATURELS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

MARCO A. RODRÍGUEZ (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Biodiversité faunique

Principaux collaborateurs

Philippe Brodeur (MELCCFP), Émilie Paquin (MELCCFP), Antoine Sénéchal (UQTR), Anthony de Roy (UQTR), Claudia Nault (UQTR)

Résumé des travaux de recherche

- Environ la moitié des espèces de poissons résidents du lac Saint-Pierre (LSP) utilisent régulièrement la zone littorale du lac comme lieu de reproduction, de croissance, d'alimentation et de refuge.
- Pour bien cerner l'effet des différentes cultures agricoles et des divers milieux naturels sur les populations de poissons, il est essentiel de comprendre leur rôle à chaque étape du cycle vital.
- Nous avons examiné les réponses des poissons aux cultures agricoles en grandes parcelles ainsi qu'aux milieux naturels dans la zone littorale du LSP.
- Nos analyses ont permis de quantifier la façon dont l'abondance des poissons aux différentes étapes du cycle vital varie en fonction du type d'utilisation des terres (soit les « traitements »).
- Il semble exister un gradient d'impacts des traitements examinés sur les abondances aux différentes étapes du cycle vital des poissons.
- Ce gradient s'étend, en ordre décroissant d'impacts, du sol à nu labouré et des cultures de maïs et de soya, à une extrémité, aux milieux naturels, à l'autre extrémité.
- L'importance du couvert végétal présent dans le milieu lors de la crue printanière, une caractéristique biotique des traitements, semble être associée au gradient d'impacts observé.
- Ce couvert est plus important dans les milieux moins touchés, soit les milieux naturels et les vieilles prairies, que dans tous les autres traitements.
- Abstraction faite de toute considération de caractère social, politique ou économique, les résultats suggèrent, globalement, que la restauration des terres agricoles à un état plus naturel pourrait mener à des augmentations intéressantes de l'abondance des populations de poissons.

Mise en contexte

Le groupe de poissons qui utilise régulièrement la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP) englobe la majorité des espèces résidentes du lac (plus ou moins 80 espèces), dont environ la moitié fréquentent la zone inondée au printemps pour la reproduction et la croissance des jeunes de l'année ainsi que comme lieu de refuge ou d'alimentation. Ce groupe de poissons comprend des espèces d'intérêt pour la pêche, comme la perchaude et le grand brochet, ainsi que de plus petites espèces-proies, comme les cyprinidés, qui sont consommées par les poissons piscivores. Il est important de comprendre l'importance relative de différents habitats naturels et agricoles dans les quatre étapes du cycle vital (œuf, larve, juvénile et adulte) des poissons qui utilisent la zone littorale. Ces étapes sont marquées par des changements dans la morphologie et la taille, les capacités physiologiques et les comportements des individus (Young et al., 2006). Le besoin de refuges contre la prédation et les sources d'alimentation requises changent aussi au long de ces transitions ontogénétiques, ce qui mène à l'utilisation de différents habitats à chaque étape du cycle vital, dans le but évolutif d'optimiser le succès reproducteur des individus (King et al., 2003 ; King 2004). Certaines étapes du cycle vital, comme la phase larvaire, durant laquelle la mortalité est très élevée, peuvent agir comme « goulot d'étranglement » dans la dynamique des populations de poissons (Schiemer 2000 ; Schiemer et al., 2002). Compte tenu des variations dans l'importance de différents habitats pour la reproduction, la croissance, la survie et le recrutement, il est essentiel de comprendre le rôle des différentes cultures agricoles et des divers milieux naturels à chaque étape du cycle vital, pour bien cerner leurs effets sur les populations de poissons (Rosenfeld et Hatfield 2006).

Depuis son début en 2019, ce projet vise à évaluer les réponses des poissons aux aménagements agricoles en grandes parcelles ainsi qu'aux milieux naturels de la zone littorale du LSP. Durant les trois premières années de l'étude (2019-2021), nos travaux sur le terrain visaient à mesurer l'abondance des poissons juvéniles et adultes, des larves de perchaude et de grand corégone ainsi que des œufs de perchaude et de grand brochet, dans des milieux agricoles et naturels. Or, bon nombre des parcelles agricoles ont été exondées au printemps en 2020 et 2021 durant la période d'étude et n'ont donc pas pu être échantillonnées. Cela nous a menés à échantillonner des parcelles, en milieu agricole et en milieu naturel, qui n'étaient pas incluses parmi les parcelles du Pôle.

Compte tenu de la grande variation spatiale et temporelle des conditions environnementales rencontrées dans la zone littorale du LSP durant la période 2019-2021, il était important de prolonger le programme d'échantillonnage sur une année additionnelle. Les travaux de recherche proposés pour 2022 avaient pour but principal d'examiner un plus large éventail de conditions environnementales et d'augmenter la taille des échantillons pour les traitements agricoles en période d'inondation.

Le présent rapport vise à faire état des travaux de recherche réalisés en 2019, 2020, 2021 et 2022. Il présente des résultats et des analyses intégrant les données collectées sur le terrain durant cette période et souligne, au besoin, les changements ou les nuances dans l'interprétation qui découlent de l'ajout des nouvelles données pour 2022.

Objectif

Notre objectif principal est de quantifier la façon dont l'abondance des poissons aux différentes étapes du cycle vital varie en fonction du type d'utilisation des terres (soit les « traitements »). Nous avons examiné (1) l'abondance des poissons juvéniles et adultes à l'échelle de la communauté (23 espèces en tout) ; (2) l'abondance des larves de perchaude et de grand corégone, les deux seules espèces présentes au stade larvaire lors des échantillonnages ; (3) l'abondance des œufs de perchaude et de grand brochet, dans le but de quantifier le potentiel de reproduction de ces deux espèces d'intérêt pour la pêche sportive dans les différents traitements.

Méthodologie

Site à l'étude

Les abondances des poissons ont été mesurées dans la zone littorale du LSP, dans trois des quatre secteurs prioritaires à l'étude (Baie-du-Febvre, Pierreville et Saint-Barthélemy), aussi bien dans les milieux naturels (prairie naturelle et forêt naturelle) que dans les parcelles du projet à grande échelle (figure M1). Également, dans le but d'augmenter le nombre d'effectifs pour les analyses, des sites autres que les grandes parcelles du Pôle ont été échantillonnés lorsque les parcelles du Pôle étaient exondées (tableau M1). En tout, 12 types de traitement ont été considérés : sol à nu labouré à l'automne, résidus de végétaux, maïs conventionnel, soya conventionnel, fauche, maïs amélioré, soya amélioré, avoine, ray-grass, nouvelle prairie, vieille prairie, prairie naturelle et forêt naturelle. Le traitement « fauche », qui ne se trouve pas parmi les traitements décrits dans le tableau B1 de l'annexe B, caractérisait une seule parcelle en 2020, située dans le secteur de Saint-Barthélemy (BART22) et qui avait une couverture de résidus de végétaux issus d'une culture annuelle conventionnelle non identifiée. Les traitements d'avoine et de ray-grass sont des cultures de couverture établies en pleine saison en remplacement du maïs en 2019 et échantillonnées en 2020 (tableau M1).

Méthodes d'échantillonnage

Communauté de poissons juvéniles et adultes

Les poissons juvéniles et adultes ont été échantillonnés dans la zone littorale du LSP à l'aide de la pêche à l'électricité (bateau de pêche électrique du type Wisconsin) (Novotny et Priegel 1974), aux printemps de 2019, 2020, 2021 et 2022. Pour chaque traitement et chaque date, l'échantillonnage a eu lieu le long d'un transect de pêche (20 minutes de pêche, soit environ 650 m linéaires, par transect) établi pour chaque traitement agricole en grandes parcelles ainsi que pour les milieux naturels, dans les secteurs de Pierreville, Saint-Barthélemy et Baie-du-Febvre. L'abondance a été exprimée en nombre de captures par 20 minutes de pêche.

Larves de perchaude et de grand corégone

Les larves de poissons ont été échantillonnées à l'aide de pièges lumineux du type Quatrefoil (Floyd et al., 1984), aux printemps de 2020 (14 stations) et 2022 (21 stations) dans les secteurs de Pierreville, Saint-Barthélemy et Baie-du-Febvre. En moyenne, 17,9 pièges et 1 prélèvement nocturne par piège ont été utilisés à chaque station, ce qui équivaut au total à 125 prélèvements en 2020 et à 502 prélèvements en 2022. Le temps d'immersion de chaque prélèvement était de deux heures. La perchaude et le grand corégone sont les deux seules espèces d'intérêt capturées à

l'étape larvaire par les pièges lumineux. Pour chaque prélèvement, l'abondance a été exprimée en nombre de captures par piège par deux heures d'immersion.

Oeufs de grand brochet et de perchaude

Les abondances d'oeufs de perchaude et de grand brochet ont été quantifiées à des profondeurs variant de 0,15 m à 1 m, le long des transects linéaires établis dans les secteurs de Pierreville, Saint-Barthélemy et Baie-du-Febvre. La longueur des transects était de 24 m en 2019 et de 30 m en 2020, 2021 et 2022. Pour la perchaude, nous avons repéré visuellement et dénombré les pontes (des rubans contenant un grand nombre d'oeufs et trouvés souvent enroulés autour de la végétation submergée) le long de chaque transect. Les pontes de perchaude ont été dénombrées seulement en 2020 et 2022 puisque le protocole de terrain n'était pas encore au point en 2019 et que les sites à l'étude étaient déjà exondés lors de la période de ponte en 2021. Pour le grand brochet, les oeufs étaient échantillonnés en 2019, 2020, 2021 et 2022 au moyen d'une puipe (ouverture : 36 x 28 cm ; profondeur : 30 cm ; taille de maille : 750 μ m) traînée délicatement sur le substrat, puis dénombrés individuellement. Le nombre de coups de puipe donnés à des points équidistants le long de chaque transect était de 24 en 2019 (distance couverte par chaque coup : 1 m) et de 10 en 2020, 2021 et 2022 (distance couverte par chaque coup : 3 m). L'abondance a été exprimée en nombre d'oeufs (grand brochet) ou de rubans d'oeufs (perchaude) par transect.

Analyses quantitatives

Les variations dans l'abondance des poissons ont été analysées à l'aide des modèles statistiques qui permettent d'estimer les effets quantitatifs liés aux différents types d'utilisation des terres ainsi que l'incertitude qui entoure ces valeurs estimées. Les poissons juvéniles et adultes ont été regroupés dans une même analyse puisqu'il n'était pas possible de faire la distinction entre ces deux groupes sans sacrifier les poissons. Pour chaque étape du cycle vital, l'objectif principal de ces analyses était de mettre en relation les dénombrements d'individus et les différents traitements.

À cette fin, nous avons utilisé (1) des modèles linéaires généralisés mixtes à réponse multivariée (Ovaskainen et al., 2017) pour l'analyse des communautés des poissons juvéniles et adultes et (2) des modèles linéaires généralisés mixtes à réponse univariée pour l'analyse des dénombrements de larves et des oeufs (McElreath 2020). Selon le cas, les modèles appartenaient aux familles de distributions de probabilité applicables à des données de comptage. Dans la plupart des cas, nous avons utilisé la distribution de Poisson, mais une distribution de Poisson à surplus de zéros était utilisée lorsque des zéros dits « structurels » pouvaient être présents dans les données. C'est notamment le cas pour les larves de perchaude et de grand corégone, pour lesquelles il n'est pas possible de repérer les individus en dehors d'une étroite fenêtre temporelle de quelques jours après la période de ponte.

Dans tous les modèles, la moyenne de la distribution était représentée, sur une échelle logarithmique, comme la somme de deux composantes, la première étant les effets (fixes) des traitements et la deuxième, les effets aléatoires. Ces derniers permettent de tenir compte de l'influence des variations spatiales et temporelles non mesurées ainsi que des corrélations intragroupes indues par des éléments du plan d'échantillonnage tels que l'emboîtement des coups de puipe dans les transects ou des pièges lumineux dans les parcelles. Étant donné que les traitements sont représentés sous forme de variable qualitative (nominale), celle-ci doit être

transformée en variables indicatrices numériques avant que soient entamées les analyses. Les variables indicatrices que nous avons utilisées quantifient l'effet des différents traitements comme des écarts par rapport à une valeur de référence telle que la moyenne globale de tous les traitements. L'estimation des paramètres était faite dans un cadre d'inférence bayésienne.

Résultats

Dans l'ensemble, les modèles pour l'abondance des poissons ont fourni un bon ajustement aux abondances observées (annexe M1, figure A1).

Communauté de poissons juvéniles et adultes

Parmi les poissons juvéniles et adultes, quatre espèces étaient dominantes : la perchaude, la barbotte brune, le méné jaune et le méné d'argent de l'Est (figure M2). Pour l'ensemble des espèces, à quelques exceptions près, on trouve un gradient dans les valeurs des coefficients (effets) associés aux différents traitements (figure M3). Ces valeurs ont tendance à augmenter à mesure qu'on progresse des cultures conventionnelles aux cultures de couverture, puis aux prairies agricoles et, enfin, aux milieux naturels. Cette tendance peut être visualisée lorsqu'on présente les effets sous forme de carte de fréquentation (*heatmap*) ; on y voit une transition progressive des couleurs rouge plus intense, associées aux cultures conventionnelles, aux couleurs bleu plus intense, associées aux milieux naturels. Parmi les cultures conventionnelles, le traitement « soya » est fortement associé à de faibles abondances de poissons juvéniles et adultes.

En ce qui concerne les communautés de poissons juvéniles et adultes, la couverture spatiale des échantillons était assez complète, ce qui nous a permis d'estimer la portée de la dépendance spatiale (soit la distance à laquelle la corrélation entre échantillons atteint une valeur de 0,05) (figure M4). La valeur moyenne obtenue pour la portée, 860 m, indique que des parcelles adjacentes, séparées parfois par des distances moyennes de 50 m, ne peuvent pas être considérées comme échantillons indépendants ; un ajustement statistique comme celui utilisé dans la présente étude s'avère alors nécessaire pour bien estimer l'incertitude associée aux effets des traitements.

Larves de perchaude et de grand corégone

L'ajout des données collectées en 2022 a permis de combler des lacunes importantes dans les analyses de l'abondance des larves, puisque l'échantillonnage des larves était limité par le manque d'équipement en 2019 et par la décrue hâtive en 2021 ; de plus, les échantillons de 2020 n'incluaient pas de traitement de culture conventionnelle. Tant pour la perchaude que pour le grand corégone, l'étendue des intervalles de crédibilité montre qu'une grande incertitude est associée aux traitements (figure M5). Cela dit, les tendances générales diffèrent pour ces deux espèces : pour la perchaude, aucune relation claire entre les abondances et les traitements ne se dégage, tandis que pour le grand corégone, les abondances sont généralement plus faibles dans les traitements agricoles que dans les vieilles prairies et les milieux naturels (figure M5).

Oufs de perchaude et de grand brochet

L'abondance des œufs était nettement plus élevée dans les milieux naturels et les vieilles prairies que dans les autres traitements (figure M6). On décèle un contraste marqué entre les traitements agricoles, conventionnels et améliorés, et les prairies et milieux naturels.

Discussion et conclusions

L'ensemble des résultats pour 2019-2022 appuie l'hypothèse selon laquelle il existe un gradient décroissant d'impacts des traitements sur les abondances de différentes étapes de vie des poissons, du sol à nu labouré et des cultures de maïs et de soya, à une extrémité du gradient, aux milieux naturels, à l'autre extrémité. Il est difficile de déterminer quelles caractéristiques, physiques ou biotiques, de ces milieux sous-tendent ce gradient d'impacts. Dans le cadre de ce projet, nous avons mesuré plusieurs caractéristiques abiotiques susceptibles d'influencer l'abondance des poissons telles que la transparence, la température et l'oxygène dissous. Cependant, nos mesures sont instantanées et reflètent donc les conditions environnementales à un instant précis. Compte tenu des fluctuations très rapides que ces variables subissent lors de la période de crue, il serait probablement souhaitable de caractériser ces milieux au moyen de mesures qui intègrent les variations dans le temps à plusieurs échelles, par exemple des moyennes sur des périodes de durées différentes (ex. : instantanée, journalière, hebdomadaire et mensuelle). Cela permettrait de déterminer l'échelle temporelle la plus adéquate pour établir des liens fiables entre les abondances des poissons et les variables abiotiques.

L'importance du couvert végétal présent dans le milieu lors de la crue printanière, une caractéristique biotique des traitements, semble être associée au gradient d'impacts observé. Ce couvert est plus important dans les milieux moins touchés, soit les milieux naturels et les vieilles prairies, que dans tous les autres traitements. Il est également plus important dans certaines cultures de couverture (ex. : celles implantées en pleine saison en 2019) et dans les nouvelles prairies que dans les cultures conventionnelles. Le couvert végétal peut être bénéfique pour les poissons en raison de divers mécanismes, tant directs qu'indirects. Il peut notamment fournir aux poissons-proies un refuge contre la prédation, abriter des organismes aquatiques consommés par les poissons, fournir un apport trophique allochtone dans le cas des plantes émergentes et de la forêt, stabiliser le substrat et réduire l'influence des vents et des courants, y compris la resuspension de sédiments, ainsi que fournir un support pour les œufs des espèces phytophiles comme la perchaude (Persson et Eklov 1995 ; Dibble et al., 1997 ; Weaver et al., 1997). Cependant, et tout comme pour les variables abiotiques mentionnées ci-dessus, faute d'une meilleure compréhension des mécanismes sous-jacents, il est difficile de définir des mesures du « couvert végétal » qui reflètent convenablement les avantages conférés aux poissons (Tokeshi et Arakaki 2012 ; Soukup et al., 2022). De plus, le couvert végétal présente de fortes variations spatiales, même au sein d'une parcelle, et demeure souvent caché par la turbidité lors de la crue, ce qui pose un défi de taille lorsqu'il s'agit d'échantillonner le couvert adéquatement.

La capacité à détecter des impacts associés aux différents traitements pourrait varier selon les trois phases du cycle vital des poissons. Pour les juvéniles et les adultes, les œufs de la perchaude et du grand brochet ainsi que les larves du grand corégone, les abondances semblaient augmenter le long du gradient allant des milieux agricoles aux milieux naturels. Cependant, cette relation n'a pas été décelée pour les larves de perchaude. Vraisemblablement, le couplage entre abondance et

traitements serait plus évident dans les cas des phases du cycle vital dont l'utilisation de l'habitat découle des comportements de sélection spécifiques, soit le choix des sites de ponte par les géniteurs et le choix de l'habitat par l'entremise de la nage active par les juvéniles et les adultes. Les larves ont une capacité de nage très limitée, ce qui pourrait faire en sorte que leur distribution spatiale soit contrôlée par les mouvements des grandes masses d'eau qui se déplacent librement entre les différents traitements. Les déplacements des larves suivraient donc les mouvements des masses d'eau de façon passive, sans égard à la qualité des habitats associée aux différents traitements.

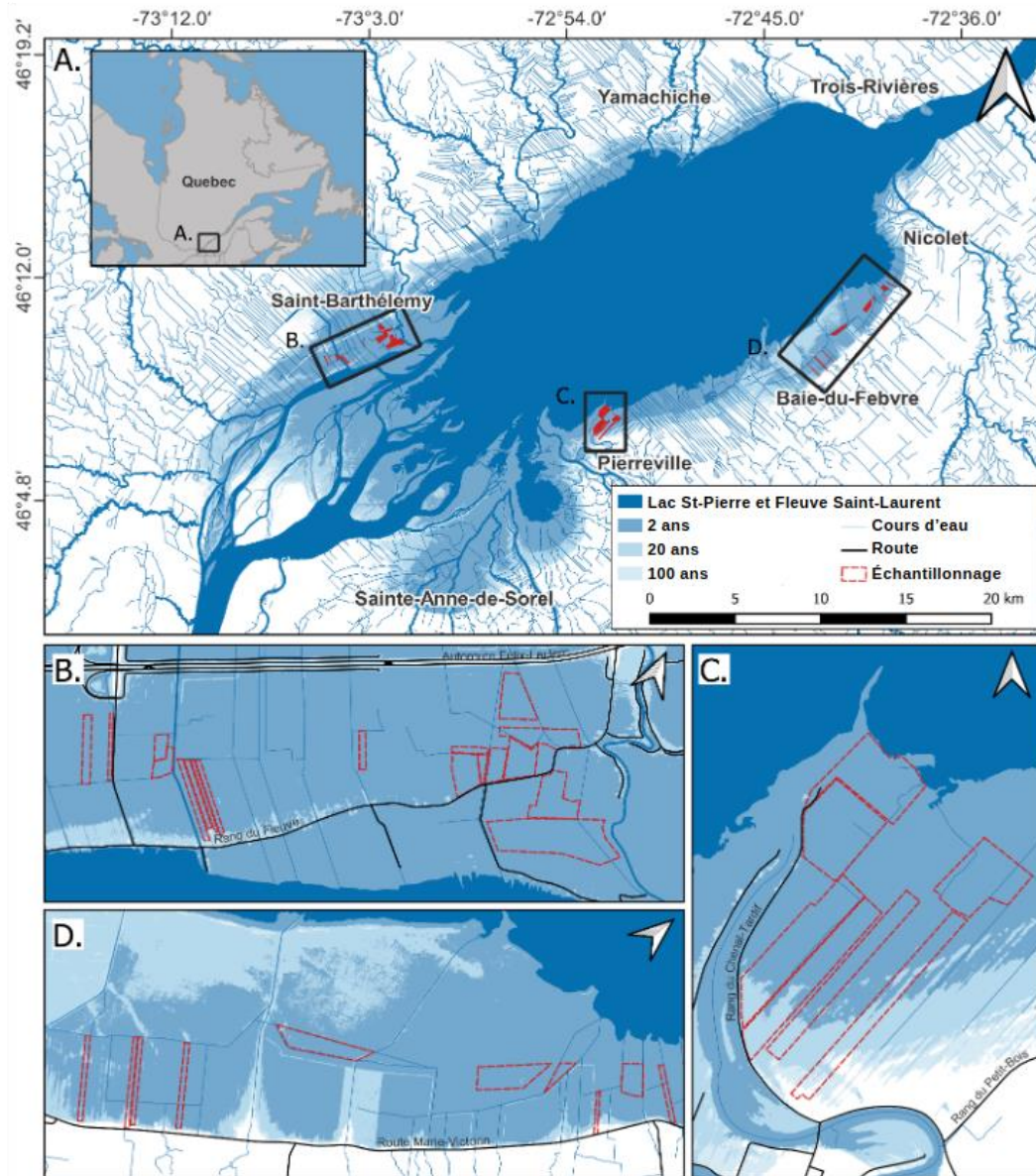
Au-delà des considérations statistiques en lien avec l'indépendance des échantillons, la notion de portée de la dépendance spatiale fournit un élément de réflexion important. Par exemple, pour les communautés de poissons juvéniles et adultes, la portée spatiale est fort probablement de moins de 2,5 km (figure M4); cela implique que l'implantation des zones de conservation ou de restauration aurait un effet assez local sur les communautés. La présence d'une zone de conservation pourrait donc ne pas avoir d'effet d'atténuation sur les impacts (ex. : pêches, dégradation de l'habitat) ayant lieu à quelques kilomètres de cette zone. De fait, ce constat suggère que les efforts de conversion de l'utilisation des sols vers des traitements compatibles avec leur utilisation par les poissons juvéniles et adultes devraient être réalisés à large échelle (sur plusieurs kilomètres) si l'on vise à atteindre un effet positif global sur la communauté de poissons du lac. Par exemple, la portée spatiale de zones de conservation ou de restauration pour les communautés de poissons juvéniles et adultes est probablement de moins de 2,5 km (figure M4). Cela implique que l'implantation de telles zones aurait un effet assez local sur les communautés. Par conséquent, la présence d'une zone de conservation ou de restauration pourrait donc ne pas avoir d'effet d'atténuation sur les impacts (ex. : dégradation de l'habitat) à quelques kilomètres de cette zone.

Abstraction faite de toute considération de caractère social, politique ou économique, globalement les résultats suggèrent que la restauration des terres agricoles à un état plus naturel pourrait mener à des augmentations intéressantes de l'abondance des populations de poissons.

Bibliographie

- Dibble, E. D., Killgore, K. J., et Harrel, S. L. (1997). *Assessment of Fish-Plant Interactions* (Miscellaneous Paper A-97-6). U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Floyd, K. B., Courtenay, W. H., et Hoyt, R. D. (1984). A new larval fish light trap: The quatrefoil trap. *The Progressive Fish-Culturist*, *46*, 216–219. [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1984\)46\[216:ANLFLT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1984)46[216:ANLFLT]2.0.CO;2)
- King, A. J. (2004). Ontogenetic patterns of habitat use by fishes within the main channel of an Australian floodplain river. *Journal of Fish Biology*, *65*, 1582–1603. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00568.x>
- King, A. J., Humphries, P., et Lake, P. S. (2003). Fish recruitment on floodplains: The roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *60*, 773–786. <https://doi.org/10.1139/f03-057>
- McElreath, R. (2020). *Statistical Rethinking: A Bayesian Course with Examples in R and Stan* (2nd ed.). CRC Press.
- Novotny, D. W., et Priegel, G. R. (1974). *Electrofishing boats: Improved designs and operational guidelines to increase the effectiveness of boom shockers* (Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin No. 73).
- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Blanchet, F. G., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., et Abrego, N. (2017). How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecology Letters*, *20*, 561–576. <https://doi.org/10.1111/ele.12757>
- Persson, L., et Eklov, P. (1995). Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, *76*, 70–81. <https://doi.org/10.2307/1940634>
- Rosenfeld, J. S., et Hatfield, T. (2006). Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *63*, 683–698. <https://doi.org/10.1139/f05-252>
- Schiemer, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, *422/423*, 271–278. <https://doi.org/10.1023/A:1017098714199>
- Schiemer, F., Keckeis, H., et Kamler, E. (2002). The early life history stages of riverine fish: Ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular et Integrative Physiology*, *133*, 439–449. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(02\)00146-5](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(02)00146-5)
- Soukup, P. R., Näslund, J., Höjesjö, J., et Boukal, D. S. (2022). From individuals to communities: Habitat complexity affects all levels of organization in aquatic environments. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *9*(1), e1575. <https://doi.org/10.1002/wat2.1575>
- Tokeshi, M., et Arakaki, S. (2012). Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia*, *685*, 27–47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>
- Weaver, M. J., Magnuson, J. J., et Clayton, M. K. (1997). Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *54*, 2277–2289. <https://doi.org/10.1139/f97-133>
- Young, J. L., Bornik, Z. B., Marcotte, M. L., Charlie, K. N., Wagner, G. N., Hinch, S. G., et Cooke, S. J. (2006). Integrating physiology and life history to improve fisheries management and conservation. *Fish and Fisheries*, *7*, 262–283. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00227.x>

Tableaux et figures M



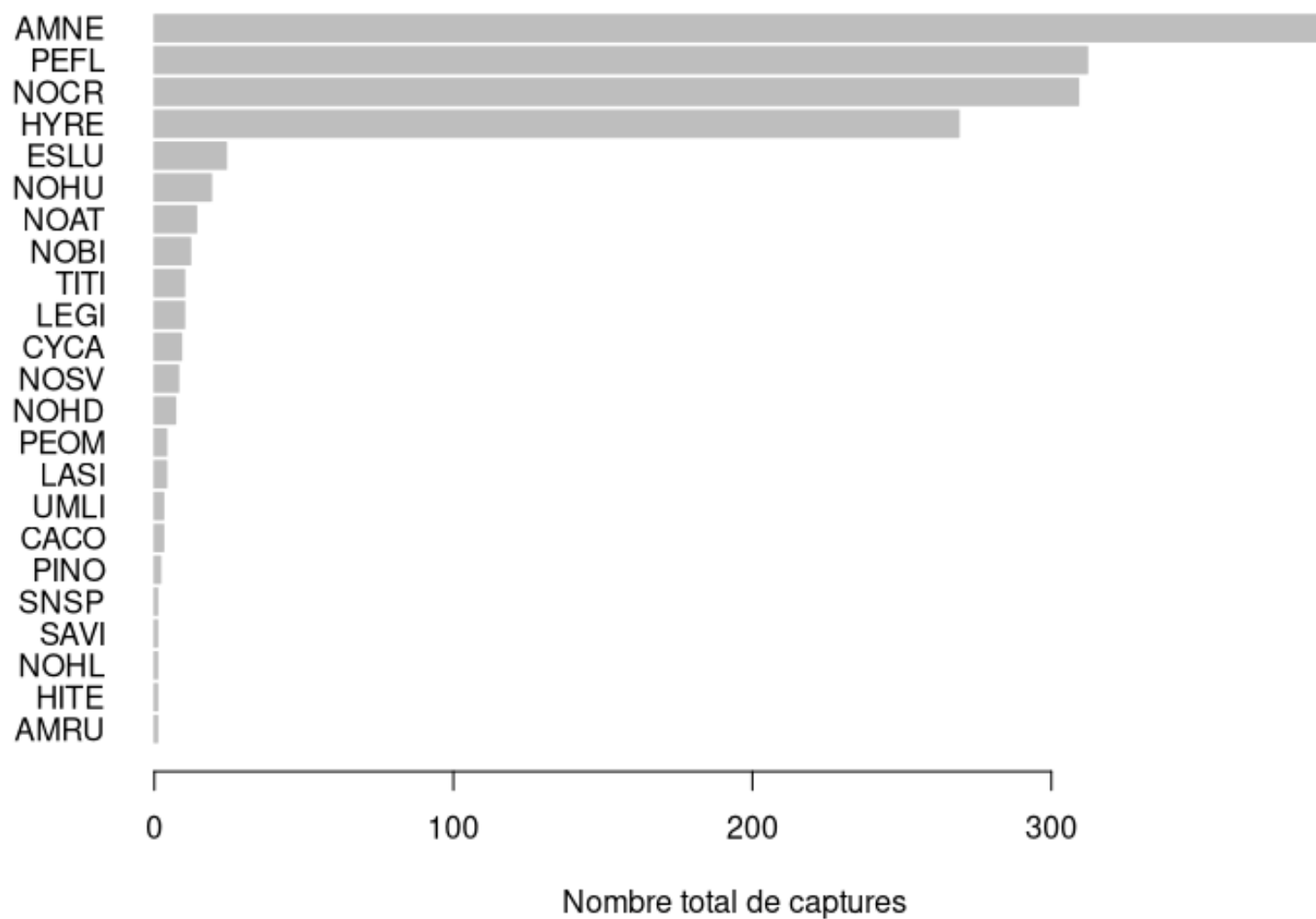


Figure M2. Nombre total de poissons capturés à la pêche électrique, par espèce (voir le tableau M2 pour l'interprétation des codes).

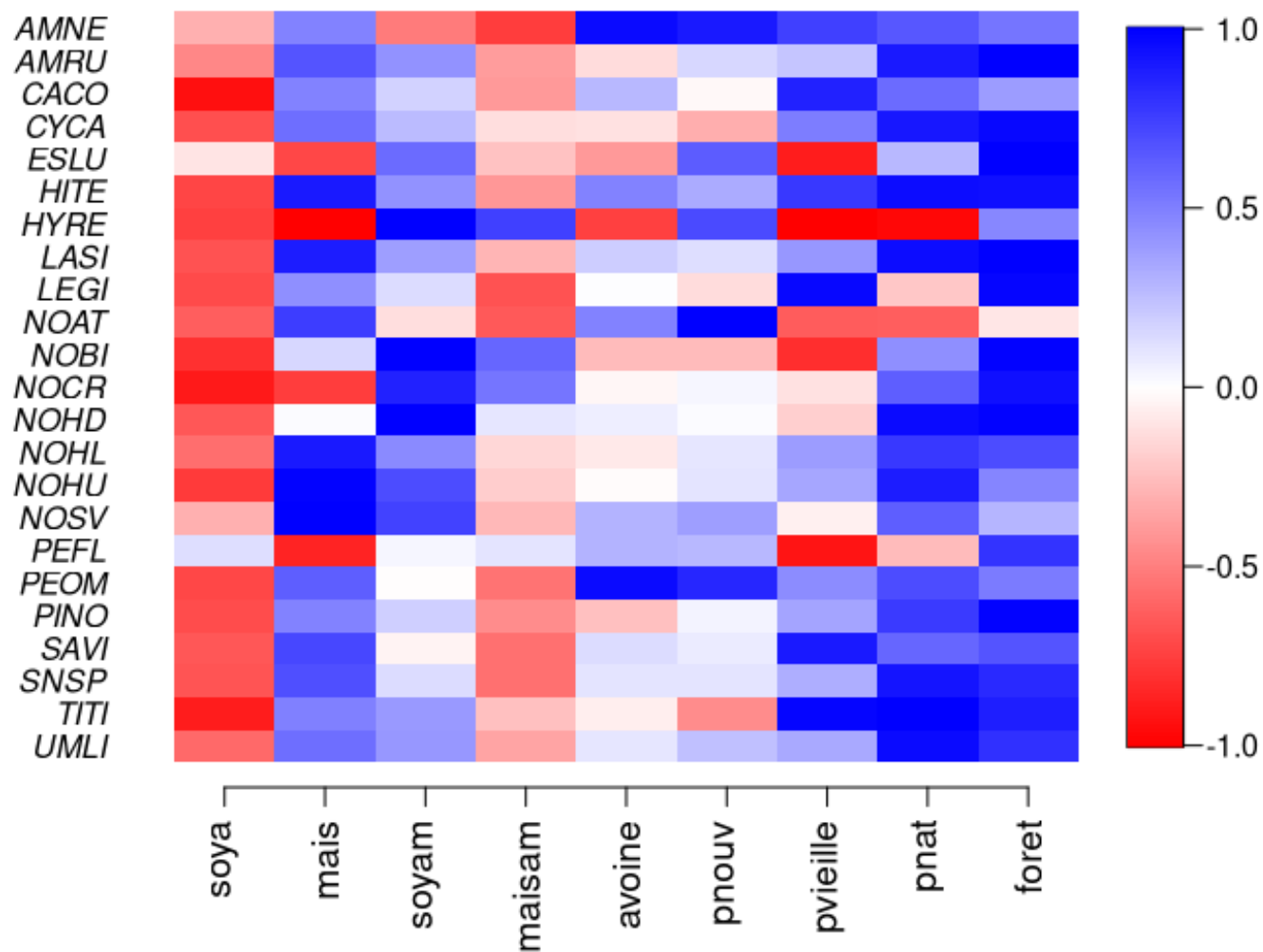


Figure M3. Carte de fréquentation (*heatmap*) des effets des traitements sur les abondances des juvéniles et adultes des 23 espèces de poissons à l'étude. Les traitements sont ordonnés de gauche à droite selon un gradient allant des cultures conventionnelles aux cultures de couverture, puis aux prairies agricoles et, enfin, aux milieux naturels. Les effets reflètent la magnitude des déviations par rapport à la moyenne globale. L'intensité des couleurs reflète le seuil de couverture de l'intervalle de crédibilité qui suffit à exclure la valeur de zéro. Les effets positifs sont en bleu et les effets négatifs, en rouge. Codes des traitements : soya : soya conventionnel, maïs : maïs conventionnel, soyam : soya amélioré, maïsam : maïs amélioré, avoine : avoine, pnouv : nouvelle prairie, pvieille : vieille prairie, pnat : prairie naturelle, foret : forêt naturelle.

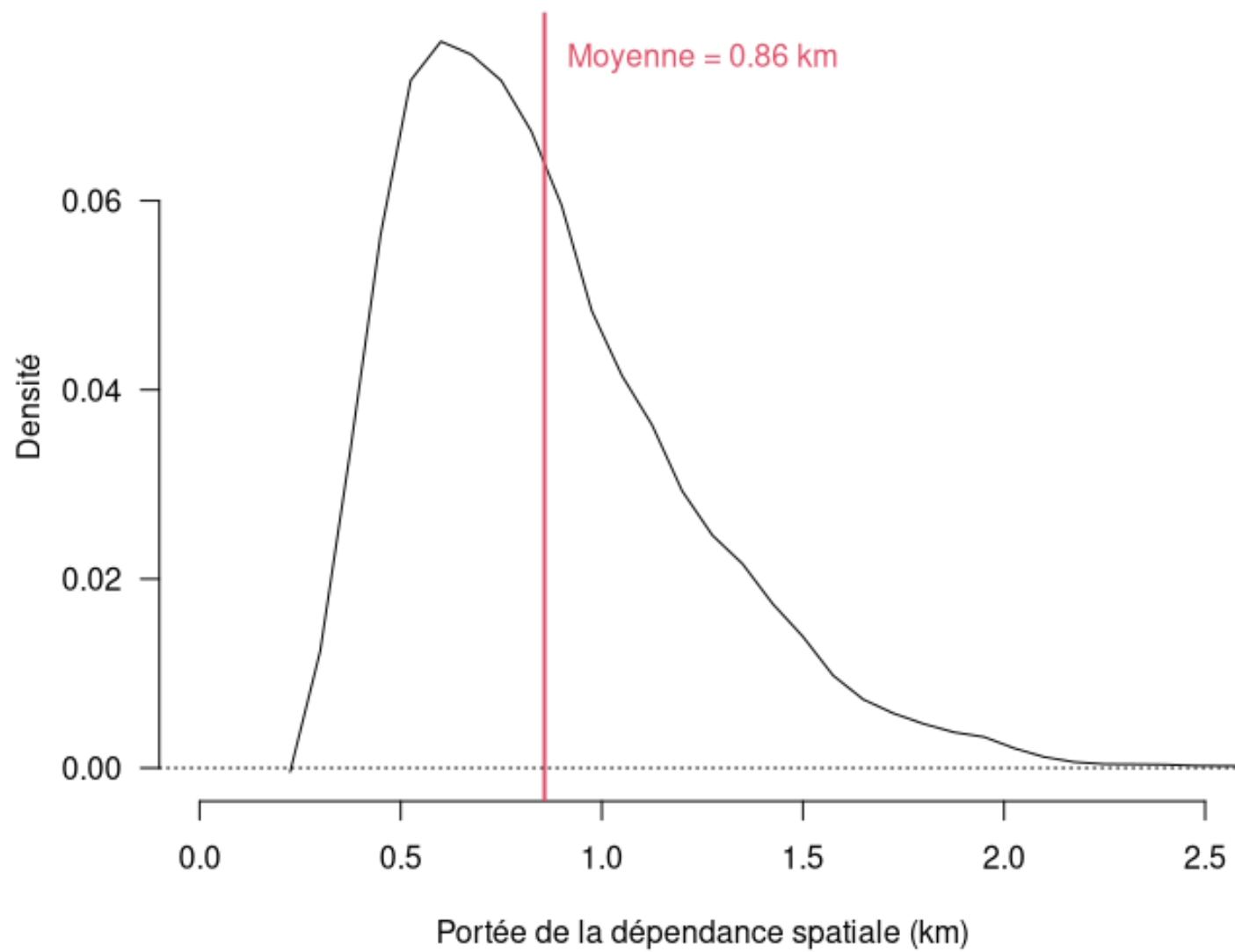


Figure M4. Distribution de la portée de la dépendance spatiale au sein des secteurs à l'étude pour les poissons juvéniles et adultes.

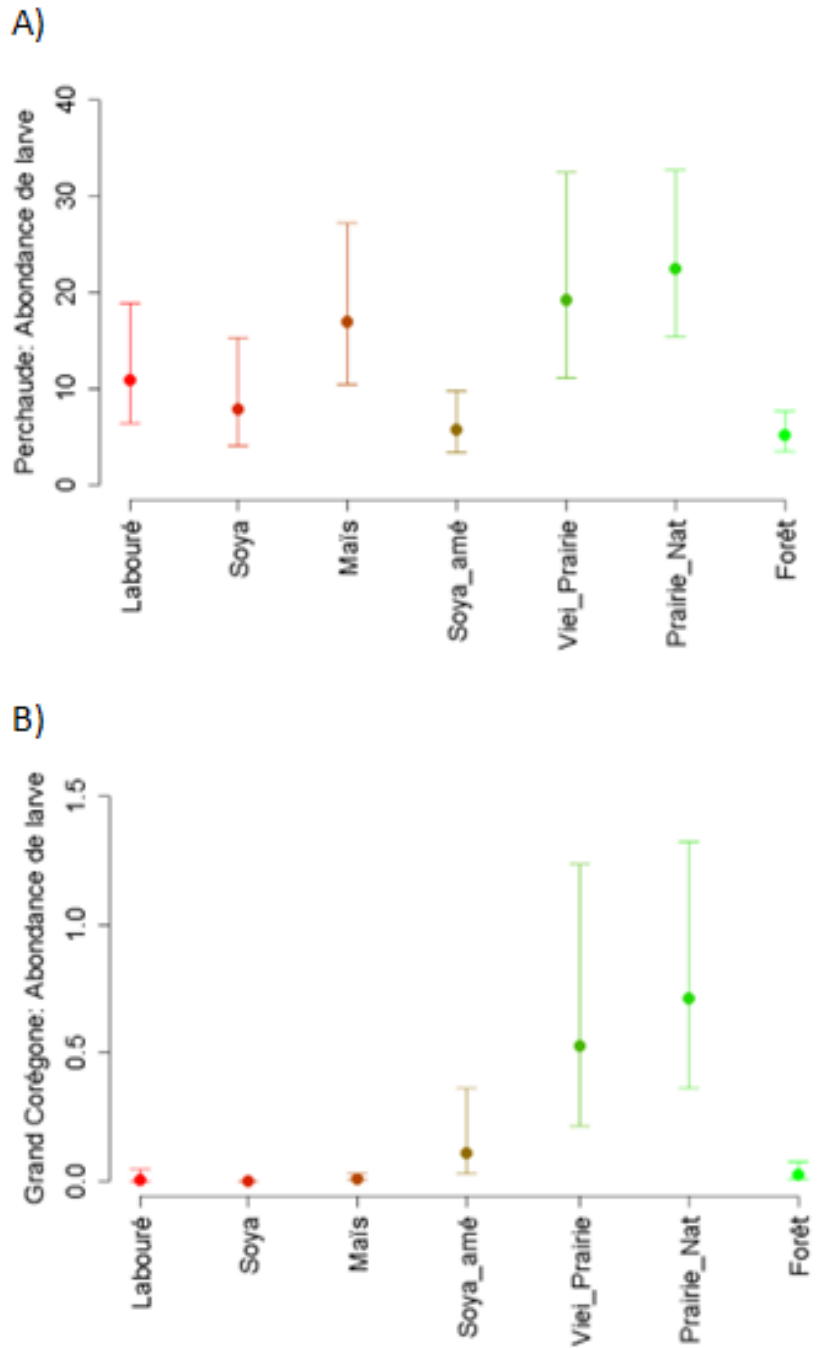


Figure M5. Abondances moyennes (nombre/piège-2h) des larves de perchaude (A) et de grand corégone (B) en fonction des traitements. Les traitements sont ordonnés de gauche à droite selon un gradient allant des cultures conventionnelles aux cultures de couverture, puis aux prairies agricoles et, enfin, aux milieux naturels. Les graphiques montrent la moyenne (cercle) et les intervalles de crédibilité à 90 % (ligne verticale).

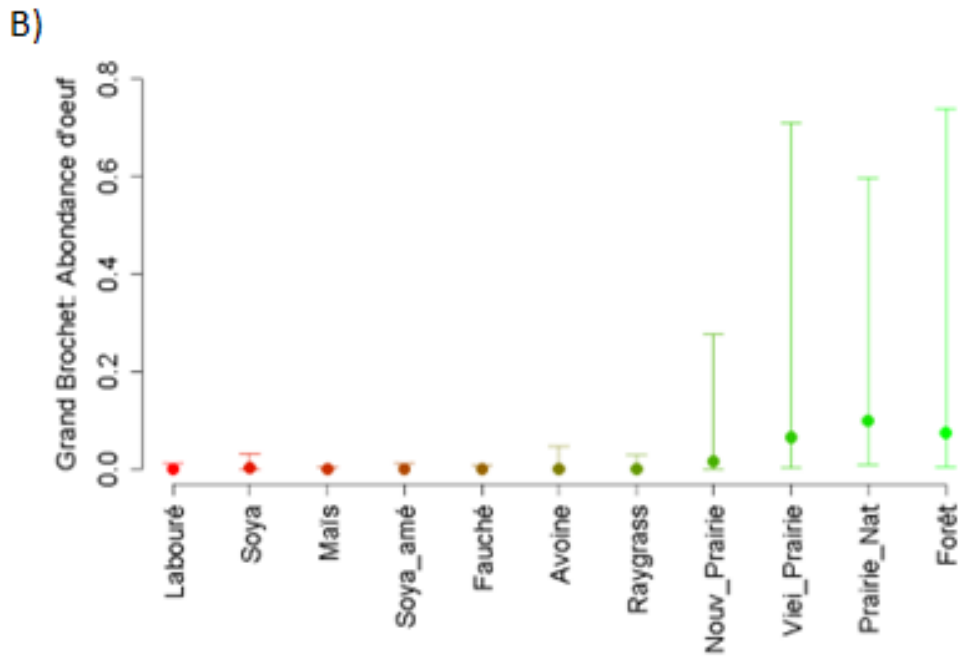
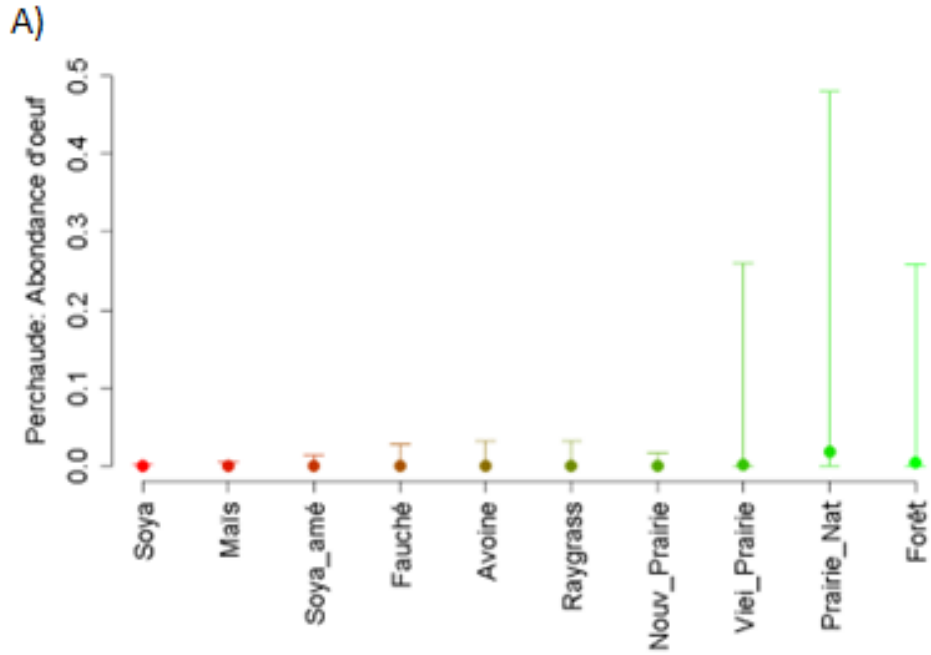


Figure M6. Abondances moyennes (nombre/transect) des masses d’œufs de perchaude (A) et d’œufs de grand brochet (B) en fonction des traitements. Les traitements sont ordonnés de gauche à droite selon un gradient allant des cultures conventionnelles aux cultures de couverture, puis aux prairies agricoles et, enfin, aux milieux naturels. Les graphiques montrent la moyenne (cercle) et les intervalles de crédibilité à 90 % (ligne verticale).

Tableau M1. Sites échantillonnés, par étape du cycle vital des poissons.

Parcelle	Traitement	Année	Étape
BAIE01	Soya_conventionnel	2019	Œuf
BAIE02	Soya_conventionnel	2019	Œuf
BAIE03	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
BAIE04	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
BAIE07	Nouvelle_prairie	2019	Œuf
BAIE09	Vielle_prairie	2019	Œuf
BAIE30	Vielle_prairie	2021	Œuf
BAIE30	Vielle_prairie	2020	Œuf
BAIE30	Vielle_prairie	2022	Œuf
BAIENA01	Forêt_naturelle	2019	Œuf
BAIENA03	Prairie_naturelle	2021	Œuf
BAIENA03	Prairie_naturelle	2020	Œuf
BAIENA03	Prairie_naturelle	2022	Œuf
BAIENA04	Forêt_naturelle	2020	Œuf
BART02	Soya_conventionnel	2022	Œuf
BART04	Ray-grass	2020	Œuf
BART04	Soya_conventionnel	2022	Œuf
BART05	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
BART05	Soya_conventionnel	2022	Œuf
BART06	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
BART06	Soya_amélioré	2022	Œuf
BART07	Soya_conventionnel	2019	Œuf
BART08	Soya_conventionnel	2019	Œuf
BART09	Vielle_prairie	2020	Œuf
BART10	Nouvelle_prairie	2021	Œuf
BART10	Avoine	2020	Œuf
BART10	Nouvelle_prairie	2019	Œuf
BART11	Nouvelle_prairie	2020	Œuf
BART11	Nouvelle_prairie	2022	Œuf
BART13	Soya_conventionnel	2021	Œuf
BART22	Soya_conventionnel	2021	Œuf
BART22	Résidus de végétaux	2020	Œuf

BART50	Maïs_conventionnel	2022	Œuf
BARTLA02	Labouré	2021	Œuf
BARTLA02	Maïs_conventionnel	2022	Œuf
BARTNA01	Prairie_naturelle	2019	Œuf
BARTNA03	Prairie_naturelle	2020	Œuf
BARTNA04	Forêt_naturelle	2021	Œuf
BARTNA04	Forêt_naturelle	2020	Œuf
BARTNA21	Prairie_naturelle	2021	Œuf
BARTNA21	Prairie_naturelle	2020	Œuf
BARTNA21	Prairie_naturelle	2022	Œuf
BARTNA30	Prairie_naturelle	2021	Œuf
PIER01	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
PIER01	Maïs_conventionnel	2022	Œuf
PIER02	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
PIER03	Prairie_naturelle	2019	Œuf
PIER03	Soya_amélioré	2022	Œuf
PIER04	Maïs_conventionnel	2019	Œuf
PIER05	Prairie_naturelle	2019	Œuf
PIER23	Soya_conventionnel	2022	Œuf
PIERNA01	Forêt_naturelle	2019	Œuf
PIERNA03	Forêt_naturelle	2021	Œuf
PIERNA03	Forêt_naturelle	2020	Œuf
PIERNA03	Forêt_naturelle	2022	Œuf
PIERNA20	Labouré	2021	Œuf
PIERNA20	Prairie_naturelle	2020	Œuf
PIERNA20	Prairie_naturelle	2019	Œuf
BAIE30	Vielle_prairie	2022	Larve
BAIE30	Vielle_prairie	2020	Larve
BAIENA02	Prairie_naturelle	2020	Larve
BAIENA03	Prairie_naturelle	2022	Larve
BAIENA03	Prairie_naturelle	2020	Larve
BAIENA04	Forêt_naturelle	2020	Larve
BART05	Soya_conventionnel	2022	Larve
BART07	Maïs_conventionnel	2022	Larve

BART09	Vielle_prairie	2022	Larve
BART09	Vielle_prairie	2020	Larve
BART12	Soya_conventionnel	2022	Larve
BART13	Soya_conventionnel	2022	Larve
BART50	Maïs_conventionnel	2022	Larve
BARTLA02	Labouré	2022	Larve
BARTNA03	Forêt_naturelle	2022	Larve
BARTNA03	Prairie_naturelle	2020	Larve
BARTNA04	Forêt_naturelle	2022	Larve
BARTNA04	Forêt_naturelle	2020	Larve
BARTNA30	Prairie_naturelle	2022	Larve
BARTNA30	Prairie_naturelle	2020	Larve
PIER01	Maïs_conventionnel	2022	Larve
PIER02	Maïs_conventionnel	2022	Larve
PIER03	Soya_amélioré	2022	Larve
PIER23	Soya_conventionnel	2022	Larve
PIERNA03	Forêt_naturelle	2022	Larve
PIERNA03	Forêt_naturelle	2020	Larve
PIERNA20	Prairie_naturelle	2020	Larve
BAIE02	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
BAIE03	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
BAIE04	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
BAIE07	Soya_conventionnel	2019	JuvAdulte
BAIE09	Vielle_prairie	2019	JuvAdulte
BAIE30	Vielle_prairie	2020	JuvAdulte
BAIE30	Vielle_prairie	2021	JuvAdulte
BAIE30	Vielle_prairie	2022	JuvAdulte
BAIENA01	Forêt_naturelle	2019	JuvAdulte
BAIENA02	Prairie_naturelle	2019	JuvAdulte
BAIENA03	Prairie_naturelle	2019	JuvAdulte

BAIENA03	Prairie_naturelle	2020	JuvAdulte
BAIENA03	Prairie_naturelle	2021	JuvAdulte
BAIENA03	Prairie_naturelle	2022	JuvAdulte
BART02	Soya_conventionnel	2022	JuvAdulte
BART04	Soya_conventionnel	2022	JuvAdulte
BART05	Soya_conventionnel	2019	JuvAdulte
BART05	Soya_conventionnel	2022	JuvAdulte
BART06	Soya_conventionnel	2019	JuvAdulte
BART06	Soya_amélioré	2022	JuvAdulte
BART07	Soya_conventionnel	2019	JuvAdulte
BART08	Soya_conventionnel	2019	JuvAdulte
BART09	Vielle_prairie	2019	JuvAdulte
BART09	Vielle_prairie	2020	JuvAdulte
BART09	Vielle_prairie	2021	JuvAdulte
BART09	Vielle_prairie	2022	JuvAdulte
BART10	Nouvelle_prairie	2019	JuvAdulte
BART10	Nouvelle_prairie	2021	JuvAdulte
BART10F	Prairie_naturelle	2020	JuvAdulte
BART11	Nouvelle_prairie	2021	JuvAdulte
BART22	Soya_conventionnel	2021	JuvAdulte
BART23	Soya_conventionnel	2021	JuvAdulte
BART29	Soya_conventionnel	2021	JuvAdulte
BARTLA02	Avoine	2020	JuvAdulte
BARTLA02	Labouré	2021	JuvAdulte
BARTLA02	Maïs_conventionnel	2022	JuvAdulte
BARTNA01	Forêt_naturelle	2019	JuvAdulte
BARTNA01	Forêt_naturelle	2021	JuvAdulte
BARTNA02	Prairie_naturelle	2019	JuvAdulte
BARTNA03	Prairie_naturelle	2019	JuvAdulte
BARTNA03	Prairie_naturelle	2020	JuvAdulte
BARTNA03	Prairie_naturelle	2021	JuvAdulte
BARTNA04	Forêt_naturelle	2021	JuvAdulte
BARTNA21	Prairie_naturelle	2022	JuvAdulte
BARTNA30	Prairie_naturelle	2021	JuvAdulte

BARTNA30	Vielle_prairie	2022	JuvAdulte
BARTNA31	Prairie_naturelle	2020	JuvAdulte
BARTNA50	Prairie_naturelle	2021	JuvAdulte
PIER01	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
PIER01	Labouré	2021	JuvAdulte
PIER01	Maïs_conventionnel	2022	JuvAdulte
PIER02	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
PIER02	Labouré	2021	JuvAdulte
PIER03	Maïs_amélioré	2021	JuvAdulte
PIER03	Soya_amélioré	2022	JuvAdulte
PIER04	Maïs_conventionnel	2019	JuvAdulte
PIER23	Soya_conventionnel	2022	JuvAdulte
PIERNA01	Forêt_naturelle	2019	JuvAdulte
PIERNA03	Forêt_naturelle	2019	JuvAdulte
PIERNA03	Forêt_naturelle	2020	JuvAdulte
PIERNA03	Forêt_naturelle	2021	JuvAdulte
PIERNA03	Forêt_naturelle	2022	JuvAdulte
PIERNA20	Prairie_naturelle	2020	JuvAdulte
PIERNA20	Maïs_conventionnel	2021	JuvAdulte
PIERNA20B	Labouré	2021	JuvAdulte

Tableau M2. Codes et noms des espèces prises à la pêche électrique.

Code	Nom latin	Nom commun
AMNE	<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune
AMRU	<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche
CACO	<i>Catostomus commersonii</i>	Meunier noir
CYCA	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune
ESLU	<i>Esox lucius</i>	Grand brochet
HITE	<i>Hiodon tergisus</i>	Laquaiche argentée
HYRE	<i>Hybognathus regius</i>	Méné d'argent de l'Est
LASI	<i>Labidesthes sicculus</i>	Crayon d'argent
LEGI	<i>Lepomis gibbosus</i>	Crapet soleil
NOAT	<i>Notropis atherinoides</i>	Méné émeraude
NOBI	<i>Notropis bifrenatus</i>	Méné d'herbe
NOCR	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Méné jaune
NOHD	<i>Notropis heterodon</i>	Méné à menton noir
NOHL	<i>Notropis heterolepis</i>	Museau noir
NOHU	<i>Notropis hudsonius</i>	Méné à tache noire
NOSV	<i>Notropis stramineus</i> ou <i>Notropis volucellus</i>	Méné pâle ou méné paille
PEFL	<i>Perca flavescens</i>	Perchaude
PEOM	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Omisco
PINO	<i>Pimephales notatus</i>	Méné à museau arrondi
SAVI	<i>Sander vitreum</i>	Doré jaune
SNSP	<i>Sander</i> sp.	Doré
TITI	<i>Tinca tinca</i>	Tanche
UMLI	<i>Umbra limi</i>	Umbre de vase

N - PRÉSENCE DE NÉONICOTINOÏDES ET D'HERBICIDES DANS LES SOLS AGRICOLES DE LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

SHIV PRASHER (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Persistance des herbicides et des néonicotinoïdes dans les sols agricoles

Principaux collaborateurs

Jessica Head (Université McGill), Denis Roy (Université McGill), Cynthia Kallenbach (Université McGill), Vincent Maire (UQTR), Gilbert Cabana (UQTR), Andrea Bertolo (UQTR), Jaskaran Dhiman (Université McGill)

Résumé de la recherche

Herbicides :

- Pour les échantillons de sol prélevés à l'automne 2019 (profondeur : 0-15 cm) et en 2020 (mai : profondeur 0-15 cm et juin, juillet : profondeurs 0-2 et 10-12 cm) :
 - o Aucune différence significative dans les concentrations de glyphosate (GLY) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) n'a été observée entre les échantillons de sol prélevés dans les traitements conventionnels et améliorés du maïs et du soya (profondeur de 0 à 15 cm).
 - o Pour les collectes de juin et de juillet 2020, les concentrations globales d'AMPA étaient plus élevées à une profondeur de 0 à 2 cm qu'à une profondeur de 10 à 12 cm. Aucune différence significative n'a été observée entre les traitements du maïs et du soya.
- Pour les échantillons de sol prélevés en 2021 (mai, juin et juillet : profondeur de 0 à 10 cm et fossés agricoles)
 - o Les résultats ont montré une accumulation de GLY au fil du temps dans les traitements de régie conventionnelle et améliorée pour le maïs et le soya. Les concentrations de GLY observées en juillet étaient significativement plus élevées que celles détectées en mai.
 - o Les échantillons de sol prélevés dans les traitements de régie conventionnelle ou améliorée du maïs et du soya contenaient des concentrations significativement plus élevées d'AMPA que les échantillons prélevés dans les prairies.
 - o Aucune différence significative n'a été observée entre les traitements de régie conventionnelle et améliorée du maïs et du soya en ce qui concerne les concentrations d'AMPA.
 - o Les concentrations moyennes de GLY étaient inférieures à la limite de détection pour les milieux naturels et les prairies ; la présence d'AMPA n'a pas été détectée dans les milieux naturels.

- Le GLY et l'AMPA ont été observés en quantités mesurables dans des échantillons de sol prélevés dans des fossés agricoles.

Néonicotinoïdes :

- Pour les échantillons de sédiments prélevés à l'automne 2019 (profondeurs : 0-15 cm) ;
 - Aucune différence significative dans les concentrations de clothianidine (CLO) n'a été observée entre les traitements de régie conventionnelle et améliorée du maïs et du soya.
 - Les concentrations moyennes de thiaméthoxame (TMX) pour les traitements de régie conventionnelle et améliorée du maïs et du soya se sont avérées inférieures à la limite de détection.
- Pour les échantillons de sol prélevés en 2020 (mai : profondeur 0-15 cm et juin, juillet : profondeurs 0-2 et 10-12 cm) :
 - Aucune différence significative dans les concentrations de CLO n'a été observée entre les cultures annuelles de maïs et de soya et les prairies aux deux profondeurs examinées (0-2 et 10-12 cm).
- Pour les échantillons de sol prélevés en 2021 (mai, juin et juillet : profondeur de 0 à 10 cm et fossés agricoles)
 - Les concentrations moyennes de CLO détectées dans les traitements de régie conventionnelle ou améliorée du maïs ou du soya étaient plus élevées que dans les sites de prairie, bien qu'aucune différence significative n'ait été observée.
 - Aucun des néonicotinoïdes n'a été trouvé dans des échantillons de sol prélevés dans des fossés agricoles (sous la limite de quantification [LQ], 0,05 µg/kg).

Contexte

Ce projet de recherche avait pour principal objet l'analyse des insecticides et des herbicides présents dans l'eau et les sols du littoral du lac Saint-Pierre (LSP). Sur la base des résidus de contaminants détectés dans les échantillons d'eau en 2019 (se référer à la fiche du projet de J. Head), il a été décidé d'étudier plus spécifiquement le devenir et le transport des composés suivants dans les sols pour les saisons 2019, 2020 et 2021.

- *Insecticides (Néonicotinoïdes) :*
 - Clothianidine (CLO) et thiaméthoxame (TMX)
- *Herbicides:*
 - Glyphosate (GLY) et son métabolite l'acide aminométhylphosphonique (AMPA)

Le choix de ces molécules est également étayé par rapport aux risques environnementaux connus liés à leur utilisation :

- *Clothianidine et thiaméthoxame* (Li et al., 2018)
 - Ces composés s'attaquent au système nerveux central des insectes et peuvent être mortels à très faible dose.

- Ils ont un impact négatif sur la santé environnementale et sur les organismes non ciblés ; leur persistance dans l’environnement est une source de préoccupation à l’échelle mondiale.
- 90 % des néonicotinoïdes sont introduits directement dans le sol sans être absorbés par les cultures.
- *Glyphosate et acide aminométhylphosphonique* (Borggaard et Gimsing, 2008 ; Simonsen et al., 2008) :
 - Un risque de lessivage est associé aux nouvelles applications et aux résidus plus anciens.
 - Le risque de lessivage des résidus augmente dans un sol fertilisé en présence de phosphore.
 - L’absorption de ces composés par les cultures vivrières suscite également des préoccupations.
 - Selon certaines études, ils pourraient être toxiques pour les amphibiens et les animaux aquatiques, ce qui constitue une source d’inquiétude.

Objectif

Le principal objectif est de quantifier les concentrations de CLO, de TMX, de GLY et d’AMPA à différentes profondeurs dans les champs agricoles correspondant à différents types d’utilisation du sol dans la zone littorale du LSP au Québec.

Méthodologie

Dispositif expérimental — Gradient d’usage des terres

Les sites sélectionnés pour la collecte des échantillons de sol sont Baie-du-Febvre (BAIE), Pierreville (PIER), Saint-Barthélemy (BART) et l’Île Dupas (DUPA). L’échantillonnage a été effectué dans les sites du dispositif à grande échelle implanté par l’équipe d’A. Vanasse et de B. Bourgeois. Les traitements des différents types d’utilisation du sol incluent :

- Cultures de maïs et de soya en pratique conventionnelle
- Cultures de maïs et de soya en pratique améliorée
- Prairies
 - Nouvelles prairies établies après 2018
 - Vieilles prairies établies depuis plus de cinq ans
- Milieux naturels
 - Couvert forestier
 - Milieux humides

Collecte d’échantillons pour chaque année

2019 :

Au début du projet, un échantillonnage annuel de l’eau était prévu pendant les inondations printanières. Un premier prélèvement d’échantillons d’eau a donc été effectué lors de la crue printanière de 2019 (voir le dossier de J. Head). Les concentrations de pesticides obtenues étaient très faibles. Ainsi, sur la base de ces résultats, aucun échantillon d’eau n’a été prélevé en 2020 et 2021.

Des échantillons de sol (profondeur : 0-15 cm) ont été prélevés à l'automne 2019 dans le dispositif à grande échelle. De ces échantillons, ceux provenant des 10 emplacements suivants ont été ciblés dans le cadre de notre étude pour fins d'analyse de la présence de pesticides : BAIE03, BAIE09, BAIENA01, BART07, BARTNA04, DUPA02, DUPANA01, PIER02, PIER03 et PIERNA04. Le tableau N1 liste les sites échantillonnés et les traitements d'utilisation du sol correspondants. Comme nous nous attendions à des concentrations nulles ou très faibles, les échantillons provenant de prairies et de milieux naturels n'ont finalement pas été analysés. Ainsi, seuls 5 des 10 échantillons de sols agricoles ont été analysés pour la détection d'herbicides et d'insecticides.

2020 :

En mai 2020, des échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 0 à 15 cm dans les 24 endroits suivants : BAY01, BAY02, BAY03, BAY04, BAY07, BAY09, BAIENA01, PIER02, PIER03, PIER04, PIER05, PIERNA04, BART05, BART06, BART07, BART08, BART10, BARTNA02, DUPA01, DUPA02, DUPA03, DUPA04, DUPA05 et DUPANA01 (Tableau N1).

Après ce premier échantillonnage, il a été décidé d'effectuer des prélèvements à deux profondeurs distinctes (0-2 cm et 10-12 cm) pour chaque emplacement. Nous avons apporté cette modification au plan de recherche, car les pesticides ne sont généralement pas très lessivés dans le profil de sol et restent principalement dans la couche supérieure. Ainsi, pour l'échantillonnage réalisé durant les mois de juin et juillet, les échantillons étaient prélevés à ces deux profondeurs pour chaque emplacement. Lors de ces campagnes effectuées, au total, des échantillons provenant de 28 emplacements distincts ont été transmis pour fins d'analyse de la présence de pesticides : BAIE01, BAIE02, BAIE03, BAIE04, BAIE07, BAIENA01, BAIENA03, PIER02, PIER03, PIER04, PIER05, PIERNA03, PIERNA04, BART05, BART06, BART08, BART09, BART10, BARTNA01, BARTNA02, BARTNA04, DUPA01, DUPA02, DUPA03, DUPA04, DUPA05, DUPANA01 et DUPANA03 (Tableau N1).

Comme nous nous attendions à des concentrations nulles ou très faibles, les échantillons provenant de prairies et de milieux naturels n'ont pas été analysés pour y détecter la présence d'herbicides. Ainsi, pour chacune des deux périodes d'échantillonnage, les analyses de pesticides effectuées en fonction des échantillons disponibles se détaillent comme suit :

- Mai : Analyse d'herbicides dans le sol de 15 des 24 sites échantillonnés ; analyse d'insecticides dans le sol des 24 sites ;
- Juin-Juillet : Analyse d'herbicides dans le sol de 15 des 28 sites échantillonnés à chacune des deux profondeurs pour un total de 30 échantillons ; analyse d'insecticides dans le sol des 28 sites aux deux profondeurs pour un total de 56 échantillons.

2021 :

Des échantillons ont été prélevés à 30 emplacements, à trois reprises au cours des mois de mai, juin et juillet. Le protocole prévoyait deux profondeurs distinctes (0-2 cm et 10-12 cm) comme en 2020, mais en raison d'une erreur d'interprétation des consignes pour le

travail sur le terrain, les échantillons ont tous été prélevés à une profondeur de 0-10 cm. Les emplacements échantillonnés sont les suivants : BAIE01, BAIE02, BAIE03, BAIE04, BAIE15, BAIE09, BAIENA01, BAIENA03, PIER02, PIER03, PIER04, PIER05, PIERNA03, PIERNA04, BART05, BART06, BART07, BART08, BART09, BART10, BARTNA01, BARTNA02, BARTNA04, DUPA01, DUPA02, DUPA03, DUPA04, DUPA05, DUPANA01 et DUPANA03. Il est à noter que le site BAIE07 (Nouvelle prairie) était inaccessible et a été remplacé par le site BAIE15. Contrairement aux analyses de 2019 et 2020, tous les échantillons provenant des milieux naturels et les prairies ont été soumis à une analyse pour évaluer la présence d’herbicides. Ainsi, au total, les 90 échantillons ont fait l’objet d’analyse d’herbicides et d’insecticides.

Étant donné le petit nombre d’échantillons de sol de nouvelles prairies et de vieilles prairies, ces deux catégories ont été regroupées dans un type d’utilisation nommé « prairies » à des fins de comparaison statistique avec les autres traitements de cultures annuelles et les témoins :

- 2020 : analyse d’insecticides : 1 échantillon de nouvelle prairie et 1 de vieille prairie
- 2021 : analyses d’herbicides et d’insecticides : 2 échantillons de nouvelles prairies et 3 de vieilles prairies

Une analyse distincte de ces échantillons a cependant été réalisée pour examiner leurs concentrations respectives d’herbicides et de néonicotinoïdes (insecticides).

Par ailleurs, au cours de l’année 2021, des échantillons de sol (N=24) ont également été prélevés le long de fossés agricoles situés dans la zone d’étude. Le but de ces échantillons était d’estimer les quantités de contaminants présents dans les sols à proximité des fossés.

Renseignements sur l’application de pesticides dans les sites de maïs et de soya échantillonnés en 2019, 2020 et 2021

Cette section présente des informations générales sur les pesticides appliqués chaque année dans les sites expérimentaux qui ont fait l’objet d’une analyse de la présence de pesticides (communication personnelle, Duchesne-Pelletier 2022).

2019

- Herbicides :
 - PIER03 : GLY autour des mois de juin et juillet et *chlorimuron-éthyle*
 - BART07 : bentazone et clethodime
- Insecticides :
 - PIER03 : semences traitées (pesticide inconnu)

2020

- Herbicides :
 - BAY01, BAY02, BAY03, BAY04, PIER03, PIER04, PIER05, BART05, BART06, BART07, BART08, DUPA01, DUPA02, DUPA04 et DUPA05 : GLY en juin.
- Insecticides: aucun champ.

2021

- Herbicides :

- BAIE01, BAIE02, BAIE03, BAIE04, PIER03, PIER04, PIER05, BART07, BART08, DUPA01, DUPA02, DUPA04 et DUPA05 : GLY en juin (à l'exception de DUPA01).
- BAIE01 et BAIE02 : également traités avec du dicamba
- BAIE03 et BAIE04 : également traités avec du rimsulfuron et du mésotrione
- BART05 et BART06 : également traité avec du quizalofop-p-éthyl, du chlorimuron-éthyle et du thifensulfuron-méthyle
- Insecticides :
 - BAIE01 et BAIE02 : semences traitées (pesticide inconnu)

Les informations concernant l'application de produits phytosanitaires dans les champs en prairies ne sont pas disponibles sur la base des informations dont nous disposons.

Extraction et analyse

Pour l'extraction et l'analyse de la CLO et du TMX, nous avons utilisé les méthodologies décrites par Valverde *et al.* (2017) et Li *et al.* (2018). L'extraction a été réalisée au laboratoire Prasher du Département de génie des bioressources au campus Macdonald de l'Université McGill à Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada. Les échantillons ont été analysés par chromatographie liquide-spectrométrie de masse quadripolaire à temps de vol (LC-MS QTOF) à ultra haute performance au Département des sciences alimentaires et de chimie agricole au campus Macdonald de l'Université McGill à Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada.

Les analyses d'insecticides n'ont pu être effectuées sur tous les échantillons en raison de travaux d'entretien de l'équipement. Les échantillons restants ont été envoyés à un laboratoire d'analyse des contaminants certifié de Montréal (Pathogenia inc.) et ont été analysés en suivant une méthode similaire. Les échantillons de 2020 sélectionnés pour l'analyse des insecticides ont été extraits et analysés à l'Université McGill, et les autres échantillons (2019, 2021) ont été extraits et analysés au laboratoire certifié. Tous les échantillons sélectionnés pour l'analyse du GLY et de l'AMPA ont été envoyés au laboratoire certifié aux fins de quantification des herbicides. La procédure d'extraction et d'analyse utilisée suivait les lignes directrices décrites par Marek et Koskinen (2013). Les échantillons extraits ont été analysés par LC-MS à ultra haute performance.

Analyse des données

Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel d'analyse statistique et de création de graphiques JMP 14 (2020) de SAS (JMP, SAS Institute Inc., Cary, Caroline du Nord). Ils ont été réalisés avec un seuil de signification de $\alpha = 0,05$. Un test de Student a été employé pour comparer les moyennes des concentrations des herbicides et des insecticides sélectionnés deux à deux afin de quantifier l'effet des types d'utilisation du sol (pratiques culturales) sur la persistance des composés dans les sols.

Résultats

Herbicides

En ce qui concerne les échantillons de sédiments prélevés au cours de l'automne 2019, aucune différence statistiquement significative n'a été observée ($\alpha = 0,05$) entre les pratiques agricoles conventionnelles et améliorées pour ce qui est des concentrations de GLY et d'AMPA (figure N1). Des résultats similaires ont été obtenus pour les échantillons de sol recueillis en mai 2020 (figure N2). En général, des quantités plus importantes de GLY ont été mesurées dans les échantillons de sol prélevés en juin et juillet 2020 à une profondeur de 0-2 cm comparativement à une profondeur de 10-12 cm (figure N3a). Toutefois, la différence n'était pas statistiquement significative entre la régie conventionnelle et la régie améliorée à chacune des profondeurs ($p > 0,05$). Dans le cas de l'AMPA, les mêmes tendances sont observées (figure N3b ; $p < 0,05$).

Les concentrations moyennes de GLY étaient inférieures à la limite de détection (2 $\mu\text{g}/\text{kg}$) dans les échantillons de sol de 2021 (mai, juin et juillet) prélevés dans les milieux naturels et les prairies (figure N4a). Une accumulation de GLY au fil du temps a été observée pour les traitements conventionnels et de gestion améliorée, où la concentration globale de cet herbicide était beaucoup plus élevée en juillet qu'en mai 2021 ; l'augmentation de la concentration est probablement attribuable à l'application d'herbicides sur le champ en juin 2021 (*Duchesne-Pelletier, 2022 — personnel communication*). De même, on a constaté que les concentrations moyennes d'AMPA dans les sols environnementaux étaient inférieures à la limite de détection (2 $\mu\text{g}/\text{kg}$) pour les trois mois (figure N4b). Fait intéressant, des métabolites ont été détectés dans des échantillons de sol provenant de sites de prairies au cours des trois mois ; cependant, la concentration moyenne d'AMPA dans les échantillons de sol de prairie était significativement plus faible ($p < 0,05$) que les traitements de gestion conventionnels ou améliorés. Cependant, contrairement aux résultats de GLY, nous n'avons pas détecté l'accumulation d'AMPA au fil du temps pour différents types d'utilisation des terres.

Les concentrations moyennes de GLY dans les échantillons de sol prélevés en 2021 dans les vieilles prairies et les nouvelles prairies étaient inférieures à la limite de détection (2 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Les concentrations moyennes d'AMPA étaient significativement plus élevées ($p < 0,05$) dans les nouvelles prairies que dans les vieilles prairies, où les concentrations moyennes d'AMPA étaient inférieures à la limite de détection (figure N5). Toutefois, aucune différence significative dans les concentrations n'a été observée entre les diverses périodes (mai, juin et juillet) d'échantillonnage pour 2021.

Néonicotinoïdes

Aucune différence significative n'a été observée entre les traitements de régie conventionnelle ou améliorée pour ce qui est des concentrations de CLO détectées dans les échantillons de sédiments recueillis à l'automne 2019 (figure N6). Les concentrations moyennes de TMX étaient inférieures à la LQ (0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$) pour tous les types d'utilisation. La présence de CLO n'a pas été détectée dans les sols des milieux naturels pour les échantillons de mai 2020 (LQ = 0,02 $\mu\text{g}/\text{kg}$) ; aucune différence significative n'a été observée entre les autres types d'utilisation (prairies, pratiques conventionnelles et améliorées) (Figure N7).

De façon similaire, aucune présence de CLO n'a été détectée dans les échantillons de sol des milieux naturels recueillis en juin et juillet 2020 (figure N8). Des quantités plus élevées de CLO ont été mesurées à une profondeur de 0-2 cm du profil de sol qu'à 10-12 cm ; la différence n'était cependant pas significative sur le plan statistique ($\alpha = 0,05$). Les résultats n'ont pas montré de variation significative de la concentration d'insecticides entre les divers types d'utilisation et les profondeurs à l'étude. Les concentrations moyennes de TMX étaient inférieures à la LQ pour les échantillons de sol recueillis en mai, juin et juillet 2020 pour tous les types d'utilisation.

Pour les échantillons prélevés en 2021, aucune différence significative n'a été observée entre les concentrations de CLO associées aux différents types d'utilisation de sols agricoles et entre les différentes périodes d'échantillonnage (mai, juin et juillet). Aucune tendance particulière n'a été observée en ce qui concerne l'accumulation de CLO (figure N9). La présence de CLO s'est avérée inférieure à la limite de détection pour les échantillons des milieux naturels. Conformément aux résultats précédents, aucun des échantillons de sol prélevés en 2021 ne contenait de TMX.

Lors de l'analyse des concentrations de CLO dans les vieilles prairies et les nouvelles prairies, le composé n'a été détecté que dans les échantillons recueillis dans les nouvelles prairies. La concentration moyenne de CLO des deux échantillons provenant des nouvelles prairies (prélevés à une profondeur de 0 à 15 cm en mai 2020) était de 0,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Pour les échantillons prélevés en juin et juillet 2020, la concentration moyenne de CLO des deux échantillons prélevés à une profondeur de 0-2 cm dans les nouvelles prairies n'a pas montré d'écart significatif ($\alpha = 0,05$) par rapport aux deux échantillons recueillis à 10-12 cm du profil de sol (figure N10). Pour les échantillons prélevés en 2021, dans l'ensemble, les échantillons des nouvelles prairies ont montré des concentrations plus élevées de CLO que ceux des vieilles prairies (figure N11) ; aucune différence significative ($\alpha = 0,05$) n'a cependant été observée entre les mois de collecte pour chaque catégorie.

Les quantités d'herbicides détectées dans ces échantillons sont indiquées à la figure N12. Cependant, la relation entre les différents types d'utilisation des terres et les échantillons provenant de fossés est inconnue. Les concentrations moyennes de néonicotinoïdes pour tous les types d'utilisation étaient inférieures à la LQ de 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les échantillons de sol en fossé.

Discussion et conclusion

Présence d'herbicides en régie conventionnelle et régie améliorée

Les différents types d'utilisation du sol, soit la régie conventionnelle et la régie améliorée, n'ont pas influencé les quantités de GLY et d'AMPA dans les échantillons de sédiments et de sol prélevés en 2019 et en mai 2020 (profondeur de 0-15 cm). Outre l'effet des diverses pratiques culturales, cela s'explique notamment par le fait que les échantillons ont été prélevés sur une profondeur de 0-15 cm du profil de sol. Nous avons émis l'hypothèse selon laquelle les herbicides pourraient s'être accumulés en plus grande quantité dans la couche supérieure du sol. Pour cette raison, en juin et juillet 2020, des échantillons de sol ont été prélevés à deux profondeurs différentes (0-2 cm et 10-12 cm) à chaque site

d'échantillonnage pour mieux comprendre les tendances relatives au devenir et au transport des composés dans la couche supérieure du sol.

Conformément à notre hypothèse, de plus grandes quantités d'herbicides ont été mesurées à 0-2 cm de la couche supérieure du sol par rapport aux échantillons recueillis à 10-12 cm ; toutefois, la différence n'était pas toujours significative sur le plan statistique. Dans le cas de l'AMPA, un niveau considérablement plus élevé (statistiquement significatif) de métabolites d'herbicides a été observé à une profondeur de 0-2 cm du profil de sol qu'à une profondeur de 10-12 cm pour le traitement de la régie conventionnelle. Les concentrations de GLY détectées dans les échantillons de sol de surface se situaient dans valeurs relevées par Maccario *et al.* (2022) dans leur étude menée dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Québec, Canada). Dans l'ensemble, il a été constaté que les concentrations de GLY ne variaient pas de manière significative entre les profondeurs de 0-2 cm et de 10-12 cm et entre les traitements de régie conventionnelle ou améliorée. Cette observation pourrait être attribuable à la capacité du composé à se transformer en AMPA par métabolisation avec le temps, qui pourrait réduire les écarts.

Présence d'herbicides dans le gradient d'utilisation des terres au cours d'une saison de culture

En ce qui concerne les échantillons collectés sur trois mois en 2021, les concentrations de GLY ont affiché une tendance à la hausse au fil de la saison. Les échantillons de juillet 2021 présentaient une concentration significativement plus élevée de GLY que ceux de mai 2021 dans les sites conventionnels, signe d'une accumulation de l'herbicide. L'herbicide a été appliqué en juin 2021, ce qui pourrait expliquer la différence entre les concentrations de GLY mesurées pour ces deux mois. Néanmoins, cette tendance n'a pas été observée dans le cas de l'AMPA, qui n'a pas connu de variation significative dans le temps, tant en régie conventionnelle qu'en régie améliorée. Cette constatation pourrait être liée au temps nécessaire pour la transformation du GLY en différents métabolites par minéralisation, un processus qui dépend de plusieurs facteurs, notamment les caractéristiques du sol, l'activité microbienne du sol, la température, la présence d'autres composés et l'application antérieure d'herbicides, entre autres variables (Borggaard et Gimsing, 2008). Même si l'on croit généralement que le GLY se dégrade facilement dans les sols, Borggaard et Gimsing (2008) ont montré que ce n'est pas toujours vrai et que le taux de dégradation dépend de divers facteurs tels que la variabilité du sol.

Les concentrations de GLY se sont avérées inférieures à la limite de détection pour les milieux naturels et les prairies. Les concentrations d'AMPA étaient inférieures à la limite de détection pour les milieux naturels ; la substance a toutefois été détectée dans les échantillons de sol des sites de prairies. Il est possible que des herbicides à base de GLY aient été utilisés dans les prairies avant leur établissement. Dans une étude menée dans les Basses-terres du Saint-Laurent, Maccario *et al.* (2022) ont détecté la présence d'AMPA dans les échantillons de sol provenant de champs n'ayant pas été traités avec des herbicides à base de GLY au cours de l'année d'échantillonnage. Les sols du traitement en régie conventionnelle ou améliorée présentaient des concentrations d'AMPA sensiblement plus élevées que les sites de prairies ; cependant, aucune différence significative n'a été observée entre les deux catégories d'utilisation. Il faut également noter qu'étant donné que

nous n'avons pas de données complètes sur le taux d'application d'herbicides pour l'ensemble des champs des différentes catégories, les quantités exactes d'herbicides utilisés pour chaque catégorie n'ont pu être établies.

Des études supplémentaires sur le mécanisme d'adsorption et la cinétique de dégradation des herbicides dans les sols agricoles du LSP (pour les différents types d'utilisation) sont nécessaires pour mieux comprendre les variations du GLY et de l'AMPA à différentes profondeurs dans le sol ainsi que leur évolution avec le temps. Par exemple, Maccario *et coll.* (2022) a observé que les pratiques de travail du sol (sans labour et travail du sol) n'avaient pas d'incidence significative sur les concentrations de GLY et d'AMPA dans les échantillons de sol. Ces auteurs ont également indiqué d'autres études qui confirment ces résultats (Fomsgaard *et coll.*, 2003 ; Rampazzo *et coll.*, 2013 ; Okada *et coll.*, 2016). Le travail du sol semble avoir le potentiel de favoriser le lessivage du glyphosate et de l'AMPA en affectant la taille des pores et la connectivité des pores, ce qui pourrait entraîner une augmentation du transport des solutés (Okada *et coll.*, 2016). Cependant, les impacts du travail du sol sont difficiles à évaluer sur le terrain, car les pratiques agricoles sont influencées par d'autres facteurs tels que la texture du sol, la technique d'application des herbicides et l'historique des cultures.

Insecticides en zone littorale

Les concentrations moyennes de TMX étaient inférieures à la limite de détection pour tous les types d'utilisation et toutes les années. L'utilisation de pratiques améliorées plutôt que de pratiques conventionnelles n'a eu aucun effet sur les concentrations de la CLO dans les échantillons de sédiments prélevés en 2019. Pour l'année 2020, aucune différence significative dans les concentrations d'insecticides n'a été observée entre les différents types d'utilisation, soit la régie conventionnelle, la régie améliorée et les prairies cultivées (vieilles et nouvelles), et les profondeurs étudiées (0-2 et 10-12 cm). Comme prévu, les échantillons de sol des milieux naturels ne contenaient pas de CLO. Toutefois, de la CLO a été détectée dans les échantillons de sol prélevés en 2020 et 2021 dans les prairies (vieilles et nouvelles), même si la date de la dernière application d'insecticides néonicotinoïdes dans ces parcelles est inconnue. Ces résultats pourraient être attribuables à la persistance des composés dans les sols. On n'a pas détecté de néonicotinoïdes dans les échantillons de sol des milieux naturels, même si l'on sait que les poussières provenant de sites contaminés peuvent se déposer sur les sols et les plans d'eau à proximité (Samson-Robert *et al.*, 2014). Il n'est pas exclu que ce phénomène se soit produit dans les sites à l'étude, mais les composés n'ont pas été détectés dans l'environnement naturel ; la quantité accumulée pourrait ne pas avoir dépassé la LQ. Cette hypothèse est également appuyée par le fait que certains échantillons prélevés en 2021 dans des milieux naturels présentaient des quantités détectables de CLO (figure N9), même si les moyennes par type d'utilisation étaient inférieures à la LQ.

Contrairement aux résultats avec GLY, il n'y a pas eu d'accumulation importante de la CLO dans le sol au fil du temps pour l'année 2021 (mai, juin et juillet).

Les concentrations moyennes de la CLO observées dans les échantillons de sédiments de 2019 et de sol de 2020 et 2021 étaient de 4,3, 21,6 et 6,9 fois inférieures aux concentrations moyennes détectées par Limay-Rios *et coll.* (2015) dans les sols agricoles de l'Ontario, au

Canada (3.45 µg/kg—moyenne de 25 champs agricoles mesurés au printemps 2013 et 2014). Toutefois, étant donné que l'étude a été menée dans une zone littorale, il est important de comparer les résultats avec ceux d'une autre étude menée dans une zone touchée par des inondations saisonnières. Les concentrations de la CLO mesurées dans les échantillons de sol de la présente étude correspondent aux valeurs obtenues par Kuechle *et coll.* (2019) dans une étude de 40 zones humides de plaines inondables dans le Missouri, aux États-Unis. Par ailleurs, il importe de rappeler que depuis 2018, de nouvelles exigences réglementaires en matière d'utilisation des pesticides ont été mises en place, notamment l'obligation d'obtenir une justification agronomique pour utiliser des graines traitées avec des néonicotinoïdes. Ainsi ces conditions réglementaires permettent d'expliquer que la CLO ou le TMX n'aient pas été détectés dans bon nombre des échantillons prélevés.

Dans l'ensemble, des concentrations plus élevées d'AMPA et de CLO ont été détectées dans les échantillons de sol prélevés dans les nouvelles prairies comparativement aux vieilles prairies (figures N5 et N11). Cela peut être dû à l'utilisation d'herbicides et de néonicotinoïdes dans les champs avant l'établissement des prairies. Cependant, les données sur l'application des néonicotinoïdes au cours des dernières années qui appuieraient cette hypothèse ne sont pas disponibles.

Dans cette étude menée dans la zone littorale où les inondations sont récurrentes, les eaux de surface ont souvent été en contact avec des champs et des sols contaminés par des herbicides et des néonicotinoïdes, ce qui rend cette étude particulièrement intéressante et pertinente en matière de protection de l'environnement, notamment en ce qui concerne la préservation de nos plans d'eau et la vie aquatique qui y est associée. En effet, la solubilité des néonicotinoïdes dans l'eau (Samson-Robert *et al.*, 2014) en fait un problème difficile à résoudre. En plus d'être nocives pour la vie aquatique, les eaux de surface contaminées peuvent également être prélevées par les abeilles, ce qui peut avoir des effets létaux ou sublétaux sur la population d'abeilles (Samson-Robert *et al.*, 2014).

Suggestion de recherche future

Les insecticides diamides, comme le chlorantraniliprole, sont des solutions de rechange aux néonicotinoïdes pour le traitement des graines de maïs et de soya. Il serait intéressant de documenter la présence de diamides dans les sols agricoles du littoral du LSP. Le projet de M. Head a permis de détecter le chlorantraniliprole dans les sédiments. De plus, cet insecticide fait partie des pesticides (thiaméthoxame, clothianidine, chlorantraniliprole, imazethapyr, S-métalhydrate, glyphosate et AMPA) qui ont été systématiquement trouvés dans les échantillons d'eau prélevés en période de crue.

Bibliographie

- Borggaard, O. K., et Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: A review. *Pest Management Science*, 64(4), 441-456.
- Fomsgaard, I. S., Spliid, N. H. H., et Felding, G. (2003). Leaching of pesticides in normal-tillage and low-tillage soils: A lysimeter study. II. Glyphosate. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 38(1), 19-35.
- JMP. (2020). *Statistical Analysis and Graphing Software* (14th ed.). SAS Institute Inc.
- Kuechle, K. J., Webb, E. B., Mengel, D., et Main, A. R. (2019). Factors influencing neonicotinoid insecticide concentrations in floodplain wetland sediments across Missouri. *Environmental Science et Technology*, 53(18), 10591-10600.
- Li, Y., Su, P., Li, Y., Wen, K., Bi, G., et Cox, M. (2018). Adsorption-desorption and degradation of insecticides clothianidin and thiamethoxam in agricultural soils. *Chemosphere*, 207, 708-714.
- Limay-Rios, V., Forero, L. G., Xue, Y., Smith, J., Baute, T., et Schaafsma, A. (2016). Neonicotinoid insecticide residues in soil dust and soil parent material from fields with a history of seed treatment use in southwestern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(2), 303-310.
- Maccario, S., Lucotte, M., Moingt, M., Samson-Brais, É., Smedbol, É., et Labrecque, M. (2022). Impact of soil characteristics and weed management practices on the persistence of glyphosate and AMPA in crop soils of the St. Lawrence Lowlands (Quebec, Canada). *Agronomy*, 12(5), 992.
- Marek, L. J., et Koskinen, W. C. (2014). Simplified analysis of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in water, vegetation, and soil by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Pest Management Science*, 70(7), 1158-1164.
- Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Dharmarajan, R., Annamalai, P., Asaduzzaman, M., Parven, A., et Megharaj, M. (2020). Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture? *Environmental Pollution*, 263, 114372.
- Okada, E., Costa, J. L., et Bedmar, F. (2016). Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, 263, 78-85.
- Pelletier, R. D. (2022, July 5). Personal communication by email with Raphaël Duchesne Pelletier, agronomist at the Centre d'expertise multidisciplinaire en aménagement durable du littoral du lac Saint-Pierre.
- Rampazzo, N., Rampazzo Todorovic, G., Mentler, A., et Blum, W. E. (2013). Adsorption of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in soils. *International Agrophysics*, 27(2).
- Samson-Robert, O., Labrie, G., Chagnon, M., et Fournier, V. (2014). Neonicotinoid-contaminated puddles of water represent a risk of intoxication for honey bees. *PLoS One*, 9(12), e108443.
- Simonsen, L., Fomsgaard, I. S., Svensmark, B., et Spliid, N. H. (2008). Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 43(5), 365-375.
- Valverde, S., Ares, A. M., Bernal, J. L., Nozal, M. J., et Bernal, J. (2017). Simultaneous determination of thiamethoxam, clothianidin, and metazachlor residues in soil by

ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole time-of-flight mass spectrometry. *Journal of Separation Science*, 40(5), 1083-1090.

Tableaux et figures N

Tableau N1. Liste des emplacements des sites d'échantillonnage pour chaque type d'utilisation du sol en 2019, 2020 et 2021.

2019				
Conventional Practices	Improved Practices	Grassland		Natural
		New	Old	
BAIE03	DUPA02	NA	BAIE09	BAIENA01
PIER02	PIER03			BARTNA04
BART07				DUPANA01
				PIERNA04
2020 (May)				
BAIE02	BAIE01	BAIE07	BAIE09	BAIENA01
BAIE03	BAIE04	BART10	DUPA03	BARTNA02
BART05	BART06			DUPANA01
DUPA01	BART08			PIERNA04
DUPA05	DUPA02			
PIER02	DUPA04			
PIER04	PIER03			
BART07	PIER05			
2020 (Jun and Jul)				
BAIE02	BAIE01	BAIE07	BART09	BAIENA01
BAIE03	BAIE04	BART10	DUPA03	BARTNA02
BART05	BART06			DUPANA01
DUPA01	BART08			PIERNA04
DUPA05	DUPA02			BAIENA03
PIER02	DUPA04			PIERNA03
PIER04	PIER03			BARTNA01
	PIER05			BARTNA04
				DUPANA03
2021				
BAIE02	BAIE01	BAIE15	BAIE09	BAIENA01
BAIE03	BAIE04	BART10	BART09	BAIENA03
BART05	BART06		DUPA03	BARTNA01
DUPA01	BART08			BARTNA02
DUPA05	DUPA02			BARTNA04
PIER02	DUPA04			DUPANA01
PIER04	PIER03			DUPANA03
BART07	PIER05			PIERNA03
				PIERNA04

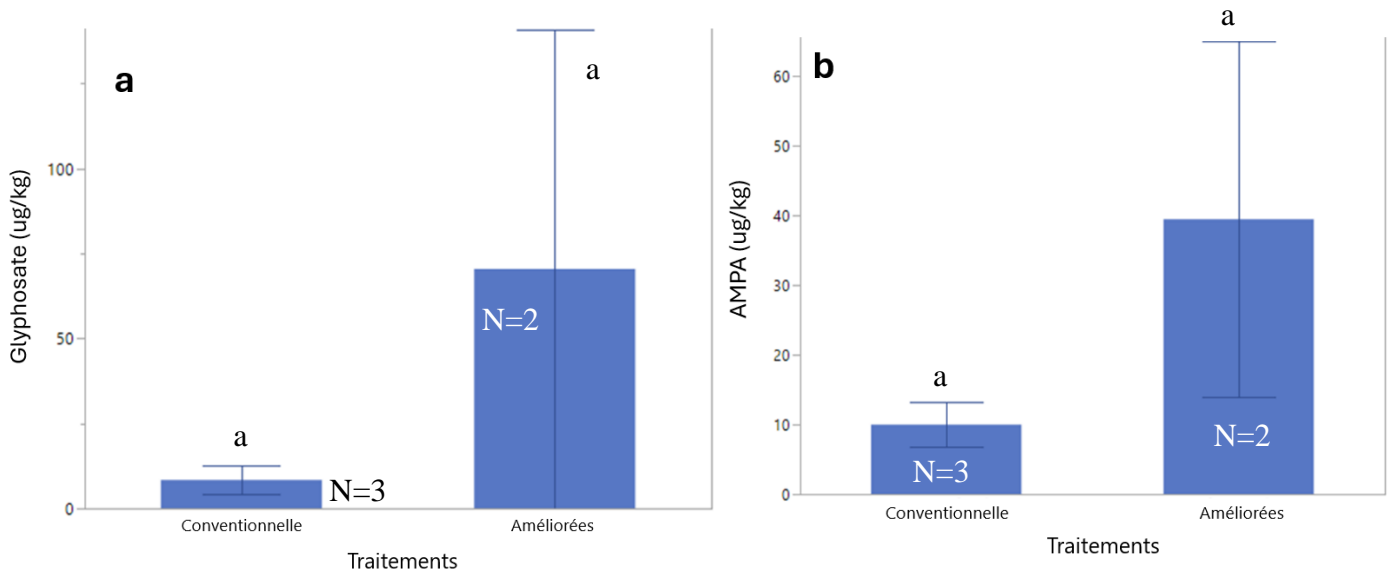


Figure N44. Concentrations de glyphosate (a) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (b) détectées dans les échantillons de sédiments prélevés en 2019 dans les traitements de régies conventionnelle et améliorée de maïs et de soya. Les colonnes affichant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas significativement les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

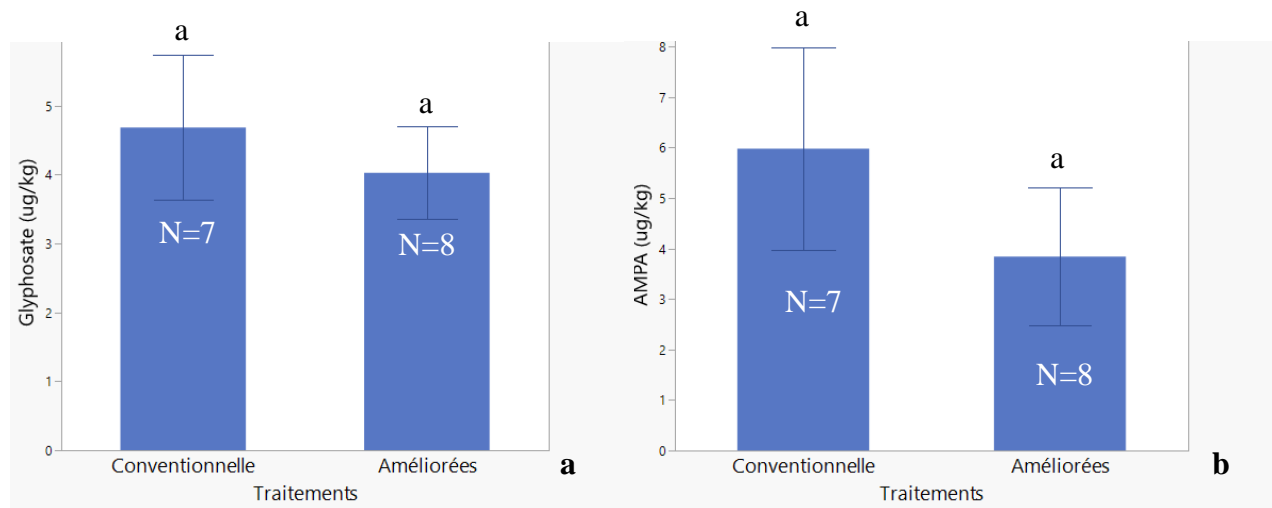


Figure N45. Concentrations de glyphosate (a) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (b) détectées dans les échantillons de sol prélevés en mai 2020 dans les traitements de régies conventionnelle et améliorée de maïs et de soya. Les colonnes affichant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas significativement les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

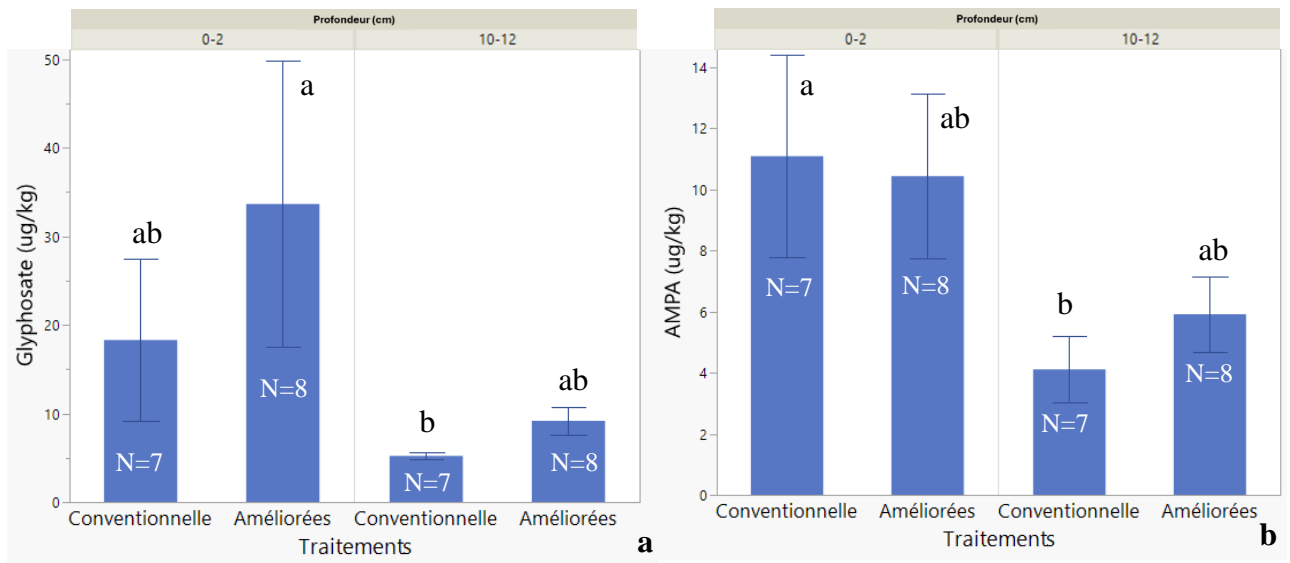


Figure N46. Concentrations de glyphosate (a) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (b) détectées dans les échantillons de sol prélevés en juin et en juillet 2020 dans les traitements de régies conventionnelle et améliorée de maïs et de soya à différentes profondeurs (0-2 cm et 10-12 cm). Les colonnes affichant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas significativement les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

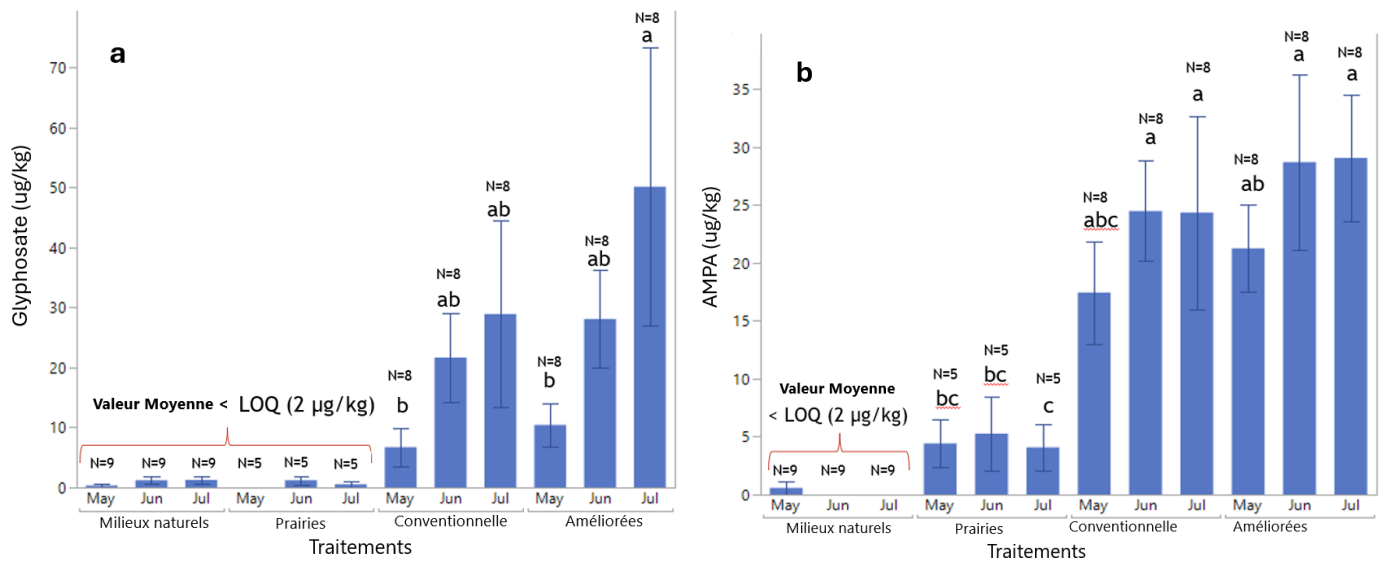


Figure N47. Concentrations de glyphosate (a) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (b) détectées dans les échantillons de sol prélevés en mai, juin et juillet 2021 dans les milieux naturels et prairies et les traitements des régies conventionnelle et améliorée de maïs et de soya. Les colonnes affichant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas significativement les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

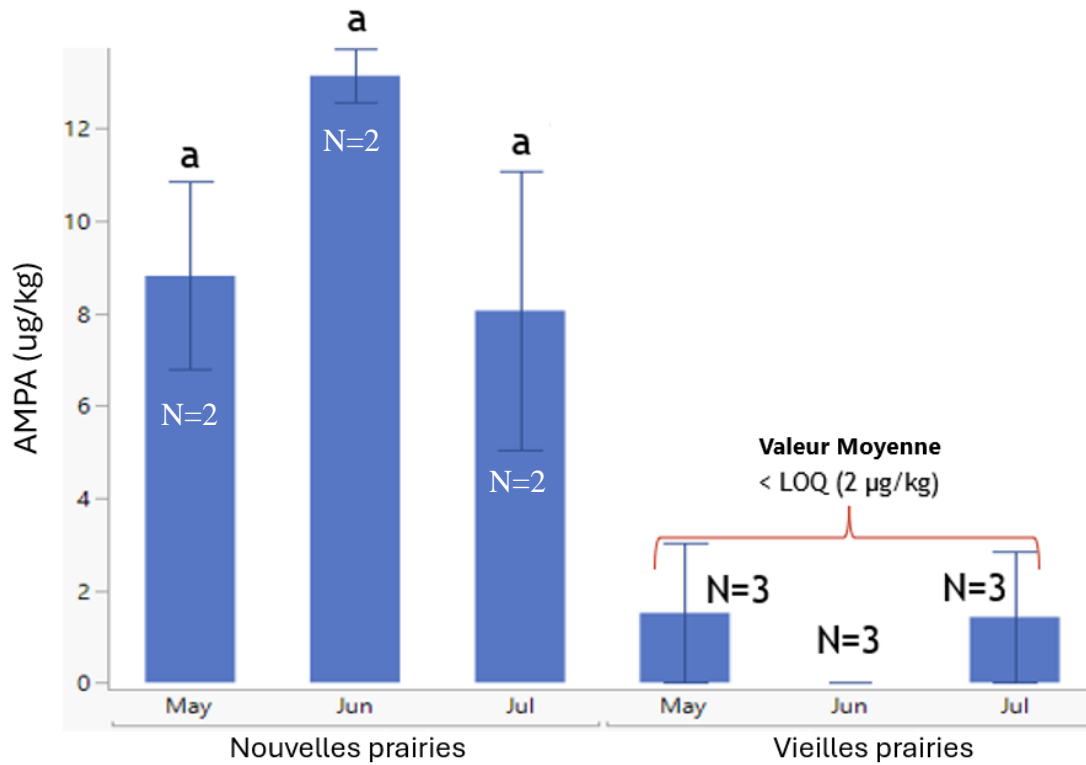


Figure N5. Concentrations d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) détectées dans des échantillons de sol prélevés en mai, juin et juillet 2021 dans de nouvelles prairies et de vieilles prairies. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

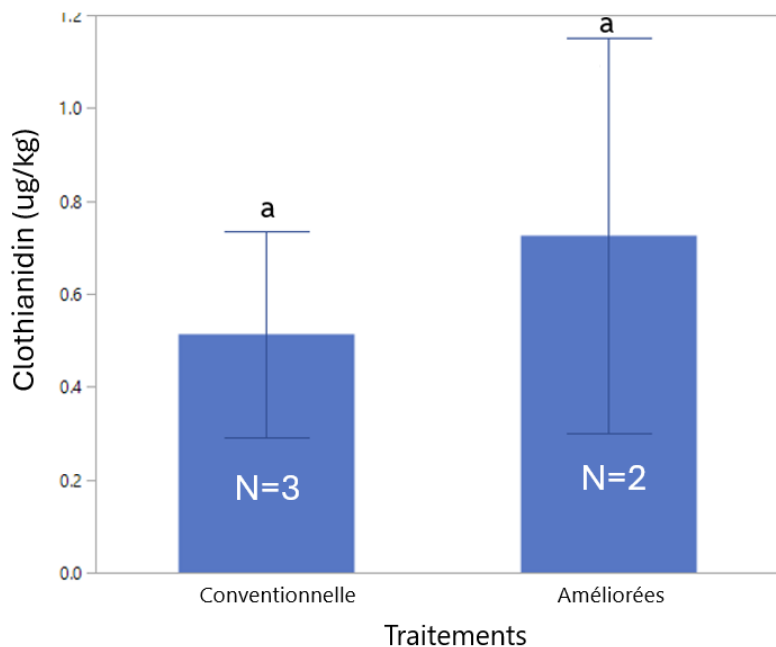


Figure N6. Niveaux de clothianidine détectés dans des échantillons de sédiments prélevés en 2019 à partir de traitements conventionnels et améliorés du maïs et du soya. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

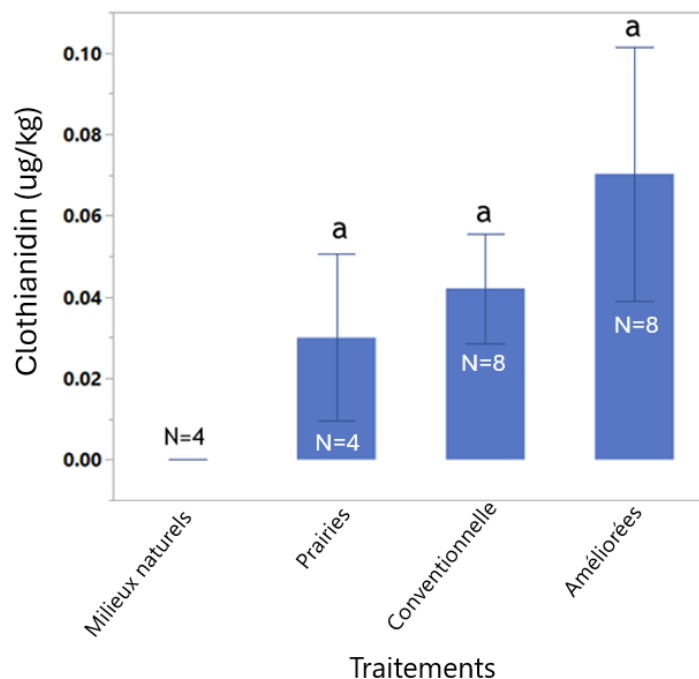


Figure N7. Concentrations de clothianidine détectées dans des échantillons de sol prélevés en mai 2020 dans des milieux naturels et de prairie et traitements de la gestion conventionnelle et améliorée du maïs et du soya. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

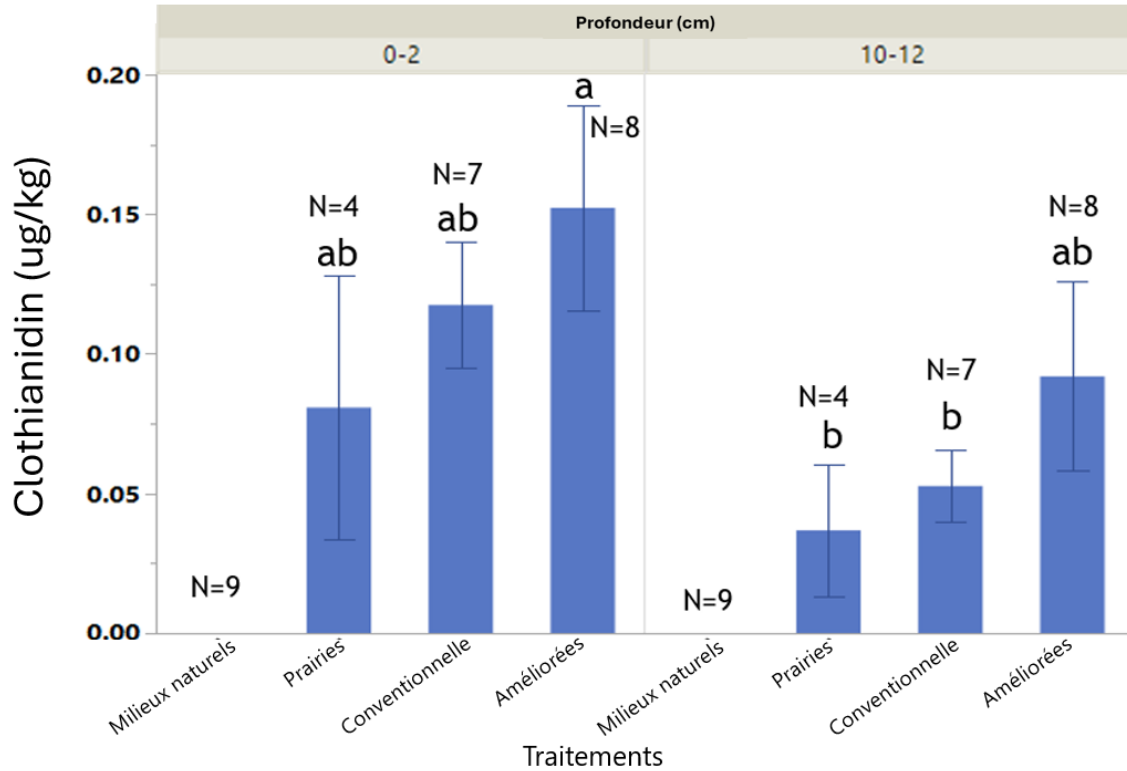


Figure N8. Concentrations de clothianidine détectées dans des échantillons de sol prélevés en juin et juillet 2020 à différentes profondeurs (0-2 cm et 10-12 cm) dans les milieux naturels et de prairie et le maïs et le soya conventionnels et améliorés gouvernés. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

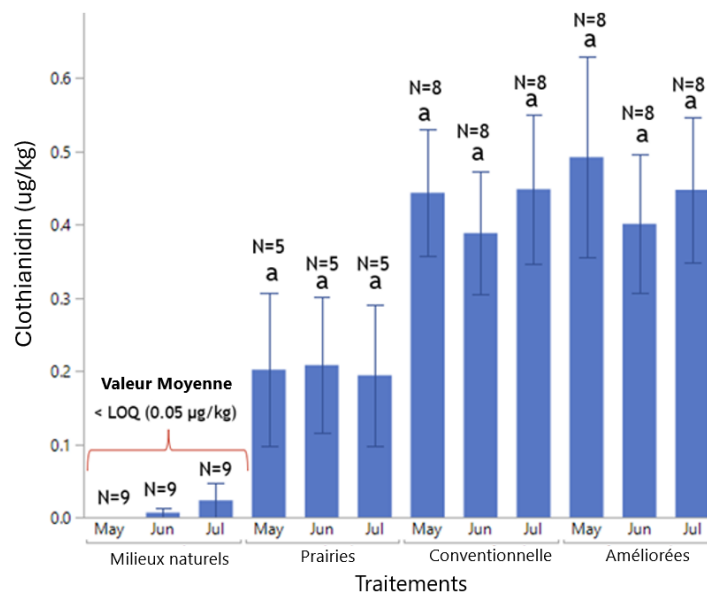


Figure N9. Concentrations de clothianidine détectées dans des échantillons de sol prélevés en mai, juin et juillet 2021 dans des environnements naturels et de prairies et du maïs et du soya conventionnels et améliorés gouvernés. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

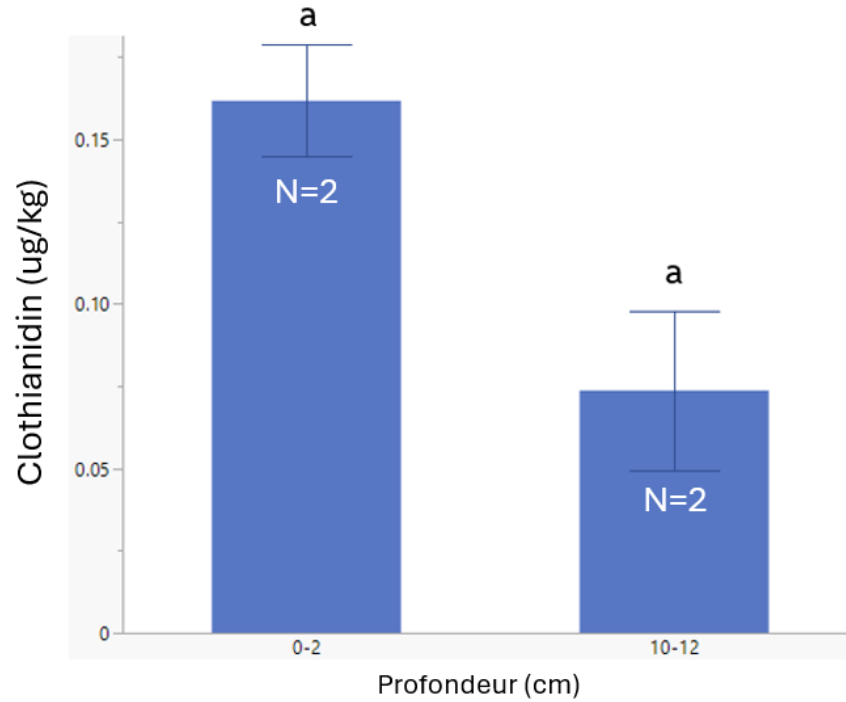


Figure N10. Concentrations de clothianidine détectées dans des échantillons de sol prélevés en juin et juillet 2020 dans de nouvelles prairies à différentes profondeurs. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

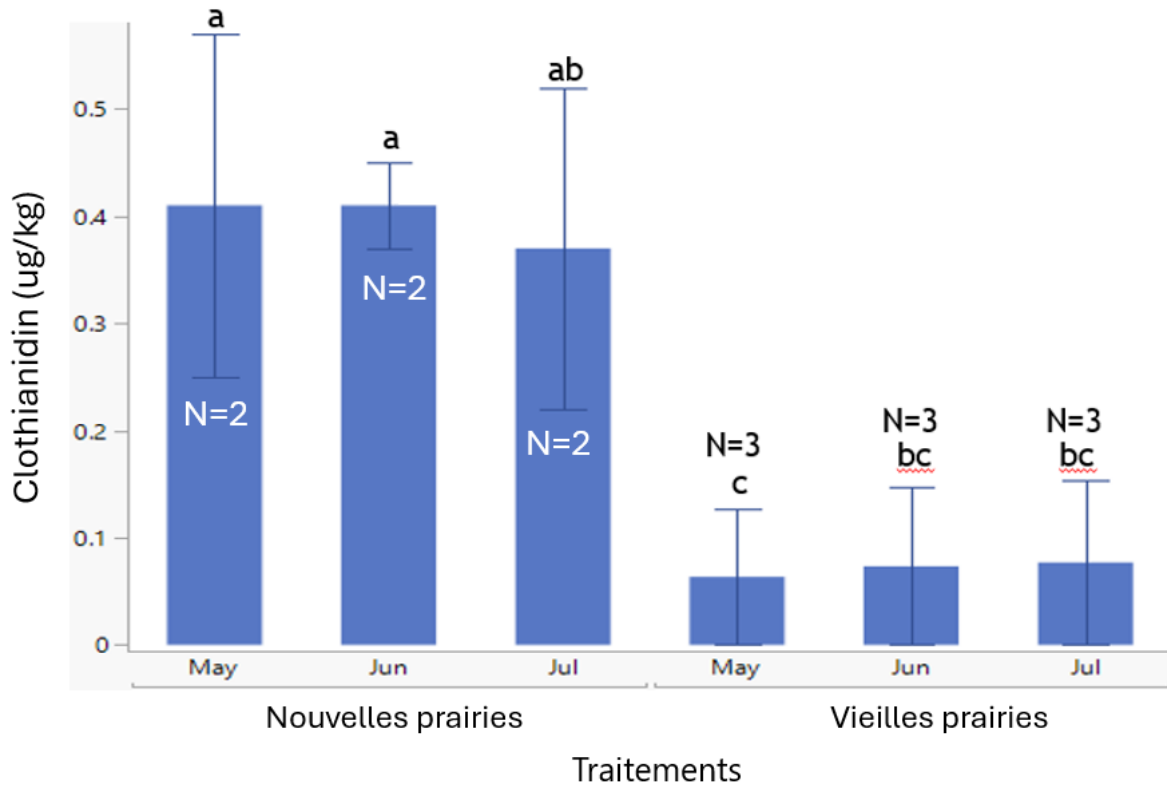


Figure N11. Concentrations de clothianidine détectées dans des échantillons de sol prélevés en mai, juin et juillet 2021 dans de nouvelles prairies et de vieilles prairies. Les colonnes portant les mêmes lettres représentent des valeurs qui ne diffèrent pas de manière significative les unes des autres ($\alpha = 0,05$). Les barres d'erreur représentent l'écart type.

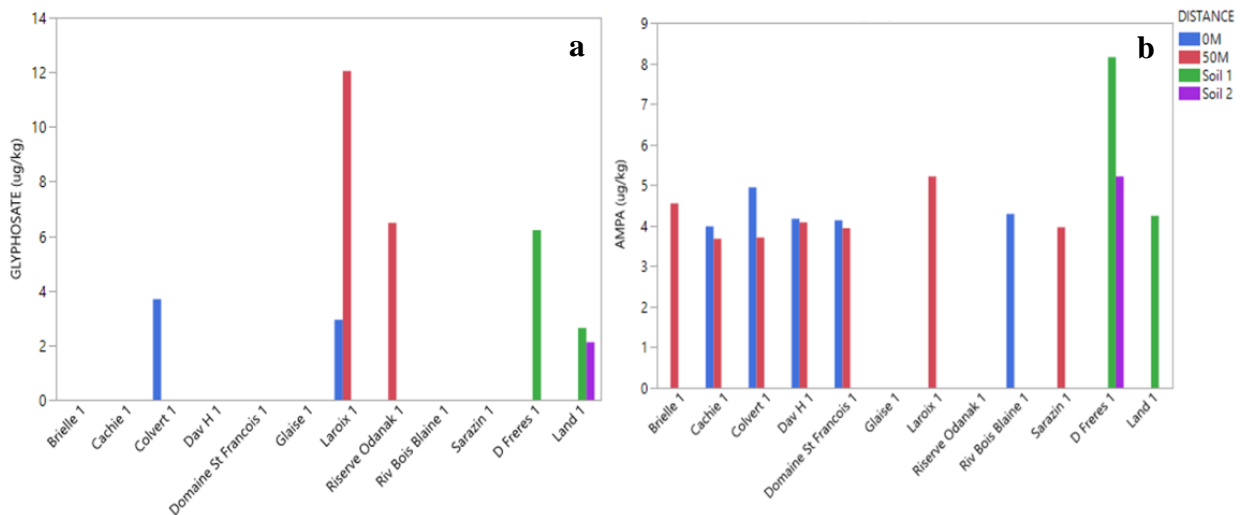


Figure N12. Concentrations de glyphosate (a) et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (b) détectées dans des échantillons de sol prélevés en 2021 dans des fossés agricoles. Chaque barre représente 1 répétition (N = 24 au total).

O - ÉVALUATION DE L'EFFET DES PESTICIDES SUR LES PREMIERS STADES DE VIE DES POISSONS EN LIENS AVEC LES AGRICOLES DANS LA PLAINE D'INONDATION DU LAC SAINT-PIERRE

JESSICA HEAD (UNIVERSITÉ MCGILL)

Thème

Écotoxicologie

Principaux collaborateurs

Shiv Prasher (Université. McGill), Denis Roy (Université. McGill), Andrea Bertolo (UQTR) et Gilbert Cabana (UQTR)

Résumé des travaux de recherche

- La clothianidine et le chlorantraniliprole ont été détectés dans certains échantillons de sédiments provenant des champs agricoles de la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP).
- Les pesticides (notamment S-métolachlore, clothianidine, imazéthapyr et thiaméthoxame) ont été détectés plus fréquemment et à des niveaux plus élevés dans les échantillons d'eau qui ont été en contact avec les sédiments agricoles de la zone littorale du LSP que dans les échantillons d'eau du lac lui-même. Cela suggère un transfert de certains pesticides des champs agricoles vers l'eau.
- Les sédiments prélevés dans les champs inondés du LSP en 2019 avaient une toxicité faible chez les poissons-zèbres aux stades précoces de vie (SPV).
 - o Les sédiments d'un des champs de soya ont été associés à une éclosion précoce et à une mortalité élevée des larves de poissons-zèbres. Cet effet peut avoir été exacerbé par un faible niveau d'oxygène dissous.
- Les données transcriptomiques des SPV de la perchaude, recueillies dans plusieurs sites du LSP, suggèrent que l'âge du poisson a un effet important sur l'expression globale des gènes. Aucun effet de la qualité de l'environnement sur l'expression génétique n'a été détecté.
- Nous avons observé un transfert de pesticides des sédiments vers l'eau lors d'une expérience en microcosme
- Les résultats du séquençage d'ARN de perchaude suggèrent que l'exposition aux sédiments contaminés et aux ondes UV a eu un effet minime sur les larves de perchaudes.

Mise en contexte

Les zones littorales des lacs fluviaux tels que le lac Saint-Pierre (LSP) constituent un habitat de fraie attrayant pour de nombreux poissons d'eau douce. Lorsque des inondations ont lieu dans des champs agricoles situés en zone littorale, la qualité de l'eau peut être compromise, avec des répercussions potentielles sur la santé des embryons et des larves de

poissons. Les stades précoces de vie (SPV) des poissons sont de plus en plus utilisés comme bio-indicateurs de la qualité de l'environnement et dans les tests de toxicité standardisés (Basu et al., 2019). En effet, les poissons sont alors sensibles à de nombreux contaminants environnementaux, notamment aux pesticides. Nos travaux précédents sur le chevalier cuirré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce en voie de disparition dans la rivière Richelieu, nous indiquent que l'exposition à l'eau naturelle contaminée par les pesticides peut être associée à l'éclosion précoce et à la mortalité des SPV de cette espèce (Marchand et al., 2022). Dans le présent projet, nous voulons comprendre si les niveaux actuels des pesticides retrouvés dans les sédiments et l'eau du littoral du LSP peuvent avoir des effets nocifs sur les SPV des poissons.

Objectifs

Le projet vise à évaluer les effets de la qualité de l'environnement sur les SPV des poissons dans le littoral du LSP. Notre étude vise plus spécifiquement à analyser les effets des pesticides (herbicides et insecticides) présents dans l'eau et dans le sol de la zone littorale sur une espèce modèle, le poisson-zèbre (*Danio rerio*), et sur une espèce indigène, la perchaude (*Perca flavescens*).

Les trois principaux objectifs sont les suivants :

1. Déterminer les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur le développement et la survie des SPV du poisson-zèbre ;
2. Déterminer l'impact de la qualité de l'eau de la zone littorale du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude (en collaboration avec G. Cabana) ;
3. Déterminer les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude (en collaboration avec A. Bertolo).

Méthodologie

OBJECTIF 1 : Les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur le développement et la survie des stades précoces de vie du poisson-zèbre

1.1 Prélèvement d'échantillons

Nous avons réalisé les expérimentations à partir des échantillons de sol prélevés dans certains des sites expérimentaux ($n^{\text{bre}} = 8$) du projet à grande échelle, implantés par l'équipe de A. Vanasse et de B. Bourgeois de l'axe Agriculture, dans quatre régions de la zone littorale, soit Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy et l'île Dupas, nommés ci-après et respectivement PIER, BAIE, BART et DUPA (figure 1, annexe B, tableau B.1). Les différents traitements du dispositif à grande échelle constituent un gradient d'utilisation de sol allant de la culture intensive de maïs et de soya jusqu'à des milieux naturels de conservation. L'équipe de G. Cabana a prélevé tous les échantillons durant l'inondation de 2019. Étant donné que les échantillons de sol ont été prélevés sous l'eau pendant l'inondation, ils seront appelés ci-après sédiments. Des échantillons d'eau du littoral du LSP ont aussi été prélevés en même temps sur les mêmes sites. Nous n'avons toutefois pas utilisé ces échantillons dans les bioessais réalisés dans le cadre de notre étude. Ils n'ont servi que pour évaluer la présence de pesticides dans l'eau.

Les concentrations de pesticides dans tous les échantillons (sédiments et eaux provenant des huit sites) ont été déterminées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) au cours de la première année des travaux du Pôle. Tous les échantillons de sédiments ont été conservés à -80 °C jusqu'au moment des bioessais et de l'analyse chimique. Quant aux prélèvements d'eau, ils ont été congelés à -20 °C jusqu'à ce qu'ils soient soumis aux analyses de pesticides.

1.2 Bioessais sur les stades précoces de vie du poisson-zèbre

Les embryons de poissons-zèbres étaient exposés en laboratoire aux sédiments recueillis durant l'inondation de 2019 provenant de sites représentatifs des deux extrémités du gradient d'utilisation de sol de deux régions (c'est-à-dire les champs agricoles et les forêts) (figure O1). Nous avons mené deux expériences distinctes en 2020 et 2021 avec les sédiments prélevés en 2019. Pour chaque expérience, nous avons jumelé des sédiments prélevés dans un champ de soya ou de maïs sous régie conventionnelle à PIER et DUPA (en 2020) et à BAIE et BART (2021) avec des sédiments provenant d'une forêt de la même région et comparés à un contrôle (eau de laboratoire seulement). Nous avons placé les sédiments récoltés sur le terrain (35 g) dans des béciers de 250 ml et nous avons ajouté 150 ml d'eau de laboratoire (figure O1). Chaque bécier contenait un cylindre de verre avec un grillage métallique suspendu à plusieurs pouces du fond. Nous avons placé doucement des embryons de poissons-zèbres (< 2 heures après la fécondation) sur le grillage et nous avons distribué au hasard les béciers dans un bain-marie maintenu à 29,25 °C. Nous avons insufflé doucement de l'air dans chaque gobelet au moyen de tubes et d'une pipette en verre. Chaque traitement avait 4 réplicas, qui contenaient 40 embryons de poissons-zèbres par réplica, pour un total de 1 600 embryons (2 bioessais x 5 conditions par bioessai [4 sédiments et 1 contrôle] x 4 réplicas x 40 embryons). Nous avons surveillé les embryons ainsi que les jeunes stades suivant l'éclosion (larves et alevins) de poissons-zèbres exposés aux différents traitements jusqu'à 120 heures après la fécondation. Nous avons mesuré les paramètres de l'eau dans les béciers (température, conductivité et oxygène dissous) ainsi que les taux d'éclosion, de mortalité et de malformations des spécimens. Le protocole détaillé utilisé pour les bioessais correspond à celui de Boulanger et al., (2021).

OBJECTIF 2 : L'impact de la qualité de l'eau de la zone littorale du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude

2.1 Prélèvement d'échantillons

L'équipe de G. Cabana a prélevé des échantillons d'eau et de larves de perchaudes au LSP entre le 25 mai et le 15 juin 2020. Ces échantillons provenaient de huit sites « alternatifs » définis selon un gradient de turbidité de l'eau du LSP (figure 3, annexe B, tableau B.2). Les huit sites ont été visités trois fois au cours de trois semaines consécutives : semaine 1 (du 25 mai au 28 mai), semaine 2 (du 2 au 5 juin) et semaine 3 (du 8 au 15 juin). Cinq échantillons de larves par site et un échantillon d'eau par site ont été prélevés au cours de chaque visite. Des détails méthodologiques plus approfondis se trouvent dans le rapport de cette équipe.

Tous les échantillons (eau et larves de perchaudes) étaient immédiatement surgelés sur glace sèche et conservés à -80 °C jusqu'au temps de l'analyse.

2.2 Analyse moléculaire

En vue des analyses moléculaires, nous avons « poolé » les échantillons de larves obtenus pendant les deux premières semaines pour former cinq répliques par site composés de cinq larves, ce qui était nécessaire pour fournir suffisamment de matériel biologique pour l'analyse. Au cours de la troisième semaine, les larves étaient beaucoup plus grandes et une seule larve était nécessaire par réplica. L'ARN a été extrait en utilisant RNeasy mini kit (Qiagen). La quantité ainsi que la qualité de l'ARN ont été vérifiées par Qiaxpert (Qiagen).

Nous avons envoyé les répliques de sept des huit sites à Génome Québec pour l'analyse du RNAseq. Le huitième site avait un nombre de répliques insuffisant pour l'analyse. Deux stades larvaires (semaines 1 et 2 et semaine 3) ont été analysés, pour un total de 70 répliques (7 sites x 5 répliques x 2 stades larvaires).

2.3 Analyse d'eau

L'équipe de F. Guillemette a analysé les échantillons d'eau recueillis au moment de l'échantillonnage des poissons selon divers paramètres (température, turbidité, oxygène dissous, conductivité, pH, carbone organique dissous ainsi que d'autres paramètres expliqués dans le rapport de F. Guillemette).

Les échantillons d'eau ont également été analysés par chromatographie liquide/spectrométrie de masse ciblée (LC-MS) pour identifier neuf pesticides (acide aminométhylphosphonique [AMPA], atrazine, clothianidine, chlorantraniliprole, glyphosate, imazéthapyr, imidaclopride, S-métolachlore, thiaméthoxame) et déterminer leurs concentrations. Ces analyses ont été faites à l'Université McGill. Les détails de la préparation des solutions standards et des échantillons ainsi que les méthodes instrumentales sont présentés dans Marchand et al., (2022).

2.4 Analyse des données

Nous avons effectué l'analyse des données brutes de séquençage de l'ARN en utilisant Seq2Fun (www.Seq2Fun.ca). Seq2Fun est un logiciel de quantification de transcriptions de gènes qui codent pour les protéines dans des organismes sans génomes de référence (Liu et al., 2021).

OBJECTIF 3 : Les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude

3.1 Bioessais sur les stades précoces de vie de la perchaude

L'équipe de A. Bertolo a collecté des sédiments durant la période de crue de mai 2020. Les sédiments provenaient de plusieurs champs de soya et de sites en milieu forestier dans le littoral du LSP. L'équipe a ensuite réalisé un bioessai pour exposer des larves de perchaudes aux sédiments recueillis. Les embryons et l'eau ajoutée dans les béciers provenaient d'un lac du Bouclier canadien. Les traitements du bioessai comprenaient deux

traitements d'utilisation des terres (champs de soya et forêt) ainsi que trois conditions d'exposition aux UV (contrôle = spectre complet, sans UVA et UVB, sans UVB), pour six traitements au total. Au terme du bioessai, les larves de perchaudes ont été préservées et congelées aux fins des analyses moléculaires et l'eau a été congelée en vue de l'analyse de la présence de pesticides. La méthodologie pour ces expériences est décrite dans le rapport de A. Bertolo.

3.2 Analyse moléculaire

Dans le cadre de notre étude, nous avons effectué une analyse moléculaire. Nous avons utilisé RNeasy mini kit (Qiagen) pour extraire l'ARN. La quantité ainsi que la qualité de l'ARN ont été vérifiées par Qiaxpert (Qiagen).

Résultats et discussion

OBJECTIF 1 : Les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur le développement et la survie des SPV du poisson-zèbre

1.1 Concentrations de pesticides dans les sédiments utilisés dans les bioessais et dans l'eau prélevée durant l'inondation de 2019

Trois pesticides, la clothianidine ainsi que le glyphosate et le produit de sa dégradation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), ont été détectés dans les sédiments de trois des quatre sites agricoles (DUPA-soya, BAIE-maïs et PIER-maïs) (tableau O1.1). Trois autres pesticides, le mésotrione, le chlorantraniliprole et l'imazéthapyr ont été détectés dans un seul site chacun. Aucun pesticide n'a été détecté dans les sédiments des sites témoins (forêts).

Les seuils de toxicité pour les pesticides détectés dans les sédiments n'étant pas disponibles, nous avons fait un parallèle, à titre indicatif seulement, entre les concentrations observées et les recommandations relatives à la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp). Bien que les seuils de toxicité des pesticides dans l'eau établis pour la vie aquatique fournissent un point de comparaison utile, il convient de noter 1) qu'ils ont été largement développés à partir d'invertébrés aquatiques et qu'ils ne sont donc pas propres aux poissons ; 2) qu'ils ne peuvent pas être directement comparés au niveau de résidus dans les sédiments.

La clothianidine a été détectée à 2,0 µg/kg (ppb), 0,9 ppb et 1,1 ppb dans les sédiments des champs agricoles de DUPA, PIER et BAIE respectivement. Ces valeurs sont supérieures à la recommandation en matière de qualité de l'eau pour les néonicotinoïdes ; elles sont supérieures de 0,2 ppb pour le critère de vie aquatique aigu (CVAA) et de 0,008 3 ppb pour le critère de vie aquatique chronique (CVAC) (RIVM 2014). Le chlorantraniliprole a été détecté à 3,4 ppb dans les sédiments du site PIER, une valeur qui dépasse le CVAA de 0,56 ppb et le CVAC de 0,1 ppb (MDDELCC 2018, 2020). Les niveaux de glyphosate dans les sédiments de trois des quatre sites agricoles étaient de plusieurs ordres de grandeur (de 3 à 14 µg/kg) et largement inférieurs à la recommandation pour le CVAC de 800 ppb (CCME 2012).

Les résultats des analyses des échantillons d'eau prélevés durant l'inondation de 2019 en même temps et sur les mêmes sites que les échantillons de sédiments sont présentés dans le tableau O1.2. En général, les pesticides ont été détectés moins fréquemment et à des concentrations plus faibles dans l'eau de la zone littorale durant l'inondation de 2019 que dans les sédiments prélevés dans les champs agricoles.

1.2 Bioessais sur les stades précoces de vie du poisson-zèbre : paramètres d'eau

Nous avons effectué des bioessais de contact avec les sédiments sur le poisson-zèbre afin d'évaluer la toxicité des sédiments échantillonnés au LSP sur les SPV des poissons. Parmi les huit échantillons présentés au tableau O1.1, les sédiments de DUPA et PIER ont été classés par ordre de priorité pour l'analyse de contact des sédiments sur les poissons-zèbres en fonction des niveaux de pesticides détectés. Ces quatre sédiments ont été analysés en 2020 (bioessai 1), alors que les sédiments de BAIE et BART ont été analysés en 2021 (bioessai 2).

Les paramètres de l'eau mesurés dans les béchers pour les 10 traitements (4 avec sédiments en milieu agricole, 4 avec sédiments en milieu naturel et 2 contrôles) étaient semblables en ce qui a trait à la température et à la conductivité, mais l'oxygène dissous était bas pour les deux traitements (soya et forêt) de DUPA par rapport aux autres traitements analysés en 2020, soit ceux de PIER et du contrôle (tableau O2). Il est estimé que cela était lié aux échantillons de sédiments eux-mêmes et non à la configuration expérimentale, car de l'air était insufflé continuellement dans chaque bécher, de manière à assurer le maintien de niveaux adéquats d'oxygène dissous. Il est connu que les sédiments riches en matière organique peuvent créer des conditions hypoxiques (Strecker et al., 2011). Le niveau d'oxygène dissous mesuré sur le terrain était très faible sur le site de collecte DUPA-forêt (20,7 %) (tableau O2). Des études antérieures suggèrent que les embryons de poissons-zèbres peuvent survivre à des niveaux d'oxygène dissous aussi bas que 2 mg/L (environ 25 %) (Strecker et al., 2011), mais il est possible que les besoins en oxygène soient plus élevés après l'éclosion.

1.3 Bioessais sur les stades précoces de vie du poisson-zèbre : survie

Le plan expérimental consistait à placer des sédiments au fond d'un bécher rempli d'eau propre et à mettre les embryons sur un grillage métallique suspendu dans la colonne d'eau (figure O1). Nous avons utilisé cette approche parce que nous avons précédemment observé que le contact direct entre les sédiments et les embryons peut nuire de manière importante à la survie embryonnaire. Notre innovation expérimentale semble avoir efficacement résolu ce problème puisque le taux de survie des embryons dans les différents traitements était semblable jusqu'au commencement de l'éclosion.

Après l'éclosion dans le bioessai 1, la survie a diminué dans les traitements soya et forêt par rapport au contrôle 1, mais cette différence n'était significative qu'avec les sédiments du site DUPA-soya, où le taux de mortalité était de 59,3 % (tableau O3). Il est possible que la faible teneur en oxygène dissous ait contribué à cet effet en augmentant le niveau de stress sur les embryons exposés aux sédiments de DUPA-soya. Néanmoins, dans le traitement DUPA-forêt, avec un taux d'oxygène dissous semblable à DUPA-soya (62,6 contre 61,6 %), le taux de mortalité observé était près de deux fois moins important. Par

ailleurs, cette plus forte diminution de la survie observée dans le traitement DUPA-soya pourrait aussi s'expliquer par la présence des contaminants dans les sédiments. Les concentrations observées dans ces sédiments étaient supérieures à celles des autres traitements du bioessai et, de surcroît, le taux de clothianidine de 2 µg/kg surpasse le seuil connu pour évaluer la qualité de l'eau. Peu d'information est disponible sur les risques associés à cet insecticide sur les SPV des poissons. Dans la seule étude semblable précédemment publiée, les SPV de saumons rouges (*Oncorhynchus nerka*) ont été exposés à 0,15, 1,5, 15 et 150 µg/L de clothianidine. L'exposition n'a eu aucun effet sur la survie, l'éclosion, la croissance ou les malformations. Une augmentation des niveaux de 17β-estradiol chez les alevins a été observée chez les poissons exposés à la dose la plus faible (0,15 µg/L) et une diminution de l'expression du gène des glucocorticoïdes hépatiques a été signalée chez les alevins exposés à la dose la plus élevée (150 µg/L) (Marlatt et al., 2019). Nous n'avons pas mesuré les niveaux de clothianidine dans l'eau conditionnée par les sédiments de notre expérience, de sorte qu'une comparaison directe avec ces résultats n'est pas possible. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les effets potentiels de l'exposition à la clothianidine sur les SPV de poissons.

Dans le bioessai 2, nous avons observé une croissance fongique dans tous les réplicas du contrôle 2, ce qui complique l'interprétation des résultats. Nous avons noté que la mortalité des embryons et des larves dans le contrôle 2 était significativement plus élevée par rapport à celle de BART-soya et BART-forêt. Ce résultat est probablement lié à la croissance fongique dans les contrôles plutôt qu'à des effets écotoxicologiques.

1.4 Bioessais sur les stades précoces de vie du poisson-zèbre : éclosion et malformations

Dans le bioessai 1, le temps d'éclosion des larves était significativement inférieur pour DUPA-soya par rapport aux autres traitements (figure O2, tableau O3). En particulier, le temps d'éclosion mi-maximal était significativement différent entre les poissons exposés aux traitements DUPA-soya et DUPA-forêt (3,2 heures plus tôt pour DUPA-soya) (tableau O3). Des études antérieures ont signalé des modifications du temps d'éclosion liées à l'exposition aux pesticides (Yusof et al., 2014 ; Du Gas et al., 2017). Une turbidité élevée et une faible teneur en oxygène dissous peuvent également avoir contribué à cet effet en augmentant le niveau de stress sur les embryons exposés aux sédiments de DUPA. Dans le bioessai 2, le temps d'éclosion des larves était inférieur aux valeurs de l'essai 1 pour tous les traitements, y compris le contrôle 2. En effet, les temps d'éclosion pour BAIE-forêt, BART-soya et BART-forêt en essai 2 étaient semblables à celui de DUPA-soya en essai 1. Cependant, tous les résultats de l'essai 2 sont difficiles à interpréter face à la croissance fongique observée dans le témoin. Les malformations étaient rares et semblables entre tous les traitements des deux bioessais.

1.5 Conclusion

En général, les sédiments prélevés dans les champs inondés du LSP en 2019 avaient une toxicité faible chez les poissons-zèbres aux SPV. Toutefois, les sédiments d'un des sites agricoles (DUPA-soya) ont été associés à une éclosion précoce et à une mortalité élevée des larves de poissons-zèbres. Les niveaux de clothianidine ont été élevés dans ce sédiment et peuvent avoir été liés aux effets observés. Ce résultat doit être considéré avec prudence, car il peut avoir été exacerbé par un faible niveau d'oxygène dissous.

OBJECTIF 2 : L'impact de la qualité de l'eau de la zone littorale du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude

2.1 Concentrations de pesticides dans l'eau

Nous avons analysé la présence de neuf pesticides dans les échantillons d'eau prélevés dans les huit sites « alternatifs » par l'équipe de G. Cabana en mai et juin 2020. Nous y avons trouvé des niveaux de pesticides faibles (tableau O4). L'atrazine, l'imidaclopride, le métolachlore et le chlorantraniliprole ont été les seuls pesticides détectés au-dessus de la limite de détection de la méthode. La concentration la plus élevée d'atrazine, 19,96 ng/L, a été trouvée sur le site de Girodeau, ce qui est bien en deçà des niveaux recommandés par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) pour la qualité des eaux (tableau O4). Seul un pesticide néonicotinoïde, l'imidaclopride, a dépassé les recommandations du RIVM (2014), l'Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas, pour la qualité de l'eau aux sites Sarcel Rivière (152.15 ng/L) et Sarcel Marais (43.43 ng/L).

Il est intéressant de constater que sept pesticides (thiaméthoxame, clothianidine, chlorantraniliprole, imazéthapyr, S-métolachlore, glyphosate et AMPA) ont été détectés dans plusieurs échantillons d'eau prélevés dans le littoral en 2019 (objectif 1, tableau O1.2), mais rarement dans le lac lui-même en 2020 (objectif 2, tableau O4). Cela peut être dû en partie à des considérations méthodologiques étant donné que nous avons utilisé des méthodes d'analyse différentes pour les deux années. Les limites de détection étaient toutefois similaires. Les dates de l'échantillonnage étaient également semblables (mai et juin pour les deux années) et coïncident avec le stade larvaire de la perchaude. Cela peut suggérer que le littoral est contaminé par des concentrations plus élevées de pesticides que le lac lui-même durant la fraie de la perchaude. Une analyse plus approfondie permettrait d'étudier le mouvement des pesticides dans ce système et les impacts sur les poissons.

2.2 Analyse des données de séquençage de l'ARN

Puisque les niveaux de pesticides dans l'eau étaient faibles (section précédente), nous avons concentré l'analyse transcriptomique sur d'autres facteurs environnementaux qui différencient les huit sites. Nous avons d'abord évalué les différences d'expression des gènes entre les sites. La figure O3 illustre l'ampleur de l'ensemble des données, montrant les niveaux d'expression des 500 gènes les plus variables parmi les échantillons. Il est évident que le regroupement d'échantillons le plus important est lié à l'âge des larves (semaine 1 contre semaine 3) et non au gradient de turbidité des sites échantillonnés. La figure O4 montre un regroupement entre les répliques provenant du même site dans chaque tranche d'âge. Un diagramme d'échelle multidimensionnelle démontre clairement que les larves prélevées au cours de la semaine 1 et de la semaine 3 avaient des modèles d'expression génique très distincts (figure O5).

2.3 Conclusion

Les pesticides (notamment S-métolachlore, clothianidine, imazéthapyr et thiaméthoxame) ont été détectés plus fréquemment et à des niveaux plus élevés dans les échantillons d'eau qui ont été en contact avec les sédiments agricoles de la zone littorale du LSP que dans les

échantillons d'eau du lac lui-même. Cela suggère un transfert de certains pesticides des champs agricoles vers l'eau. Les données transcriptomiques des SPV de la perchaude, recueillies dans plusieurs sites du LSP, suggèrent que l'âge du poisson a un effet important sur l'expression globale des gènes.

OBJECTIF 3 : Les effets de l'eau conditionnée par les sédiments du littoral du LSP sur l'expression globale des gènes transcriptomiques aux SPV de la perchaude

3.1 Concentrations de pesticides dans l'eau

Les concentrations des pesticides mesurés en laboratoire dans l'eau conditionnée avec les sédiments de la zone inondable du LSP prélevés par l'équipe de A. Bertolo étaient importantes. L'atrazine, le S-métolachlore, l'imazéthapyr et la clothianidine ont été détectés dans tous les échantillons agricoles. Deux pesticides, le thiaméthoxame et la clothianidine, ont été détectés dans un seul échantillon forestier chacun et ont dépassé le CVAC de 8,3 ng/L (RIVM 2014) établi pour les néonicotinoïdes (tableau O5). Ces résultats suggèrent que les contaminants se transfèrent du sédiment à l'eau propre du lac et peuvent devenir biodisponibles aux SPV de la perchaude. Malgré cette observation, peu de changements dans l'expression des gènes ont été détectés dans ces échantillons (Boulangier et al., 2022).

3.2 Expression génétique des poissons-zèbres

Au total, 18 gènes ont été significativement dérégulés chez les larves de perchaudes exposées au sol provenant des champs agricoles dans chacune des trois conditions d'UV (tableau O6). Nous avons divisé ceux-ci en trois groupes : le groupe A représente les gènes dérégulés par le type de sol et par les conditions UV individuellement, le groupe B représente les gènes dérégulés uniquement par le type de sol et le groupe C représente les gènes dérégulés uniquement par les conditions UV. Les quatre gènes du groupe A étaient tous impliqués dans le maintien du cycle cellulaire (ex. : ribosomal subunit RPS9 et transcriptional regulator NKX2-4). Le rôle de ces gènes dans le cycle cellulaire et le fait qu'ils ont été affectés à la fois par les UV et le type de sol suggèrent que les changements observés ne sont pas directement liés aux traitements. Les cinq gènes du groupe B comprenaient deux gènes de collagène (COL7A1 et COL14A1). Ces gènes ont été exprimés de manière différentielle dans les différents traitements du sol sous deux types de conditions UV. Des recherches antérieures suggèrent que ces gènes peuvent être dérégulés par l'exposition à l'atrazine et au S-métolachlore (ctdbase.org, consulté le 20 février 2023), mais l'impact potentiel de ce dérèglement n'est pas connu. Le groupe C comportait neuf gènes qui ont été seulement dérégulés par les différents traitements UV. Ce groupe comprenait plusieurs gènes impliqués dans les métabolismes des lipides (ex. : DGAT2, APOC2 et PLA2G15). Nous n'avons trouvé aucune évidence d'un lien entre le métabolisme des lipides et l'exposition aux UV dans la littérature.

3.3 Conclusion

Malgré le transfert apparent de pesticides du sol agricole à l'eau, peu de gènes ont été dérégulés chez les larves de perches exposées à différents types de sols et à différentes conditions d'UV. Des travaux futurs pourraient étudier les liens entre les fonctions des gènes qui ont été dérégulés et les résultats apicaux discutés dans le rapport de A. Bertolo.

Bibliographie

- Basu, N., Crump, D., Head, J., Hickey, G., Hogan, N., Maguire, S., Xia, J., et Hecker, M. (2019). EcoToxChip: A next-generation toxicogenomics tool for chemical prioritization and environmental management. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(2), 279-288.
- Boulanger, E., Marchand, H., Cabana, G., Prasher, S., Roy, D., et Head, J. (2021, November 14-18). Toxicity of sediments from flooded agricultural fields to early life stage zebrafish (*Danio rerio*) [Poster presentation]. SETAC North America, Portland, OR, United States (online).
- Boulanger, E., Loaiza Muñoz, M. A., Bertolo, A., Roy, D., Legrand, E., et Head, J. (2022, October 2-5). Transcriptomic effects of sediments from flooded agricultural fields on early life stage yellow perch (*Perca flavescens*) [Poster presentation]. 48th Annual Canadian Ecotoxicity Workshop (CEW), Winnipeg, Canada.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). (2012). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique. Glyphosate*. Le Conseil.
- Desforges, J.-P., Legrand, E., Boulanger, E., Liu, P., Xia, J., Butler, H., Chandramouli, B., Ewald, J., Basu, N., Hecker, M., et Head, J. (2021). Using transcriptomics and metabolomics to understand species differences in sensitivity to chlorpyrifos in Japanese quail and double-crested cormorant embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(11), 3019-3033.
- Desforges, J.-P., Legrand, E., Boulanger, E., Dufresne, M.-P., Guillemette, F., Michaud, M., Sirois, P., Roy, D., Cabana, G., et Head, J. (2022, October 3-6). Environmental transcriptomics of larval yellow perch (*Perca flavescens*) from seven sites differentially exposed to agricultural run-off in Lake Saint-Pierre [Poster presentation]. 47th Canadian Ecotoxicity Workshop (CEW) (online).
- Du Gas, L. M., Ross, P. S., Walker, J., Marlatt, V. L., et Kennedy, C. J. (2017). Effects of atrazine and chlorothalonil on the reproductive success, development, and growth of early life stage sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(1), 1354-1364.
- Liu, P., Ewald, J., Galvez, J. H., Head, J., Crump, D., Bourque, G., Basu, N., et Xia, J. (2021). Ultra-fast functional profiling of RNA-seq data for nonmodel organisms. *Genome Research*, 31(4), 713-720.
- Marchand, H., Barst, B., Boulanger, E., Vachon, N., Houde, M., Xia, J., Liu, P., Ewald, J., Bayen, S., Liu, L., et Head, J. (2022). Exposure to contaminated river water is associated with early hatching and dysregulation of gene expression in early life stages of the endangered copper redhorse (*Moxostoma hubbsi*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(8), 1950-1966.
- Marlatt, V. L., Leung, T. Y. G., Calbick, S., Metcalfe, C., et Kennedy, C. (2019). Sub-lethal effects of a neonicotinoid, clothianidin, on wild early life stage sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Aquatic Toxicology*, 217, 1.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques). (2018). *Recommandation de critères de qualité de l'eau du chlorantraniliprole pour la protection de la vie aquatique*. Québec: Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

- OECD. (2013). *Test No. 236: Fish embryo acute toxicity (FET) test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264203709-en>
- RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu). (2014). *Water quality standard for imidacloprid, proposal for an update according to the framework directive*. Pays-Bas: Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment.
- Strecker, R., Seiler, T. B., Hollert, H., et Braunbeck, T. (2011). Oxygen requirements of zebrafish (*Danio rerio*) embryos in embryo toxicity tests with environmental samples. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology et Pharmacology*, 153(3), 318-327.
- Yusof, S., Ismail, A., et Alias, M. S. (2014). Effect of glyphosate-based herbicide on early life stages of Java medaka (*Oryzias javanicus*): A potential tropical test fish. *Marine Pollution Bulletin*, 85(2), 494-498.

Figures et tableaux O :

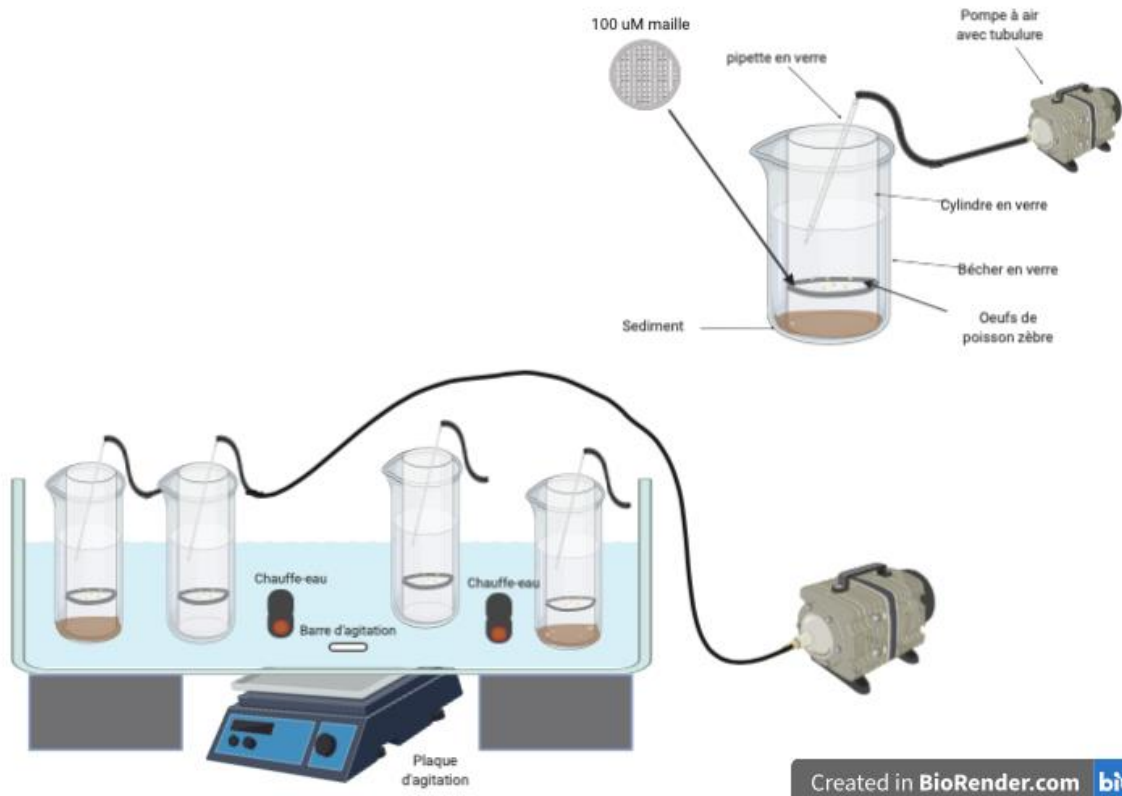


Figure O1. Plan expérimental pour le bioessai sur le poisson-zèbre. Les sédiments (35 g) de chaque traitement ont été décongelés, placés dans des béchers de 250 ml et remplis avec 150 ml d'eau de qualité de laboratoire. Chaque bécher contenait un cylindre de verre avec un grillage métallique suspendu à plusieurs pouces du fond. Des embryons de poissons-zèbres (< 2 heures après la fécondation) ont été doucement placés sur le grillage et les béchers ont été distribués au hasard dans un bain-marie maintenu à 29,25 °C. De l'air était doucement insufflé dans chaque gobelet par des tubes et une pipette en verre. Les embryons de poissons-zèbres ont été surveillés pendant l'éclosion et jusqu'à 120 heures après la fécondation.

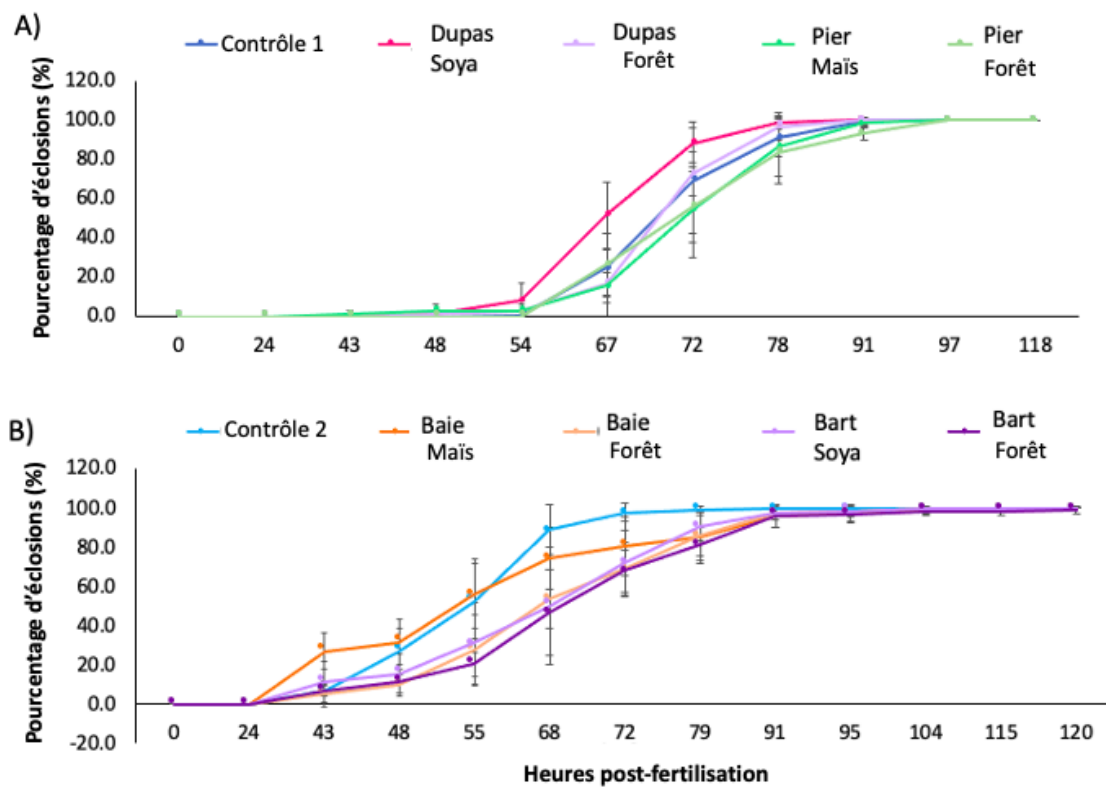


Figure O2. Pourcentage cumulatif d'éclosion chez les embryons de poissons-zèbres exposés aux sédiments du LSP. L'éclosion cumulative moyenne a été mesurée dans quatre bécjers réplias pour un traitement donné. La figure A représente les données de l'expérience 1 (2020) et la figure B représente les données de l'expérience 2 (2021). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

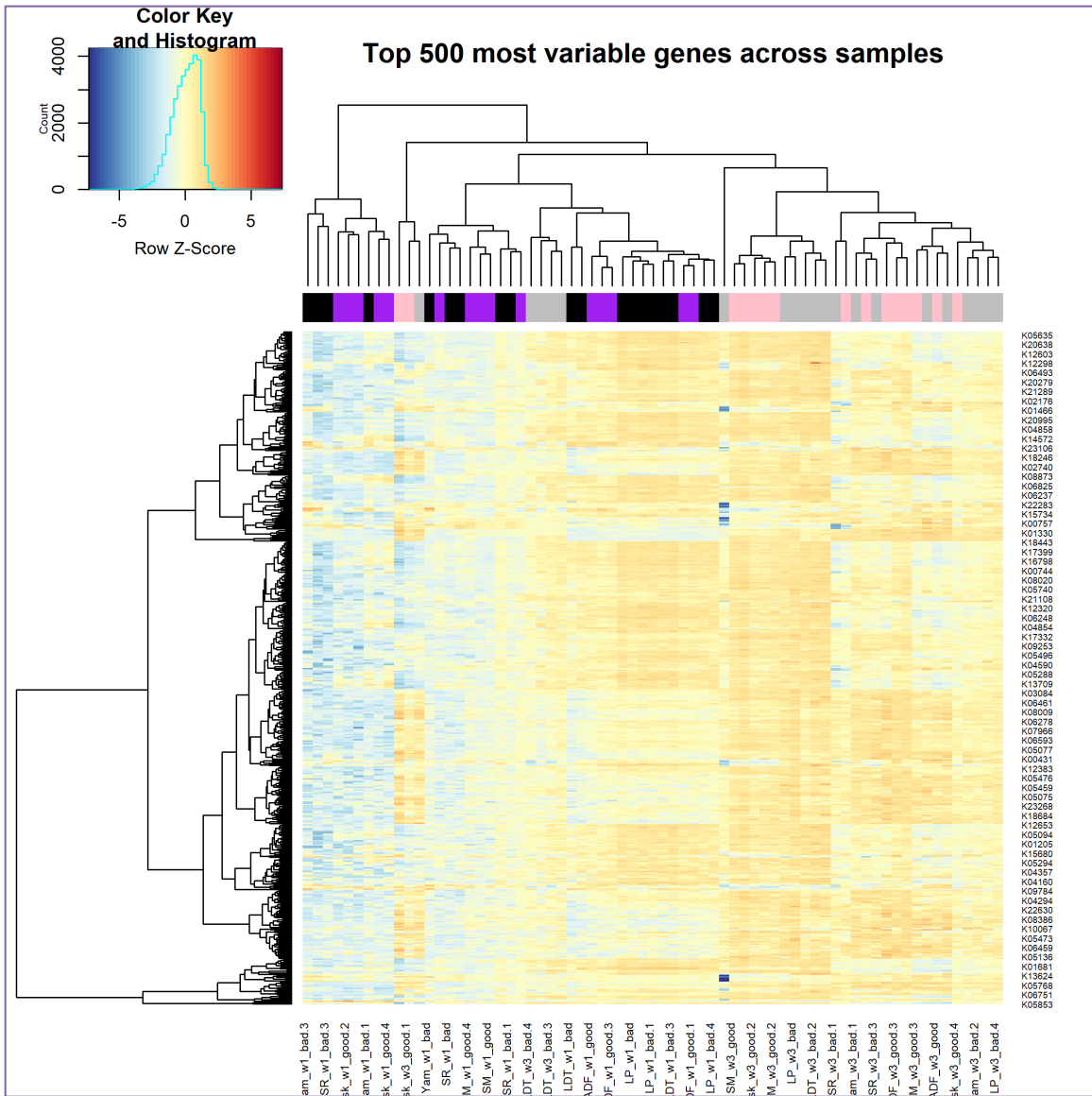


Figure O3. Carte thermique des 500 gènes les plus variables dans des larves de perchaudes prélevées au LSP en mai (semaine 1) ou juin (semaine 3). Les échantillons provenaient de huit sites autour du LSP. La turbidité des sites varie entre turbides (représentés en noir [semaine 1] ou gris [semaine 3]) et non turbides (représentés en rose [semaine 1] ou mauve [semaine 3]).

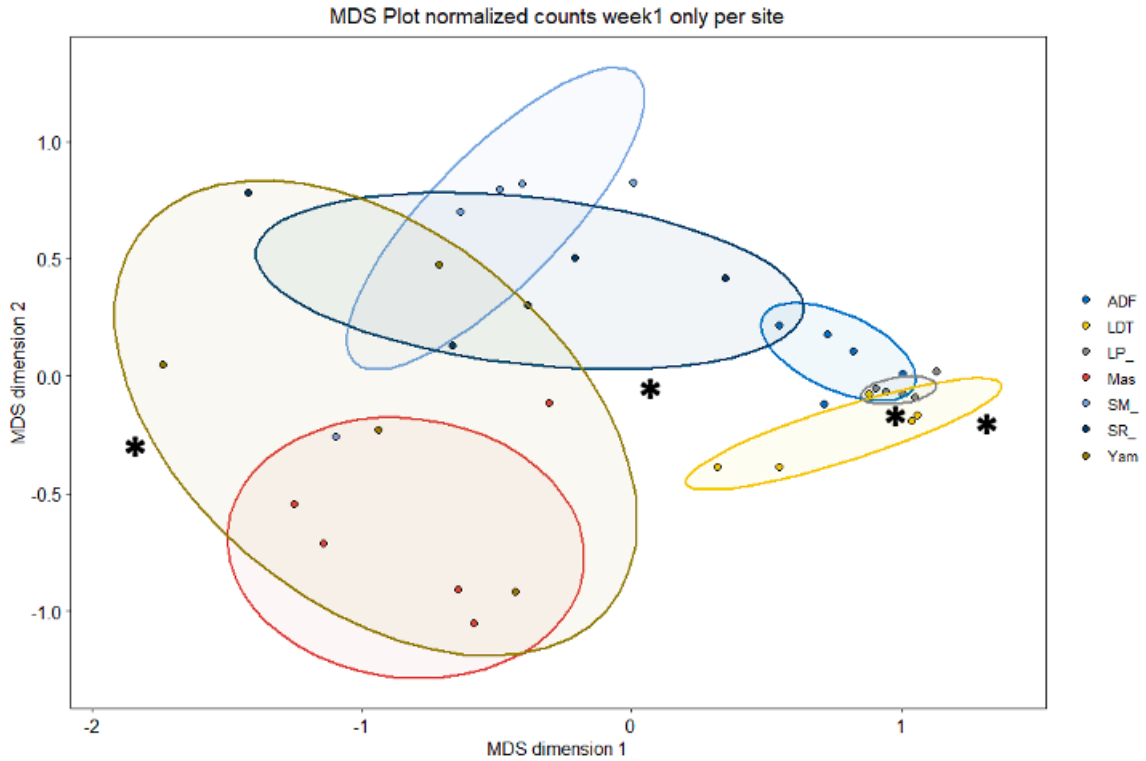


Figure O4. Diagramme d'échelle multidimensionnelle pour l'expression globale des gènes chez les larves collectées à partir de sept sites dans le LSP avec différents niveaux de qualité environnementale. Les larves sont regroupées selon le site, mais il n'y avait pas de différenciation selon le gradient de turbidité des sites.

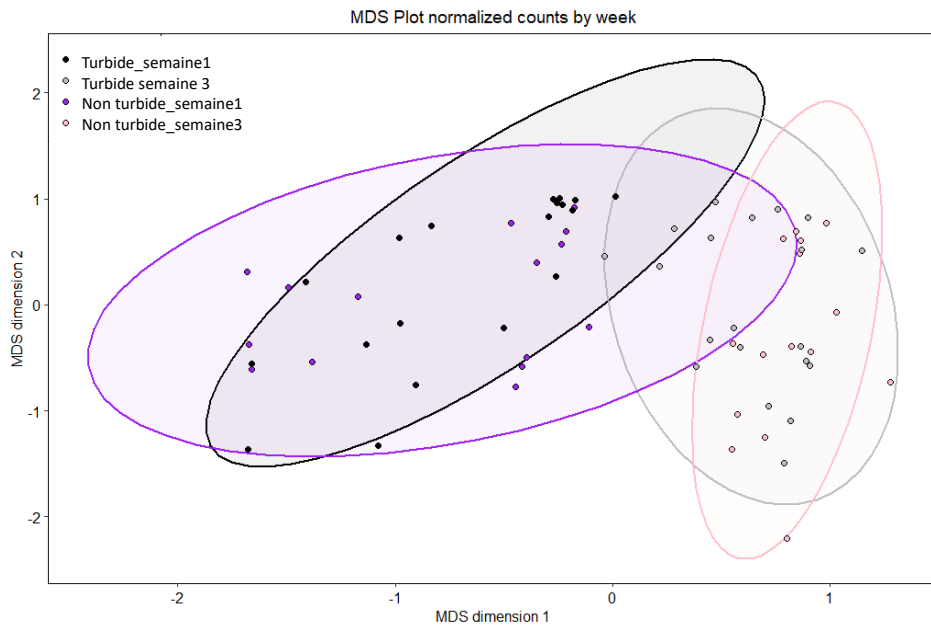


Figure O5. Diagramme d'échelle multidimensionnelle pour l'expression globale des gènes chez les larves de perchaudes collectés au LSP en mai (semaine 1) ou juin (semaine 3). La qualité du site (turbide/non turbide) est également affichée.

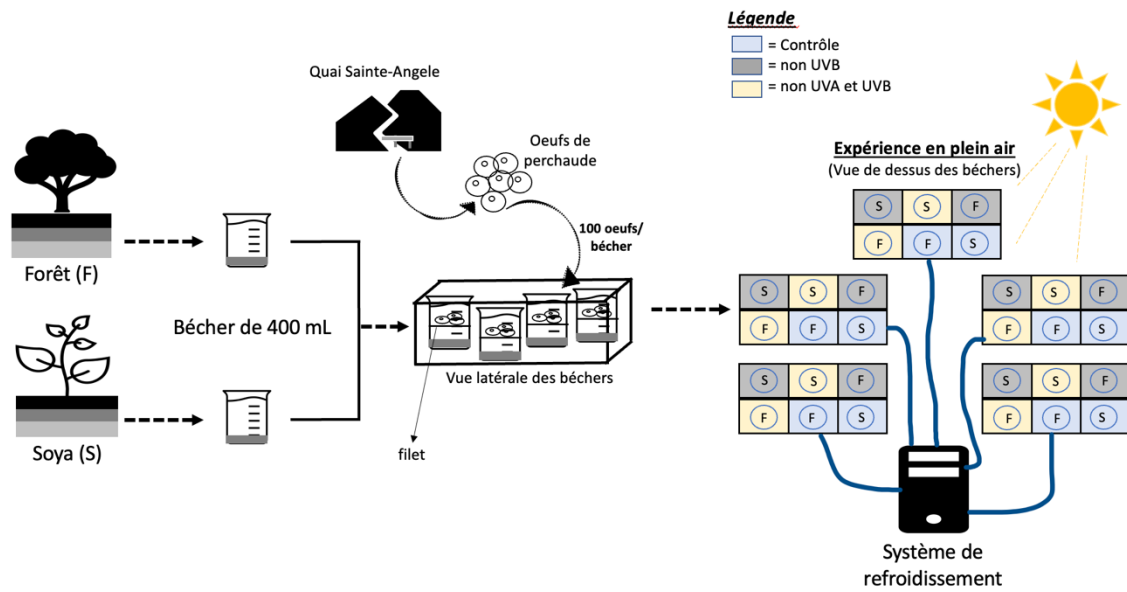


Figure O6. Plan expérimental pour l'objectif 3 : l'exposition des larves de perchaudes aux sédiments de la zone littorale du LSP. Les traitements des sédiments comprenaient le sol de soya ou de forêt, tandis que les trois traitements UV consistaient en un contrôle (spectre complet), un blocage UVB (non UVB) ou un blocage UVA et UVB (non UVA et UVB), donnant un plan factoriel 2 x 3 complètement aléatoire dans les cinq bains d'eau.

Tableau O1.1. Concentrations de pesticides ($\mu\text{g}/\text{kg}$) mesurées dans des échantillons de sédiments prélevés dans le littoral du LSP en juin 2019.

Nom de l'échantillon	Fongicide ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Insecticide ($\mu\text{g}/\text{kg}$)			Herbicide ($\mu\text{g}/\text{kg}$)					
	Azoxystrobine	Thiaméthoxame	Clothianidine	Chlorantraniliprole	Mésotrione	Imazéthapyr	Métolachlore	Flumetsulam	Glyphosate	AMPA ^{et}
DUPA-soya	< LDM	< LDM	2,0	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	14,0	28,0
DUPA-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
PIER-mais	< LDM	< LDM	0,9	3,4	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	3,0	13
PIER-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
BAIE-mais	< LDM	< LDM	1,1	< LDM	2,1	< LDM	< LDM	< LDM	6,0	14,0
BAIE-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
BART-soya	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	2,4	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
BART-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM

LDM : limite de détection de méthode.

^{et} L'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est un métabolite du glyphosate.

Tableau O1.2. Concentrations de pesticides (ng/L) mesurées dans des échantillons d'eau prélevés dans le littoral du LSP en juin 2019. Deux pesticides néonicotinoïdes, le thiaméthoxame et la clothianidine, ont dépassé les recommandations du RIVM (2014) en matière qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) dans des échantillons marqués d'un astérisque (*). Il est à noter que l'eau du lac lui-même se mélange et que les concentrations de pesticides détectées dans l'eau ne devraient donc pas correspondre aux traitements. Cela contraste avec ce qui a été observé avec les sédiments dans le tableau O1.1.

Nom de l'échantillon	Fongicide (ng/L)	Insecticide (ng/L)			Herbicide (ng/L)					
	Azoxystrobine	Thiaméthoxame	Clothianidine	Chlorantraniliprole	Mésotrione	Imazéthapyr	S-métolachlore	Flumetsulam	Glyphosate	AMPA ^{et}
DUPA-soya	< LDM	9,0*	25,0*	9,0	< LDM	8,0	220,0	< LDM	270,0	680,0
DUPA-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	8,0	< LDM	37,0	90,0	< LDM	280,0	460,0
PIER-maïs	< LDM	< LDM	16,0*	20,0	< LDM	6,0	30,0	< LDM	220,0	80,0
PIER-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	4,0	40,0	< LDM	70,0	< LDM
BAIE-maïs	1,0	< LDM	< LDM	18,0	< LDM	47,0	120,0	2,0	380,0	430,0
BAIE-forêt	< LDM	< LDM	< LDM	15,0	< LDM	47,0	100,0	6,0	100,0	210,0
BART-soya	2,0	< LDM	< LDM	3,0	< LDM	21,0	60,0	4,0	200,0	240,0
BART-forêt	< LDM	< LDM	9,0*	3,0	< LDM	41,0	50,0	8,0	90,0	400,0

LDM : limite de détection de méthode.

^{et} L'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est un métabolite du glyphosate.

Tableau O2. Concentration d'oxygène dissous (OD) mesurée lors de la collecte des échantillons (sur le terrain) et dans les béciers à la fin des bioessais de toxicité des sédiments. Les bioessais de toxicité ont été faits dans deux expériences séparées, en 2020 et 2021.

Bioessai	Site	OD (%) mesuré sur le terrain	OD (%) mesuré dans les béciers expérimentaux
2020	Contrôle 1	S. O.	94,9
2020	DUPA-soya	82,6	61,6
2020	DUPA-forêt	20,7	62,6
2020	PIER-maïs	100,5	86,5
2020	PIER-forêt	89,04	80,5
2021	Contrôle 2	S. O.	94,1
2021	BAIE-maïs	97,2	86,6
2021	BAIE-forêt	58,1	75,8
2021	BART-soya	111	91,1
2021	BART-forêt	96,8	90,4

S. O. : sans objet.

Tableau O3. Temps d'éclosion mi-maximal (50 %) pour les embryons de poissons-zèbres et pourcentage (%) de mortalité des embryons et des larves exposés aux sédiments du LSP.

Bioessai	Site	Temps d'éclosion mi-maximal (hpf*)	Intervalle de confiance à 95 % (hpf*)	Mortalité à 120 hpf* (%)
1 (2020)	Contrôle 1	69,9 ^A	68,9 – 70,9	5,0 (3,9) ^A
	DUPA-soya	66,9 ^B	65,8 – 67,6	59,3 (39,5) ^B
	DUPA-forêt	70,1 ^A	69,7 – 70,5	24,6 (17,4) ^{A,B}
	PIER-maïs	71,7 ^A	70,6 – 72,9	12,8 (6,1) ^A
	PIER-forêt	71,0 ^A	69,8 – 72,2	26,1 (6,8) ^{A,B}
2 (2021)	Contrôle 2	54,14 ^A	52,74 – 55,64	20,7 (5,0) ^A
	BAIE-maïs	54,62 ^A	51,36 – 58,46	13,5 (5,7) ^{A,B}
	BAIE-forêt	65,41 ^B	62,91 – 67,85	15,9 (2,4) ^{A,B}
	BART-soya	64,77 ^B	60,82 – 68,6	9,3 (3,7) ^B
	BART-forêt	67,43 ^B	65,08 – 69,6	8,5 (4,5) ^B

* Heures post-fertilisation.

Les lettres en exposant pour le temps d'éclosion de 50 % indiquent des intervalles de confiance à 95 % qui ne se chevauchent pas pour chaque essai. Les lettres en exposant pour le pourcentage de mortalité indiquent des différences significatives entre les sites pour chaque essai (analyse de variance, post hoc Tukey, $p < 0.05$). Les valeurs entre parenthèses () représentent l'écart-type.

Tableau O4. Concentrations de pesticides mesurées dans des échantillons d’eaux prélevés du LSP dans les sites alternatifs en 2020. Seulement un pesticide néonicotinoïde, l’imidaclopride, a dépassé les recommandations du RIVM (2014) pour la qualité de l’eau pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) dans des échantillons marqués d’un astérisque (*).

Site	Semaine d'échantillonnage	Atrazine (ng/L)	Métolachlore (ng/L)	Imidaclopride (ng/L)	Chloranilprole (ng/L)	Imazéthapyr (ng/L)	Clothianidine (ng/L)	Thiaméthoxame (ng/L)	Glyphosate (ng/L)	AMPA ^{et} (ng/L)
Maskinonge	1 ^{re} semaine	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	5,39 (±0,46)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Yamachiche	1 ^{re} semaine	4,28 (±0,04)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	4,17 (±0,53)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Langue de Terre	1 ^{re} semaine	8,09 (±1,13)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	15,83 (±6,75)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Anse du Fort	1 ^{re} semaine	3,17	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	6,56 (±1,22)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Longue-Pointe	1 ^{re} semaine	4,12	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	4,08	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Sarcel Rivière	1 ^{re} semaine	4,72	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	8,68	29,38	152,15*	11,68	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Sarcel Marais	1 ^{re} semaine	5,2	17,97	43,43*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
	3 ^e semaine	5,81	23,55	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Girodeau	1 ^{re} semaine	19,96 (±1,43)	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM

LDM : limite de détection de méthode.

^{et} L'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est un métabolite du glyphosate.

Tableau O5. Concentrations de pesticides mesurées dans les échantillons d'eau conditionnée avec les sédiments de la zone inondable du LSP. Ces échantillons ont été prélevés à la fin d'une exposition de SPV de perchaudes. Deux pesticides néonicotinoïdes, la clothianidine et le thiaméthoxame, ont dépassé les recommandations du RIVM (2014) en matière de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) dans des échantillons marqués d'un astérisque (*).

Groupe de traitement	Atrazine (ng/L)	Métolachlore (ng/L)	Imazéthapyr (ng/L)	Clothianidine (ng/L)	Thiaméthoxame (ng/L)	Imidaclopride (ng/L)	Chlorantraniliprole (ng/L)	Glyphosate (ng/L)	AMPA ^{et} (ng/L)
Soya — Contrôle	21,3	54,1	202,8	81,2*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Soya — Non UVB	17,4	69,3	197,6	63,2*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Soya — Non UVA et UVB	20,5	71,5	232,4	116,2*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Forêt — Contrôle	< LDM	< LDM	< LDM	35,2*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Forêt — Non UVB	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	76,7*	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Forêt — Non UVA et UVB	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM

LDM : limite de détection de méthode.

^{et} L'acide aminométhylphosphonique (AMPA) est un métabolite du glyphosate.

Tableau O6. Valeurs Log₂ Fold Change (Log₂FC) pour les comparaisons en paires entre les deux traitements de sol (soya/forêt) et les trois traitements UV. Les traitements suivants d'UV étaient utilisés : UV contrôle (spectre lumineux complet), UV1 (UVB bloqués) et UV2 (UVA et UVB bloqués). Le groupe A représente les gènes dérégulés par le type de sol et les conditions UV, le groupe B représente les gènes dérégulés uniquement par le type de sol et le groupe C représente les gènes dérégulés uniquement par les conditions UV. Les valeurs Log₂FC en bleu représentent des gènes significativement régulés à la baisse et les valeurs en rouge représentent des gènes significativement régulés à la hausse.

Symbole*	Log ₂ FC								
	Soya/Forêt [‡]			UV1/UV contrôle [‡]		UV2/UV contrôle [‡]		UV2/UV1 [‡]	
	UV contrôle ^⓪	UV 1 ^⓪	UV 2 ^⓪	Forêt	Soya	Forêt	Soya	Forêt	Soya
SLC13A4			-1			1,94		1,48	
GM2A			-1,05			1,41		1,38	
RPS9		-1,84			-2,15	-1,44	-1,47	-1,29	
NKX2-4	1,04				-1,5		-1,53		
CCDC3	-1,12		-1,15						
COL7A1	-1,1		-1,15						
CRYBG2	-1.13		-1.02						
ASB14	-1.24								
COL14A1			-1.1						
DGAT2						1.18		1.08	
233APOC2						1.1		1.17	
C5						1.16			
SELENOP						1.53		1.48	
SI:CH211-14A17.10						1,1		1,03	
SI : DKEY-10O6.2						1.19		1.04	
CEMIP								1	
CFBL						1.1			
PLA2G15						1.5		1.45	

A

B

C

* Les noms de gènes sont les suivants : SLC13A4 (solute carrier family 13 member 4), GM2A (ganglioside GM2 activator), RPS9 (small subunit ribosomal protein S9), NKX2-4 (homeobox protein nkx-2.4), CCDC3 (coiled-coil domain containing 3), COL7A1 (collagen type VII alpha), CRYBG2 (uncharacterized LOC114567585), ASB14 (ankyrin repeat and SOCS box protein 14), COL14A1 (collagen type XIV alpha), DGAT2 (diacylglycerol o-acyltransferase 2), APOC2 (apolipoprotein c-ii), C5 (complement c5), SELENOP (selenoprotein pb-like), SI: CH211-14A17.10 (golgin subfamily b member 1-like), SI : DKEY-10O6.2 (upf 0676 protein c1494.01-like), CEMIP (cell migration-inducing and hyaluronan-binding protein), CFBL (complement factor b-like isoform x1), PLA2G15 (group xv phospholipase a 2 isoform x1).

^⓪ UV contrôle (spectre lumineux complet), UV1 (UVB bloqués), UV2 (UVA et UVB bloqués).

[‡] Ce symbole marque la condition qui a été utilisée comme contrôle (Log₂FC = 0) pour 1

P - EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LES BANQUES D'ŒUFS D'INVERTÉBRÉS AQUATIQUES : UNE APPROCHE EXPÉRIMENTALE POUR QUANTIFIER LA RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

ANDREA BERTOLO (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Écotoxicologie, Biodiversité faunique

Principaux collaborateurs

S. Badesab (doctorante, UQTR), Mario Agustin Loaiza Munoz (stagiaire, UQTR), V. Fugère (UQTR), G. Cabana (UQTR), J. Head (McGill), D. Roy (Université McGill), V. Maire (UQTR), Shiv Prasher (Université McGill) et F. Guillemette (UQTR)

Résumé du projet de recherche

- L'utilisation des terres dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre (LSP) a eu d'importantes répercussions sur les banques d'œufs du zooplancton dans les sols, qui permettent aux organismes de survivre entre autres à la sécheresse.
- Une tendance non linéaire a été observée en faveur d'une plus grande diversité et d'une abondance de zooplancton à l'éclosion le long d'un gradient décroissant d'intensité d'utilisation des terres (agricoles/naturelles).
- Ce sont les sols provenant des sites naturels qui ont montré le plus fort potentiel d'éclosion, tandis que les sites agricoles ont montré le plus faible.
- Aucune différence importante n'a été observée dans l'abondance du zooplancton à l'éclosion entre les sols en agriculture conventionnelle et ceux en agriculture améliorée.
- La majeure partie des variables mesurées dans les expériences écotoxicologiques avec *D. magna* n'ont montré aucun effet de l'utilisation des sols, mais la fréquence cardiaque de cet organisme est moindre lorsqu'il est exposé aux sols en agriculture améliorée par rapport aux autres sols du gradient complet.
- Les tests écotoxicologiques sur *D. magna* peuvent donc expliquer seulement en petite partie les résultats obtenus sur le potentiel d'éclosion des micro-invertébrés.
- Le taux d'activité des embryons de perchaude n'a pas montré de différence importante entre ceux exposés aux sols forestiers et ceux exposés aux sols en agriculture conventionnelle.

- Les embryons de perchaude exposés aux sols en agriculture conventionnelle montrent cependant des taux de survie moindres par rapport à ceux exposés aux sols forestiers.
- En comparaison aux terres en agriculture conventionnelle ou en régie améliorée, les milieux naturels montrent un plus grand potentiel de production de zooplancton et un meilleur potentiel de survie pour les larves de perchaude.

Mise en contexte

Les plaines d'inondation sont des écosystèmes très productifs, utilisés à la fois par des organismes terrestres et aquatiques. Bien qu'inondées pendant une partie relativement courte de l'année, celles-ci peuvent représenter des habitats très importants pour les organismes aquatiques, soit parce que ces derniers les utilisent pour se reproduire (Scott et Crossman, 1973) ou comme aires temporaires d'alimentation (Farly et collab., 2019), soit parce qu'elles peuvent héberger pendant de longues périodes des propagules (graines, œufs ou autres stades de dormance, comme il a été observé chez certains stades de copépodes), qui permettront à différentes espèces végétales et animales de rebâtir des populations viables après la période d'assèchement (p. ex. Gleason et collab., 2004; Alekseev et collab., 2007). **Ces « banques de propagules » sont très importantes pour le maintien de populations abondantes et de communautés diversifiées** de zooplancton (p. ex. les cladocères et les copépodes) et d'autres micro-invertébrés (p. ex. les ostracodes). En restant viables dans les sols pendant plusieurs années, ou plusieurs décennies dans de nombreux cas (de Stasio, 1989; Alekseev et collab., 2007), ces banques de propagules permettent au système une certaine stabilité en matière de biodiversité et garantissent le maintien d'une diversité génétique (Brendonck et De Meester, 2003), en plus de contribuer au maintien de ressources alimentaires pour de nombreuses espèces de poissons qui accèdent à la plaine d'inondation au printemps pour se nourrir (Farly et collab., 2019). Ces importants réservoirs de biodiversité et de ressources alimentaires pour les espèces ichtyennes, dont certaines sont très importantes pour les pêcheries (p. ex. la perchaude, *Perca flavescens*), sont vulnérables aux perturbations anthropiques, comme l'augmentation des apports de sédiments causés par les activités agricoles (Gleason et collab., 2003) ou l'exposition à des pesticides (Navis et collab., 2013). Ainsi, ces perturbations peuvent viser les communautés aquatiques non seulement par leurs effets sur les organismes actifs, mais également par les dommages qu'elles peuvent causer aux éléments dormants de ces communautés elles-mêmes. Les banques de propagules intègrent tous ces effets en subissant par exemple le stress provenant de la simplification de la structure physique de l'habitat (p. ex. les sols laissés à nu par l'agriculture intensive pourraient fournir moins d'habitats aux invertébrés) et celui provenant de la présence de contaminants dans l'eau et dans le sol (p. ex. les pesticides et les herbicides utilisés en agriculture pourraient menacer la survie aussi bien des stades actifs que des stades dormants du zooplancton). **Les banques de propagules, qui ont l'avantage par rapport à d'autres indicateurs de pouvoir être échantillonnées en dehors des périodes d'inondation, deviennent ainsi un indicateur clé de l'état d'intégrité**

écologique des plaines d'inondation, et pourraient être utilisées à des fins de suivi environnemental. Malgré ce potentiel ainsi que les conséquences anthropiques grandissantes auxquelles les plaines d'inondation sont soumises, les études portant sur ce sujet sont encore relativement rares, notamment en ce qui concerne les effets sur les banques de propagules de zooplancton. Ce projet a comme objectif de contribuer à pallier ces lacunes.

Le projet de recherche visait tout d'abord à **évaluer la résilience potentielle des communautés d'invertébrés dans la zone littorale en fonction du gradient d'intensité d'utilisation des terres en milieu agricole**. L'approche expérimentale visait à mesurer la diversité et le taux d'éclosion des communautés de différents taxons d'invertébrés benthiques qui se trouvent dans les sols après le retrait des eaux. Une série d'expériences dans le laboratoire humide de l'UQTR a été réalisée afin d'évaluer le potentiel d'éclosion à partir d'échantillons de sols prélevés sur le terrain à l'automne. Alors que les expériences d'éclosion avec les sols prélevés en 2019 ont fait l'objet d'un suivi visant à comparer la phénologie des émergences (c.-à-d. le suivi de l'apparition de nouveaux individus de différents organismes dans le temps), le design de l'expérience avec les sols de 2020 visait à comparer les effets de la durée de l'inondation (d'une à cinq semaines) sur les communautés, en fonction de l'intensité de l'utilisation des sols. Des analyses sur les communautés zooplanctoniques dans la colonne d'eau (Cabana) ainsi que sur l'ADN environnemental ont été menées en parallèle (échantillonnages sur le terrain par les équipes Cabana et Fugère) et pourront appuyer ces approches expérimentales. Il est possible de consulter le rapport de G. Cabana pour obtenir plus de détails au sujet de la récolte des échantillons et le rapport de V. Fugère par rapport aux analyses sur l'ADN environnemental.

De plus, afin d'isoler les effets de certains facteurs de stress, nous avons effectué deux séries d'**expériences d'écotoxicologie visant à comparer le potentiel de toxicité des sols issus de pratiques agricoles conventionnelles, en les comparant à des sols issus de milieux forestiers** dans la zone inondée. Nous avons donc exposé à ces deux types de sols prélevés au printemps 2020 des embryons de perchaude ainsi que des individus de *Daphnia magna* provenant de cultures de laboratoire, avec des sols prélevés à l'automne 2020. Bien que nous n'ayons pas rencontré *D. magna* dans les sols de la plaine d'inondation du LSP, cette espèce est en fait utilisée couramment pour les tests écotoxicologiques (d'ailleurs, la souche que nous avons utilisée pour nos expériences provient du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec [<https://www.ceaeq.gouv.qc.ca>], qui utilise cette espèce pour les tests de toxicité de routine). Ces expériences nous ont donné la possibilité de comparer en premier lieu les extrêmes du gradient d'utilisation des sols. De plus, nous avons réalisé une **expérience écotoxicologique avec *D. magna* avec tous les types de sol disponibles pour l'ensemble du gradient d'utilisation du sol pour le dispositif à grande échelle, pour les années 2020 et 2022** (sols récoltés à l'automne).

Dans ce rapport, nous présentons les résultats obtenus jusqu'à présent pour l'ensemble des travaux réalisés de 2019 à 2023.

Objectifs

- i. **Établir le potentiel d'émergence des différents taxons de zooplancton en fonction des différents traitements expérimentaux** (automne 2019 et 2020) **et de la durée de l'inondation** (2020) en utilisant le matériel récolté à l'automne 2019 et 2020 le long du gradient complet du dispositif expérimental à grande échelle (forêt, prairie naturelle, vieille prairie, nouvelle prairie, culture améliorée et culture conventionnelle). Les résultats des deux expériences ont permis de comparer les effets du gradient agricole dans des conditions d'inondation différentes, alors que l'expérience avec les sols de 2020 a permis d'évaluer les effets potentiels de la durée de l'inondation sur les communautés.
- ii. Établir la structure ainsi que la diversité fonctionnelle de la communauté zooplanctonique potentielle pour chacun des traitements.
- iii. Effectuer des décomptes directs des œufs de micro-invertébrés afin de comparer la taille des banques de propagules le long du gradient complet d'utilisation des sols.
- iv. **Effectuer des expériences contrôlées pour évaluer les effets des pratiques conventionnelles sur la survie, le taux d'éclosion ainsi que le comportement des embryons de perchaude ainsi que sur la survie, la fécondité, la mobilité et la fréquence cardiaque de *D. magna***. Étant donné qu'en milieu naturel, les organismes aquatiques de la zone littorale sont potentiellement exposés à de fortes doses de radiation solaire (comprenant la radiation UV, qui peut avoir de forts effets nocifs sur les organismes; Boily et collab., 2011; Häder et collab., 2011; Provencher et collab., 2014; Paquet-Walsh et collab., 2019), nous avons effectué une partie de ces dernières expériences dans des incubateurs exposés à la lumière naturelle. De plus, afin de simuler les effets d'éventuels changements des propriétés optiques de l'eau (p. ex. une forte turbidité peut réduire la pénétration des UV dans l'eau, même quand la colonne d'eau est très peu profonde), lesdits incubateurs étaient soumis à différents traitements de la composition spectrale de la lumière incidente par l'utilisation de filtres.

Hypothèses de recherche

Expériences d'éclosion des stades de dormance du zooplancton

Relativement aux objectifs mentionnés ci-haut, nous émettons les hypothèses suivantes : premièrement, l'abondance totale ainsi que, deuxièmement, la diversité fonctionnelle des organismes issus des sols devraient être fonction du gradient d'intensité d'utilisation des terres, avec les plus fortes densités attendues pour les sols naturels (forêt et prairie naturelle), des densités intermédiaires pour les prairies ayant un historique d'exploitation et les densités plus faibles pour les sols issus de l'agriculture intensive. Nous avançons également l'hypothèse que l'âge depuis la mise en jachère des prairies devrait corrélérer positivement avec la densité et la diversité des organismes aquatiques et que les pratiques

améliorées devraient être associées à de plus fortes densités par rapport aux sols avec des pratiques conventionnelles.

Décomptes directs des stades de dormance du zooplancton

En faisant l'hypothèse que les forces contrôlant les communautés de micro-invertébrés agissent avant la déposition des propagules, pour celles-ci, nous nous attendons à trouver les mêmes patrons attendus pour les expériences d'éclosion (voir ci-haut). Une différence entre les décomptes directs et les éclosions pourrait cependant suggérer la présence de facteurs réduisant le succès d'éclosion desdites propagules après leur déposition dans les sols (p. ex. à cause d'effets toxiques sur les propagules elles-mêmes).

Expériences écotoxicologiques

Étant donné les résultats sur les concentrations de contaminants dans les sols utilisés pour les expériences avec les embryons de perchaude (voir rapport de J. Head), qui montrent une différence claire en ce qui concerne les néonicotinoïdes (dépassement des niveaux des critères pour le maintien de la vie aquatique pour le Clothianidin pour tous les échantillons des sols de soya), mais aussi en matière de niveaux d'herbicides (Atrazine, Imazethaphyr et Metholachlor) dans les sols provenant autant de champs de soya que de la forêt, nous nous attendons à :

- i) des niveaux plus faibles pour toutes les variables comportementales pour les embryons exposés aux sols provenant de champs de soya par rapport à ceux provenant de la forêt, car les néonicotinoïdes ont le potentiel d'agir sur le système cholinergique et donc de perturber la transmission nerveuse, même sur des organismes autres que les insectes;
- ii) des taux de mortalité plus élevés et des taux d'éclosion plus faibles pour les embryons exposés aux sols provenant des champs de soya;
- iii) des effets encore plus marqués lorsque les embryons sont exposés aux radiations UV à cause du stress supplémentaire imposé par ce facteur sur les embryons. Des effets synergiques similaires sont attendus pour les expériences avec *D. magna*, pour lesquelles on s'attend en outre à des effets plus marqués en présence de sols contaminés par les néonicotinoïdes par rapport aux embryons de poissons, étant donné que *D. magna*, un crustacé, est plus proche phylogénétiquement des insectes, cible supposée de ces pesticides (Taillebois et collab., 2018).

Actuellement, tous les échantillons de zooplancton provenant des expériences d'éclosion ont été analysés et la base de données relatives à ce volet a été créée. En ce qui concerne les expériences d'écotoxicologie, les bases de données pour l'expérience avec les embryons de perchaude ainsi que celles pour les expériences avec *D. magna* ont été créées. Nous présentons donc ici, premièrement, les résultats des expériences d'éclosion de zooplancton avec les sols récoltés en 2019 et en 2020; deuxièmement, les résultats des expériences écotoxicologiques avec les embryons de perchaude et troisièmement, avec

D. magna. En revanche, les analyses chimiques relatives aux concentrations de pesticides dans les expériences écotoxicologiques sont en cours et il n'est donc pas encore possible de les présenter.

Méthodologie

Site d'étude

Dans son ensemble, ce projet utilise le dispositif expérimental dit « à grande échelle ». Les milieux naturels ont été inclus dans notre analyse, mais les parcelles des projets à petite échelle, les bandes enherbées et les parcelles avec les sols à nu n'ont pas été prises en compte. Tous les échantillons de sols que nous avons utilisés pour les expériences d'éclosion des propagules de zooplancton ainsi que pour les expériences d'écotoxicologie ont été prélevés par l'équipe de V. Maire dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre en 2019, en 2020 et en 2022. Il est possible de consulter le rapport de V. Maire pour obtenir plus de détails au sujet de la récolte des échantillons.

Protocole d'échantillonnage

Expérience n° 1

(Sols récoltés à l'automne 2019) : Pour cette expérience, nous avons échantillonné le sol, dans chacun des quatre sites du dispositif à grande échelle (Pierreville, Baie-du-Febvre, île Dupas et Saint-Barthélemy), dans six traitements le long du gradient d'utilisation des sols (forêt, prairie naturelle, vieille prairie, nouvelle prairie, culture améliorée et culture conventionnelle).

Expérience n° 2

(Sols récoltés à l'automne 2020) : Un protocole d'échantillonnage similaire a été utilisé pour cette expérience, mais par rapport à l'expérience n° 1, nous avons incubé les échantillons pendant des durées variables, afin de simuler des durées d'inondations différentes (d'une à cinq semaines). De plus, nous avons également échantillonné des sites situés en amont des points prévus, notamment à la hauteur correspondant à la limite des eaux de l'inondation du printemps 2020, afin de tester les effets de l'altitude sur les banques d'œufs. Finalement, la collaboration avec les équipes Maire et Guillemette a permis la récolte d'échantillons supplémentaires en mai 2020, afin de les comparer aux échantillons récoltés en septembre 2020, et de tester ainsi l'effet de la saison sur le potentiel d'éclosion. Ces deux groupes d'échantillons ont été inclus dans l'expérience d'émergence et incubés pendant quatre semaines.

Expériences d'éclosion des micro-invertébrés (expériences n° 1 et n° 2)

Variables mesurées :

Abondance et diversité par grands groupes zooplanctoniques.

Protocole expérimental

Après leur récolte, les échantillons de sol étaient gardés à la noirceur à 4 °C jusqu'au moment de l'expérience. Avant la mise en place des incubations, les échantillons de sol

prélevés à l'automne 2019 (expérience n° 1) et 2020 (expérience n° 2) ont été tamisés à 4 mm, les mottes cassées, et les résidus végétaux ont été hachés aux ciseaux puis mélangés. Une couche de 5 cm de sédiment de chaque station a été placée dans des incubateurs en verre de 400 ml afin de faire le suivi de la communauté après 30 jours d'incubation. Le reste du sédiment a été divisé dans trois pots en verre de 682 ml (5 cm de hauteur de sédiment) afin de faire le suivi journalier des éclosions. De l'eau de la masse d'eau du lac Ontario prélevée dans le fleuve Saint-Laurent a été ajoutée dans chaque incubateur en laissant une hauteur de 2 cm d'eau au-dessus du sédiment. Les incubateurs ont été disposés dans un bassin du laboratoire humide de l'UQTR, dans un bain-marie d'eau en circuit fermé à une température de 12 à 14 °C. L'éclairage était assuré par des tubes de néon surplombant le bassin, avec une valeur de 100 à 140 lux au niveau du dessus des pots et une photopériode programmée à 16 heures de lumière pour 8 heures d'obscurité (temps calculé de 30 minutes avant le lever du soleil à 30 minutes après le coucher du soleil pour le temps de jour pendant la période d'inondation de la plaine du lac Saint-Pierre). Les incubateurs étaient déplacés de façon aléatoire chaque jour pour éliminer l'effet d'une différence d'intensité lumineuse entre le centre et le bord du bassin et le temps passé hors de l'eau avant filtration. Les incubateurs ont été laissés au repos pendant 48 heures avant le premier jour d'échantillonnage. Afin de récolter le zooplancton, les incubateurs étaient récupérés délicatement de façon à ne pas perturber la surface du sédiment ni augmenter la turbidité. L'eau de surface était intégralement prélevée par une poire à sauce et filtrée à travers une membrane de 80 µm. Chaque semaine, une série d'incubateurs différente était échantillonnée afin de récupérer les organismes zooplanctoniques éclos (c.-à-d. qu'aucun incubateur n'a été échantillonné plus d'une fois). Les organismes récoltés ont été ensuite narcotisés dans une solution d'eau carbonée et fixés dans de l'éthanol à 40 %. Les échantillons ont par la suite été identifiés au microscope binoculaire et séparés en copépodes (ordres des harpacticoides et des cyclopidés; adultes + subadultes et nauplii), cladocères, ostracodes, rotifères, tardigrades, oligochètes et nématodes. Il est à noter qu'en 2019 (expérience n° 1), nous n'avons pas identifié les ordres des copépodes.

En ce qui concerne les décomptes directs de propagules, l'échantillonnage des sols pour l'étude s'est effectué sur deux années (2019 et 2020) et a pris en compte l'ensemble du gradient du dispositif à grande échelle. L'extraction des œufs a été effectuée par centrifugation et récupération du surnageant. Premièrement, nous avons procédé à la préparation d'un mélange de sucre-eau distillée (à quantité égale avec 1 ml d'eau distillée pour 1 g de sucre granulé), qui a été inséré dans des tubes de 50 ml. Chaque tube contenait 15 g d'échantillon du sol et 25 à 30 ml du mélange sucre-eau, pour un total de 18 tubes (mois de septembre 2019), 24 tubes (mois de mai 2020), 27 tubes (mois de septembre 2020) et 20 tubes (mois d'octobre 2020). Les tubes étaient par la suite soumis à trois cycles de centrifugation (2700 rpm à 20 degrés) afin de récupérer le surnageant, qui était par la suite analysé aux binoculaires pour l'identification et le décompte des propagules.

Analyses statistiques :

Les données d'abondance de zooplancton pour l'expérience n° 1 ont été analysées avec un modèle linéaire généralisé avec une fonction lien de type Poisson incluant un effet aléatoire pour le site (les quatre sites du dispositif à grande échelle), un effet fixe pour l'utilisation des sols (forêt, prairie naturelle, vieille prairie, nouvelle prairie, culture améliorée et culture conventionnelle) et un effet fixe pour le temps d'incubation (car nous avons de vrais réplicats pour ce traitement). Pour chaque taxon, nous avons construit quatre modèles différents :

- i) modèle additif (type de sol + temps d'incubation) avec le temps en catégorique;
- ii) modèle interactif (type de sol * temps d'incubation) avec le temps en catégorique;
- iii) modèle additif avec le temps en continu;
- iv) modèle interactif (avec le temps en continu).

Le critère d'information d'Akaike a été utilisé pour comparer l'ajustement de ces modèles et établir si l'interaction devait être maintenue dans le modèle et si l'effet du temps d'incubation était linéaire (modèles iii et iv) ou non (modèles i et ii). Lorsque des effets significatifs des facteurs fixes étaient détectés, des tests post-hoc (avec correction de Holm pour comparaisons multiples) étaient appliqués afin de mettre en évidence les différences éventuelles entre les paires de traitement. Notez qu'en raison du grand nombre de comparaisons (21), ces résultats sont probablement conservateurs, car la correction de Holm est probablement trop sévère. Pour l'expérience n° 2, la procédure était similaire, mais le modèle statistique n'incluait pas le temps d'inondation, qui n'avait pas été manipulé dans ce cas.

Pour l'expérience n° 2, l'inclusion dans le protocole d'échantillonnage de 2020 de sols provenant des sites situés en amont des points échantillonnés par les autres équipes visait à permettre de départager partiellement les effets de l'utilisation de sols juste avant l'échantillonnage des effets résiduels dus aux années précédentes. Notre hypothèse étant que seulement les échantillons situés dans des secteurs qui seraient restés inondés suffisamment longtemps (c.-à-d. les sites communs aux autres équipes) conserveront dans leurs sols les œufs des organismes zooplanctoniques qui auraient été produits lors de l'inondation 2020. Cependant, aux sites situés à la limite de l'inondation de 2020, on devrait retrouver seulement des œufs d'organismes produits en 2019 ou avant. Un facteur fixe pour l'altitude était donc inclus dans un modèle linéaire supplémentaire visant à tester cet effet. Le fait d'échantillonner des sols à l'automne nous a donné cette possibilité alors qu'il aurait été impossible d'échantillonner des organismes aquatiques à la limite de la zone d'inondation (eaux trop basses pour se déplacer en bateau).

La comparaison entre les échantillons de mai et de septembre permettra de tester l'effet du temps sur le potentiel d'éclosion des stades dormants. Notre hypothèse ici était que de mai à septembre, la viabilité (pourcentage d'éclosion) de ces stades devrait potentiellement diminuer, car ils seraient exposés à différents types de stress environnemental (changements de température, UV, etc.) et anthropique (contaminants, labour, etc.). D'un

point de vue pratique, comme ce type de prélèvement est plus facile à effectuer à l'automne qu'à la fin de la période d'inondation, le fait de connaître la représentativité des prélèvements en septembre, choix que nous avons fait depuis le début, est important notamment pour planifier de futures campagnes d'échantillonnage dans ces systèmes. Un facteur fixe pour la saison était donc inclus dans un autre modèle linéaire supplémentaire visant à tester cet effet.

Expériences écotoxicologiques (expériences n^{os} 3 à 5)

Pour l'expérience en plein air avec les embryons de perchaude (expérience n^o 3) et la première des expériences avec *D. magna* (expérience n^o 4) (chacune avec un protocole par bloc complètement randomisé répliqué cinq fois), nous avons utilisé un plan factoriel 2 x 3 croisant deux types de sol (agriculture conventionnelle par rapport à forêt) et trois niveaux de qualité de lumière incidente (spectre complet, sans UV-B et sans UV-B ni UV-A). Pour la deuxième expérience avec *D. magna* (expérience n^o 5), qui a été effectuée en laboratoire, nous avons utilisé un protocole similaire, mais en ayant recours au gradient complet d'utilisation des sols (forêt, prairie naturelle, vieille prairie, nouvelle prairie, culture améliorée et culture conventionnelle), qui dans ce cas n'a pas été croisé avec la qualité de la lumière.

Pour d'évidentes raisons d'accès limité aux champs en période estivale, les sols utilisés pour les expériences d'écotoxicologie ont été récoltés dans des périodes postérieures à l'épandage et à la récolte. L'expérience avec les larves de perchaude a donc été effectuée avec des sols récoltés en mai 2020 (épandage effectué au printemps et à l'été 2019), alors que les sols pour les expériences avec *D. magna* ont été récoltés à l'automne 2020 et 2022 (épandage effectué au printemps et à l'été des mêmes années). Cela signifie que nous n'avons pas pu mesurer le potentiel de toxicité maximale des sols au moment de l'épandage de produits phytosanitaires : étant donné le potentiel de dégradation des contaminants (dû au lessivage et à la photo-dégradation, entre autres) ayant pu se produire entre l'épandage et notre échantillonnage, cet aspect, ainsi que les différences dans les dates de récolte des sols pour les différentes expériences, doivent être pris en considération dans l'interprétation des résultats.

Effets de l'utilisation des sols et de la radiation UV sur les embryons de perchaude (expérience n^o 3)

Pour cette expérience, nous avons effectué un premier essai avec des pontes de perchaude prélevées dans un marais en connexion au LSP (île du Milieu, Berthierville) ainsi qu'un essai avec une ponte provenant d'un lac du bouclier considéré comme étant non contaminé (lac à la Perchaude, à Shawinigan). Le premier essai a permis de mettre au point certains aspects méthodologiques de l'expérimentation (p. ex. standardiser les prises de vue pour les tests comportementaux), mais il n'a pas été concluant dans son ensemble, car notre protocole pour les prises de vue n'était pas encore au point. Ici, nous présenterons donc les résultats du deuxième essai.

Design expérimental :

Un ruban d'œufs, dont nous estimons la ponte pas plus tard que 24 h avant la récolte, a été séparé en portions d'environ 100 embryons chacune. Chaque groupe de 100 embryons a été par la suite placé dans un incubateur exposé à la lumière naturelle sur le campus de l'UQTR dans un contenant en polystyrène (appelé « bloc », par la suite) avec température contrôlée. Chacun des blocs contenait neuf incubateurs placés au hasard sous une grille portant différents filtres pour la lumière (filtre *Whirlpack*, laissant passer la lumière naturelle ainsi que les UV-A et les UV-B; filtre *Mylar*, bloquant les UV-B; filtre *J-Roll*, bloquant les UV-A et les UV-B). Les neuf incubateurs étaient également exposés à deux types de sols provenant des parcelles du projet du Pôle : forêt et agriculture (soya) conventionnelle (chacun composé par un mélange de sols provenant des quatre sites expérimentaux sélectionnés autour du LSP par le Pôle). Cinq de ces blocs ont été suivis chaque jour jusqu'à l'éclosion de tous les individus (13 jours après l'incubation). Ce plan factoriel avec blocs complètement randomisés croisant deux types de sols et trois filtres UV a permis de tester l'hypothèse qu'il y ait une interaction possible entre ces deux facteurs, avec des effets négatifs sur les taux d'éclosion des larves ainsi que sur leur comportement. Des études récentes sur le modèle *Danio rerio* (*zebrafish*, en anglais) ont en effet montré que la fréquence des mouvements de la queue de l'embryon (*tail coiling*, en anglais) peut être utilisée en écotoxicologie comme mesure de stress (Zindler et collab., 2019). En d'autres mots, nous émettons l'hypothèse que les deux types de sols auront un effet, premièrement, sur la survie des œufs; deuxièmement, sur le taux d'éclosion des larves et finalement, sur leur comportement, mais que cet effet serait plus marqué en présence de rayons UV-A et encore plus en présence de rayons UV-A et UV-B. Les taux de mortalité des embryons (blanchissement soudain des œufs), ainsi que les taux d'éclosion des larves étaient mesurés chaque jour. Quotidiennement, un sous-ensemble des embryons (environ 30 à 50 individus par incubateur et par jour) de chaque incubateur était donc filmé *in situ* pendant trois minutes et les séquences vidéo étaient par la suite analysées à l'aide du logiciel *DanioScope* (Noldus; voir figure 2.1) afin de mesurer différentes variables comportementales (nombre de mouvements par minute, durée moyenne de chaque mouvement, durée totale de chaque mouvement et pourcentage d'activité sur le temps total) par rapport à chaque embryon. Afin de standardiser les conditions de mesure, pour chaque séquence vidéo, nous avons analysé seulement une minute, en éliminant la première et la dernière minute, qui auraient pu être influencées par les manipulations. Au total, 7005 séquences de comportement individuel ont été analysées (pour un exemple, voir le fichier *Video1.mp4*). Après éclosion, un échantillon de larves de chaque incubateur était congelé rapidement à -80 °C pour les analyses d'expression génique (voir rapport de J. Head). Les larves issues de cette expérience ont fait l'objet d'analyses génomiques visant à tester l'hypothèse que l'exposition aux sols contaminés et/ou aux UV a le potentiel de changer l'expression génique chez les larves (laboratoire de J. Head).

Analyses statistiques :

Des régressions de Cox (modèle à risque proportionnel) avec effets mixtes (librairie *coxme()* en langage R) étaient utilisées pour analyser les courbes de survie des œufs

(événement modélisé : mort), ainsi que les courbes d'éclosion des larves (événement modélisé : éclosion) en tenant compte du design emboîté (car plusieurs incubateurs étaient présents dans chaque glacière). Des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM; librairie *lme4*() en langage R) étaient utilisés pour modéliser les données comportementales. Pour la variable comportementale « nombre de mouvements par minute », un modèle GLMM pour décomptes avec distribution de Poissons log-linéaire a été utilisé (après comparaison de son ajustement avec un modèle de Poisson et un modèle avec distribution binomiale négative), alors que pour les autres variables, nous avons assumé une distribution normale. De plus, chaque variable comportementale était analysée en tenant compte du design emboîté de l'expérience, en incluant des effets aléatoires pour l'incubateur (car plusieurs individus étaient mesurés dans chaque incubateur), pour le bloc (car plusieurs incubateurs étaient présents dans chaque glacière) et pour le temps (car un même incubateur était utilisé à plusieurs reprises dans le temps pour les mesures comportementales), en plus des effets fixes du type de sol et de la qualité de la lumière. Pour chaque variable, cinq modèles étaient construits (UV*Type de sol, UV+Type de sol, UV, Type de sol, modèle nul) et comparés à l'aide du critère d'information de Akaike (AIC) afin de déterminer le modèle le plus parcimonieux.

Effets de l'utilisation des sols et de la radiation UV sur Daphnia magna (expériences n^{os} 4 et 5)

Design expérimental :

Un design expérimental similaire à celui utilisé avec les embryons de perchaude a été utilisé avec *D. magna* (souche provenant du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec), en croisant deux types de sols (forêt par rapport à soya) et trois niveaux d'UV (expérience n^o 4). La différence principale par rapport aux expériences avec les embryons réside dans le suivi de la fécondité, possible avec ces organismes zooplanctoniques et l'utilisation de différentes mesures physiologiques (fréquence cardiaque, fréquence de battement des appendices thoraciques et du post-abdomen), ainsi que de la vitesse de nage, comme mesure de stress. L'analyse des séquences vidéo pour ces dernières mesures avec le logiciel AnimalTA version 2.3.1 (<http://vchiara.eu/index.php/animalta>; Chiara et collab., 2023) a été effectuée (pour un exemple, voir le fichier Video 2.mp4). Bien que, comme mentionné précédemment, *D. magna* soit couramment utilisée dans les tests écotoxicologiques, il sera important dans le futur de comparer ces résultats à ceux d'expériences effectuées avec d'autres espèces (du genre *Daphnia*, mais aussi d'autres cladocères) présentes dans la plaine d'inondation afin de tenir compte des différences spécifiques ou génétiques. Malheureusement, dans le cadre de ce projet, il n'a pas été possible d'obtenir un grand nombre d'individus d'espèces locales pour nos expériences.

Une expérience similaire, mais avec lumière artificielle et intégrant tout le gradient de sols retrouvés dans le dispositif expérimental à grande échelle du projet du Pôle d'expertise (forêt, prairie naturelle, vieille prairie, nouvelle prairie, culture améliorée et culture

conventionnelle), a été réalisée avec les sols de 2020 et de 2022 (expérience n° 5). Les échantillons de sol pour l'année 2022 ont été récoltés à l'automne par l'équipe de V. Maire. Les données relatives à cette deuxième expérience (à l'exception de celles concernant la vitesse de nage, en cours) sont maintenant disponibles.

Analyses statistiques :

Des modèles linéaires mixtes ont été utilisés pour analyser les données issues des expériences n° 6 et 7. La structure desdits modèles reflète le design de chacune des expériences : pour l'expérience n° 6, les facteurs fixes étaient le type de sol et la qualité de la lumière, avec en facteur aléatoire le bloc, alors que pour l'expérience n° 7, le facteur fixe était le type de sol et le facteur aléatoire était l'année, car nous avons testé en même temps les sols récoltés en 2020 et en 2022. Le test de log-likelihood a été utilisé pour tester différentes structures du modèle (p. ex. avec ou sans interaction entre lumière et type de sol ou entre type de sol et année). Une fois le modèle choisi, si celui-ci était significatif, nous avons testé les différences entre les différents niveaux de traitement(s) par des tests post-hoc, suivi de la correction de Holm pour comparaisons multiples (fonction *emmeans()* dans la librairie *emmeans* en langage R).

Résultats

Expérience d'éclosion n° 1 (figures P1.1 à P1.8)

Parmi les organismes issus des sols récoltés en 2019, il est apparu que les ostracodes et les rotifères étaient les taxons dominants, suivis par les copépodes, les nématodes et les oligochètes et, dans une moindre mesure, les cladocères (voir figures P.1.1 à P.1.6; notez que dans toutes les figures, les traitements sont ordonnés selon un gradient d'intensité d'utilisation de terres allant de la gauche vers la droite). Un patron similaire a été observé avec les sols récoltés en 2020 (voir figures P.2.1 à P.2.6). Les communautés étaient composées également par des taxons plus rares, tels les cyclopidés, les tardigrades et des larves de chironomidés. Pour les analyses, nous avons donc considéré les taxons principaux mentionnés plus haut, ainsi que l'ensemble des crustacés (ostracodes, harpacticoïdes, cladocères et cyclopidés) et l'ensemble de tous les taxons récoltés.

Les abondances cumulatives des organismes récoltés après 30 jours d'incubation des sols ont montré des tendances le long du gradient d'intensité d'utilisation des sols, mais ces patrons ont montré des différences significatives seulement pour certains taxons. En premier lieu, pour les **ostracodes**, les **cladocères**, les **copépodes** (figures P.1.1, P.1.3 et P.1.4) ainsi que la somme de **tous les crustacés** (figures P.1.7), les valeurs d'AIC ne nous permettent pas de rejeter l'hypothèse nulle, et nous concluons ainsi qu'il n'y a pas de différence importante entre les différents traitements. Cela dit, l'observation des graphiques montre une tendance vers des abondances plus grandes d'ostracodes retrouvés dans les prairies naturelles, et les abondances les plus faibles dans les cultures conventionnelles et améliorées (figure P.1.1), alors que les cladocères, le taxon le moins abondant dans nos échantillons, étaient présents seulement dans les traitements de forêt et de nouvelles prairies (figure P.1.3). En ce qui concerne les copépodes, la tendance observée

est une diminution entre les milieux naturels (forêt et prairie naturelle) et les milieux anthropisés, avec des valeurs intermédiaires dans les vieilles prairies. Pour les **rotifères** (figure P.1.2), constituant des proies préférentielles pour les larves de poissons, le modèle incluant le traitement avait un meilleur ajustement que le modèle nul, avec des pics d'abondance dans les prairies naturelles et vieilles prairies et des abondances minimales dans les cultures conventionnelles et améliorées, mais les tests post-hoc n'ont montré aucune différence importante entre les traitements.

Pour les **nématodes**, le modèle incluant le traitement avait un meilleur ajustement que le modèle nul et un effet significatif du traitement a été observé (figure P.1.5). Plus précisément, les tests post-hoc ont révélé que les prairies naturelles montraient de plus grandes abondances d'individus que les cultures améliorées ($P = 0,0435$) et que les vieilles prairies montraient de plus grandes abondances d'individus que les cultures améliorées et conventionnelles ($P = 0,0016$ et $P = 0,0086$, respectivement). Pour les **oligochètes**, un patron similaire à celui pour les nématodes a été observé (figure P.1.6), mais dans ce cas, les valeurs d'AIC nous montraient que le modèle nul ne pouvait pas être rejeté.

En ce qui concerne l'**ensemble des organismes** éclos à partir des sols incubés (figure P.1.8), un effet significatif du traitement a été observé ($P < 0,001$), mais les tests post-hoc ont montré que seulement le traitement « vieille prairie » était significativement supérieur au traitement « culture améliorée » ($P = 0,0104$) et marginalement supérieur au traitement « culture conventionnelle » ($P = 0,0536$).

Expérience d'éclosion n° 2 (figures P.2.1 à P.2.8)

1. Effets des traitements et de la durée de l'inondation

Nous avons trouvé des effets significatifs et clairs pour les deux taxons dominants, c'est-à-dire les rotifères et les ostracodes, ainsi que pour l'ensemble des crustacés et l'ensemble de tous les taxons rencontrés. Dans tous les cas, les modèles additifs ont montré un meilleur ajustement que les modèles interactifs et dans un seul cas (les rotifères), le temps a été modélisé comme catégorique, montrant ainsi pour un seul taxon un effet non linéaire du temps d'inondation.

Pour les **ostracodes** (figure P.2.1), nous avons trouvé un effet significatif pour le type de sol, mais pas pour le temps d'inondation. Les tests post-hoc ont montré, premièrement, que les abondances des ostracodes issus des traitements avec agriculture intensive (conventionnelle ou améliorée) étaient significativement inférieures à ceux récoltés en forêt ($P = 0,0003$ et $P < 0,0001$, respectivement) et dans les prairies naturelles ($P < 0,01$ et $P < 0,001$, respectivement); et deuxièmement, que les forêts étaient significativement plus riches en ostracodes que les vieilles ($P = 0,0001$) et les nouvelles prairies ($P = 0,015$).

Les **rotifères** (figure P.2.2) ont montré le patron le plus complexe, avec des effets significatifs du type de sol et de la durée de l'inondation. Les plus fortes abondances ont

été observées dans les prairies naturelles et dans les vieilles prairies, mais seulement ces dernières ont abrité plus de rotifères que d'autres traitements, en étant significativement supérieures aux cultures améliorées ($P = 0,032$) et aux cultures conventionnelles ($P = 0,0467$). Les prairies naturelles ont montré une augmentation marginalement significative comparativement aux cultures améliorées ($P = 0,0759$) et aux cultures conventionnelles ($P = 0,0926$). Les nouvelles prairies ont montré une augmentation marginalement significative comparativement aux vieilles prairies ($P = 0,0996$). L'effet de la durée de l'inondation était non linéaire, avec un pic d'individus récoltés après quatre semaines d'incubation ($P = 0,007$).

Pour les **cladocères** (figure P.2.3), nous n'avons pas trouvé d'effet du temps d'inondation ni du traitement. Ce résultat pourrait être en partie dû à la grande quantité de zéros dans les données et une modélisation plus poussée devra probablement être envisagée, notamment par l'utilisation de modèles avec inflation des zéros.

Pour les **copépodes** (figure P.2.4), les modèles suggèrent un constat similaire, mais on peut constater que pour ce groupe, les présences ne sont pratiquement que dans les milieux naturels. De manière similaire, les modèles ne montrent pas d'effet significatif du type de sol chez les **nématodes** (figure P.2.5) et les **oligochètes** (figure P.2.6).

Pour l'abondance totale des **crustacés** (figure P.2.7), nous avons trouvé un effet significatif du type de sol, mais pas de la durée de l'inondation. Les tests post-hoc ont montré que les sols issus de l'agriculture conventionnelle ou améliorée avaient significativement moins d'individus par rapport aux sols récoltés en forêt ($P < 0,0001$, dans les deux cas) et à ceux récoltés dans les prairies naturelles ($P = 0,001$ et $P = 0,0001$, respectivement). Bien que les tests post-hoc montrent que seulement les vieilles prairies présentent moins de crustacés que les forêts ($P = 0,001$), en général, les prairies cultivées (c.-à-d. les vieilles et les nouvelles, en ocre dans les figures) abritent des communautés de crustacés moins denses que les forêts ou les prairies naturelles (en vert).

Pour l'**abondance totale de tous les organismes** (figure P.2.8), nous avons relevé un effet significatif du type de sol, mais pas de la durée de l'inondation. Les tests post-hoc ont montré que les sols issus de l'agriculture intensive (conventionnelle ou améliorée) présentaient significativement moins d'organismes que les sols récoltés en forêt ($P < 0,0001$ dans les deux cas) et que les sols provenant des prairies naturelles ($P < 0,001$ dans les deux cas). Comme chez les crustacés, on observe pour les prairies une tendance à abriter moins d'organismes par rapport aux milieux naturels. Dans le cas des vieilles prairies, on observe une différence significative au seuil de 10 % ($P = 0,077$) par rapport aux forêts.

2. Comparaisons entre le printemps et l'automne (figure P.3.1-P.3.4)

Les modèles construits pour tester l'effet de la saison montrent des effets significatifs pour l'ensemble des organismes (ostracodes, rotifères, ensemble des crustacés et ensemble de

tous les organismes éclos; $P < 0,0001$ dans tous les cas), avec les abondances plus importantes trouvées à l'automne. Cela montre que notre hypothèse d'une plus grande abondance d'organismes au printemps par rapport à l'automne n'est pas soutenue, car les échantillons de mai montraient clairement des abondances faibles, voire nulles, contrairement aux échantillons de septembre.

3. Effets de l'altitude (figures P.4.1-P.4.4)

La comparaison entre les échantillons d'automne prélevés au milieu ou en haut de la parcelle montre un effet significatif pour l'abondance des ostracodes ($P = 0,0049$) de l'ensemble des organismes ($P = 0,0012$), mais aucun effet pour les cladocères ni pour l'ensemble des crustacés (figures P.4.1-P.4.4; notez que cette comparaison n'inclut pas les milieux naturels, car ils sont absents des portions plus hautes de la zone inondée). Cette comparaison ne montre pas de patron clair, et notre hypothèse d'une plus faible abondance des organismes dans les plus hautes altitudes ne semble pas être soutenue. La présence d'individus parfois abondants dans les parties hautes des parcelles suggère que les apports par les banques d'œufs constituées avant 2020 ne peuvent pas être exclus et ceux-ci ne seraient pas négligeables. Comme nous ne disposons pas pour l'instant des vraies valeurs des temps de résidence de l'eau aux différents sites d'échantillonnage, il nous est difficile de pousser plus loin l'interprétation de ces résultats.

Expériences écotoxicologiques

– Effets sur les embryons de perchaude (expérience n° 3; figures P.5.1-P.5.5)

Bien qu'allant à l'encontre de nos prédictions, les résultats sur les embryons de perchaude montrent des patrons intéressants et confirment l'importance de croiser expérimentalement plusieurs facteurs (ici, type de sol et UV) afin de mettre en évidence d'éventuels effets synergiques. Les résultats des analyses des contaminants présents dans l'eau de chaque type d'incubateur à la fin de l'expérience ainsi que les résultats des analyses génomiques sont montrés dans le rapport de Jessica Head.

Les variables comportementales n'ont montré dans aucun cas des effets significatifs (pour des exemples, voir les figures P.5.2 et P.5.3) du type de sol ni de la qualité de la lumière à laquelle les embryons étaient exposés. Bien que tous les modèles puissent être considérés comme plausibles ($DAIC < 10$) et que le modèle avec seulement le type de sol a montré dans tous les cas un $DAIC \leq 2$ (c'est-à-dire ayant un ajustement équivalent au meilleur modèle), dans tous les cas, le modèle à retenir selon le principe de parcimonie est le modèle nul, ayant la plus petite valeur d'AIC et ayant le plus petit nombre de paramètres (tableau P.5.1).

Le nombre d'œufs mort ne semble pas être fonction du type de sol, mais plutôt de la qualité de la lumière reçue pendant l'incubation (figure P.5.4). Bien que le meilleur modèle soit un modèle additif incluant les UV et le type de sol, la comparaison des valeurs d'AIC montre que ce modèle est équivalent en ce qui concerne l'ajustement du modèle incluant

les UV seulement, qui est plus simple et qui donc doit être retenu selon le principe de parcimonie (tableau P.5.2). Tous les autres modèles peuvent être considérés comme plausibles (DAIC < 10), à l'exception du modèle nul. D'une façon inattendue, les mortalités plus faibles se retrouvaient dans les deux traitements avec UV (réduction de la mortalité de 38 % et de 32 % par rapport au contrôle sans UV dans les traitements avec UV-A seulement et avec UV-A+UV-B, respectivement) (figure P.5.4). Nous avançons l'hypothèse que ce résultat pourrait être expliqué par une plus faible incidence de pathogènes (p. ex. champignons) le long du gradient allant du traitement sans UV au traitement avec spectre solaire complet.

Le suivi des éclosions des larves a montré un patron différent, avec des différences claires entre les deux types de sols en absence d'UV, qui s'estompent lorsque les œufs sont exposés aux UV-A seulement ou aux UV-A et UV-B simultanément (figure P.5.5). Cela est reflété par les modèles de Cox, qui montrent très clairement une interaction entre la qualité de la lumière et le type de sol. Bien que dans ce cas, il n'ait pas été possible de tester le modèle nul, car il n'a pas convergé, on voit clairement que le modèle le plus complexe (c.-à-d. celui avec interaction) a un DAIC clairement meilleur que celui des modèles plus simples (ainsi qu'un poids d'Akaike considérable par rapport aux autres) et il doit donc être privilégié. Contrairement à notre hypothèse de départ, les effets plus forts des sols provenant de champs de soya traditionnels, par rapport aux sols forestiers, ont été observés en absence plutôt qu'en présence d'UV. Nous avons en fait observé qu'en absence d'UV, le traitement « soya » a montré en moyenne 12 % moins d'éclosions que le traitement « forêt » (IC : 23.3-0.2 %) et que le traitement avec les deux types d'UV a montré en moyenne pour les sols forestiers 11 % moins d'éclosions que le traitement sans UV (IC : 19.3-1.4 %). En revanche, cet effet était complètement annulé dans les traitements « soya » avec les deux types d'UV (augmentation de 29 % par rapport aux traitements de référence – forêt sans UV; IC : 8.7-54.1 %). Des résultats non significatifs par rapport aux contrôles (c.-à-d. avec des coefficients ayant des IC chevauchant la valeur de 0) ont été observés pour l'effet des UV-A (simple ou en interaction avec le type de sol), mais les courbes d'éclosion montrent des effets intermédiaires pour ces traitements par rapport aux autres (figure P2.5). Afin de mieux illustrer ces différences, on peut remarquer que le temps pour atteindre un taux d'éclosion de 50 % diffère entre les différents traitements. En l'absence d'UV, il faut attendre 10 jours pour atteindre ce taux en présence de sols provenant de la forêt, alors qu'il en faut 12 en présence de sols provenant de champs de soya traditionnels (figure P.5.5, panneau de gauche). En présence d'UV-A seulement, cet écart s'amenuise un peu, avec 10-11 jours pour la forêt et 12 pour le soya (figure P.5.5, panneau du milieu). Finalement, en présence des deux types d'UV, ce taux est atteint au jour 12 avec les deux types de sols (figure P.5.5, panneau de droite).

– *Effets de l'utilisation des sols et de la radiation UV sur Daphnia magna (Expériences n^{os} 4 et 5)*

Aucun effet significatif des traitements n'a été observé sur la fécondité (nombre cumulatif de nouveau-nés; figure P.6.1), la vitesse moyenne de nage (figure P.6.3), ainsi que les

variables physiologiques mesurées sur *D. magna* dans l'expérience n° 6 (figure P.6.4). Lors de l'expérience n° 7, pour laquelle nous disposons pour l'instant seulement de données sur les réponses physiologiques, nous avons relevé certains effets des traitements (figure P.7.1). Plus précisément, le **suivi de la fréquence cardiaque de *D. magna*** a montré un effet significatif du type de sol (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 32,5$, ddl = 7, $P < 0,0001$), mais pas de l'interaction entre le type de sol et l'année (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 6,9$, ddl = 5, $P = 0,23$). Plus précisément, dans le traitement « Soya amélioré », nous avons observé une fréquence significativement inférieure à tous les autres traitements, sauf au traitement « Maïs conventionnel », comme montré par les tests post-hoc (Figure P.7.1). Le **suivi de la fréquence des battements des appendices thoraciques** n'a montré aucun effet significatif du type de sol (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 13,8$, ddl = 7, $P = 0,054$) ni de l'interaction entre le type de sol et l'année (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 0,8$, ddl = 5, $P = 0,97$) (figure P.7.1). Le **suivi de la fréquence des mouvements du post-abdomen** n'a montré aucun effet significatif du type de sol (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 3,5$, ddl = 8, $P = 0,90$) ni de l'interaction entre le type de sol et l'année (log-Likelihood test : $\text{Chi}^2 = 7,2$, ddl = 5, $P = 0,20$) (figure P.7.1).

Discussion et conclusion

Expériences d'éclosion

– Effets du gradient d'utilisation des sols (expériences n^{os} 1 et 2)

Bien qu'en 2020, les résultats de l'effet du gradient d'intensité d'utilisation des sols ont été globalement plus clairs et ont montré plus de patrons statistiquement significatifs qu'en 2019, les deux expériences d'éclosion ont montré des tendances similaires, avec une dominance des ostracodes et des rotifères dans les banques d'œufs, avec des abondances moindres de copépodes et de cladocères. Bien que nous n'ayons pas mesuré la taille des organismes issus de ces expériences, les taxons dominants représentent des proies aussi bien pour les larves de poissons (p. ex. rotifères, environ 100 à 400 μm), qui sont limitées par la taille de leur bouche (Bertolo, 2023), que pour leurs juvéniles et adultes (p. ex. ostracodes; environ 500 μm à 1-2 mm). Dans tous les cas, les abondances plus faibles ont été observées dans les sols provenant des cultures conventionnelles ou améliorées comparativement aux autres traitements. En 2019, les pics d'abondances concernaient le plus souvent des prairies naturelles, tandis qu'en 2020, nous avons constaté les plus fortes abondances dans les sols provenant des deux sites naturels (forêt et prairies naturelles), avec des abondances intermédiaires concernant aussi bien les vieilles que les nouvelles prairies. Dans certains cas, nous avons trouvé des tendances concernant des abondances plus importantes dans les vieilles prairies (p. ex. pour les rotifères et les nématodes en 2019), mais nous n'avons trouvé dans aucun cas des différences entre les sols provenant des cultures conventionnelles et améliorées. Nous ne pouvons donc pas conclure que les pratiques agricoles améliorées ont eu un effet significatif, que ce soit d'un point de vue statistique ou biologique, sur l'abondance des banques de propagules d'invertébrés dans le sol. Cependant, les patrons observés le long du gradient d'impact anthropique sont

conformes à notre hypothèse initiale d'une raréfaction des propagules en allant des sites naturels vers les cultures conventionnelles et améliorées, avec des conséquences potentielles sur la résilience des communautés d'invertébrés dans la plaine d'inondation.

Effets de la durée de l'inondation (données de 2020)

Nous n'avons trouvé d'interaction entre le temps d'inondation et le gradient d'intensité d'utilisation des sols pour aucun taxon, ce qui indique que l'effet du gradient ne varie pas en fonction du temps d'inondation. Ce résultat, en plus de montrer la robustesse de nos résultats, nous permet d'interpréter d'une façon relativement simple la relation entre temps d'inondation et succès d'éclosion pour les différents taxons, car ce dernier reste relativement constant lors d'inondations de durées différentes. Le fait que le protocole pour les sols récoltés en 2020 ait inclus l'effet de la durée de l'inondation dans le protocole expérimental peut expliquer en partie le fait que pour cette année, nous avons eu plus de résultats significatifs qu'en 2019, étant donné qu'il a fallu réaliser cinq réplicats (un pour chaque durée d'inondation) de l'expérience avec les sols récoltés en 2019, ce qui a augmenté la puissance des tests.

Expériences écotoxicologiques avec les larves de perchaude (expérience n° 3)

Bien que dans l'ensemble, ces résultats confirment qu'il y a eu une interaction entre type de sols et radiation UV, avec des conséquences biologiques potentiellement importantes, la plupart de nos hypothèses initiales n'ont pas été soutenues par les effets observés. En premier lieu, en dépit du taux de réplication relativement grand et du grand nombre d'individus analysés pour chacune des unités statistiques, nous n'avons pas observé d'effet sur le plan comportemental chez les larves de perchaude. Nous pouvons donc exclure un problème d'insuffisance de puissance statistique pour expliquer ce manque de différences significatives. En adaptant pour la première fois aux embryons de perchaude une technique qui a déjà fait ses preuves avec *Danio rerio*, dont les œufs sont plus petits et peuvent être insérés dans des appareils dédiés avec des conditions contrôlées, nous avons émis l'hypothèse que l'effet principal attendu serait celui potentiellement induit par les néonicotinoïdes, qui montrent les concentrations potentiellement plus dangereuses dans nos échantillons (voir le rapport de J. Head). Bien que ces pesticides ciblent le système nerveux des invertébrés, il a été montré que des organismes non ciblés tels que les larves de perchaude peuvent également en subir des conséquences, et nous nous attendions donc que les embryons exposés aux néonicotinoïdes montrent moins d'activité en général par rapport aux embryons exposés aux sols forestiers. Dans le cas de notre expérience, l'absence de différences significatives pourrait être la conséquence d'avoir travaillé dans des conditions seulement partiellement contrôlées, et nos résultats expérimentaux sur le comportement des embryons de perchaude n'appuient clairement pas l'hypothèse d'un effet négatif des néonicotinoïdes.

Même si les mesures de fréquence cardiaque chez *Daphnia* sont de plus en plus utilisées, à notre connaissance, nous sommes les premiers à avoir essayé la méthode du « *tail coiling* » avec une espèce autre que *D. rerio*. Le fait que de ne pas avoir pu utiliser les approches disponibles pour *D. rerio* avec les œufs de perchaude (p. ex. prises de vue avec caméra à infrarouge pour éviter la lumière visible, qui pourrait éventuellement modifier le

comportement des embryons) et que donc, nos conditions expérimentales étaient relativement peu contrôlées, pourrait en partie expliquer l'absence d'effet pour les variables comportementales mesurées sur les embryons. Cependant, l'équipe de J. Head, qui a analysé la réponse génomique chez les larves issues de notre expérience, a montré que, bien qu'en nombre réduit, certains gènes s'expriment différemment chez les embryons issus de cette expérience entre les différents traitements, avec des effets propres au type de sol, à la qualité de la lumière, mais aussi à la combinaison entre les deux (voir rapport de J. Head). Cela suggère que, bien que détectée individuellement en concentrations inférieures aux normes de maintien de la vie aquatique, la présence simultanée de plusieurs herbicides dans les sols agricoles pourrait être derrière les patrons observés. Malheureusement, notre protocole ne nous permet pas d'analyser les effets des différents contaminants séparément, car leurs effets sont confondus. En revanche, nos résultats sur les taux d'éclosion corroborent les résultats de l'équipe de J. Head, en montrant des effets négatifs potentiels de l'exposition aux sols provenant des champs de soya. Plus précisément, en absence d'UV, il y a un décalage temporel entre les courbes de croissance (deux jours) des embryons exposés aux sols des champs de soya par rapport aux sols forestiers, et globalement, les taux d'éclosion dans ces conditions de référence sont plus forts que lorsqu'ils sont exposés aux lixiviats des champs agricoles traditionnels. Cependant, nous avons observé une réduction des différences entre les deux types de sols en présence d'UV, et aucune différence lorsque les embryons sont exposés en même temps aux UV-A et aux UV-B. Une explication potentielle de ce résultat pourrait être liée à la photo-dégradation des contaminants en présence de radiation UV, bien que les résultats sur les concentrations de contaminants à la fin de l'expérience ne semblent pas soutenir clairement ce point (volets J. Head et S. Prasher). Bien que nous n'ayons pas mesuré sur le terrain la lumière incidente ainsi que les conditions de pénétration de la lumière dans l'eau, ces résultats suggèrent que la présence de contaminants dans l'eau pourrait être problématique lorsque ceux-ci seraient transportés par les masses d'eau vers les zones couvertes par la forêt, car dans ces conditions, l'ombrage pourrait réduire la photo-dégradation. Il faut aussi rappeler que dans la plaine d'inondation, la perchaude utilise aussi bien la végétation herbacée submergée que les branches de la végétation arbustive riparienne pour pondre ses œufs (A. Bertolo, obs. pers.), exposant les embryons à des conditions variables de radiation UV. En dépit de la nature spéculative de cette hypothèse, nos résultats montrent que les interactions entre contaminants et UV doivent être prises en considération pour comprendre les effets potentiels de la présence de l'agriculture dans la plaine inondable, mais qu'en même temps, nos connaissances sur ces interactions sont encore insuffisantes pour prédire leurs effets en milieu naturel et qu'il est donc important de viser une approche écotoxicologique multifactorielle.

Expériences écotoxicologiques avec D. magna (expériences n^{os} 4 et 7)

La plupart des variables mesurées dans ces expériences n'ont pas montré d'effets significatifs, mis à part la fréquence cardiaque, qui a montré – de façon similaire entre les sols prélevés en deux années différentes – des valeurs moindres lorsque *D. magna* était exposée aux sols des cultures dites améliorées (figure P.7.1). Cet effet n'étant pas présent

avec les sols des cultures dites conventionnelles, ce résultat suggère des répercussions potentielles des grandes cultures sur les performances des invertébrés. Cela dit, nos résultats ne semblent pas permettre d'identifier les mécanismes derrière les patrons que nous avons observés relativement aux éclosions d'invertébrés. Comme mentionné plus haut, la cause pourrait être le moment du prélèvement des sols pour les expériences, qui ne serait pas représentatif des conditions dans lesquelles les banques d'œufs sont formées, ou le fait que les pratiques d'utilisation des sols influent sur lesdites banques d'œufs par d'autres mécanismes. Les résultats concernant le dénombrement direct des propagules dans les sols pourraient contribuer à répondre à ces questions.

Il est à noter que les réponses physiologiques de *D. magna* sont relativement similaires entre l'expérience n° 6 et la n° 7, en ce qui concerne la fréquence cardiaque et le mouvement du post-abdomen, mais nous avons remarqué une très grande différence entre les résultats obtenus au laboratoire (expérience n° 7) et ceux obtenus en plein air (expérience n° 6) pour les battements des appendices thoraciques. Dans aucun cas, nous n'avons observé un effet significatif des traitements sur cette variable, mais dans l'expérience en plein air, la fréquence de battement des appendices thoraciques était presque trois fois plus rapide que celle mesurée dans l'expérience en laboratoire. La température étant relativement similaire entre les deux expériences (température pièce pour l'expérience de laboratoire et oscillant de 19 à 21 ° C pour l'expérience en plein air), nous n'avons pour le moment aucune explication pour ce résultat (un effet de l'intensité lumineuse sur ce comportement serait à vérifier, car ce facteur était clairement différent entre les deux expériences).

Dans leur ensemble, ces résultats montrent l'importance de prendre en considération plusieurs facteurs environnementaux (types de sol, UV) et d'analyser plusieurs descripteurs d'impact sur les organismes (p. ex. comportementaux et de survie), afin de mieux comprendre les effets de l'utilisation des sols sur les écosystèmes aquatiques. Nos résultats montrent en fait que non seulement les sols utilisés en agriculture conventionnelle recèlent des banques d'œufs plus pauvres par rapport à des sols moins anthropisés, mais que ces mêmes sols présentent un potentiel de toxicité qui a des effets biologiques non négligeables sur des stades sensibles d'une espèce clé comme la perchaude, même si prélevés après la saison estivale. Finalement, nos résultats suggèrent qu'en milieu naturel, les facteurs qui peuvent réduire l'exposition aux UV (ombrage, forte turbidité) pourraient moduler les effets des sols contaminés sur les organismes aquatiques. Comme le suggèrent les résultats montrés plus haut, l'ombrage (tel que rencontré dans les milieux forestiers) ainsi que des niveaux élevés de turbidité (comme ceux potentiellement retrouvés dans les champs agricoles) pourraient correspondre à de moindres taux d'éclosion des œufs de perchaude. À nouveau, ces résultats doivent être interprétés avec précaution, mais ils montrent le besoin d'expériences précisément conçues pour tester les interactions entre différents facteurs présents sur le terrain.

Globalement, bien que nous n'ayons pas pu mettre clairement en évidence les mécanismes sous-jacents, nos résultats soutiennent l'idée que **l'agriculture (conventionnelle ou améliorée) a le potentiel d'influer sur les banques de propagules de micro-invertébrés**

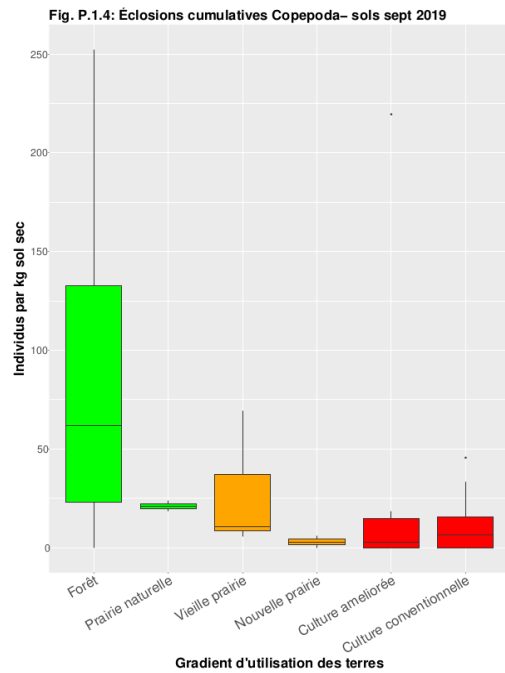
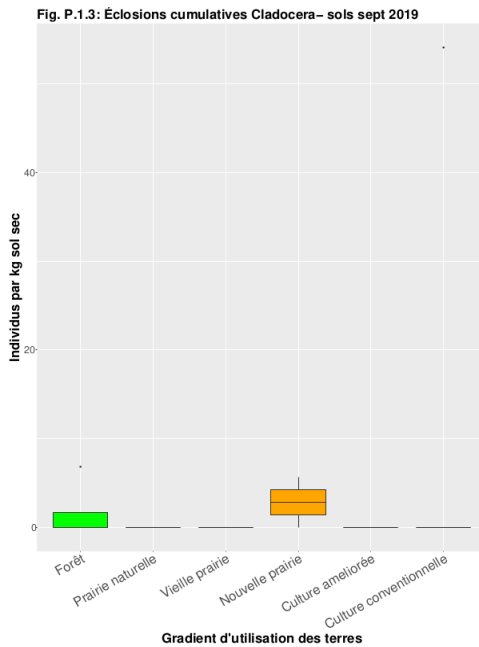
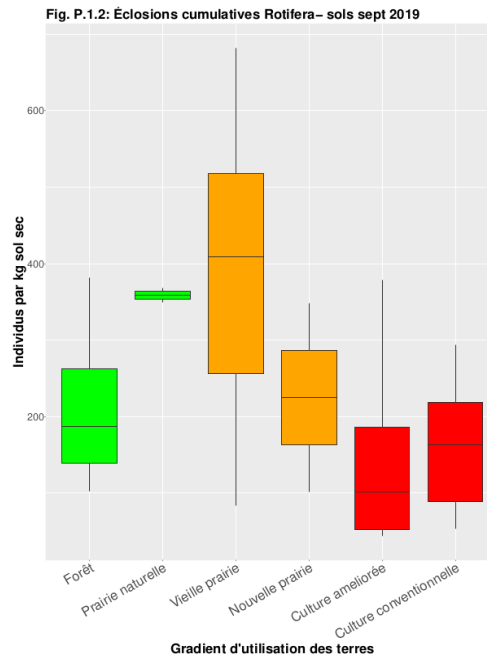
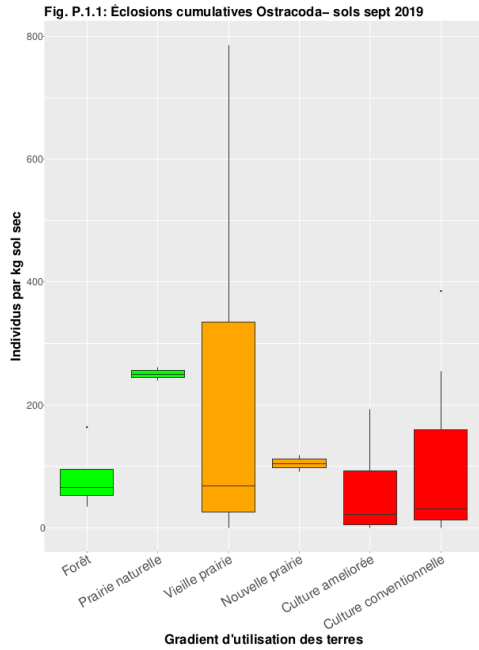
et que **les sols issus de ces pratiques agricoles ont des effets potentiellement toxiques sur des espèces clés** comme la perchaude. Nos résultats confirment aussi que **les banques de propagules représentent des indicateurs de choix pour le suivi de l'état d'intégrité écologique des plaines d'inondation**, en raison entre autres de leur sensibilité aux perturbations et de leur facilité de récolte en dehors de la période d'inondation.

Bibliographie

- Alekseev, V. R., De Stasio, B. et J. J. Gilbert (Eds.) (2007). « Diapause in aquatic invertebrates: theory and human use », vol. 84, *Springer Science & Business Media*.
- Bertolo, A. (2022). *Predation on Zooplankton*. In: *Tockner, Klement, Encyclopedia of Inland Waters 2nd edition*, vol. 2, Oxford: Elsevier, p. 196-206.
[dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00123-7](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00123-7)
- Boily, V., Bertolo, A., Magnan, P., Martinoli, M. G. et H. M. Thérien (2011). « The effects of UVR irradiance and spectral composition on yellow perch (*Perca flavescens*) larvae survival », *Aquatic sciences*, 73, p. 345-354.
- Brendonck, L. et L. De Meester (2003). « Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment », *Hydrobiologia*, 491, p. 65-84.
- Chiara, V. et S.-Y. Kim (2023). « AnimalTA: A highly flexible and easy-to-use program for tracking and analysing animal movement in different environments. *Methods in Ecology and Evolution* », 14, 1699-1707. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14115>.
- De Stasio, B. T. (1989). « The seed bank of a freshwater crustacean: copepodology for the plant ecologist », *Ecology*, 70(5), p. 1377-1389.
- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A. et G. Cabana (2019). « Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river », *Ecosystems*, 22, p. 1823-1837.
- Gleason, R. A., Euliss, N. H., Hubbard, D. E. et W. G. Duffy (2003). « Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks », *Wetlands*, 23(1), p. 26-34.
- Gleason, R. A., Euliss, N. H., Hubbard, D. E. et W. G. Duffy (2004). « Invertebrate egg banks of restored, natural, and drained wetlands in the prairie pothole region of the United States », *Wetlands*, 24(3), p. 562-572.
- Häder, D. P., Helbling, E. W., Williamson, C. E. et R. C. Worrest (2011). « Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change », *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10(2), p. 242-260.
- Navis, S., Waterkeyn, A., Voet, T., De Meester, L. et L. Brendonck (2013). « Pesticide exposure impacts not only hatching of dormant eggs, but also hatchling survival and performance in the water flea *Daphnia magna* », *Ecotoxicology*, 22, p. 803-814.
- Paquet-Walsh, A., Bertolo, A., Landry, C., Deschamps, L. et M. Boily (2019). « Interactive effects of neonicotinoids and natural ultraviolet radiation on yellow perch (*Perca flavescens*) larvae », *Science of the Total Environment*, 685, p. 690-701.
- Provencher, C., Bertolo, A., Magnan, P. et M. G. Martinoli (2014). « Modulation of specific apoptotic DNA fragmentation after short term exposure to natural UVR in fish larvae », *Open Journal of Apoptosis*, 2014.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman (1973). « Freshwater fishes of Canada », Fish. Res. Board of Can., Ottawa, bull. 184.

- Taillebois, E., Cartereau, A., Jones, A.K. et S. H. Thany (2018). « Neonicotinoid insecticides mode of action on insect nicotinic acetylcholine receptors using binding studies », *Pest. Biochem. Physiol*, 151, p. 59-66.
- Zindler, F., Beedgen, F., Brandt, D., Steiner, M., Stengel, D., Baumann, L. et T. Braunbeck (2019). « Analysis of tail coiling activity of zebrafish (*Danio rerio*) embryos allows for the differentiation of neurotoxicants with different modes of action », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 186, 109754.

Figures et tableaux P



Figures P.1.1 à P.1.4 Ces graphiques montrent les communautés obtenues après quatre semaines d'incubation sous l'eau des sols récoltés en 2019 dans des contenants indépendants (P.1.1 : Ostracodes; P.1.2 : Rotifères; P.1.3 : Cladocères; P.1.4 : Copépodes). Les sols ont tous été récoltés en septembre 2019 au point « de référence » de chaque parcelle, c'est-à-dire le point utilisé par toutes les équipes du Pôle.

Fig. P.1.5: Éclosions cumulatives Nematoda- sols sept 2019

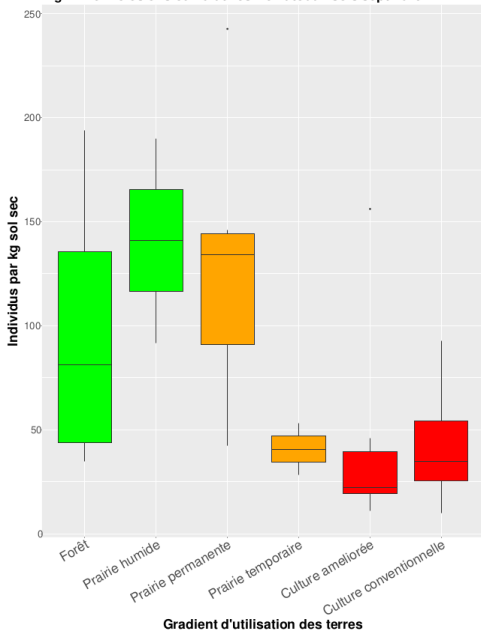


Fig. P.1.6: Éclosions cumulatives Oligochaeta- sols sept 2019

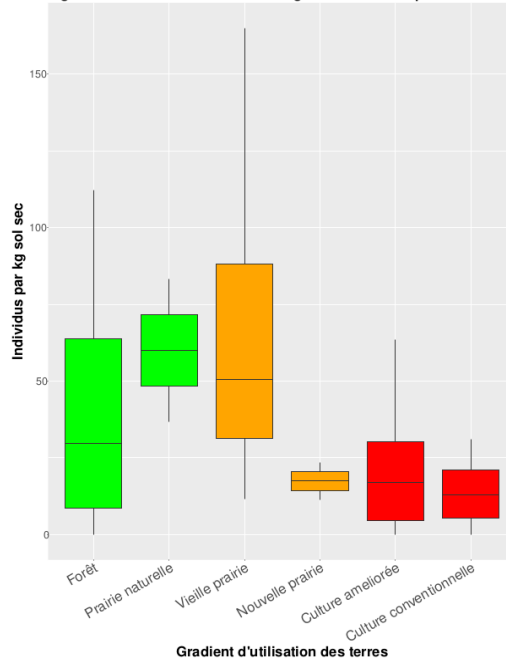


Fig. P.1.7: Éclosions cumulatives TotCrust- sols sept 2019

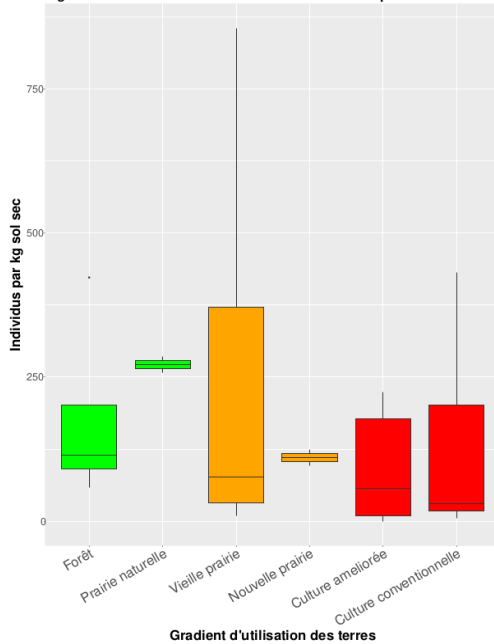
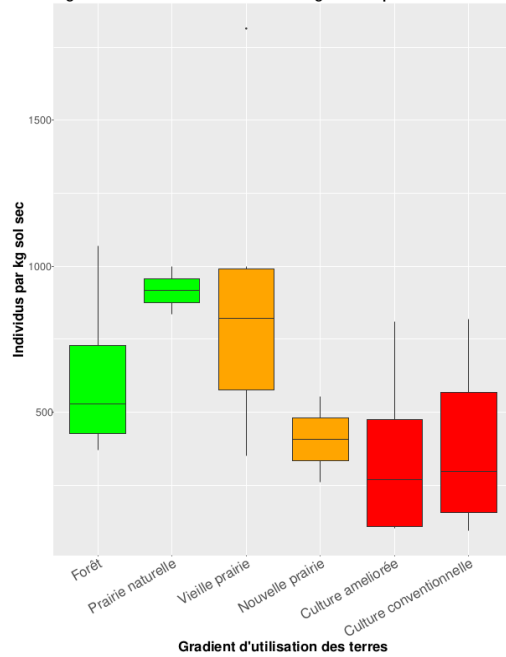
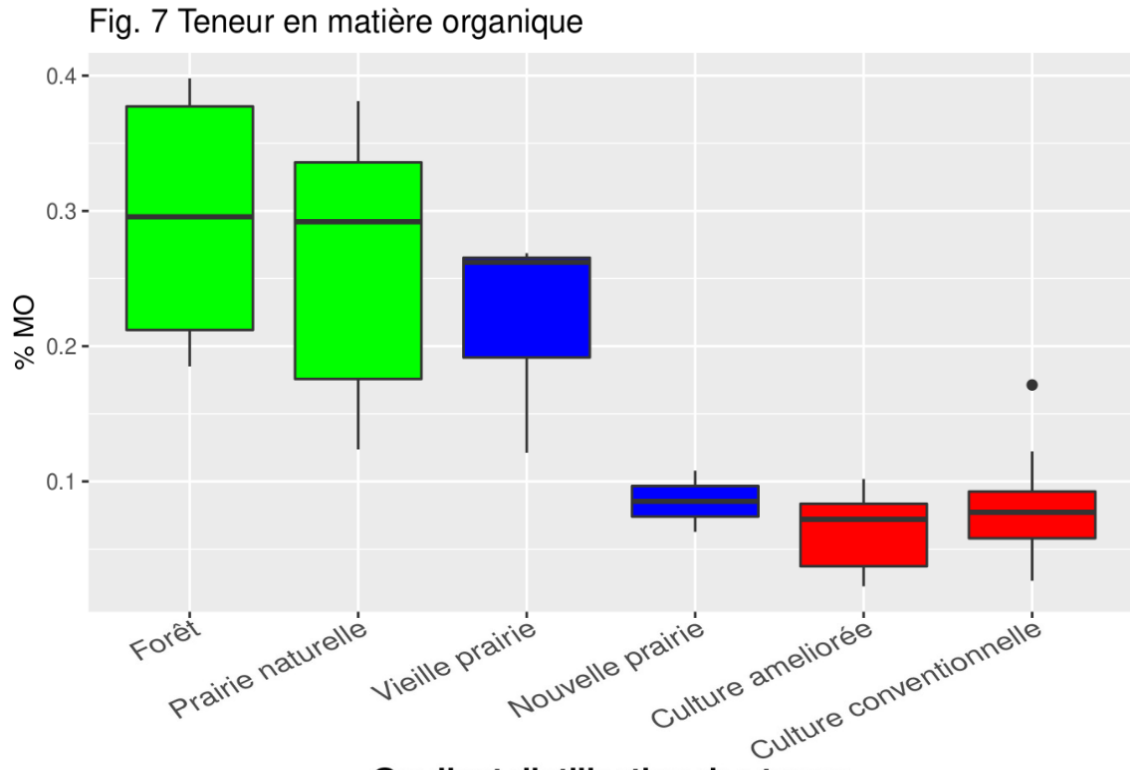


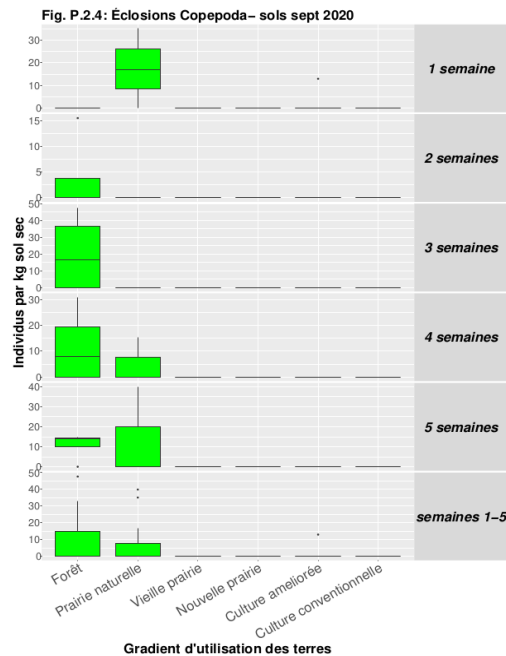
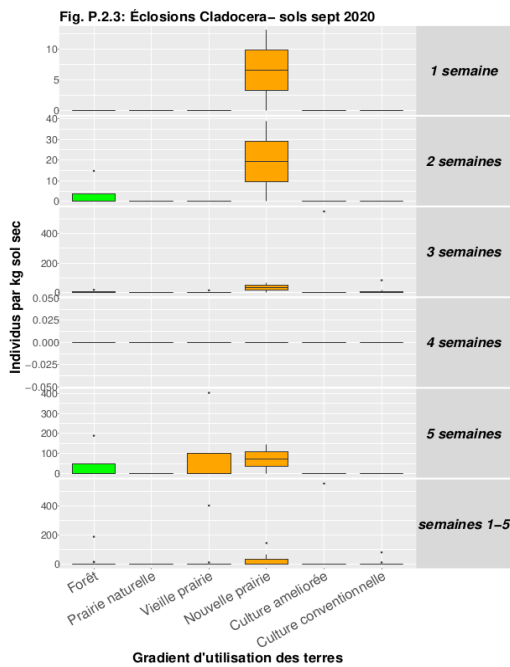
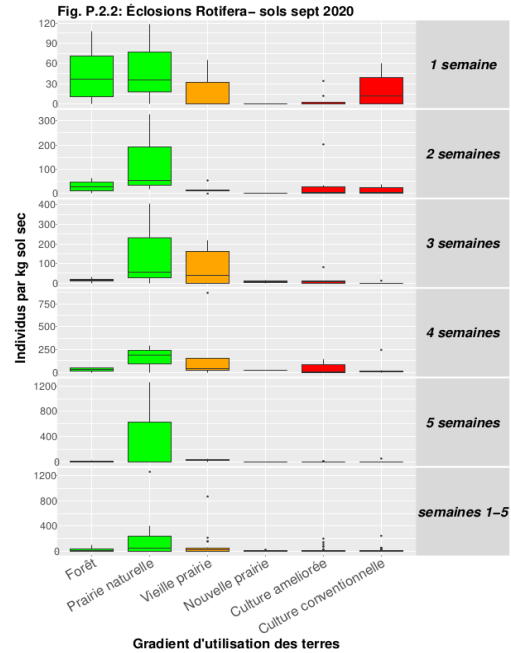
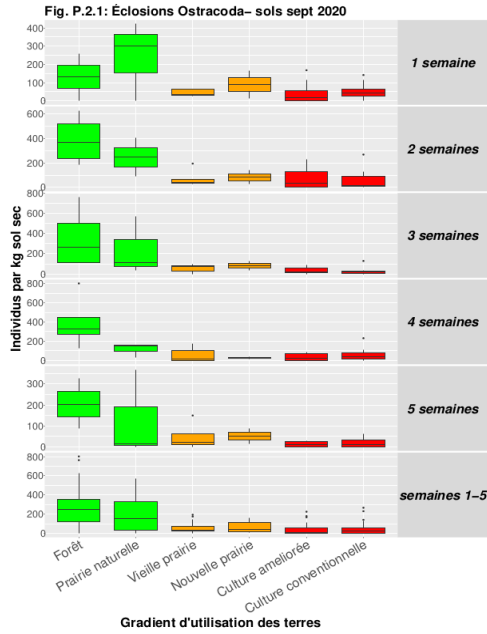
Fig. P.1.8: Éclosions cumulatives TotOrg- sols sept 2019



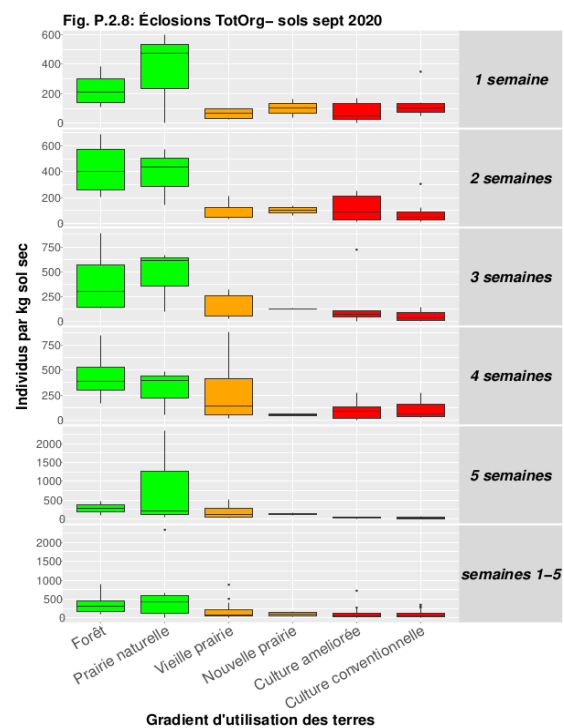
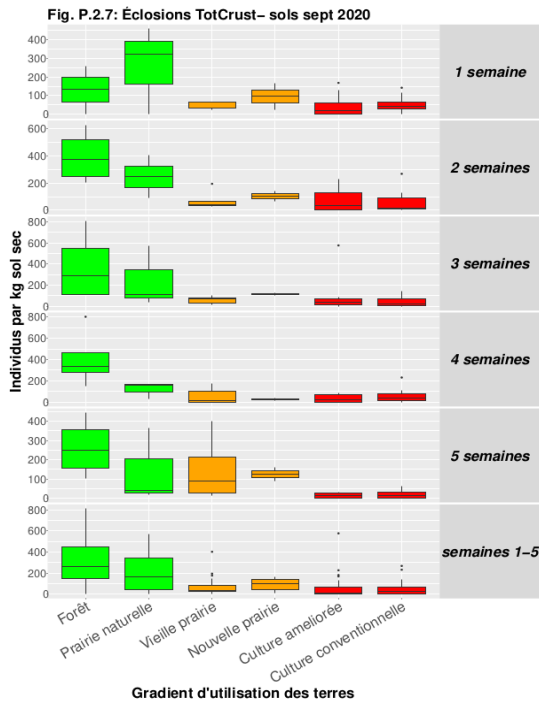
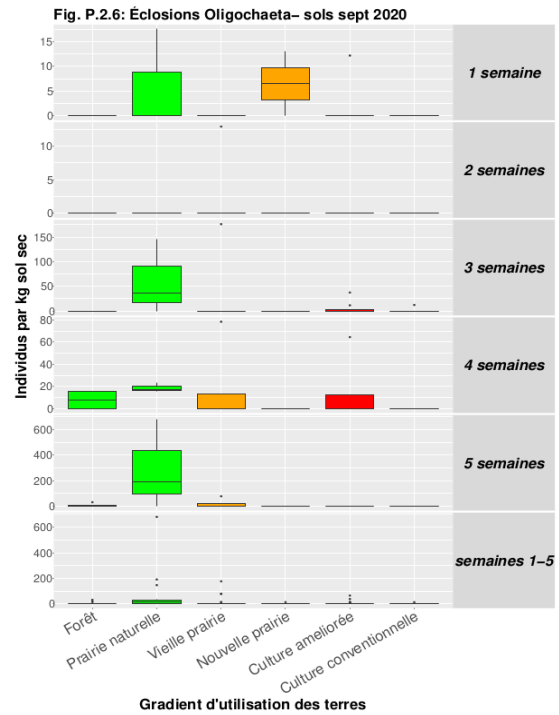
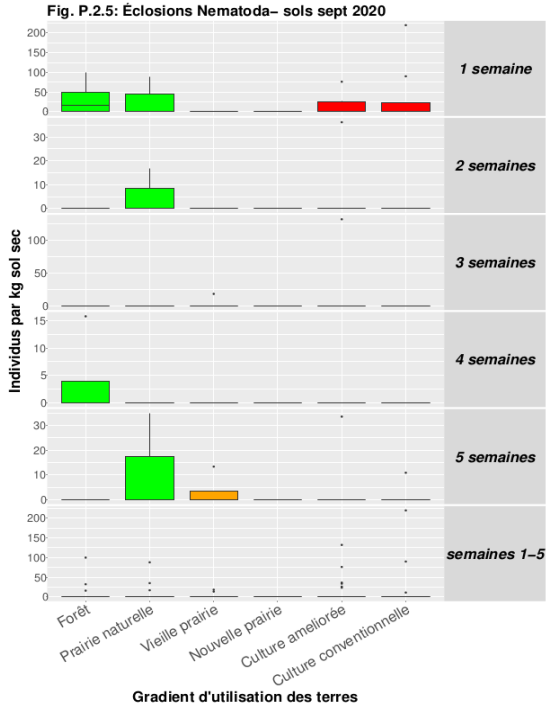
Figures P.1.5 à P.1.8 Ces graphiques montrent les communautés obtenues après quatre semaines d'incubation sous l'eau des sols récoltés en 2019 dans des contenants indépendants (P.1.5 : Nématodes, P.1.6 : Oligochètes; P.1.7 : total crustacés; P.1.8 : total organismes – tout taxon confondu). Les sols ont tous été récoltés en septembre 2019 au point « de référence » de chaque parcelle, c'est-à-dire le point utilisé par toutes les équipes du Pôle.



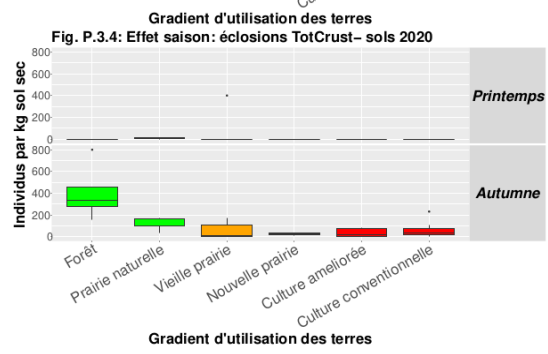
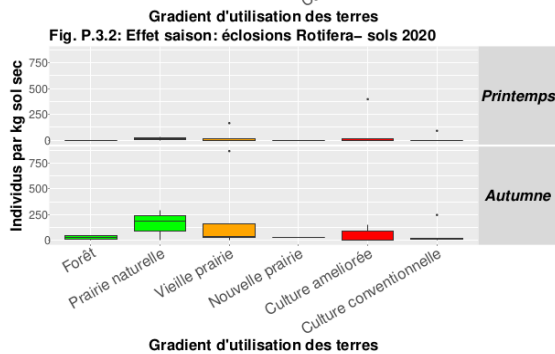
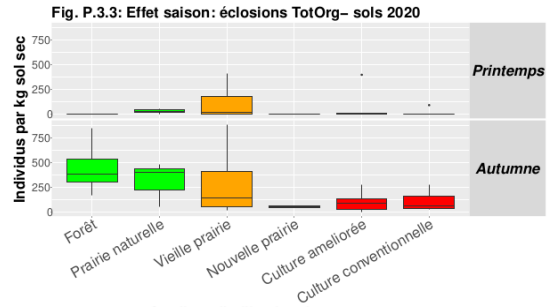
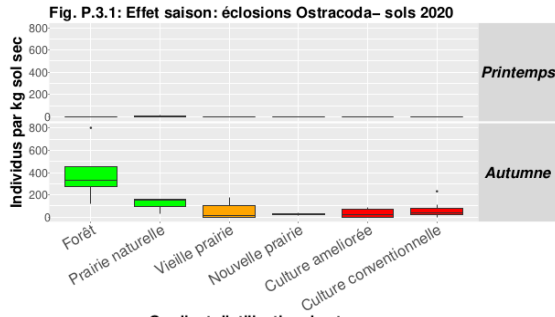
Gradient d'utilisation des terres
Figure P.1.9 Ce graphique montre la teneur en matière organique mesurée dans les échantillons de sol utilisés pour les expériences d'éclosion en 2019.



Figures P.2.1 à P.2.4. Ces graphiques montrent les communautés obtenues après une à cinq semaines d'incubation sous l'eau dans des contenants indépendants, afin d'estimer les effets d'une inondation de durée variable. Pour cette première partie de l'expérience d'éclosion, les sols ont tous été récoltés en septembre 2020 au point « de référence » de chaque parcelle, c'est-à-dire le point utilisé par toutes les équipes du Pôle.

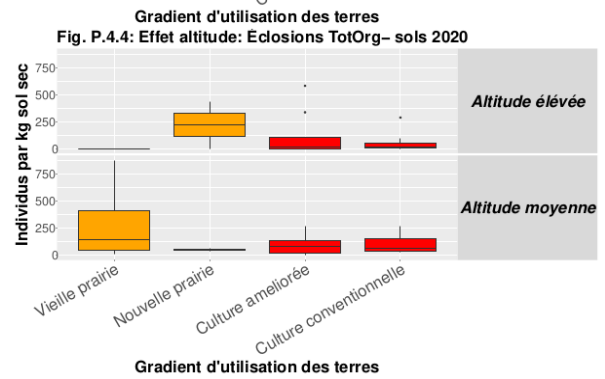
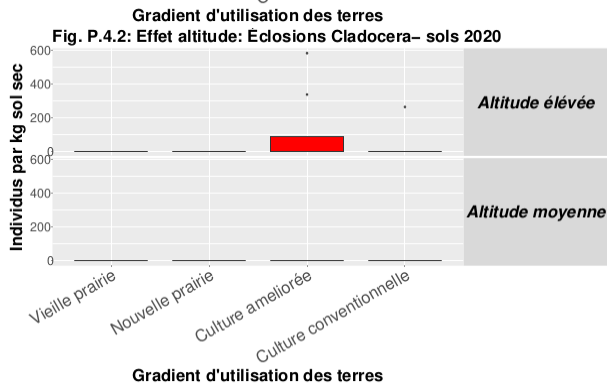
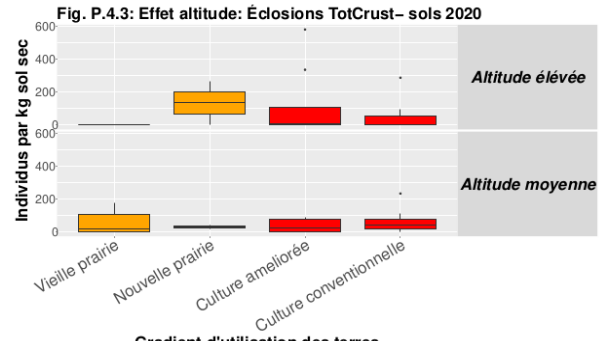
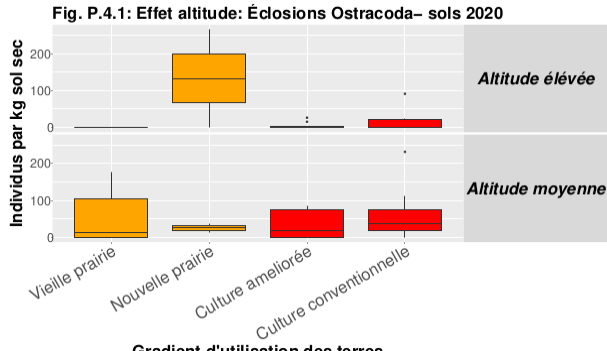


Figures P.2.5 à P.2.8. Ces graphiques montrent les communautés obtenues après une à cinq semaines d'incubation sous l'eau dans des contenants indépendants, afin d'estimer les effets d'une inondation de durée variable. Pour cette première partie de l'expérience d'éclosion, les sols ont tous été récoltés en septembre 2020 au point « de référence » de chaque parcelle, c'est-à-dire le point utilisé par toutes les équipes du Pôle.



Figures P.3.1 à P.3.4. Pour les sols exposés à quatre semaines d’incubation, nous avons aussi effectué deux comparaisons complémentaires : les sols de septembre ont été comparés, premièrement, à ceux prélevés exactement aux mêmes stations en mai, et deuxièmement, à des sols prélevés également en automne (en octobre) dans la même parcelle, mais à une altitude supérieure (limite des eaux au moment du maximum de la crue du printemps 2020). Ces comparaisons nous ont donné la possibilité d’estimer, d’une part, l’effet de la saison estivale sur les banques d’œufs et, d’autre part, la contribution des inondations précédentes à 2020 à la banque d’œufs. Dans ce dernier cas, nous considérons en fait que la contribution de la production d’œufs de dureté de 2020 est minime, voire nulle, pour les sols situés plus en altitude par rapport aux stations « de référence ».

Notes : pour des raisons logistiques, les sols situés en altitude ont dû être prélevés quelques semaines plus tard que ceux des stations « de référence », mais nous considérons que les échantillons de septembre et d’octobre diffèrent surtout en ce qui concerne l’altitude et non le moment d’échantillonnage, car entre la mi-septembre et le début octobre, on ne s’attend pas à avoir des effets majeurs sur la survie des œufs comme on pourrait s’y attendre de mai à septembre. Notez également l’échelle variable pour les graphiques relatifs aux incubations d’une à cinq semaines.



Figures P.4.1. à P.4.4. Pour les sols exposés à quatre semaines d’incubation, nous avons aussi effectué deux comparaisons complémentaires : les sols de septembre ont été comparés, premièrement, à ceux prélevés exactement aux mêmes stations en mai et deuxièmement, à des sols prélevés toujours en automne (octobre) dans la même parcelle, mais à une altitude supérieure (limite des eaux au moment du maximum de la crue du printemps 2020). Ces comparaisons nous ont donné la possibilité d’estimer, d’une part, l’effet de la saison estivale sur les banques d’œufs et, d’autre part, la contribution des inondations précédentes à 2020 à la banque d’œufs. Dans ce dernier cas, nous considérons en fait que la contribution de la production d’œufs de dureté de 2020 est minime, voire nulle, pour les sols situés plus en altitude par rapport aux stations « de référence ».

Notes : pour des raisons logistiques, les sols situés en altitude ont dû être prélevés quelques semaines plus tard que ceux des stations « de référence », mais nous considérons que les échantillons de septembre et d’octobre diffèrent surtout en ce qui concerne l’altitude et le moment d’échantillonnage, car de la mi-septembre au début octobre, on ne s’attend pas à avoir des effets majeurs sur la survie des œufs comme on pourrait s’y attendre de mai à septembre. Notez également l’échelle variable pour les graphiques relatifs aux incubations d’une à cinq semaines.

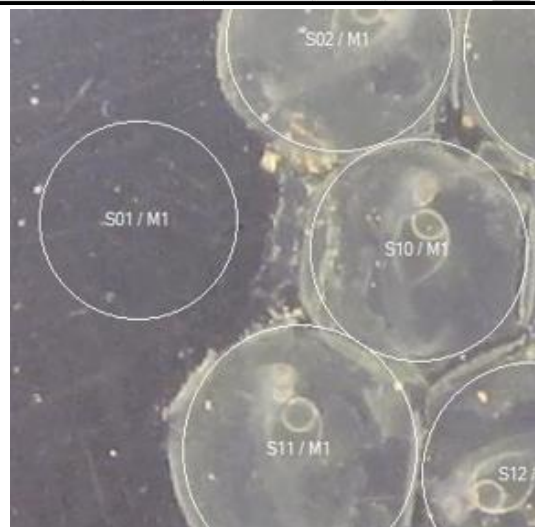
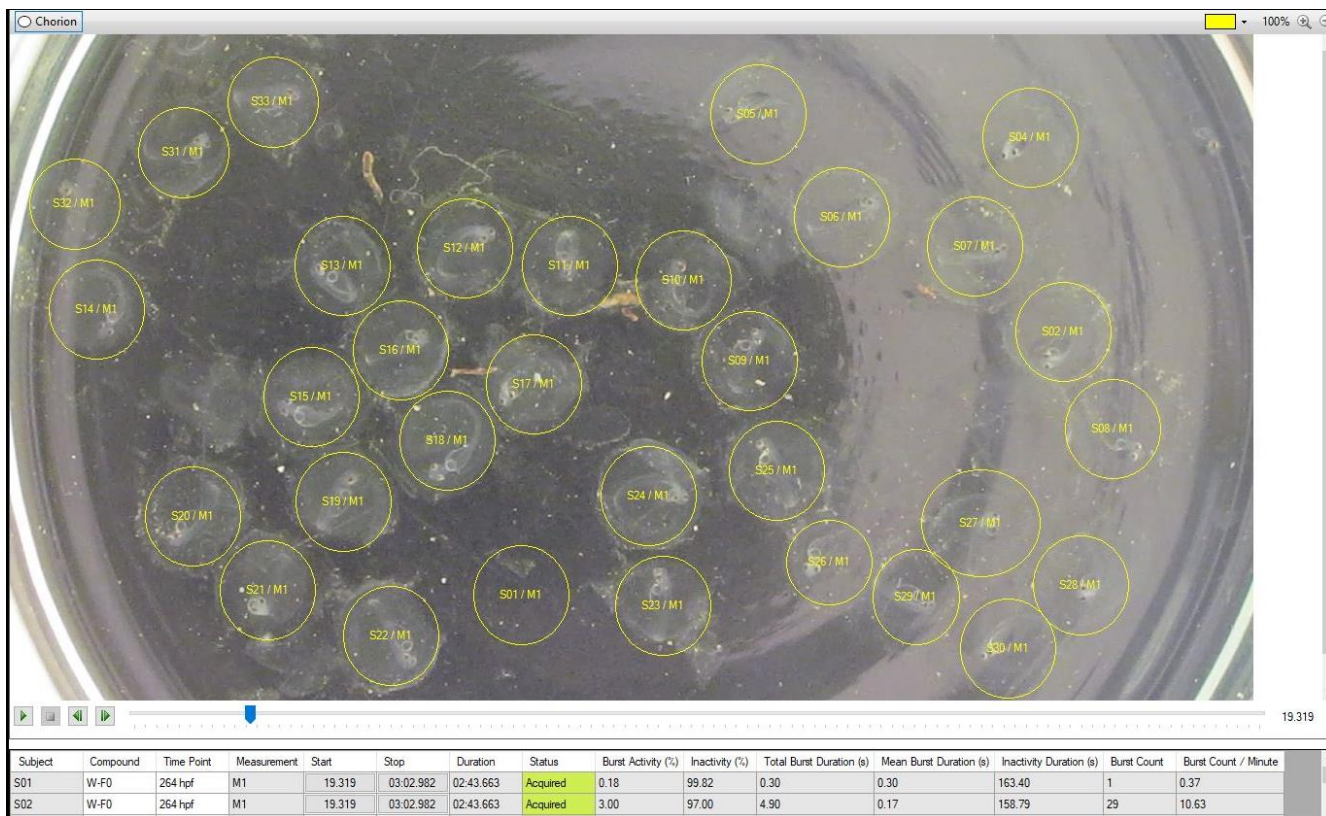


Figure P.5.1 : Haut : Capture d'écran d'une séquence vidéo analysée par le logiciel DanioScope (Noldus). On remarque des embryons de perchaude dans leurs œufs. Des cercles étaient positionnés manuellement au niveau de chaque œuf afin de permettre au logiciel d'identifier chaque individu à analyser. À gauche : Dans chaque séquence, un cercle (préfixe « S01 ») était positionné dans une portion du champ visuel sans œufs, afin de vérifier la présence de mouvements parasites causés par l'expérimentateur.

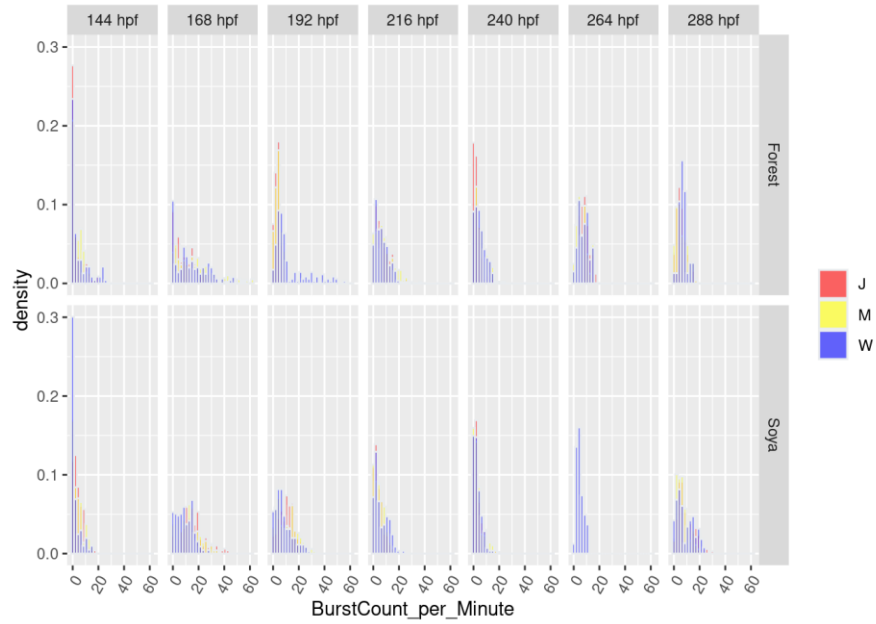


Figure P.5.2 : Évolution temporelle du nombre de mouvements par minute (variable « BurstCount_per_Minute ») des embryons de perchaude pour les 7005 séquences individuelles analysées pour les sols provenant des forêts (panneaux du haut) et des cultures de soya conventionnelles (panneaux du bas). Le temps est mesuré ici en heures à partir de la fécondation (*hours post-fertilization* en anglais ou « hpf »). Les histogrammes correspondant aux filtres qui bloquaient les UV-A et les UV-B sont en rouge (filtre J), ceux qui bloquaient seulement les UV-B sont en jaune (filtre M) et ceux qui laissaient passer le spectre solaire au complet sont en bleu (filtre W).

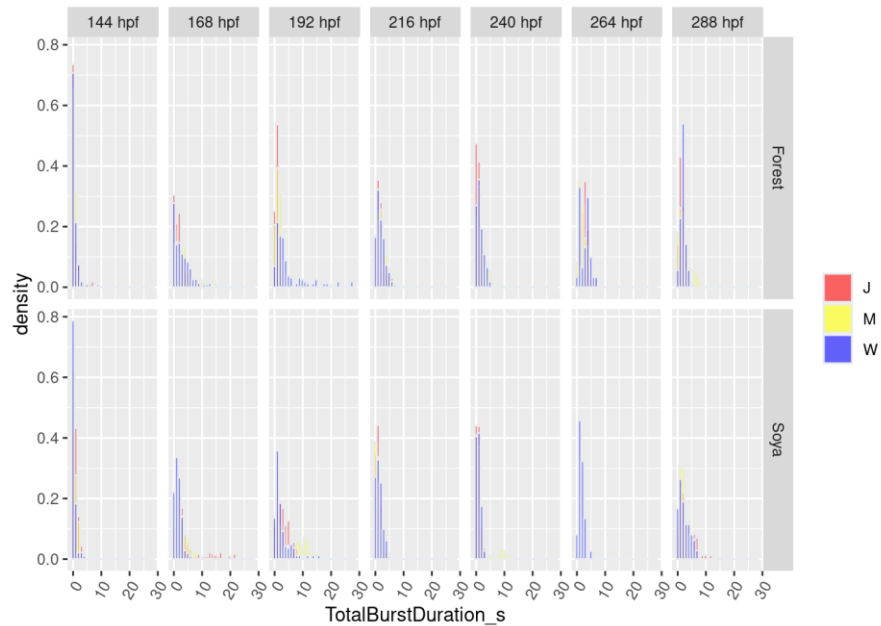


Figure P.5.3 : Évolution temporelle du temps total (secondes) durant lequel chaque individu a été mesuré en mouvement (variable « TotalBurstDuration_s »), pour les embryons de perchaude. Pour obtenir plus de détails, voir la figure P2.2.

Tableau P.5.1 : Comparaison de modèles GLMM pour les différentes variables comportementales analysées. K : nombre de paramètres dans le modèle ; Δ AIC : différence entre le critère d'information d'Akaike du modèle en question et celui du meilleur modèle; W : poids d'Akaike (c.-à-d. le poids relatif du modèle). Le meilleur modèle pour chaque variable dépendante est marqué en gras.

Variable	Modèle	K	Δ AIC C	W	
Nombre de mouvements par minute	Nul	5	0.00	0.51	
	Type de sol	6	2.00	0.19	
	Type sol*UV	de10	2.64	0.14	
	UV	7	2.95	0.12	
	Type sol+UV	de8	4.96	0.04	
	Durée moyenne des mouvements	Nul	5	0.00	0.51
Durée totale des mouvements	Type de sol	6	1.92	0.20	
	UV	7	1.93	0.20	
	Type sol+UV	de8	3.82	0.08	
	Type sol*UV	de10	6.35	0.02	
	Durée totale des mouvements	Nul	5	0.00	0.58
Pourcentage du temps en activité	Type de sol	6	1.93	0.22	
	UV	7	3.76	0.09	
	Type sol*UV	de10	4.19	0.07	
	Type sol+UV	de8	5.71	0.03	
	Pourcentage du temps en activité	Nul	5	0.00	0.59
	Type de sol	6	1.95	0.22	
Pourcentage du temps en activité	UV	7	3.79	0.09	
	Type sol*UV	de10	4.23	0.07	
	Type sol+UV	de8	5.74	0.03	

Tableau P.5.2 : Comparaison des modèles Cox. K pour la mortalité et l'éclosion. K : nombre de paramètres dans le modèle ; Δ AIC : différence entre le critère d'information d'Akaike du modèle en question et celui du meilleur modèle; W : poids d'Akaike (c.-à-d. le poids relatif du modèle). Le meilleur modèle pour chaque variable dépendante est marqué en gras.

Évent modélisé	Modèle	K	Δ AIC	W
Mortalité des œufs	Type sol+UV	de3	0.00	0.50
	UV	2	0.79	0.34
	Type sol*UV	de5	2.34	0.15
	Sol	1	7.62	0.01
	Nul	0	883.28	0.00
Éclosion	Type sol*UV	de5	0.00	0.79
	Type de sol	1	3.38	0.14
	UV	2	5.79	0.04
	Type sol+UV	de3	6.76	0.03

Fig. P.5.4: Mortalité des oeufs

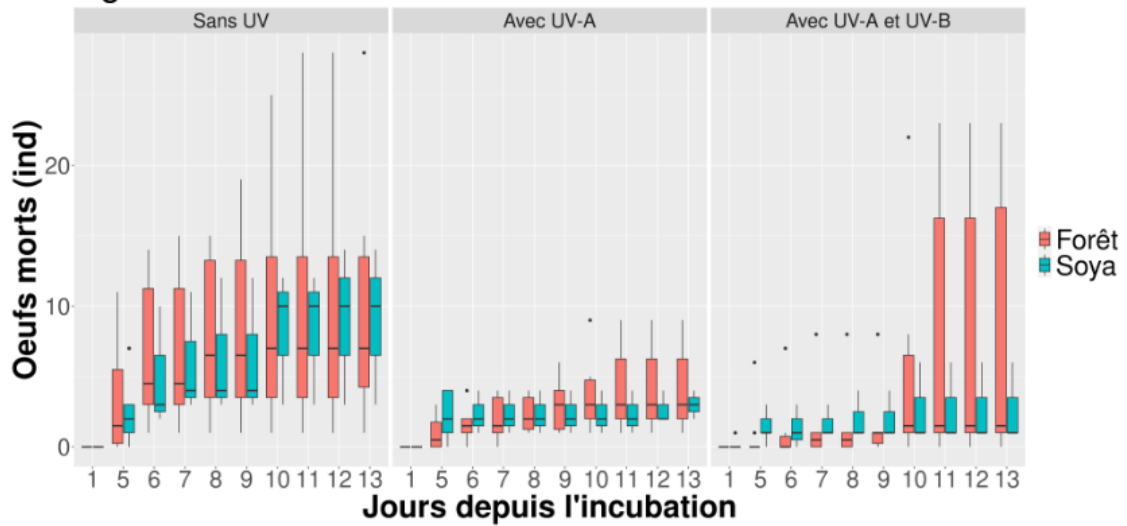
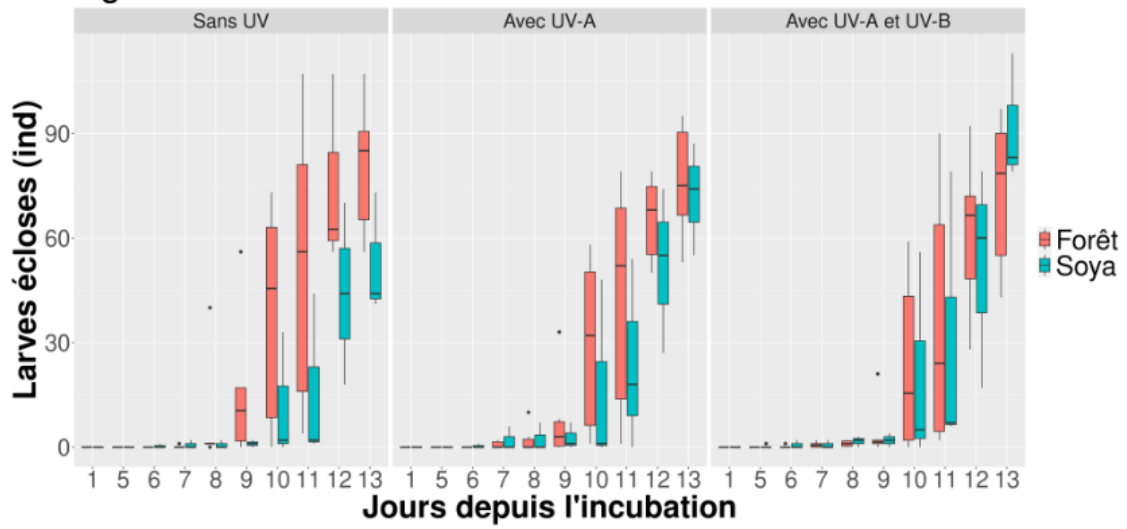


Fig. P.5.5: Taux d'éclosion des larves



Figures P.5.4 et P.5.5. Résultats pour les expériences d'exposition des embryons de perchaude à deux types de sols (culture conventionnelle et forêt) et trois niveaux d'exposition à la radiation solaire (pas d'UV, UV-A seulement, UV-A + UV-B). Figure P2.1 : suivi temporel de la mortalité des oeufs; Figure P2.2 : suivi des éclosions des larves.

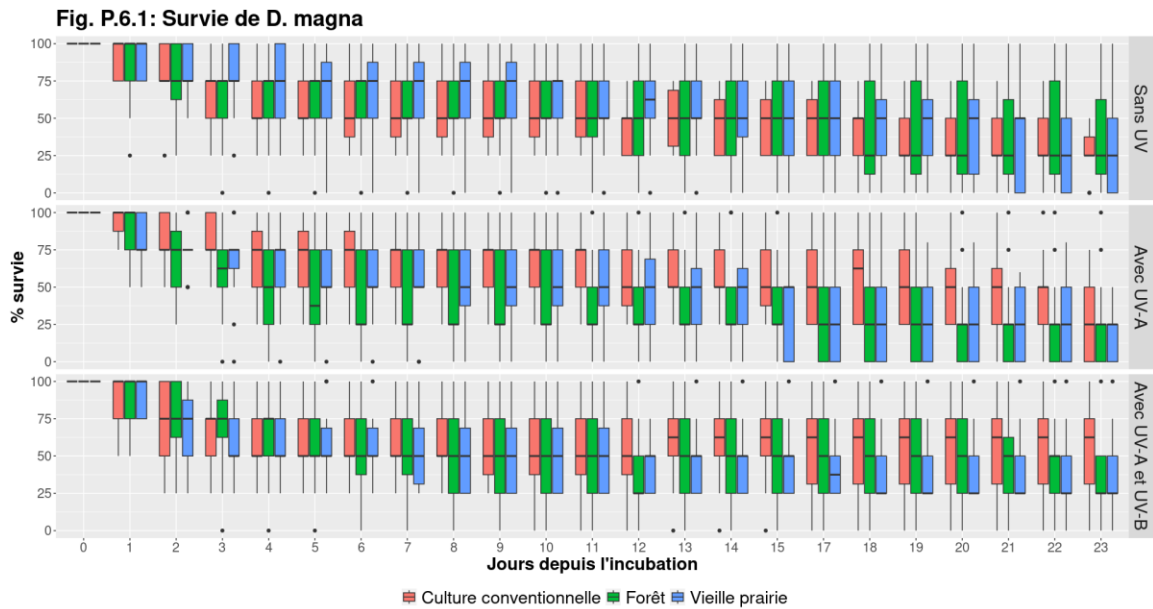


Figure P.6.1. Résultat de l'expérience n° 6, dans laquelle on a exposé *D. magna* à trois types de sols (2020) et à trois niveaux d'exposition à la radiation UV sous lumière naturelle : survie de *D. magna* au cours des 23 jours d'expérience. N.B. : La couleur du contour des boîtes à moustaches renseigne sur le type de filtre utilisé pour la lumière : gris = sans UV-B, ni UV-A; noir = sans UV-B; bleu = avec UV-A et UV-B.

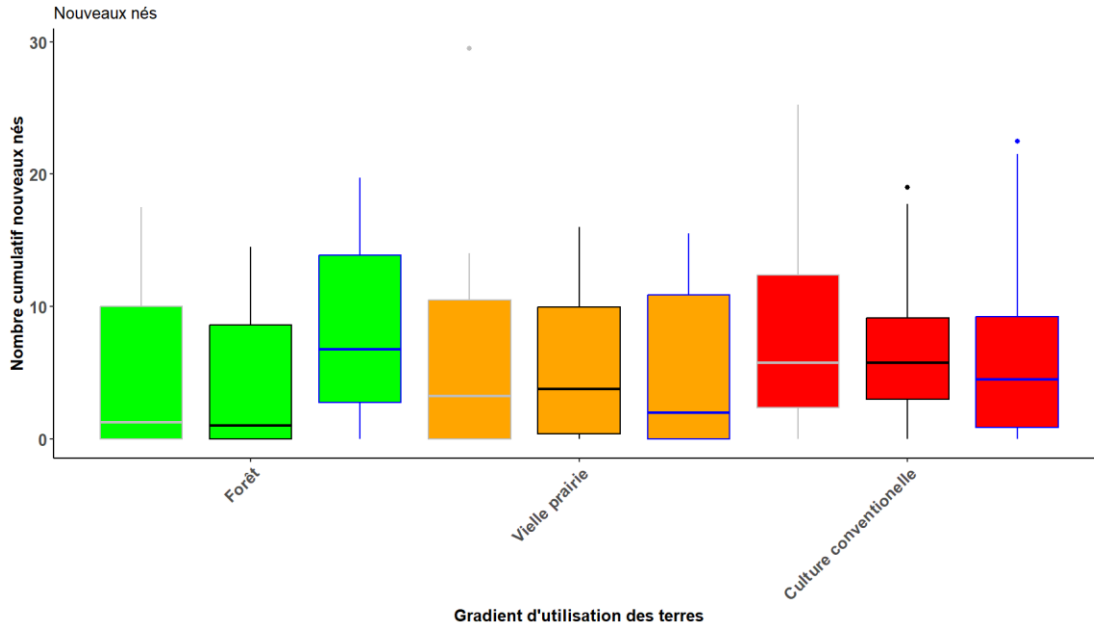


Figure P.6.2. Résultat de l'expérience n° 6, dans laquelle on a exposé *D. magna* à trois types de sols (2020) et à trois niveaux d'exposition à la radiation UV (lumière naturelle) : nombre cumulatif de nouveau-nés produits par femelle au cours de l'expérience. N.B. : La couleur du contour des boîtes à moustaches renseigne sur le type de filtre utilisé pour la lumière : gris = sans UV-B, ni UV-A; noir = sans UV-B; bleu = avec UV-A et UV-B.

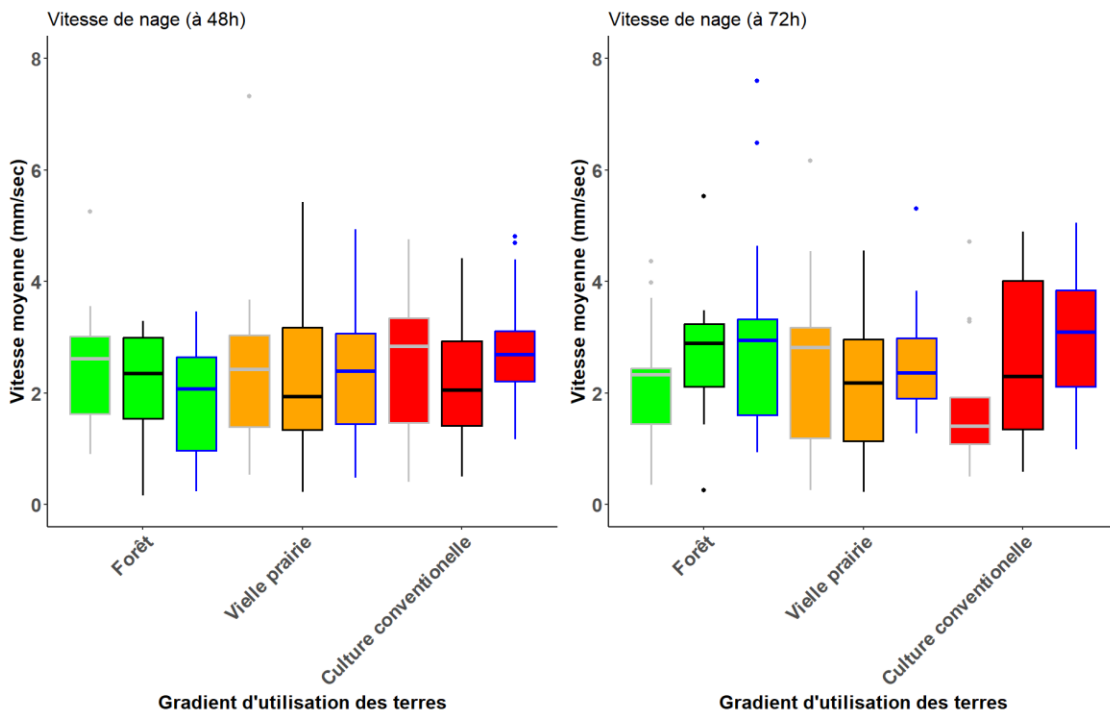


Figure P.6.3. Résultat de l'expérience n° 6, dans laquelle on a exposé *D. magna* à trois types de sols (2020) et à trois niveaux d'exposition à la radiation UV (lumière naturelle) : de gauche à droite, on présente la vitesse moyenne de nage mesurée à 48 h et à 72 h. N.B. : La couleur du contour des boîtes à moustaches renseigne sur le type de filtre utilisé pour la lumière : gris = sans UV-B, ni UV-A; noir = sans UV-B; bleu = avec UV-A et UV-B.

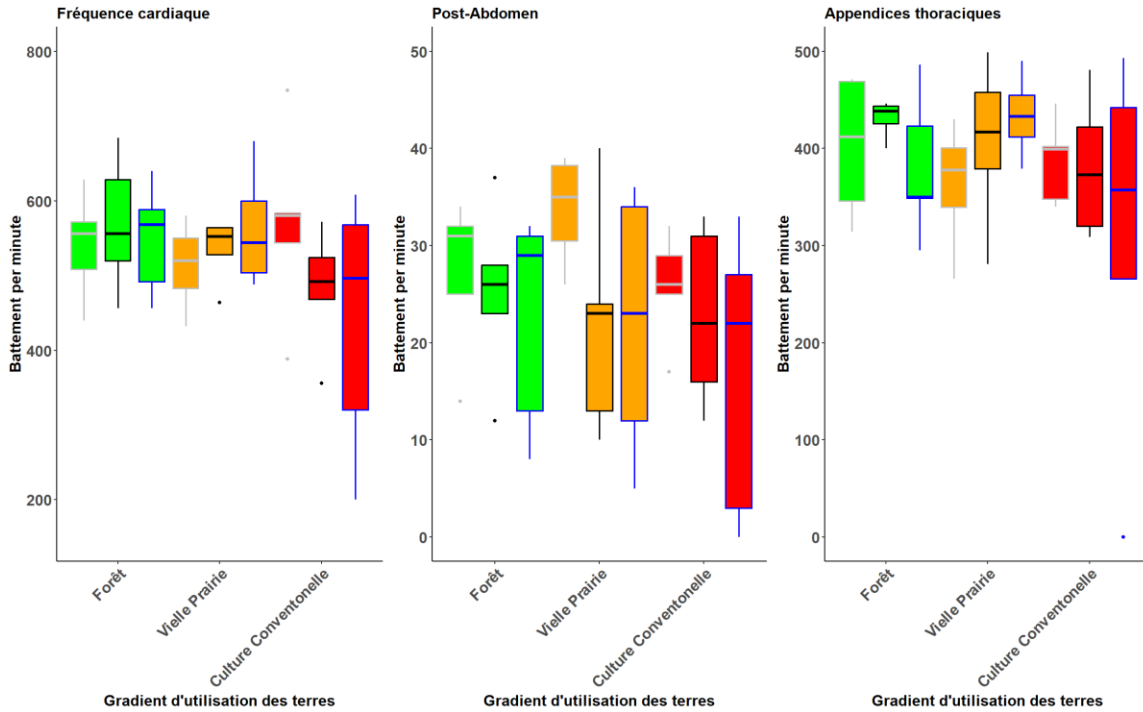
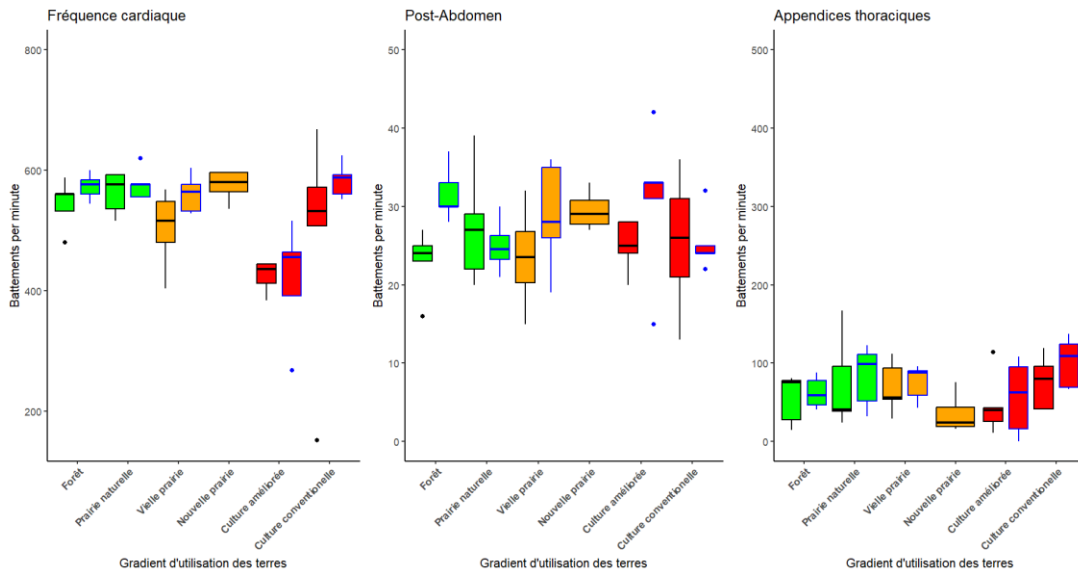


Figure P.6.4. Résultat de l'expérience n° 6, dans laquelle on a exposé *D. magna* à trois types de sols (2020) et à trois niveaux d'exposition à la radiation UV (lumière naturelle) : de gauche à droite, on présente la fréquence cardiaque, la fréquence de mouvements du post-abdomen, ainsi que la fréquence de battement des appendices thoraciques. N.B. : La couleur du contour des boîtes à moustaches renseigne sur le type de filtre utilisé pour la lumière : gris = sans UV-B, ni UV-A; noir = sans UV-B; bleu = avec UV-A et UV-B.



Q - INFLUENCE DE L'USAGE DES TERRES SUR LA SÉQUESTRATION ET LES FLUX DE CARBONE DU SOL DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

VINCENT MAIRE (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Cycle du carbone

Principaux collaborateurs

Jim Félix-Faure (UQTR), Laurent Lamarque (UQTR), Virginie Favreau (UQTR), Roxanne Giguère-Tremblay (UQTR), Marie-Ange Moisan (UQTR), Christine Martineau (Environnement Canada), Roxane St-Pierre (UQTR), Steven Tessier (UQTR), Jessika Malko (UQTR), Mathieu Michaud (UQTR), Gilbert Cabana (UQTR) et François Guillemette (UQTR).

Résumé du projet de recherche

- L'utilisation des terres a considérablement modifié l'environnement édaphique, la biomasse des êtres vivants en place et *in fine* les fonctions associées au cycle du carbone des écosystèmes de la zone littorale du lac Saint-Pierre (LSP).
- Plus l'intensité de perturbation des terres par les activités anthropiques de nature agricole était faible, plus le système était capable d'extraire le CO₂ et le CH₄ de l'atmosphère (4 à 10 fois plus selon le gaz en forêt, comparativement aux cultures conventionnelles), d'y limiter leur retour, ainsi que celui de l'azote sous forme de N₂O (2 à 5 fois moins), notamment en favorisant une plus forte régulation des températures et des nutriments (3 à 5 fois plus).
- La relation entre utilisation des terres et fonctionnement de l'écosystème n'était pas linéaire, c'est-à-dire que, d'une utilisation des terres à l'autre, les différences pouvaient être plus ou moins accentuées.
- Les différences les plus fortes se sont produites lors du passage des cultures temporaires (Pratiques Conventionnelles, Pratiques Améliorées, Prairie Nouvelle) aux cultures permanentes (Prairie Vieille, Prairie Naturelle, Forêt) et lors du passage d'une végétation herbacée à une végétation arborée.
- L'incorporation des pratiques agro-environnementales (à savoir les Pratiques Améliorées du dispositif à grande échelle du Pôle) n'a provoqué aucune amélioration environnementale entre 2020-2022 par rapport aux pratiques conventionnelles (par ex. sur la biomasse microbienne du sol).
- Les cultures temporaires ont montré un dysfonctionnement des communautés microbiennes du sol responsables de l'émission des gaz CH₄ et CO₂.

- Réintroduire davantage de prairies et de forêts est une solution d'utilisation des terres qui limiterait les effets négatifs de l'agriculture conventionnelle dans le paysage de la zone littorale.

Mise en contexte

Une zone littorale est un écotone situé entre un écosystème aquatique et un écosystème terrestre. Elle est rythmée par la récurrence de phénomènes d'inondation et d'exondation. À l'échelle globale, les zones littorales font partie des terres qui possèdent la plus grande capacité de séquestration du carbone atmosphérique (Mitsch et al., 2012 ; Mitsch et Gosselink, 2015 ; Tan et al., 2015 ; Mitsch et Mander, 2018). Ce carbone atmosphérique inclut le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄), qui sont deux gaz contribuant fortement au réchauffement global (IPCC, 2021). Cette forte capacité de séquestration résulte d'un bilan positif entre l'acquisition de ces gaz, par la productivité primaire issue de la photosynthèse et de la méthanotrophie¹, et leur émission, issue de la minéralisation de la matière organique par respiration cellulaire et méthanogenèse². La forte séquestration des zones littorales par rapport aux autres systèmes est due à la disponibilité importante des ressources en nutriments et en eau, mais également à la végétation adaptée, qui possède notamment une forte capacité à recycler le CO₂ émis par le sol au sein même de la canopée (Van der Merwe et Medina, 1991) ou encore qui favorise les zones d'oxygénation du sol par leur aerenchyme, permettant un fort recyclage du CH₄ par la méthanotrophie (Noyce et Megonigal, 2021). La forte capacité de production et de séquestration du carbone (C) des zones littorales nourrit ensuite le réseau trophique des écosystèmes, incluant l'écosystème aquatique associé à la zone. Par exemple, jusqu'à 90 % du régime alimentaire des jeunes perchaudes et brochets peut provenir au printemps d'une chaîne alimentaire basée sur la méthanotrophie, comme l'ont démontré Farly et al., (2019) sur la plaine littorale du lac Saint-Pierre.

Plusieurs études ont montré que la séquestration et/ou l'émission des gaz à effet de serre (GES) des écosystèmes étaient fortement influencées par l'utilisation des terres (forêt, prairie, champ agricole) (Dalal et al., 2008 ; McDaniel et al., 2019). Par exemple, l'ajout d'engrais azoté pouvait augmenter de 97 % les émissions de CH₄, réduire de 38 % la méthanotrophie et augmenter également les flux d'oxyde nitreux, N₂O, un autre GES participant au forçage radiatif des écosystèmes sur l'atmosphère (Liu et Graver, 2009). Le changement du type de litière apportée au sol, de la structure de la communauté microbienne, ou encore de la physicochimie de l'environnement édaphique étaient également des effets induits par l'utilisation des terres pouvant moduler la dynamique des flux de GES (Wanyama et al., 2019).

Dans le contexte de la plaine littorale du lac Saint-Pierre (LSP), nous cherchons à connaître les déterminants des flux de CO₂ (rétroaction climatique), de CH₄ (réseau trophique) et le

¹ Méthanotrophie : Consommation du méthane par des procaryotes, qui l'utilisent comme source de carbone.

² Méthanogenèse : Production du méthane lors d'une respiration anaérobie réalisée par des Archées.

bilan C et de forçage radiatif¹ que l'écosystème peut avoir sur l'atmosphère selon l'utilisation des terres dans la zone de récurrence 0-2 ans.

Objectifs

Nos objectifs étaient ainsi de :

- Déterminer l'influence de l'utilisation des terres sur les flux de CO₂ et CH₄;
- Déterminer l'influence de l'utilisation des terres sur les stocks de C du sol ;
- Déterminer un bilan annuel de séquestration du C selon l'utilisation des terres.

À une même élévation ou fréquence d'inondation, l'utilisation des terres modifiera :

- L'environnement édaphique : plus l'intensité de perturbation sera faible, plus l'environnement sera propice au fonctionnement des êtres vivants ;
- La biomasse en place : plus l'intensité de perturbation sera faible, plus la capacité de l'écosystème à maintenir la biomasse organique en place sera élevée ;
- Les flux de CO₂-CH₄ : plus l'intensité de perturbation sera faible, plus la capacité à capter le CO₂ et le CH₄ de l'atmosphère sera élevée ;
- L'efficacité écologique de l'écosystème : plus l'intensité de perturbation sera faible, moins le système retournera une grande quantité de GES vers l'atmosphère.

Méthodologie

Site d'étude

Situé à 75 km en aval de Montréal, Canada (46,12°N, 72,49°O, alt. 6 m a.s.l., température annuelle 5 °C, précipitation 930 mm ; Environnement Canada, 2020), la zone d'inondation de récurrence de crue 0-2 ans couvre 280 km² du LSP (LSP, 500 km²) et représente 75 % de la superficie totale des milieux humides le long du fleuve Saint-Laurent. Le bassin versant du fleuve représente une zone importante du développement colonial au Québec et du territoire non cédé des Premières Nations. Autour du LSP, la faiblesse des pentes favorise la vaste étendue de sa plaine de débordement, aboutissant à la plus grande zone littorale d'eau douce du Québec, avec des périodes inondées allant jusqu'à cinq à neuf semaines entre avril et juin (Lessard, 1991). Le lac et sa zone littorale ont été reconnus en 2000 comme réserve de biosphère de l'UNESCO.

Le LSP est un élargissement du fleuve Saint-Laurent issu d'une immense cavité rocheuse partiellement remplie de sédiments marins argileux du Quaternaire provenant de la mer de Champlain, qui s'est retirée progressivement il y a environ 12 000 ans. Ce sédiment argileux entoure le lac et se trouve sous un dépôt de limon. Les sols sont essentiellement des gleysols, typiques des zones d'inondation, avec un profil peu développé sur un matériau parental sédimentaire sableux ou argileux, sur lequel a été superposé un loam alluvial à haute teneur en matière organique (la photo Q4 présente les profils de sol réalisés dans ce projet).

¹ Forçage radiatif : En climatologie, le forçage radiatif se définit comme la différence entre la puissance radiative reçue et la puissance radiative émise par un écosystème. Un forçage radiatif positif réchauffera le système, un forçage radiatif négatif le refroidira.

La variabilité annuelle du débit d'eau de source, variant de 6,5 à $17,5 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Sorel, est un mécanisme clé pour le maintien de la végétation des milieux humides dans la zone littorale (Morin et al., 2003). Elle est représentative du domaine des érablières à tilleul et à bouleau jaune. L'érable argenté et le frêne noir, de plus en plus rares au Québec, sont omniprésents dans la région et constituent la strate arborescente dominante. Les marais couvrent aujourd'hui plus de 80 km², mais 70 % d'entre eux ont disparu le long du Saint-Laurent au cours des 50 dernières années.

L'agriculture est l'économie et l'utilisation des terres dominantes de la région entourant le LSP. En 2018, 151 entreprises agricoles occupent 30 % (53 km²) de la zone littorale (TCRLSP 2018a). En 1964, les cultures pérennes représentaient 85 % de l'agriculture de la zone, contre seulement 15 % des cultures annuelles (Dauphin et Jobin, 2016). En 2014, les cultures pérennes n'y représentaient plus que 9 %, tandis que les cultures annuelles y représentaient 91 % (TCRLSP 2018b). Les cultures annuelles sont principalement le maïs, le soya et les céréales à petits grains, généralement cultivées avec des pratiques conventionnelles comme la fertilisation, l'utilisation de pesticides et le travail du sol annuel. Les cultures pérennes incluent les prairies et les forêts. Les champs cultivés sont longs et minces (environ 50 m de large), orientés perpendiculairement à la rivière et délimités par des fossés pour faciliter le drainage au printemps.

Dispositif expérimental – Gradient d'utilisation des terres

Quatre blocs d'étude ont été établis dans quatre régions de la zone littorale, principalement pour représenter les différences régionales (municipalités de Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy et La-Visitation-de-l'Île Dupas, nommées ci-après et respectivement PIER, BAIE, BART et DUPA). Dans chacun des blocs, nous avons défini un gradient d'utilisation des terres qui comprenait : 1) la culture conventionnelle (alternance maïs-soya, nommé Pratique Conventionnelle), 2) la culture agro-environnementale (alternance maïs-soya avec couverture intercalaire et bande d'alpiste le long des fossés agricoles, nommée Pratique Améliorée), 3) la prairie fauchée implantée depuis moins de cinq ans (Prairie Nouvelle), 4) la prairie fauchée-pâturée implantée depuis plus de cinq ans (Prairie Vieille), e) la prairie humide ou le marais (Prairie Naturelle) et 5) la forêt naturelle ou marécage (Forêt), dont trois étaient à dominance d'*Acer saccharinum* et une à dominance de *Fraxinus nigra* (photo Q1). Au total, 30 sites ont été étudiés d'octobre 2019 à octobre 2021 (deux nouvelles prairies ne se retrouvant pas dans les blocs DUPA et PIER). Pour s'assurer de travailler à une même fréquence d'inondation, l'échantillonnage des 30 sites a été réalisé à la même altitude de 6,2 m.

Analyses des sols

Les températures du sol et de l'air ont été suivies toutes les six heures à l'aide d'enregistreurs hobo-U18 (Hoskin) sur les traitements de Pratique Conventionnelle, de Prairie Vieille et de Forêt de mai 2020 à octobre 2021, et sur l'ensemble des 30 sites d'avril à octobre 2021. L'enregistreur pour T_{sol} était placé à 10 cm de profondeur, tandis qu'il était placé à 2 m de la surface du sol pour T_{air} , dans un abri protégé de la lumière directe du soleil et ventilé naturellement. L'humidité du sol (H_{sol} %) a été ponctuellement mesurée par une sonde WET2 (DELTA-T) durant 12 campagnes mensuelles de mesures de flux de C (voir plus bas), sur la période hors neige et eau, et de manière continue (toutes les six heures) de juin à octobre 2021, par des sondes Echo EC-5 et Decagon 5TE. La quantité des pores

contenant de l'eau (WFPS) a été calculée comme le rapport entre H_{sol} et la porosité, cette dernière étant calculée selon l'équation suivante : Porosité = $100 \cdot (1 - [\text{DaTF}/2.65])$, en considérant une densité maximale de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$.

En octobre 2019 et sur chacun des 30 sites, quatre carottes de 1 m de profondeur et 5,1 cm de diamètre ont été prélevées de manière aléatoire à la même élévation et de manière intacte en utilisant une foreuse thermique et des tubes de plastique (AMS Gas Powered REDI Boss Hammer, American Falls). Les carottes ont ensuite été découpées en 12 tranches (photos Q2-3) : 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40, 40-50, 50-60, 60-80, 80-100 cm. Les tranches communes de trois carottes ont été rassemblées puis séchées à l'air libre, tandis que les tranches de la quatrième carotte ont été conservées à $-80 \text{ }^{\circ}\text{C}$. La densité apparente en terre fine (DaTF, tamisé à 1 mm et poids sec après 36 h à $80 \text{ }^{\circ}\text{C}$), la perte au feu de la matière organique (après combustion à $550 \text{ }^{\circ}\text{C}$), le potentiel d'hydrogène (extrait à l'eau, rapport v:v 1/5, $T^{\circ}\text{C} = 20 \text{ }^{\circ}\text{C}$) et le potentiel d'oxydoréduction (courant entre une électrode de Platine M241Pt et une de référence REF321, Husson et al., 2015) ont été mesurés par des protocoles standards. Les teneurs en C organique et en azote (N) total et leurs signatures isotopiques en ^{13}C pour l'ensemble des horizons et en ^{15}N pour l'horizon 0-25 cm ont été mesurées après une fumigation acide et à l'aide d'un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse à rapport isotopique (EA-IRMS, technologie Agilent, Santa Clara, CA, USA). Pour expliquer les variations en teneur de C_{org} des horizons entre sites et entre horizons, nous avons mesuré, sur les horizons 0-10 et 30-40 cm, les matières organiques particulières et associées aux minéraux (après tamisage humide dans une solution d'hexamétaphosphate de sodium à 0,5 % à $63 \mu\text{m}$), la concentration en magnésium et en calcium échangeable (après extraction NH_4Cl et BaCl_2 0,1M et dosage par ICP-OES), ainsi qu'en oxydes de fer et en aluminium (différences entre les concentrations en Fe et Al mesurées par avec la méthode Tamm [1922, acide oxalique et oxalate d'ammonium pour les Al et Fe amorphes] et avec la méthode Merah et Jackson [1960, citrate et bicarbonate de sodium, pour les Al et Fe non liés aux silicates]).

Entre octobre 2019 et octobre 2022, sur chacun des 30 sites, 14 campagnes mensuelles de récoltes de sol ont été réalisées sur 10 cm de profondeur. Chaque campagne durait trois à cinq jours, avec en moyenne un bloc par jour. Les échantillons de sol étaient transportés en glacière au laboratoire, entreposés à $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$, tamisés à 2 mm, puis conservés à $-80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ dans les 48 h suivant la récolte. Pour 11 des 14 campagnes, les concentrations en nitrate, en ammonium (après extraction au KCl 2N et dosage sur FIA) et en phosphate (après extraction par la méthode Bray II et dosage par spectrophotométrie) ont été mesurées après séchage d'échantillons de sols décongelés. Il est à noter que les sols étaient prélevés au minimum deux semaines après les événements de fertilisation dans les cultures annuelles de maïs et de soya. Les concentrations en biomasse d'ADN recueillis lors de cinq des 14 campagnes, après extraction avec le kit DNeasy PowerSoil Pro (Qiagen) pour le projet de Vincent Fugère sur la biodiversité environnementale, et en biomasse microbienne, par fumigation-extraction (fumigation chloroforme et extraction au BaCl_2), ont été mesurées sur des échantillons congelés par unité de masse de sol sec puis converties par unité de surface en tenant compte de la profondeur échantillonnée et de la densité apparente en terre fine.

Flux de GES

Les flux de CO₂ et de CH₄ ont été mesurés sur les 14 campagnes de terrain à l'aide d'un analyseur portable LI-7810 et d'une chambre (SmartChamber 8200, LICOR) de 20 cm de diamètre (photo Q2). Des supports de 20 cm de diamètre et 11 cm de hauteur, enfoncés de moitié dans le sol, étaient disposés à l'automne 2019 puis en début de saison 2020, 2021, 2022. La chambre était positionnée directement sur le support et la mesure était prise au même endroit sur une année. Par campagne et par site, trois répétitions de mesures en continu sur 30 s des concentrations des deux gaz à l'intérieur de la chambre étaient enregistrées, avec une ventilation de la chambre entre chaque répétition. Pour chaque répétition contenant environ 200 prises de mesures, seulement la partie linéaire, positive ou négative selon le cas, entre la concentration des gaz et le temps était conservée. Le flux des gaz était calculé par campagne et pour chaque site selon l'équation suivante :

$$F_c = \frac{10 \cdot P_0 \cdot (1 - W_0) \cdot 10^{-3}}{R \cdot S \cdot (T_0 + 273.15)} \cdot \frac{\partial C'}{\partial t} \quad \text{Eq. 1}$$

où F_c est le flux de CO₂ en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (ou de CH₄ en $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), V est le volume de la chambre (cm^3), P_0 est la pression initiale en kPa, W_0 est la concentration initiale en vapeur d'eau de l'air en mmol mol^{-1} , S est la surface échantillonnée en cm^2 , T_0 est la température initiale de l'air en °C et $\partial C'/\partial t$ est la vitesse de modification de concentration du gaz dans la chambre.

Les flux de N₂O ont été estimés en utilisant l'équation de Wang et al., (2020) en $\mu\text{gN kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ et les concentrations en NO₃⁻ et en NH₄⁺, WFPS et T_{sol} sur les 11 dates disponibles :

$$F_{N_2O} (\mu\text{gN} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}) = a \cdot \frac{NNH_4}{b \cdot NNH_4} \cdot \frac{NNO_3}{c \cdot NNO_3} \cdot \exp^{d \cdot WFPS} \cdot \exp^{e \cdot T_{\text{sol}}} \quad \text{Eq. 2}$$

où les paramètres a , b , c , d et e sont des paramètres d'ajustement de $F\text{-N}_2\text{O}$ à la concentration en NH₄⁺, NO₃⁻, WFPS et T_{sol} , respectivement.

$F\text{-N}_2\text{O}$ a été converti dans une unité similaire aux flux de CO₂ - CH₄ par la formule suivante :

$$F_{N_2O} (\mu\text{molN}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}) = \text{DaTF} \cdot \frac{M_{N_2O}}{M_N} \cdot \frac{1}{M_{N_2O}} \cdot \text{prof} \cdot 10^{-3} \cdot 10^4 \quad \text{Eq. 3}$$

où M est la masse molaire de l'N et de N₂O. Les paramètres a , b , c , d et e de l'équation 2 ont été ajustés en utilisant le profil en 15N du sol, en considérant que la valeur maximale le long du profil est un marqueur du front de dénitrification (Hobbie et Ouimet, 2009). Pour chaque site, le maximum $F\text{-N}_2\text{O}$ par site a été retenu sur les 11 dates et mis en relation avec le maximum de la signature 15N de la matière organique sur le profil de sol. Les paramètres de l'équation 2 ont été obtenus pour maximiser l'ajustement entre ces deux variables et les valeurs de paramètres suivantes ont été obtenues : $a = 1.07 \cdot 10^{-4}$, $b = 13.5$, $c = 4.5$, $d = 0.05$ et $e = 0.2$.

Prélèvement de la végétation

Nous avons mesuré la biomasse aérienne et racinaire en place et la productivité aérienne de la végétation du 16 au 29 août 2021, c'est-à-dire au plus fort de la période de la végétation d'après les observations NDVI par drone du projet d'Alexandre Roy lors des années 2019 et 2020.

Pour les cultures de grains, la biomasse aérienne a été prélevée et le nombre de plants enregistrés sur un mètre linéaire pour le soya et deux mètres linéaires pour le maïs. Pour chaque site, la distance entre deux rangs a été mesurée à quatre endroits. La biomasse récoltée a été séchée au four à 80 °C pendant trois jours, puis pesée. La biomasse en place et la productivité primaire nette ont été calculées en divisant la biomasse sèche par la surface échantillonnée. La biomasse racinaire a été mesurée en prélevant les racines dans des fosses allant de l'extérieur du rang à l'intérieur de l'interrang sur 30 cm de longueur et 25 cm de profondeur. Pour les trois types de prairies, des zones protégées ont été mises en place en début de saison et la biomasse aérienne a été récoltée sur des surfaces de 30*30 cm et 30 cm de profondeur pour les racines. La litière au sol a été récoltée séparément. Les biomasses des différents compartiments ont été séchées et pesées. La biomasse en place et la productivité primaire nette ont été calculées comme précédemment.

Pour les forêts, la biomasse aérienne en place a été mesurée comme le produit de la densité moyenne d'individus par la biomasse aérienne moyenne des arbres. Pour chaque site, la densité moyenne de la forêt a été mesurée par la méthode de distance moyenne point-plante sur une série de 10 stations réparties sur une distance de 500 m (Elzinga et al., 1998). La biomasse moyenne d'un arbre (kg) a été calculée à partir de relation allométrique, de type $B_i = a_{sp} \cdot DBH^{b_{sp}}$, utilisant le diamètre à hauteur de poitrine (DBH) de 20 arbres et les paramètres liés à nos deux essences dominantes *A. saccharinum* ($a_{As} = -2.047$; $b_{As} = 2.3852$) et *F. nigra* ($a_{Fn} = -2.0314$; $b_{Fn} = 2.3524$) (Chojnacky et al., 2014). La biomasse racinaire a été récoltée, séchée et pesée sur deux fosses par site de dimension moyenne 25*25 cm de surface et 35 cm de profondeur. La productivité primaire nette a été calculée en considérant le taux annuel d'incrémentation des cernes des trois dernières années (Dye et al., 2016). Pour cela, nous avons récolté sur 15 individus par site le diamètre et une carotte d'arbre à hauteur de poitrine. En mesurant les longueurs de cerne et en les soustrayant au DBH mesuré en 2021, nous avons calculé pour chaque arbre le DBH et la B_i des années 2020 et 2019. La productivité primaire nette a ensuite été calculée pour les années 2021 et 2020 comme la variation annuelle moyenne de biomasse multipliée par la densité moyenne des arbres par site.

Estimation des fonctions écosystémiques

La capacité de séquestration du C de l'écosystème a été estimée par la productivité nette du biome ($tC\ ha^{-1}\ an^{-1}$), à savoir comme la différence annuelle entre les flux entrant et sortant du C, selon la formule suivante :

$$PNB = PPN - R_h - E + I \quad \text{Eq. 4}$$

où PPN est la productivité primaire nette, R_h est la respiration hétérotrophe en partie exondée et inondée et E et I sont les exports et imports de biomasse du et dans le système. La PPN est calculée en équivalent C en considérant une teneur en C de 45 % pour les cultures de grain et les prairies et de 48 % pour la forêt. R_h a été calculée comme le flux journalier cumulé sur les années 2020-2021 des émissions de CO_2 et de CH_4 du sol en équivalent C. Ce flux journalier en partie exondée est estimé selon le modèle empirique établi pour chaque flux et chaque site (mat. sup Q4, $r_c^2 = 0.57$ pour CO_2 , $r_c^2 = 0.76$ pour CH_4) en tenant compte de T_{sol} et de WFPS estimée de manière journalière à partir de T_{air} selon les modèles empiriques établis sur chaque site (mat. sup Q1, $r_c^2 = 0.94$ pour T_{sol} , $r_c^2 = 0.17$ pour WFPS). T_{air} a été extraite de la station météorologique locale de Sorel-Tracy

(MELCC, 2021). En partie inondée, les données mesurées au printemps 2019 et 2022 par l'équipe de François Guillemette ont été utilisées et répliquées en considérant 50 jours d'inondation. L'exportation de C E du système a été estimée à 90 % pour Pratique Conventionnelle, à 85 % pour Pratique Améliorée, à 75 % pour Prairie Nouvelle, à 70 % pour Prairie Vieille, à 35 % pour Prairie Naturelle et à 10 % pour Forêt (Cebrian. 1999). L'import n'a pas été comptabilisé dans cet exercice, mais il pourrait être estimé à partir de la turbidité, de la direction du courant et de la déposition, en utilisant les données du projet de Stéphane Campeau. Les flux hivernaux n'ont pas été estimés ici.

Le potentiel annuel de méthanotrophie (PME, $tC-CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et l'émission annuelle de GES (Fc-C-GES, $tC-CO_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) ont été calculés en cumulant sur les années 2020 et 2021 les flux journaliers estimés respectivement de CH_4 et de CO_2+CH_4 (voir ci-dessus et mat. sup Q1 et Q4). L'émission annuelle de N_2O (Fc-N-GES, $teq-CO_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) a été calculée comme le cumul de 10 épisodes de flux maximal F- N_2O , comme expliqué ci-dessus. Le pouvoir réchauffant sur 100 ans du CH_4 , 25 fois supérieur à celui du CO_2 , et de N_2O , 298 fois supérieur à celui du CO_2 , a été pris en compte dans les calculs d'estimation des GES émis vers l'atmosphère. La capacité à rafraîchir le sol a été calculée comme le cumul annuel des différences négatives entre T_{sol} et T_{air} . La capacité à réguler l'N minéral du sol a été calculée comme le coefficient de variation sur les neuf temps de mesures de la concentration en $N_{min} = NO_3^- + NH_4^+$. L'ensemble des variables mesurées et leurs résolutions temporelles et spatiales sont présentés au tableau Q1.

Analyse des données

Pour mettre en évidence l'effet de l'utilisation des terres sur chacune des variables, des modèles de régression multiple généralisée mixte ont été utilisés et analysés par le logiciel R (R Core Team, 2021) et le package « *lme4* » (v.1.1-27.1, Bates et al., 2015). Le bloc et le site étaient considérés comme facteurs aléatoires, le site étant emboîté dans le bloc si plus d'une mesure par site était analysée. Des distributions gamma ont été utilisées pour les relations à la profondeur et avec des données positives et gaussienne pour les données décimales continues. Les différences statistiques étaient ensuite testées par l'analyse des moyennes marginales des différents niveaux d'utilisation des terres en rapport à l'utilisation Pratique conventionnelle. Cela a été réalisé en utilisant le package « *emmeans* » (v.1.6.2-1, Russel, 2021). Les représentations graphiques sont issues de relations conditionnelles, à savoir prenant la valeur médiane des autres effets fixes et aléatoires du modèle, en utilisant les packages « *visreg* » (v.2.7.0, Breheny et Burchett, 2017) et « *ggplot 2* » (v.3.3.5, Wickham, 2016). Les tableaux de régression sont présentés en annexe (mat. sup. Q – tableaux Q1-Q4).

Résultats

Environnement

Les quatre blocs ont présenté des caractéristiques édaphiques contrastées (figure Q1). BAIE possédait un sol plus basique et réducteur que les trois autres blocs, tandis que PIER possédait un sol plus sableux et avec moins d'oxyde de fer et d'aluminium que les autres blocs. Finalement, BART et DUPA possédaient des niveaux intermédiaires de ces caractéristiques importantes pour le fonctionnement microbien et la séquestration du C dans le sol. Ces différences entre blocs ont été prises en compte comme facteur aléatoire dans les analyses suivantes.

L'utilisation des terres a fortement modifié l'environnement édaphique dans la zone de récurrence 0-2 ans à une même élévation (figure Q2), opposant les cultures temporaires (maïs, soya et Prairie Nouvelle) aux cultures pérennes (Prairie Vieille, Prairie Naturelle, Forêt). Plus l'intensité de perturbation des terres était faible, plus les sols présentaient sur 25 cm de profondeur des niveaux faibles de densité apparente, de pH, de concentrations en N minéral et phosphate, et avec une tendance à un niveau plus faible de la capacité de remplissage des pores du sol par l'eau, comparativement au traitement Pratique Conventiennelle (figure Q2A-B, D-E-F). Avec comme effet fixe l'utilisation des terres et en effet aléatoire la profondeur ou la date en plus du site et du secteur, les modèles avaient les r^2 marginaux suivants : DaTF : $r_m^2 = 0.52^{***}$; WFPS : $r_m^2 = 0.17^*$; pH : $r_m^2 = 0.12^*$; NO_3^- : $r_m^2 = 0.10^*$, PO_4 : $r_m^2 = 0.23^{***}$. À 10 cm de profondeur, ces sols montraient aussi une plus forte capacité à tamponner T_{air} , étant plus froids en été et plus chauds en hiver. Par exemple, les forêts diminuaient jusqu'à 7.5 °C T_{sol} en moyenne journalière en été (figure Q2C, mat.sup Q—tableau Q1, $r_m^2 = 0.93$).

Les réservoirs de carbone et d'azote de la matière organique

L'utilisation des terres a modifié la biomasse vivante en place au sein du sol (figure Q3). Plus l'intensité des perturbations était faible, plus les sols accumulaient de la biomasse racinaire, microbienne et d'ADN. Les forêts présentaient ainsi 15 fois plus de racines, 4.8 fois plus de biomasse microbienne (BM) par surface de sol et 2.5 fois plus de biomasse d'ADN que la Pratique Conventiennelle. Les modèles avaient les r_m^2 suivants : $\text{BV}_{\text{aérien}}$: $r_m^2 = 0.90^{***}$; $\text{BV}_{\text{racin.}}$: $r_m^2 = 0.86^{***}$; BADN : $r_m^2 = 0.40^{***}$; BM : $r_m^2 = 0.56^{***}$.

Le long du profil du sol, le C et l'N s'accumulaient de manière contrastée selon l'utilisation des terres. Dans les 25 premiers centimètres, les sols des cultures pérennes contenaient une plus forte teneur et une plus grande quantité de C (figures Q4A-C, Q5A) et N organique (biomasse racinaire exclue) (figure Q6A-C) que les cultures temporaires, et cela, malgré une plus faible densité apparente (figure Q4-B, mat. sup. Q—tableau Q2). Cette plus forte teneur s'expliquait par un apport plus important de matières organiques aussi bien particulières que celles associées aux minéraux (figure Q5B-C). Au-delà de 25 cm et jusqu'à 80 cm de profondeur, ces différences n'existaient plus : le stock de C était sans différence entre les traitements sur l'ensemble du profil. En ajoutant les concentrations en Ca, Mg, FeO et AlO, et la texture dans le modèle, seule la texture (teneur en sable) augmentait la capacité de prédiction du modèle d'accumulation de C avec la profondeur (mat. sup Q - tableau Q2).

Le profil en $^{13}\text{C}_{\text{org}}$ montrait une forte interaction avec l'utilisation des terres (figure Q4D), avec un profil croissant pour les cultures pérennes et possédant une végétation dont la photosynthèse est de type C3 ($^{13}\text{C}_{\text{prairie_vieille}} = -28.94$; $^{13}\text{C}_{\text{prairie_hum}} = -29.56$; $^{13}\text{C}_{\text{forêt}} = -31.39$) et un profil décroissant pour les cultures temporaires abritant régulièrement des cultures de maïs dont la photosynthèse est de type C4 ($^{13}\text{C}_{\text{pratique_conv}} = -15.20$; $^{13}\text{C}_{\text{pratique_amel}} = -17.30$; $^{13}\text{C}_{\text{prairie_nouvelle}} = -18.90$). Dans les 25 premiers centimètres du sol des cultures pérennes, les matières organiques particulières et associées aux minéraux avaient une signature plus négative que la signature moyenne en profondeur, ce qui indique un apport récent de matières organiques récentes en C3 dans ces deux compartiments (figure Q5E-F). En cultures annuelles, seul le compartiment des matières organiques particulières montrait une signature isotopique plus élevée que la signature moyenne des

matières organiques du sol, indiquant un apport récent de matières organiques C4 dans ce compartiment. À l'inverse, aucun apport dans le compartiment des matières organiques associées aux minéraux n'a été détecté pour les cultures annuelles.

Le profil en $^{15}\text{N}_{\text{org}}$ montrait une relation quadratique dont l'optimum, marquant l'activité maximale de dénitrification, variait avec l'utilisation des terres (figure Q6D, mat. sup. Q - tableau Q3). Ainsi, Forêt avait le plus faible optimum en ^{15}N à 4.7 ‰ à 10 cm de profondeur, tandis que Prairie Nouvelle avait le plus fort optimum, à 5.9 ‰ à 5 cm.

Flux de gaz à effet de serre

L'utilisation des terres a également influencé les processus biologiques de fonctionnement du sol, régulant l'émission des GES, CO_2 , CH_4 , N_2O (figures Q7A-D). Concernant l'émission de CO_2 et durant la période inondée au cours des crues de 2019 et 2022, aucune différence n'a été détectée entre les traitements. Durant la période exondée, il n'y avait pas de différence entre les flux de CO_2 du sol émis par la forêt comparativement aux cultures temporaires, malgré la présence de biomasse vivante et morte dans le sol bien plus importante dans le premier système (figure Q7A). Cela s'expliquerait en partie par le pouvoir tampon de la forêt sur la température du sol, facteur environnemental prédominant selon une relation exponentielle pour expliquer les variations des flux de CO_2 tout au long de l'année (figure Q8A). Cependant, une plus grande émission a été significativement observée en Prairies Vieilles et Naturelles (1.7 fois plus par rapport à Pratique Conventionnelle, figure Q7A), où le pouvoir tampon thermique est moins important qu'en forêt. On notera, dans le matériel supplémentaire Q, tableau Q4, que l'interaction entre l'utilisation des terres et la température n'a pas été retenue dans le modèle, indiquant que la relation exponentielle entre T_{sol} et $F\text{-CO}_2$ était la même quel que soit le traitement (figure Q8A).

Concernant le CH_4 , nous avons observé des flux positifs (émission du sol vers l'atmosphère) et des flux négatifs (capture de l'atmosphère vers le sol) dans tous les traitements (figures Q7B-Q8B). Durant la période inondée, seules des émissions ont été observées sans différence entre les traitements (figure Q7B). Durant la période exondée, les cultures temporaires montraient un flux moyen net non différent de zéro et quelques flux très positifs (méthanogenèse > méthanotrophie), mais jamais de flux très négatif. Au contraire, les cultures pérennes montraient quelques épisodes de flux positifs, mais essentiellement des flux négatifs (méthanogenèse < méthanotrophie). Les variations entre dates des flux de CH_4 en cultures pérennes étaient essentiellement liées aux variations de l'eau disponible du sol, alors qu'en cultures temporaires, aucune relation n'existait (figure Q8B). Les forêts ont montré la plus grande capacité à capturer le CH_4 , probablement en maintenant l'humidité de sol à des niveaux intermédiaires, ce qui offre un habitat optimal aux méthanotrophes pour l'oxydation du CH_4 , tandis que les cultures temporaires n'ont probablement pas permis de recréer cet habitat favorable.

Concernant le N_2O en période exondée, l'estimation du flux potentiel en fonction du nitrate (NO_3^-), de l'ammonium (NH_4^+), de l'humidité et de la température était fortement et positivement corrélée à la signature isotopique en ^{15}N de la matière organique du sol (figure Q7C, $r_m^2 = 0.70^{***}$ dans un modèle contenant le $^{15}\text{N}_{\text{max}}$ du sol et son interaction avec l'utilisation des terres en facteurs fixes et le site emboîté dans le bloc comme facteurs

aléatoires), comme cela est théoriquement attendu. Finalement, en période exondée, plus l'intensité de perturbation était faible, plus les émissions de N₂O vers l'atmosphère étaient réduites, avec quatre fois moins d'émissions en forêt qu'en cultures temporaires (figure Q7D, $r_m^2 = 0.43^{***}$ dans un modèle contenant uniquement l'utilisation des terres comme facteur fixe).

Les fonctions de l'écosystème

En cumulant les flux et les changements de biomasse à l'échelle de l'année, incluant les flux durant les périodes inondées et exondées, il est possible de mieux quantifier le bilan carbone et le forçage thermique des écosystèmes de la plaine. Ainsi, plus l'intensité de perturbation des terres était faible, plus la productivité nette du biome (différence entre import et export de carbone organique et inorganique), le potentiel de nourrir la chaîne trophique par la méthanotrophie, la capacité à limiter la variation de l'N minéral du sol et les flux de N₂O vers l'atmosphère, ainsi que la capacité tampon de la température du sol étaient élevés (figure Q9). Avec comme effet fixe l'utilisation des terres, les modèles avaient les r^2 marginaux suivants : PNB : $r_m^2 = 0.74^{***}$; PME : $r_m^2 = 0.77^{***}$; C-GES : $r_m^2 = 0.20^*$; N-GES : $r_m^2 = 0.46^{***}$; COOL : $r_m^2 = 0.72^{***}$; CV-N_{min} : $r_m^2 = 0.61^{***}$. On peut également rappeler la capacité significative à accumuler du C sur les 25 premiers cm de sol des Forêts comparativement à la Pratique Conventionnelle, malgré l'absence de différence plus en profondeur (figure Q5A). Enfin, aucune différence entre les traitements n'était observée sur les émissions annuelles de CO₂ et de CH₄ (figure Q9C). Il est important de noter que la relation générale entre intensité de perturbation des terres et fonction écosystémique n'était pas linéaire et que deux paliers de changement sont à mettre en évidence. Le premier se produisait entre Prairie Nouvelle et Prairie Vieille, le second se produisait entre Prairie Naturelle et Forêt.

Discussions et conclusions

En considérant une inondation théorique de 50 jours, les écosystèmes de la zone littorale du LSP ont présenté un bilan C variant entre -5.14 à $+0.04$ tC ha⁻¹ an⁻¹, favorisant globalement une diminution du C de l'atmosphère et une augmentation du C_{org} au sein de la végétation, des microorganismes et du sol. Pour les zones tempérées, la capacité des zones humides à séquestrer du C dans le sol était estimée entre -3.20 et -0.03 tC ha⁻¹ an⁻¹ (Mitsch et al., 2013 ; Sutfin et al., 2016). Dans cette dernière méta-analyse, la variation de la biomasse en place (incluant compartiment racinaire et bois mort) variait 1 à 350 tC ha⁻¹, tandis que le stock de carbone organique du sol variait de 1 à 3 000 tC ha⁻¹ sans que la profondeur de sol ne soit précisée dans l'étude. Comparativement, nos valeurs se situaient dans ces larges intervalles de valeurs (0.9 - 260 tC ha⁻¹ pour la biomasse en place et 75 - 175 tC ha⁻¹ pour le stock de carbone organique du sol, Stock C Cum, figure Q4C). Durant la période exondée, notre étude présentait des variations de $+0.01$ à $+20.39$ $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ pour les flux de CO₂ et de -3.97 à $+4.96$ $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ pour le CH₄. En zone littorale au Kenya, dans des systèmes d'utilisation des terres comparables, les flux de CO₂ et de CH₄ au cours de la saison variaient respectivement entre $+1.27$ et $+12.73$ $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ et entre -2.31 et $+1.16$ $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Wanyama et al., 2019). Plus globalement, la consommation de CH₄ peut varier entre -13.45 à $+13.04$ $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Dalal et al., 2008 ; McDaniel et al., 2019). Ces comparaisons visent à montrer que nos résultats se situent dans les intervalles observés à travers le monde et plus précisément en zone littorale de milieu tempéré.

Un résultat important de notre étude a été de démontrer que l'utilisation des terres modifiait considérablement l'environnement édaphique, la biomasse des êtres vivants en place et, *in fine*, les fonctions associées au cycle du carbone des écosystèmes de la plaine d'inondation du LSP. Cette modification s'organisait le long d'un gradient d'intensité d'utilisation des terres où plus l'intensité de perturbation par les activités anthropiques comme le passage de la machinerie agricole et la fertilisation était faible, plus le système était capable d'extraire le CO₂ et le CH₄ de l'atmosphère, d'en limiter le retour, ainsi que celui de l'N sous forme de N₂O, notamment en favorisant une meilleure régulation des températures et des nutriments (figure Q9). Cela s'est également traduit par une plus grande quantité de matières organiques séquestrées dans les 25 cm du sol de surface plus important en Forêt qu'en Pratique Conventionnelle (17 ± 2.5 par rapport à 22.5 ± 2.8 tC ha⁻¹). Ce stockage plus important de matière organique se trouvait aussi bien dans les compartiments particuliers généralement de *turnover* rapide (1-50 ans) que dans les compartiments associés aux minéraux de *turnover* lent (100-1000 ans). Ainsi, les écosystèmes moins perturbés étaient aussi des écosystèmes soutenant simultanément plus de fonctions écosystémiques atténuant les impacts du changement climatique, un enjeu critique pour les sociétés humaines. À notre connaissance, nos résultats comparant l'effet de l'utilisation des terres au sein d'une même plaine avec une même fréquence d'inondation sont assez uniques dans la littérature ne permettant pas de pleinement les comparer. Cependant, en se concentrant sur les émissions du CO₂, CH₄ et N₂O, deux méta-analyses ont également démontré que l'émission des GES du sol vers l'atmosphère diminue à mesure que l'apport de nutriments par fertilisation diminue (Liu et Graver, 2009) et que la durée depuis le dernier changement d'utilisation des terres augmente (McDaniel et al., 2019). Cette dernière étude tendrait à montrer également que nos résultats pourraient s'appliquer le long d'un gradient d'utilisation des terres, mais également dans le cas d'un changement d'utilisation des terres vers un usage moins perturbé.

La relation entre utilisation des terres et fonctionnement de l'écosystème n'était pas linéaire, c'est-à-dire que d'une utilisation des terres à l'autre, les différences pouvaient être plus ou moins accentuées. Premièrement, on notera que la Pratique Améliorée n'a jamais été associée à une différence significative par rapport à la Pratique Conventionnelle et, ainsi, qu'aucun bénéfice sur le cycle du C ne peut être tiré des pratiques agro-environnementales mises en place dans notre contexte de zone littorale du LSP. Le temps d'observation de trois ans n'est sans doute pas assez long pour observer des changements sur le cycle du C et/ou les pratiques agro-environnementales utilisées ne sont peut-être pas adaptées à un contexte d'inondation. Deuxièmement, deux transitions ont particulièrement provoqué des changements importants sur l'ensemble des variables mesurées. Les changements d'utilisation de Prairie Nouvelle à Prairie Vieille, et de Prairie Naturelle à Forêt ont amené une dynamique particulièrement plus efficace du fonctionnement de l'écosystème. Parmi les variables étudiées, le plus fort contraste à la première transition (Prairie Nouvelle → Prairie Vieille) a été observé pour la biomasse racinaire, la profondeur d'enracinement (observation personnelle) et la biomasse microbienne du sol. À la deuxième transition (Prairie Naturelle → Forêt), c'est le contraste de biomasse aérienne qui a été le plus élevé. Dans un contexte de zone littorale et de sol globalement humide, le changement de végétation associé à la première zone de transition a très probablement permis d'obtenir une plus forte oxygénation du sol (soit une densité apparente plus faible) et une plus forte rétention des nutriments, alors que la seconde zone de transition a

particulièrement abouti à une différence importante de la température du sol. Ces trois variables environnementales (oxygène, nutriments, température) sont des clefs pour la régulation du cycle du C, la plus forte oxygénation rendant les métabolismes plus efficaces dans la production de biomasse et la plus faible température limitant particulièrement les pertes de CO₂ et de CH₄.

Un résultat fort de notre étude est d'observer dans les traitements les plus perturbés un « découplage » du fonctionnement du vivant, responsable de l'émission des gaz CH₄ et CO₂. Dans les cultures temporaires, aucune capture nette du CH₄ et aucune relation avec l'humidité du sol n'ont été observées, alors qu'en cultures pérennes, plus l'humidité du sol diminuait, plus la capture augmentait (en accord avec Wanyama et al., 2019), avec une intensité de plus en plus importante avec la diminution du gradient de perturbation (en accord avec Dalal et al., 2008). Cela tend à montrer que les cultures temporaires ont fortement perturbé les ressources liées à la capacité d'oxydation du CH₄ et/ou les communautés des méthanotrophes responsables de sa capture. Ainsi, la revue de LeMer et Roger (2001) recense des effets importants de la compaction et/ou du labour du sol, qui diminue la présence des microsites d'oxygénation du sol, et de l'ajout d'ammonium, qui amène une compétition de pouvoir oxydant pour l'activité des mono-oxygénases du CH₄, ou encore des bloqueurs d'uréases tels le thiophosphoric triamide, qui inhibent la méthanotrophie. Un autre aspect de ce découplage du vivant concerne les flux d'émission du CO₂ et l'absence de l'effet interactif entre température du sol et utilisation des terres. Ce résultat est inattendu. Avec une teneur en matière organique et une biomasse microbienne du sol bien plus importantes, le métabolisme de respiration cellulaire des cultures pérennes a davantage de substrats et d'enzymes nécessaires à son fonctionnement et devrait, à température équivalente, émettre davantage de CO₂ que les cultures temporaires. Une première explication serait que les microorganismes vivant dans le sol des cultures pérennes (probablement à croissance lente comme les champignons) sont bien plus efficaces à utiliser les ressources disponibles que ceux vivant dans le sol des cultures temporaires (probablement à croissance rapide comme les bactéries) (Kallenbach et al., 2016). Une seconde explication serait que la qualité des matières organiques diffère entre les cultures temporaires et permanentes, ce qui aboutirait à ces différences de métabolisme. Globalement, les cultures temporaires seraient ainsi des systèmes peu efficaces écologiquement.

Notre étude n'a pas exploré les flux hivernaux. En plus de ces compléments, les flux de N₂O seraient également à mieux caractériser, car, ayant un pouvoir réchauffant sur 100 ans 298 fois supérieur à celui du CO₂, ils pourraient être déterminants pour dresser la direction de la rétroaction (positive ou négative) des différentes utilisations des terres envers l'atmosphère. Afin de mieux comprendre ce découplage du vivant en cultures temporaires, nous mettrons en relation nos mesures avec celles de la dynamique spatiale et temporelle des communautés microbiennes du sol du projet de Vincent Fugère. Enfin, notre étude ne permet pas de tester pleinement l'interaction entre les inondations et l'utilisation des terres sur le fonctionnement de l'écosystème, car cela nécessiterait une étude à plus long terme (> 10 ans), afin d'obtenir une variation interannuelle de la durée d'inondation.

En conclusion, notre étude dessine deux opportunités de changement d'utilisation des terres pour limiter les effets négatifs de la dominance de l'agriculture conventionnelle sur

le fonctionnement et la biodiversité du LSP et de sa zone littorale. La première serait de réintroduire davantage de vieilles prairies dans le paysage, comme avant les années 1990. Cependant, cette option nécessiterait de contrer la mauvaise image du foin bleu ou du foin qui sent la grenouille, une perception des agriculteurs de la zone littorale, et de remettre une filière économique en place pour l'utilisation du foin. La seconde option serait de considérer les forêts d'érable argenté dans la plaine d'inondation du LSP comme un système agricole, au même titre que le maïs et le soya, qui peut à la fois amener une valorisation économique par la vente du sirop d'érable, mais également restaurer la dimension écologique du territoire. Deux érablières argentées tubulées sur plusieurs centaines de mètres pour la production de sirop d'érable sont d'ailleurs en place à Pierreville. De plus, Peters et al., (2019) ont récemment montré que l'érable argenté peut être utilisé pour la fabrication de sirop avec des volumes et une concentration en sucre comparables à ceux de l'érable à sucre. Ces auteurs concluent sur l'importance de la diversification des sources de sève pour permettre aux producteurs des stratégies de gestion plus variées afin de s'adapter aux variations et incertitudes du changement climatique.

Bibliographie

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., et Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), p. 1-48.
- Breheny, P., et Burchett, W. (2017). Visualization of regression models using visreg. *The R Journal*, 9(2), p. 56-71.
- Cebrian, J. (1999). Patterns in the fate of production in plant communities. *The American Naturalist*, 154(4), p. 449-468.
- Chojnacky, D. C., Heath, L. S., et Jenkins, J. C. (2014). Updated generalized biomass equations for North American tree species. *Forestry*, 87, p. 129-151.
- Dalal, R. C., Allen, D. E., Livesley, S. J., et Richards, G. (2008). Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: A review. *Plant and Soil*, 309, p. 43-76.
- Dauphin, D., et Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, 140(1), p. 42-52.
- Dye, A., Barker Plotkin, A., Bishop, D., Pederson, N., Poulter, B., et Hessl, A. (2016). Comparing tree-ring and permanent plot estimates of aboveground net primary production in three Eastern U.S. forests. *Ecosphere*, 7(9), e01454.
- Elzinga, C. L., Salzer, D. W., et Willoughby, J. W. (1998). Measuring and monitoring plant populations. Technical reference 1730-1. Bureau of Land Management, Denver, Colorado.
- Farley, L., Hudon, C., Cattaneo, A., et Cabana, G. (2019). Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river. *Ecosystems*, 22, p. 1823-1837.
- IPCC. (2021). Summary for policymakers. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, et B. Zhou (Eds.), *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press. In Press.
- Kallenbach, C. M., Frey, S. D., et Grandy, A. S. (2016). Direct evidence of microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological control. *Nature Communications*, 7, 13630.
- Le Mer, J., et Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37, p. 27-50.
- Lessard, M. (1991). Analyse multidimensionnelle et discontinuités spatiales des communautés de poissons du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel (Doctoral dissertation, Université du Québec à Montréal).
- Liu, L., et Graver, T. L. (2009). A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: The CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters*, 12, p. 1103-1117.
- McDaniel, M. D., Saha, D., Dumont, M. G., Hernández, M., et Adams, M. A. (2019). The effect of land-use change on soil CH₄ and N₂O fluxes: A global meta-analysis. *Ecosystems*, 22, p. 1424-1433.

- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., et al. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28, p. 583-597.
- Mitsch, W. J., et Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). Hoboken, NJ: John Wiley & Sons Inc.
- Mitsch, W. J., et Mander, Ü. (2018). Wetlands and carbon revisited. *Ecological Engineering*, 114, p. 1-6.
- Morin, J., et Côté, J. P. (2003). Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre: une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent. *VertigO*, 4(3), p. 1-10.
- Noyce, G. L., et Megonigal, J. P. (2021). Biogeochemical and plant trait mechanisms drive enhanced CH₄ emissions in response to whole-ecosystem warming. *Biogeosciences*, 18, p. 2449-2463.
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Russell, V., Buerkner, P., Herve, M., Love, J., Miguez, F., Riebl, H., et Singmann, H. (2021). *Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/emmeans.pdf>
- Peters, J. D. J., Huish, R. D., Taylor, D. C., et Munson, B. A. (2020). Comparative analysis of four maple species for syrup production in South-Central Appalachia. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 9(2), p. 267-276.
- Sutfin, N., Wohl, E. E., et Dwire, K. A. (2016). Banking carbon: A review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41, p. 38-60.
- Tana, Z., Liu, S., Sohl, T. L., Wu, Y., et Young, C. J. (2014). Ecosystem carbon stocks and sequestration potential of federal lands across the conterminous United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(41), p. 12723-12728.
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (TCRLSP). (2018a). Conservation des milieux humides du lac Saint-Pierre. Fiche synthèse. Retrieved from <http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1429/>
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (TCRLSP). (2018b). Plan de gestion intégrée régional du lac Saint-Pierre. Document d'introduction. Retrieved from <http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1428/>
- Van der Merwe, N. J., et Medina, E. (1991). The canopy effect, carbon isotope ratios and foodwebs in Amazonia. *Journal of Archaeological Science*, 18(3), p. 249-259.
- Wanyama, I., Pelster, D. E., Butterbach-Bahl, K., Verchot, L. V., Martius, C., et Rufino, M. C. (2019). Soil carbon dioxide and methane fluxes from forests and other land use types in an African tropical montane region. *Biogeochemistry*, 143, p. 171-190.
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag. Retrieved from <https://ggplot2.tidyverse.org>

Tableaux, figures et photos Q



Photo Q1. Gradient d'utilisation des terres (Pratique conventionnelle, Pratique améliorée, Prairie humide, Forêt).



Photo Q2. Carottage et mesure de flux de gaz $\text{CO}_2\text{-CH}_4$ sur le dispositif.



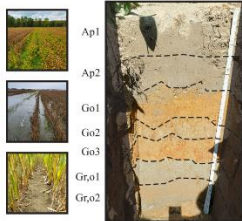
Photo Q3. Ouverture et échantillonnage des carottes de sol.

Fosses pédologiques - PELSP

Août 2021

PIER03 - Pratique améliorée

Antraquic Gleysol

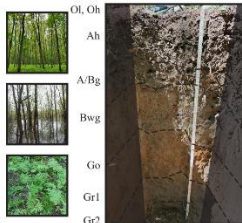


0 | **0-15, Ap1:** Brun-gris (10YR5/1), sablo-limoneux, petits agrégats polyédrique sub-anguleux, très compacte, nombreuses racines fines, pierrosité nulle. Transition diffuse.
 15 | **15-27, Ap2:** Gris à gris-brun (10YR6/1) (5-10% de tache redox, 7.5YR5/8), idem Ap1, quelques racines fines.
 27 | Transition rapide et nette.
 40 | **27-40, Go1:** Ocre rouge rouille (10YR7/4) (30% de tache redox rouille foncée, 7.5YR5/6), sableux, sans structure, compacte, aucune racine, pierrosité nulle. Transition rapide.
 50 | **40-50, Go2:** Ocre blanc (7.5YR8/1) (20% de tache redox rouille foncée, 7.5YR5/6), sableux, sans structure, compacte,

| aucune racine, pierrosité nulle. Transition rapide
50-63, Go3: Ocre jaune gris (7.5YR5/4) (70% de tache redox rouille, 5YR5/6), sableux, sans structure, compacte, aucune racine, pierrosité nulle. Transition nette et rapide.
63-73, Gr.o1: Gris (2.5Y7/1) (5% de tache redox ocre rouille, 5YR5/8), sableux, sans structure, peu compacte, aucune racine, pierrosité nulle. Transition diffuse.
73-95+, Gr.o2: gris foncé (2.5Y5/1) (taches redox diffusées horizontales, 5YR6/3), sableux, sans structure, peu compacte, aucune racine, pierrosité nulle. Niveau de nappe.

PIERNA04 - Forêt

Stagnic Gleysol

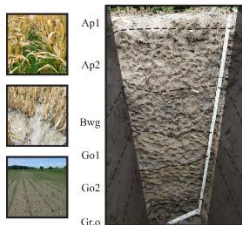


0 | **Ol:** absent ; **Of:** épaisseur 1 cm ; **Oh:** épaisseur 1 cm
 19 | **0-19, Ah:** Brun gris chocolat (7.5YR4/2), limono-argileux (10-15%), grumeleux à sub-polyédrique (< cm), peu compacte, très nombreuse racine fine et nombreuse racines centimétriques (2cm), pierrosité nulle. Transition diffuse.
 29 | **19-29, A/Bg:** brun gris (7.5YR5/2) (50-60% de tache redox ocre rouille, 5YR5/8), sablo-limoneux, agrégats centimétriques sans sous-structure, peu compacte, nombreuses racines centimétriques, pierrosité nulle. Transition rapide et nette, marquée par les racines.
 53 | **29-53, Bwg:** gris brun clair (7.5YR6/1) (40-45% de tache

| redox, 5YR5/6), sableux, agrégat anguleux centimétrique sans sous-structure, peu compacte, rare racines, pierrosité nulle. Transition rapide.
53-81, Go: gris brun (7.5YR5/1) (70% de tache redox, 5YR5/8), sableux, sans structure, compacte, quelques racines fines, pierrosité nulle. Transition diffuse.
81-105, Gr1: gris anthracite (5PB5/1), sableux, sans structure, compacte, rare racine fines, pierrosité nulles.
105-117+, Gr2: gris anthracite (5PB4/1) (10% de tache redox, 5YR5/6), sableux, sans structure, compacte, aucune racine, pierrosité nulle. Niveau de nappe.

BART06 - Pratique améliorée

Antraquic Gleysol

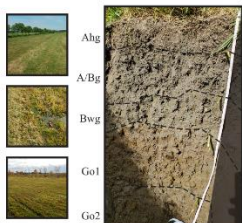


0 | **0-4, Ap1:** Brun gris (2.5Y6/1), sablo-limoneux, structure grumeleuse, dense, nombreuse racines finsous les plants, pierrosité nulle.
 4 | **4-27, Ap2:** brun chocolat (2.5Y5/2) (2-5% de tache redox rouille foncée le long des racines, 2.5YR4/8), limono-sableux, agrégats anguleux, très compacte, racines peu nombreuses, pierrosité nulle.
 27 | **27-49, Bwg:** brun gris légèrement chocolat (2.5Y5/1) (30% de tache redox rouille foncée, 2.5YR4/8), limono-sableux, agrégats polyédrique anguleux, très compacte, racines fines peu nombreuses profitant des fissures verticales entre les

| agrégats, pierrosité nulle.
49-68, Go1: Gris-brun (2.5Y5/1) (50% de tache redox, 5YR4/6), sablo-limoneux, agrégats polyédrique (1-3cm), compacte, rare racines fines, pierrosité nulle.
68-93, Go2: Gris souris (N5/) (70% de tache redox, 5YR4/6), sableux, sans structure, dense, rares racines fines, pierrosité nulle.
93-105+, Gr.o3: Gris sombre (5PB4/1) (60% de tache redox, disposées à la surface des agrégats et autour des racines, 5YR4/6), argileux (90%), polyédrique anguleux, dense, rare racines fines, pierrosité nulle.

BAIE09 - Prairie permanente

Stagnic Gleysol

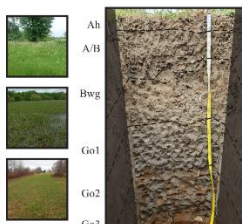


0 | **0-9, Ahg:** Brun gris chocolat (7.5YR4/3) (<5% de tache redox, 5YR4/4), limono-argileux, structure grumeleuse, meuble, très nombreuses racines fines, pierrosité nulle.
 9 | **9-21, A/Bg:** Brun-gris (7.5YR5/2) (5-10% de tache redox, 5YR4/4), limono-argileux, agrégats centimétriques anguleux, dense à compacte, nombreuse racine fines entre les agrégats, pierrosité nulle.
 21 | **21-33, Bwg:** Brun-gris foncé (7.5YR5/1) (10% de tache redox, 5YR4/6), argilo-limoneux, agrégats anguleux (5cm), dense, nombreuse racines fines, pierrosité nulle. Transition rapide et nette.

| **33-57, Go1:** Brun-chocolat (7.5YR5/2) (75% de tache redox orangée, 5YR4/6), sablo-argileux, agrégats polyédrique anguleux, dense, présence de racines fines, pierrosité 1-2%.
57-70+, Go2: Brun violacé avec traces rosées (2.5YR5/2) (40% de tache redox, 5YR4/6), structure polyédrique anguleuse, rare racines fines, pierrosité marquée par un gros galet dans le profil (30cm).

DUPA03 - Prairie permanente

Gleyic Stagnosol



0 | **0-4, Ah:** Brun gris ocre (10YR4/3), limono-argileux, agrégats centimétrique anguleux, tendre à meuble, nombreuse racines (1-4mm) et racines fines, pierrosité nulle. Transition nette.
 4 | **4-20, A/B:** Brun gris ocre (10YR4/3), limono-argileux, agrégats centimétrique anguleux, compacte, nombreuse racines fines, pierrosité nulle. Transition diffuse, lente.
 20 | **20-45, Bwg:** Brun-ocre gris (10YR5/3) (25% de tache redox, 5YR4/6), argilo-limoneux, agrégats polyédriques anguleux, compacte, quelques racines de tailles moyennes (1-3mm) et présence marquée de racines fines, pierrosité nulle. Transition diffuse, lente.

| **45-68, Go1:** Gris-foncé bleuté (10B4/1) (35% de tache redox, 2.5YR3/6), argilo-limoneux (>30% d'argile), agrégats anguleux centimétriques, compacte, quelques racines fines et moyennes, pierrosité nulle. Transition rapide.
68-90, Go2: Gris (10PB4/1) (50% de tache redox en forme de coulure à la surface des agrégats, 2.5YR3/6), sableux (fin), sans structure, compacte, peu de racines fines, pierrosité nulle. Transition nette et rapide.
90-110+, Go3: Gris clair (10PB5/1) (90% de tache redox très orangée, 2.5YR3/6), sableux (grossier), sans structure, compacte, aucune racine, pierrosité <1%.

1) Les couleurs Munsell ont été ajoutées a posteriori à partir des photographies des profils.

3) Appareil photo pour les profils de sol: Samsung Galaxy S10e. www.samsung.com/global/galaxy/galaxy-s10/spec/

2) Les noms de sol sont issus de la WRB. (IUSS Working Group WRB, 2015)

Photo Q4: Détermination des types de sols sur les quatre zones étudiées après l'étude de profils pédologiques (prof. 1 m, 2021).

Tableau Q1. Liste des variables mesurées et leurs résolutions temporelles et spatiales.

Nom	Unité	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Description
Environnement				
T _{sol}	°C	1 prof 0-10 cm	Aux 6 h sur 18 mois	Température du sol
T _{air}	°C	2 m au-dessus du sol	Aux 6 h sur 18 mois	Température de l'air ambiant
H _{sol}	%	1 prof 0-10 cm 1 prof 0-10 cm	12 dates 2019-2021 Aux 6 h juin-oct. 2021	Humidité du sol
WFPS	%	1 prof 0-10 cm	12 dates 2019-2021	Espace des pores remplis par de l'eau.
pH _{sol}	-	1 prof 0-10 cm	12 dates 2019-2021	Potentiel d'hydrogène du sol
Eh _{sol}	mV	10 profs (0-100 cm)	Oct 2019	Potentiel d'oxydoréduction
Cond _{sol}	mS	1 prof (0-10 cm)	12 dates 2019-2021	Conductivité du sol
NO ₃ ⁻ _{sol}	ppm	1 prof (0-10 cm)	9 dates 2019-2021	Concentration en nitrate du sol
NH ₄ ⁺ _{sol}	ppm	1 prof (0-10 cm)	9 dates 2019-2021	Concentration en ammonium du sol
PO ₄ _{sol}	ppm	1 prof (0-10 cm)	9 dates 2019-2021	Concentration en phosphate du sol
Fe _{sol}	ppm	0-10 et 30-40 cm	Oct 2019	Concentrations en oxyde de fer du sol
AlO _{sol}	ppm	0-10 et 30-40 cm	Oct 2019	Concentrations en oxyde d'Al du sol
Ca _{sol}	ppm	0-10 et 30-40 cm	Oct 2019	Concentration en Ca échangeable du sol
Mg _{sol}	ppm	0-10 et 30-40 cm	Oct 2019	Concentration en Mg échangeable du sol
DaTF	g cm ⁻³	10 profs	Oct 2019	Densité apparente en terre fine
Porosité	%	10 profs	Oct 2019	Porosité du sol
Texture	%	4 profs	Oct 2019	Teneur en Sable, Limon et Argile
Oxydation	Visuel	10 profs (0-100 cm)	Oct 2019	Traces d'oxydation rougeâtre le long du profil de sol
Munsell	Visuel	10 profs (0-100 cm)	Oct 2019	Couleur Munsell le long du profil de sol
Stock de matières organiques				
BV _{aérien}	t ha ⁻¹	-	Fin août 2021	Biomasse aérienne en matière sèche
BV _{racin.}	g m ⁻³ , t ha ⁻¹	1 prof 0-25 cm	Fin août 2021	Biomasse racinaire en matière sèche
BM _{sol}	mg kg ⁻¹ , t ha ⁻¹	1 prof 0-10 cm	Fin août 2020	Biomasse microbienne du sol
BADN _{sol}	mg kg ⁻¹ , t ha ⁻¹	1 prof 0-10 cm	9 dates 2019-2021	Biomasse ADN du sol
LAI	m ² m ⁻²	-	Fin août 2021	Surface foliaire par surface de sol
13C _{sol}	‰	10 profs	Oct 2019	Signature en 13C de la MO du sol
15N _{sol}	‰	10 profs	Oct 2019	Signature en 15N de la MO du sol
13C _{veg}	‰	-	Août 2020	Signature en 13C de la végétation
15N _{veg}	‰	-	Août 2020	Signature en 15N de la végétation
MO _{sol}	%	10 profs	Oct 2019	Teneur en matières organiques du sol
C _{org}	%	10 profs	Oct 2019	Teneur en carbone organique du sol
N _{tot}	%	10 profs	Oct 2019	Teneur en azote total du sol
Flux de GES				
F-CO ₂ ^{-terr}	μmol m ⁻² s ⁻¹	1 prof 0-10 cm	12 dates 2019-2021	Flux mesuré d'émission en CO ₂ du sol vers l'atmosphère
F-CH ₄ ^{-terr}	nmol m ⁻² s ⁻¹	1 prof 0-10 cm	12 dates 2019-2021	Flux mesuré d'émission en CH ₄ du sol vers l'atmosphère
F-N ₂ O _{terr}	μmol m ⁻² h ⁻¹	1 prof 0-10 cm	9 dates 2019-21	Flux estimé maximal en N ₂ O du sol vers l'atmosphère
Fonctions écosystémiques				
PNB	tC ha ⁻¹ an ⁻¹	-	2021	Productivité annuelle nette du biome
PME	kgC-CH ₄ ha ⁻¹ an ⁻¹	-	2020-2021	Potentiel annuel méthanotrophique de l'écosystème
C-GES	teqCO ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	-	2020-2021	Émission annuelle en CO ₂ -CH ₄ éq. CO ₂ vers l'atmosphère
N-GES	teqCO ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	-	2020-2021	Émission annuelle en N ₂ O éq. CO ₂ vers l'atmosphère
COOL	°C an ⁻¹	-	2020-2021	Capacité annuelle à rafraîchir la température de l'air
CV-N _{min}	ppm an ⁻¹	-	2020-2021	Capacité annuelle à réguler la concentration en N minéral

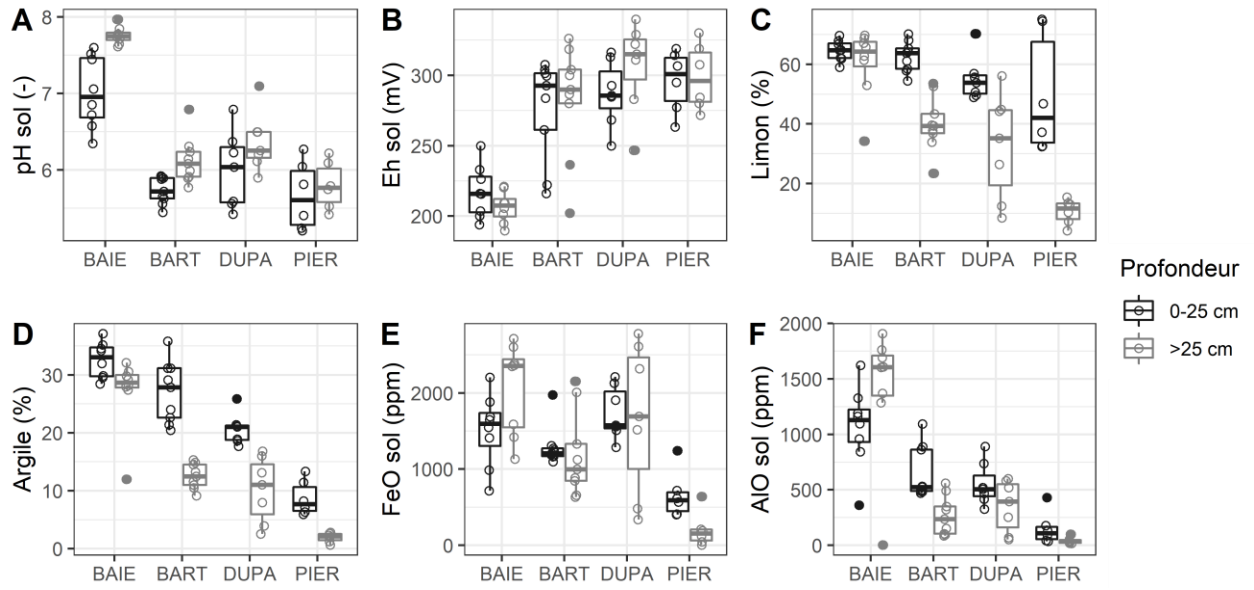


Figure Q1. Influence des blocs du dispositif expérimental : (A) potentiel d'hydrogène du sol extrait à l'eau (pH sol) ; (B) potentiel d'oxydoréduction du sol (Eh sol) ; (C-D) pourcentage de limon et d'argile et (E-F) concentration en oxyde de fer (FeO) et d'aluminium (AlO), sur les profondeurs 0-25 cm et 25-80 cm d'un profil de sol.

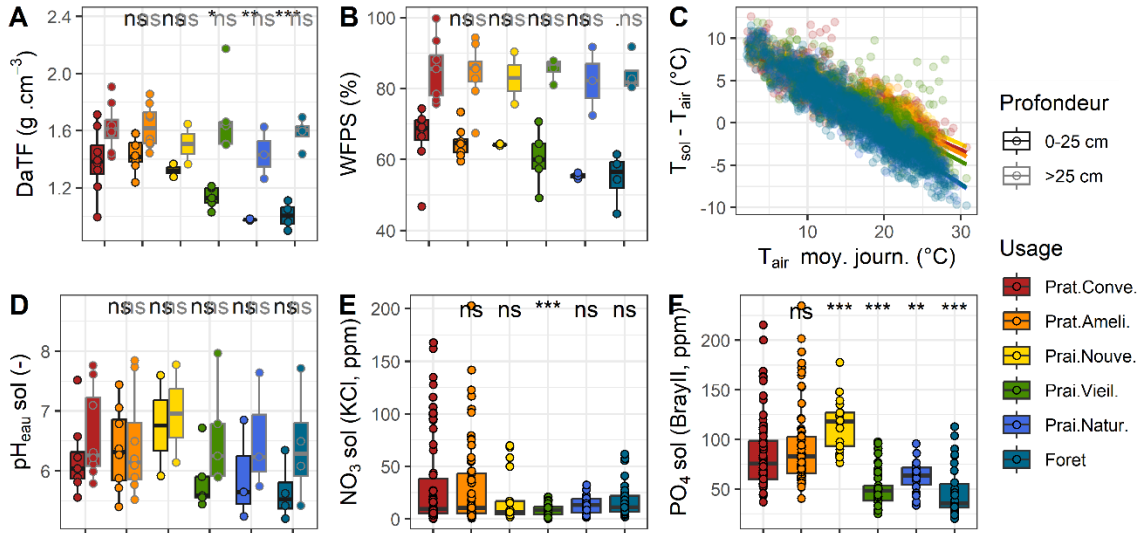


Figure Q2. Influence de l'utilisation des terres sur l'environnement édaphique : (A) Densité apparente de la terre fine (DaTF) ; (B) Pourcentage des pores remplis d'eau (WFPS) ; (C) Différence entre T_{sol} à 10 cm de profondeur et T_{air} ; (D) pH extrait à l'eau ; sur les profondeurs 0-25 cm et 25-80 cm d'un profil de sol ; (E-F) Concentration en nitrate (NO_3) et phosphate (PO_4) sur un horizon 0-25 cm. Les traitements d'utilisation des terres sont ordonnés selon un gradient d'intensité des perturbations de la végétation et du sol. Les différences statistiques sont testées par analyse des moyennes marginales des niveaux d'utilisation des terres et par rapport à l'utilisation Pratiques conventionnelles, et issues d'une régression mixte incluant le secteur comme facteur aléatoire. Le panel (C) est issu d'une régression mixte, où le mois était également considéré comme facteur aléatoire. Les statistiques de régression sont présentées en annexe (mat. sup. Q, tableau Q1).

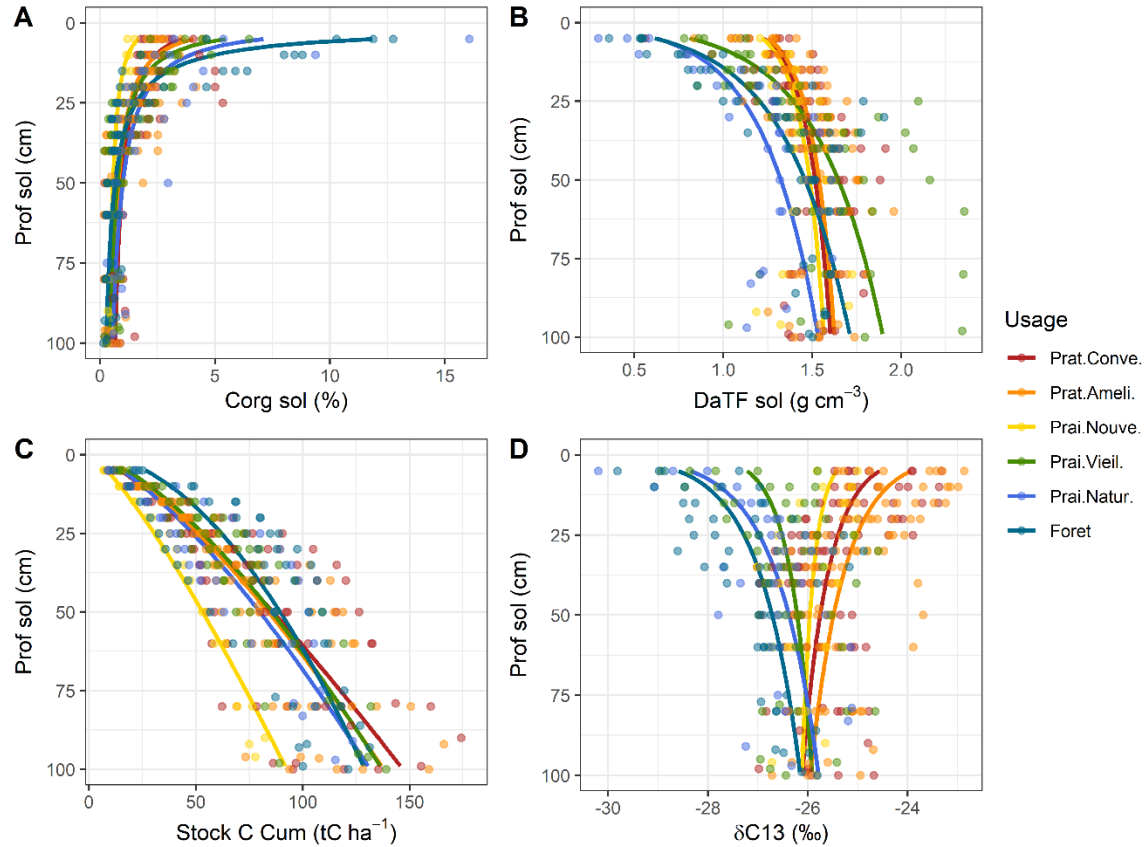


Figure Q4. Influence de l'utilisation des terres sur l'accumulation du carbone organique le long d'un profil de sol de 0-100 cm. (A) Teneur en carbone de la matière organique (C_{org}) ; (B) Densité apparente de la terre fine (DaTF) ; (C) Quantité cumulée de C_{org} (Stock C Cum) ; (D) Signature isotopique en ^{13}C de la matière organique (δC13). Les courbes de tendance par utilisation des terres ont été ajustées à partir de régressions mixtes où la profondeur maximale des 12 couches de sol et les concentrations en Ca, Mg, FeO et AlO étaient considérées comme facteurs fixes. Les régressions des panels A et C sont issues de relations log-log et d'une distribution gamma tandis que B et D sont issues de relations log et d'une distribution gaussienne. Les statistiques des régressions sont présentées en annexe (mat. sup. Q - tableau Q2).

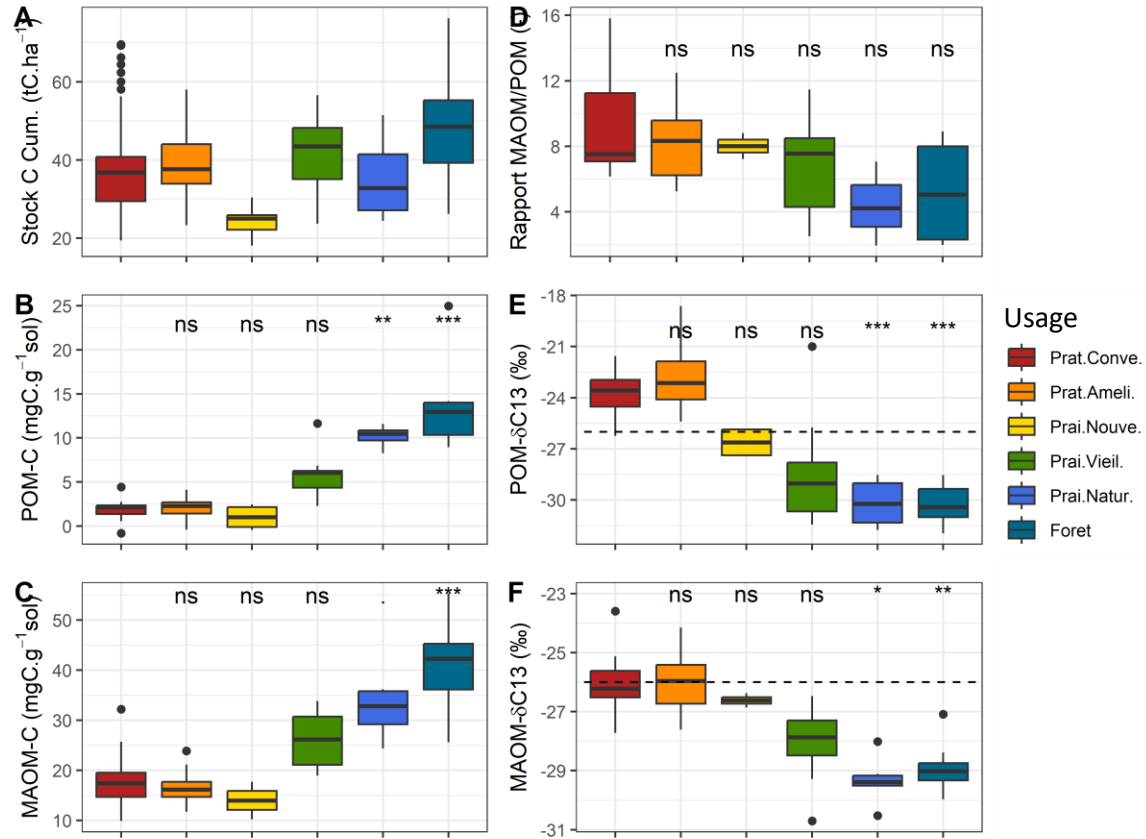


Figure Q5. Influence de l'utilisation des terres sur l'accumulation des compartiments du carbone organique (C_{org}) entre 0-25 cm de profondeur. (A) Quantité cumulée de C_{org} (Stock C Cum) ; (B) Teneur en matière organique particulaire (POM-C) ; (C) Teneur en matière organique associée aux minéraux (MAOM-C) ; (D) Rapport entre les MAOM et les POM ; (E) Signature isotopique en ^{13}C des POM ; (F) Signature isotopique en ^{13}C des MAOM. Le panel A est issu du modèle de régression mixte avec un ajustement log-log et une distribution gamma des données de C_{org} sur 80 cm de profondeur. Les statistiques des régressions sont présentées en annexe (mat. sup. Q - tableau Q3). Dans les panels E et F, la ligne pointillée à -26 ‰ représente la signature moyenne des matières organiques en profondeur (fig. Q4-D).

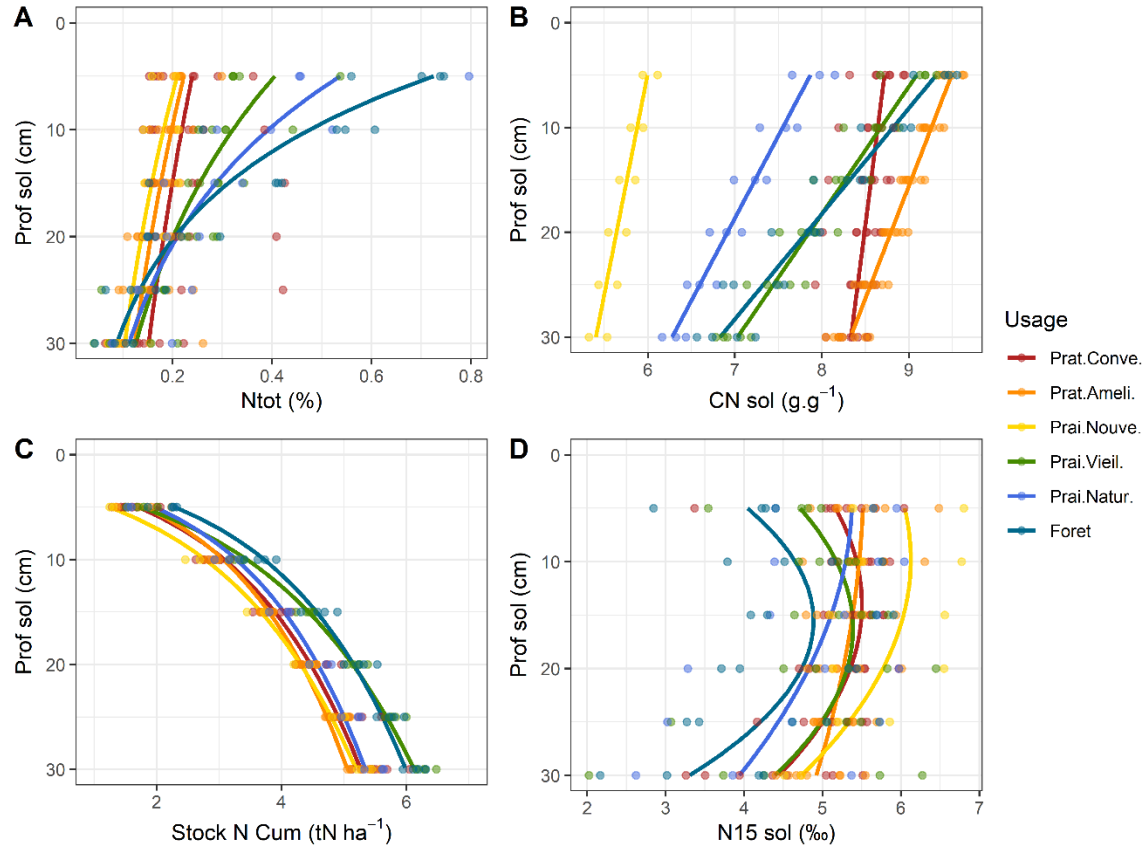


Figure Q6. Influence de l'utilisation des terres sur l'accumulation de l'azote organique (N_{org}) le long d'un profil de sol de 0-25 cm. (A) Teneur en azote de la matière organique (MO) (Ntot); (B) Rapport carbone/azote de la MO (CN); (C) Accumulation de la quantité de N_{org} (Stock N); (D) Signature isotopique en ^{15}N de la MO. Les courbes de tendance par utilisation des terres ont été ajustées à partir de régressions mixtes comme présentées en figure Q4. Les régressions du panel A et C sont issues d'une relation log et d'une distribution gamma, B d'une relation linéaire et d'une distribution gamma, et D d'une relation quadratique et d'une distribution gaussienne. Les statistiques de régression sont présentées en annexe (mat. sup. Q - tableau Q3).

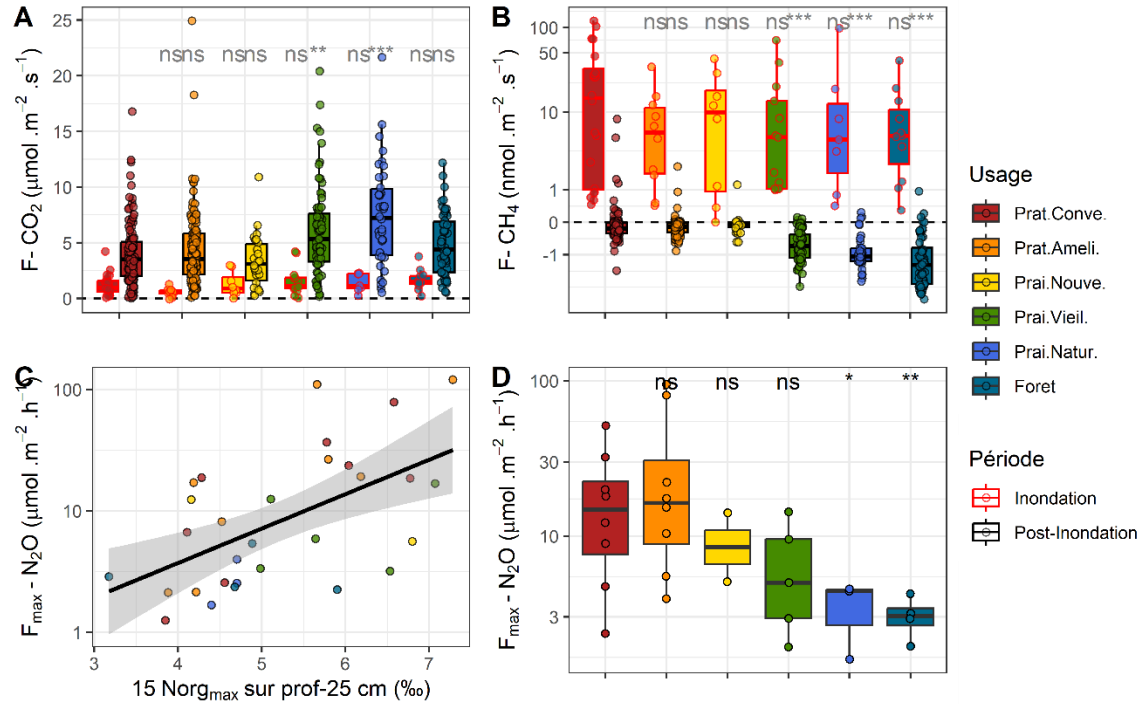


Figure Q7. Influence de l'utilisation des terres sur les flux de dioxyde de carbone (CO_2), méthane (CH_4) et oxyde nitreux (N_2O) du sol. Les panels (A) et (B) représentent les flux mesurés de CO_2 et CH_4 en périodes inondées et exondées sur 14 campagnes de mesures entre nov. 2019 et oct. 2022. Les flux présentés en période inondée sont issus du projet de François Guillemette pour comparaison. Les panels (C) et (D) représentent le flux maximal estimé de N_2O en période exondée sur 14 campagnes de mesures à partir des concentrations en nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), humidité avec le pourcentage des pores remplis d'eau (WFPS) et la température du sol (T_{sol}) et selon l'équation de Wang et al. (2018). Les différences statistiques des panels (A), (B) et (D) sont testées avec la même méthode que celle présentée en figure Q2. La régression du panel C est issue d'une relation log et d'une distribution gamma.

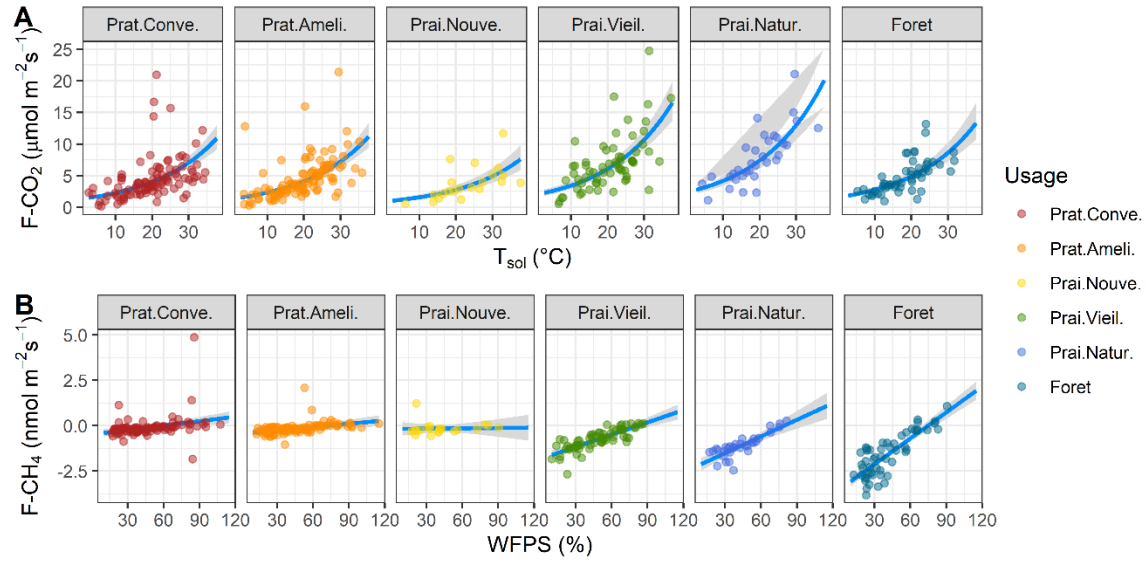


Figure Q8. Influence de l'utilisation des terres sur les flux de dioxyde de carbone (CO₂) et méthane (CH₄) du sol en relation avec, respectivement, la température et le pourcentage des pores remplis d'eau (WFPS). La régression du panel A est issue d'une relation log et d'une distribution gamma, tandis que celle du panel B est issue d'une distribution gaussienne. Les statistiques des modèles sont présentées en annexe (mat. sup. Q - tableau Q4).

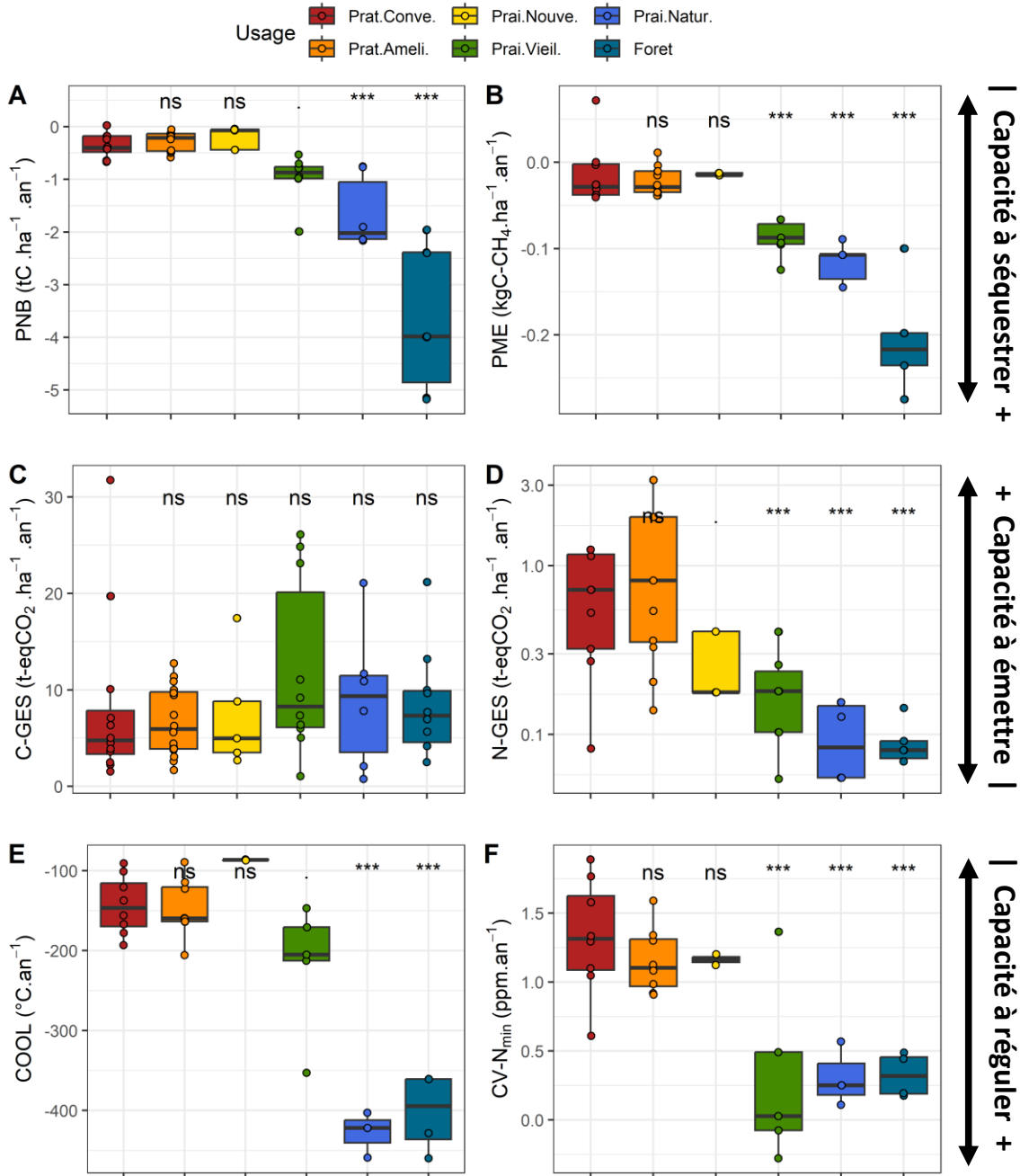


Figure Q9. Influence de l'utilisation des terres sur les fonctions écosystémiques. (A) La productivité nette du biome (qui considère les exports du système et les émissions aquatiques de carbone [C] en considérant une inondation de 50 jours) (PNB) ; (B) Le potentiel annuel d'acquisition de C par méthanotrophie (PME) ; (C) L'émission annuelle des gaz à effet de serre (GES) du sol vers l'atmosphère issue des gaz de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4) (C-GES) ; (D) L'émission annuelle des GES du sol vers l'atmosphère issus du gaz oxyde nitreux (N_2O) (en considérant 10 jours de pic d'émission) (N-GES) ; (E) Le rafraîchissement annuel apporté par la végétation au sol (COOL) ; (F) La variation annuelle de l'azote minéral (sous forme de coefficient de variation) ($CV-N_{min}$). Les panels A et B expriment la capacité à séquestrer ou enlever du C de l'atmosphère dans le système et ont une valeur < 0 si plus de C sort de l'atmosphère que du sol. Les panels C et D expriment la capacité à émettre des GES du système vers l'atmosphère. Les panels E et F expriment la capacité à réguler la température et les nutriments.

R - RÉPONSE FONCTIONNELLE DE LA BIODIVERSITÉ ANIMALE SUR UN GRADIENT D'UTILISATION DES TERRES

CHRIS WATSON (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

VALÉRIE FOURNIER (UNIVERSITÉ LAVAL)

RAPHAEL PROULX (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Biodiversité faunique terrestre

VOLET I

RÉPONSE FONCTIONNELLE DE LA BIODIVERSITÉ DES OISEAUX NICHEURS ET DES INSECTES CHANTEURS SUR UN GRADIENT D'INTENSIFICATION AGRICOLE

Résumé des travaux de recherche

- La fréquence des espèces de milieux humides au cours des 40 dernières années est passée du double au simple, soit de 40 observations à 20 observations pour 100 feuillets d'observations.
- La courbe de réponse suggère que la richesse en espèces d'oiseaux est maximale lorsque moins de 65 % du paysage est en grandes cultures (pratiques conventionnelles et améliorées de maïs ou de soya).
- La courbe de réponse suggère que la richesse en espèces d'insectes chanteurs est maximale lorsque la végétation à la fin du mois d'août atteint 1 m de hauteur.
- La culture de couverture composée de trois cultivars (avoine, vesce velue et lin) se démarque favorablement avec des probabilités d'occupation, exprimées en pourcentage, de 13,6 % et 18,5 % pour les traitements désherbé et enherbé, respectivement.

Principaux collaborateurs

Valérie Fournier (U. Laval), Chris Watson (UQTR), Camille Perrot (UQTR), Charles Martin (UQTR), Elisa Walfish (UQTR), Olivier Slupik (U. Laval), Caroline Halde (U. Laval) et Colline Chih (U. Laval)

Mise en contexte

Les oiseaux et les insectes sont des organismes centraux pour le fonctionnement des écosystèmes. Le littoral du lac Saint-Pierre (LSP) est un lieu privilégié pour la reproduction et l'alimentation des oiseaux migrateurs en Amérique du Nord. Une analyse des observations eBird sur les berges du LSP depuis 1980 a été réalisée par la Chaire de recherche en intégrité écologique de l'UQTR. Les résultats préliminaires suggèrent un déclin marqué de certaines espèces (ex. : canard pilet, butor d'Amérique, sturnelle des prés, bécassine de Wilson) et l'augmentation d'autres (ex. : pygargue à tête blanche, corneille

d'Amérique, bruant chanteur)¹. Par ailleurs, un recensement de dix champs autour du LSP a permis de mettre en évidence le fait que la richesse en espèces d'insectes chanteurs (grillons et sauterelles) est peu affectée par le type de régie agricole, alors que plusieurs espèces trouvent refuge dans les bandes marginales herbacées. Les insectes chanteurs (ordre : *Orthoptera* ; sous-ordre : *Ensifera*) sont abondants, cosmopolites, se situent à la base de la chaîne alimentaire et participent à la décomposition de la matière organique et au recyclage des éléments nutritifs.

La littérature scientifique est fragmentaire quant à la réponse de la richesse en espèces des oiseaux et insectes le long d'un gradient d'intensification agricole dans une plaine inondable. L'intensification agricole se définit ici comme l'ampleur des activités associées au travail du sol, à la récolte, au drainage, à l'épandage de pesticides et produits fertilisants sur le territoire. Le gradient d'intensification dans le littoral du LSP s'étend des milieux naturels sauvages (marécages et prairies humides) jusqu'aux grandes cultures (champs de maïs et de soya), en passant par les prairies cultivées (pâturages et cultures fourragères). La réponse des organismes fauniques le long du gradient peut être négative pour les espèces de milieux sensibles, neutre pour les espèces généralistes ou même positive pour les espèces de milieux ouverts. Néanmoins, les modèles conceptuels prédisent l'existence d'un seuil d'intensification au-delà duquel la richesse en espèces chute rapidement. Ce seuil peut varier en fonction des groupes taxonomiques et du contexte régional.

La réponse des organismes le long d'un gradient d'intensification est centrale à l'aménagement des écosystèmes. Les gains ou les pertes fauniques se réalisent à de faibles intensités d'utilisation du territoire si la réponse se produit rapidement à la gauche du gradient (gestion extensive). Ce scénario est nommé « *land sparing* » et requiert une protection intégrale des milieux naturels. En contrepartie, les gains ou les pertes fauniques se réalisent à de fortes intensités si la réponse stagne d'abord, puis augmente ou diminue rapidement à la droite du gradient (gestion intensive). Ce scénario d'aménagement est nommé « *land sharing* » et invite à une cohabitation des usages sur le territoire. La réponse des organismes fauniques au gradient d'intensification des activités agricoles permet donc d'établir des seuils de conservation.

Objectifs

Les objectifs principaux du projet étaient 1) d'analyser l'historique des données eBird pour le littoral du LSP et 2) de décrire les réponses fonctionnelles de la richesse en espèces des oiseaux nicheurs et insectes chanteurs le long d'un gradient d'intensification agricole dans quatre secteurs prioritaires du LSP. Un sous-objectif du présent projet était 3) d'évaluer l'utilisation des cultures de couverture par les insectes chanteurs dans les parcelles expérimentales de l'équipe de C. Halde (Université Laval).

¹ Watson, Martin, Proulx et al., en préparation

Hypothèses de travail

1. Les espèces d'oiseaux associées aux milieux humides sur les berges du LSP sont en déclin depuis le début des années 1980.
2. La forme des réponses fonctionnelles entre la richesse en espèces des oiseaux nicheurs et des insectes chanteurs le long du gradient d'intensification agricole permet de fixer des seuils de gestion pour la réhabilitation des écosystèmes du littoral du LSP.
3. Les cultures de couverture composées d'une plus grande diversité végétale sont utilisées par un plus grand nombre d'espèces d'insectes chanteurs.

Méthodologie

Base de données eBird

Les travaux décrits dans la présente section ont permis de tester l'**hypothèse 1**. Les feuillets d'observations dans la base de données eBird pour le Québec ont été téléchargés au mois de novembre 2021. Chaque feuillet comprend une liste d'espèces d'oiseaux et est associé à une date ainsi qu'à une position géographique. Les feuillets ont d'abord été filtrés pour ne conserver que ceux répertoriés après 1980 à l'intérieur de la zone inondable 0-100 du LSP (+1 km de la zone tampon). Seules les espèces nicheuses au LSP selon l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, avec un nombre d'observations supérieur à 40 pour la période 1981-2021, ont été conservées pour les analyses subséquentes. Les espèces ont été regroupées selon leur habitat de prédilection : lac et étang (21 espèces), marais et rivage (21 espèces), prairie (13 espèces) et forêt et boisé (83 espèces). Enfin, nous avons obtenu la fréquence d'observation d'une espèce pour une année en divisant le nombre d'observations par le nombre total de feuillets. Au total, nous avons analysé 138 espèces d'oiseaux et 585 508 feuillets pour l'ensemble de la berge du LSP.

Gradient d'intensification agricole

L'étude expérimentale s'est déroulée dans le littoral 0-2 ans du LSP (46° 12' 15" N., 72° 49' 58" O.) et a permis de tester l'**hypothèse 2**. Chaque site d'échantillonnage était une bande de végétation herbacée située soit à la limite entre deux champs agricoles, soit à l'intérieur d'une plus grande parcelle d'habitat sauvage. Les sites ont été assignés à l'un des trois traitements d'utilisation des terres suivants, représentant un gradient d'intensification agricole : 1) huit sites dans des forêts ou des prairies humides ont été regroupés comme milieux naturels, 2) quatre sites dans des pâturages ou des cultures fourragères ont été regroupés comme prairies aménagées et enfin 3) six sites situés en bordure de champs de maïs ou de soya ont été regroupés en tant que grandes cultures, pour un total de 18 sites. Les sites étaient situés dans quatre secteurs prioritaires : les secteurs de Pierreville (quatre sites) et de Baie-du-Febvre (quatre sites) sur la rive sud du LSP et ceux de Saint-Barthélemy (cinq sites) et de l'île Dupas (cinq sites) sur la rive nord. Un site de prairie à l'île Dupas n'a été utilisé qu'en 2019 et retiré l'année suivante pour des raisons légales. Deux nouveaux sites de prairies aménagées à l'île Dupas et à Saint-Barthélemy (un site chacun) ont été ajoutés en 2020

Oiseaux et insectes chanteurs

À l'été 2019, nous avons recensé la présence des espèces d'oiseaux dans chacun des sites à l'aide d'enregistreurs audio numériques Zoom H2n (Zoom, USA). Nous avons réalisé deux enregistrements de 24 h (le 28 juin et le 4 juillet). Les enregistrements étaient pris dans tous les sites simultanément à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol. Un segment audio de 3 minutes était ensuite extrait chaque heure entre 5 h et 9 h, pour un total de 180 échantillons. C. Watson a identifié à l'oreille les espèces d'oiseaux entendues dans chacun des segments à l'aide de spectrogrammes et de guides acoustiques, puis C. Martin a fait les validations. Pour les insectes chanteurs, un enregistrement de 24 h a été réalisé le 29 août 2019 et pris simultanément dans tous les sites. Un segment audio de 3 minutes était extrait chaque heure entre 20 h et 2 h, pour un total de 126 échantillons. Walfish et C. Perrot ont identifié à l'oreille les espèces d'insectes entendues dans chacun des segments, puis C. Watson a fait les validations.

À l'été 2020, nous avons effectué des enregistrements quotidiens des oiseaux nicheurs entre le 2 juin et le 5 août à l'aide d'enregistreurs AudioMoth (Open Acoustic Devices, UK). Un segment audio de 3 minutes était enregistré toutes les 30 minutes entre 5 h et 9 h 30. Nous avons filtré les échantillons pour ne conserver que ceux enregistrés en absence de pluie et de vent, soit les 5, 6, 19, 20, 27 et 28 juin, pour un total de 1 260 échantillons. Pour les insectes chanteurs, des enregistrements ont été effectués entre le 7 août et le 23 septembre 2020. Un segment audio de 3 minutes était pris toutes les 30 minutes entre 20 h et 2 h. Nous avons filtré les échantillons pour ne conserver que ceux enregistrés en absence de pluie et de vent, soit les 7, 8, 13, 14, 15, 16, 22 et 23 août. Nous avons analysé seulement les segments obtenus après 22 h afin d'éviter l'interférence du trafic routier, pour un total de 1 090 échantillons. Nous avons utilisé des indices de diversité acoustiques comme indicateurs de biodiversité dans les segments audio. Nous avons retenu le Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) et le Acoustic Entropy Index (H), nous appuyant sur la littérature scientifique. Nous avons appliqué ces deux indices aux segments retenus.

Descripteurs environnementaux

Les oiseaux nicheurs et les insectes chanteurs répondent à l'utilisation du territoire et aux conditions environnementales à différentes échelles spatiales. En période de reproduction, le domaine vital de plusieurs espèces d'oiseaux est restreint à une centaine de mètres. Afin de prendre en considération la structure du paysage, nous avons réalisé une analyse de l'utilisation du territoire dans une zone tampon d'un rayon de 100 m autour de chaque station d'enregistrement. À l'intérieur de ces zones, nous avons calculé les proportions (%) du territoire en milieux naturels (forêt et marais) et en grandes cultures (maïs et soya) sur la base de la cartographie d'occupation des sols 2018 réalisée pour l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent par Environnement et Changement climatique Canada.

Le domaine vital des insectes chanteurs en période de reproduction est d'une quinzaine de mètres. La hauteur et le couvert de végétation au site d'échantillonnage sont une variable

déterminante pour plusieurs espèces. Nous avons mesuré la hauteur photosynthétique (cm) de la végétation herbacée à chaque station d'enregistrement à l'aide d'une règle graduée. Les hampes florales sont exclues de cette mesure.

Utilisation des cultures de couverture par les insectes chanteurs

Les travaux décrits dans la présente section ont permis de tester l'**hypothèse 3**. L'expérience devait se tenir dans deux secteurs (Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy) où étaient implantés les essais de culture de couverture de l'équipe de C. Halde. Les parcelles situées à Saint-Barthélemy ont dû être abandonnées en raison de leur proximité de l'autoroute 40. De même, l'un des deux sites à Baie-du-Febvre a été inondé à la suite des pluies abondantes et en raison d'un drainage inefficace. Le plan expérimental consistait en cinq types de cultures de couverture : seigle d'automne (SA), ray-grass vivace (RG), seigle d'automne/vesce velue (SA-VV), seigle d'automne/trèfle rouge (SA-TR), avoine/vesce velue/lin (AV-VV-L), en plus d'un témoin de sol laissé à nu (OCC). Nous avons soumis les parcelles à un traitement d'entretien des plantes adventices : enherbé ou désherbé. Nous avons répété chaque combinaison (type de culture x entretien) de quatre à six fois, pour un total de 64 parcelles, chacune d'une superficie de 5 m x 6 m.

Nous avons échantillonné les insectes chanteurs dans les 64 parcelles de culture de couverture de Baie-du-Febvre le 15 septembre 2020. Pour ces analyses, nous avons utilisé les enregistreurs Zoom H2n (Zoom, USA). L'appareil était placé au sol, au centre de la parcelle, avec le gain d'amplitude à zéro afin que seuls les insectes à l'intérieur de la parcelle soient considérés. Des segments audio de 3 minutes ont été pris dans chaque parcelle, et l'opération répétée à trois reprises entre 18 h et 22 h, pour un total de 192 échantillons. C. Perrot a identifié les espèces d'insectes entendues dans chacun des segments à l'aide de spectrogrammes et guides acoustiques.

Analyses statistiques

Nous avons effectué la manipulation et l'analyse des données eBird à l'aide du logiciel R et des extensions ggplot2 et tidyverse. Les seuils de réponse le long du gradient d'intensification ont été établis visuellement pour les oiseaux et insectes chanteurs. Enfin, nous avons estimé la probabilité d'observer une espèce d'insecte chanteur dans les parcelles expérimentales à l'aide d'un modèle linéaire généralisé avec une distribution binomiale et un lien logit. Nous avons utilisé la fonction glm pour prédire la probabilité d'occupation en fonction du type de culture de couverture (cinq assemblages d'espèce + un témoin de sol nu), de l'entretien (enherbé ou désherbé) et de leur interaction.

Résultats

Base de données eBird

Nous avons utilisé les données eBird pour décrire les tendances temporelles dans la fréquence d'observation de 138 espèces d'oiseaux sur les berges du LSP au cours de la période 1981-2021. Les droites de régression montrent le taux de changement des espèces associées à quatre types d'habitat : lac et étang (21 espèces), marais et rivage (21 espèces),

prairie (13 espèces) et forêt et boisé (83 espèces). Les résultats montrent un déclin marqué des espèces autrefois abondantes dans les milieux humides (lac et étang et marais et rivage) ainsi que dans les prairies (figure R1). **La fréquence des espèces de milieux humides au cours des 40 dernières années est passée du double au simple, soit de 40 observations à 20 observations pour 100 feuillets.** Les espèces de prairie ont chuté de 30 à 10 observations pour 100 feuillets. Les espèces de forêts et boisés quant à elles ont légèrement augmenté, passant de 2 à 10 observations sur la même période (figure R1).

Gradient d'intensification agricole

Nous avons utilisé les données de 20 sites d'échantillonnage dans 4 secteurs prioritaires du littoral du LSP pour décrire la réponse de la richesse en espèces des oiseaux nicheurs et insectes chanteurs le long d'un gradient d'intensification. Les résultats montrent une bonne concordance entre la richesse en espèces moyenne d'un site en 2019 et la diversité acoustique moyenne pour un même site en 2020 (figure R2). Cela suggère que les sites considérés comme riches en biodiversité en 2019 l'étaient aussi en 2020, et vice versa pour les sites pauvres. **Les relations indiquent que les résultats sont robustes et généralisables entre les deux années, en dépit de conditions météorologiques et hydrologiques contrastées** (figure R2). Un indice NDSI $> 0,5$ pour les oiseaux et un indice H $> 0,7$ pour les insectes chanteurs sont jugés comme de bons indicateurs de l'intégrité des écosystèmes.

Sur l'ensemble des sites et segments audio, nous avons répertorié au total 62 espèces d'oiseaux et 16 espèces d'insectes chanteurs. La richesse moyenne des espèces identifiées dans un segment audio à un site (diversité spécifique Alpha) corrèle fortement avec la richesse en espèces totale à ce site (diversité spécifique Gamma). Ces relations offrent une clé de lecture pour la suite des analyses. Chez les oiseaux nicheurs, une diversité spécifique moyenne de 5 espèces correspond à une richesse totale observable de 15 espèces (facteur multiplicatif de x 3). Chez les insectes chanteurs, ce facteur multiplicatif est de x 1,5 (figure R3).

La réponse des oiseaux nicheurs le long du gradient d'intensification montre une perte rapide d'espèces dans les systèmes en grandes cultures (maïs et soya). La courbe de réponse passe d'environ 6-7 espèces en moyenne dans les milieux naturels et les vieilles prairies (12-14 espèces au total) à 2 espèces en moyenne dans les grandes cultures de maïs ou de soya (6 espèces au total). **Cela correspond à un déclin de 50 %.** Par ailleurs, la richesse en espèces moyenne est fortement conditionnée par le pourcentage de cultures annuelles dans le paysage autour du site. **La courbe de réponse suggère que la richesse en espèces d'oiseaux est maximale lorsque moins de 65 % du paysage est en grandes cultures** (figure R4).

La réponse des insectes chanteurs le long du gradient d'intensification montre une perte d'espèces dans les systèmes en grandes cultures, mais elle est moins prononcée que chez les oiseaux. Néanmoins, la courbe de réponse passe d'environ 4-5 espèces en moyenne dans les milieux naturels et les vieilles prairies (6-8 espèces au total) à 3 espèces en

moyenne dans les grandes cultures de maïs ou de soya (4 espèces au total). **Cela correspond à un déclin de 40 %.** Cependant, la richesse en espèces est fortement conditionnée par la hauteur de la végétation au site d'échantillonnage. **La courbe de réponse suggère que la richesse en espèces d'insectes chanteurs est maximale lorsque la végétation à la fin du mois d'août atteint 1 m de hauteur** (figure R5).

Utilisation des cultures de couverture par les insectes chanteurs

Nous avons entendu quatre espèces d'insectes chanteurs dans les parcelles expérimentales de culture de couverture, soit le grillon automnal (*Gryllus pennsylvanicus*), la némobie striée (*Allonemobius fasciatus*), la némobie luisante (*Eunemobius carolinus*) et une espèce de conocéphale (*Conocephalus* sp.). Nous avons retrouvé la némobie luisante dans une très grande majorité des parcelles et n'avons pas pu l'utiliser pour les analyses statistiques. Nous avons estimé la probabilité de trouver une espèce dans un type de culture de couverture (six niveaux) pour un type d'entretien des parcelles (deux niveaux) à l'aide d'un modèle statistique. Nous avons calculé la probabilité de retrouver les trois espèces en multipliant les probabilités de chaque espèce (tableau R1). Les résultats montrent que **la culture de couverture composée de trois cultivars (avoine, vesce velue et lin) se démarque favorablement avec des probabilités d'occupation, exprimées en pourcentage, de 13,6 % et 18,5 % pour les traitements désherbé et enherbé, respectivement.** À l'autre bout du spectre, les cultures composées de ray-grass, de seigle d'automne et trèfle, de seigle d'automne et vesce velue, ainsi que les sols nus (enherbés ou désherbés) avaient des probabilités inférieures à 5 % (tableau R1).

Discussion et conclusion

Les écosystèmes du LSP et de sa plaine inondable sont uniques en Amérique du Nord. Ceux-ci sont soumis à une pression environnementale accrue en raison des changements climatiques et hydrologiques, de l'intensification des pratiques agricoles, du drainage des milieux humides, du transport maritime ainsi que de l'arrivée d'espèces exotiques envahissantes. Néanmoins, l'agriculture s'y pratique depuis plus de 100 ans et fait partie intégrante du patrimoine naturel. À bien des égards, la conservation des écosystèmes du LSP passe par un juste équilibre entre les rendements fauniques et agricoles sur le territoire. Dans le cadre du présent travail, les rendements fauniques sont exprimés par des mesures de la fréquence d'observation des organismes fauniques et de la richesse en espèces. Les rendements agricoles sont quant à eux exprimés à travers un gradient d'intensification des pratiques.

L'hypothèse que les espèces d'oiseaux nicheurs associées aux milieux humides sur les berges du LSP sont en déclin depuis le début des années 1980 est soutenue. Les résultats de l'analyse des données eBird montrent un déclin de 50 % des observations des espèces dans les habitats de lac et étang et de marais et rivage (milieux humides d'eau douce). Nous avons observé une tendance négative similaire pour les espèces associées aux prairies. Une analyse réalisée par la North American Bird Conservation Initiative (NABCI) pour la période de 1970 à 2016 montre un déclin de 40 % des espèces de rivage et de 57 % des espèces de prairie au Canada. Ces résultats obtenus à l'échelle du Canada sont comparables à ceux de la présente étude. Cependant, l'analyse de la NABCI montre une

augmentation de 30 % des espèces de milieux humides et 150 % des espèces de sauvagine, en fort contraste avec les tendances négatives observées dans la présente étude.

L'hypothèse que la richesse en espèces des oiseaux nicheurs et des insectes chanteurs répond au gradient d'intensification agricole est soutenue. En particulier, les résultats de la présente étude suggèrent que les champs en grandes cultures de maïs ou de soya sont associés à un déclin de 50 % des espèces d'oiseaux et de 40 % des espèces d'insectes en comparaison des milieux naturels et prairies aménagées. Nous avons observé ces réponses sur deux années consécutives, en utilisant différents indicateurs de biodiversité. Les réponses fauniques sont aussi conditionnées par les conditions environnementales autour des sites. Chez les oiseaux nicheurs, la proportion de cultures annuelles dans le paysage est un fort prédicteur de la richesse en espèces et de la diversité acoustique. Chez les insectes chanteurs, la richesse en espèces et la diversité acoustique des communautés sont affectées par la hauteur de la végétation à la fin de l'été. La forme des réponses fonctionnelles de la richesse en espèces le long du gradient d'intensification pointe vers le scénario d'aménagement du type *land sharing*. Selon ce scénario, des pratiques agricoles moins intensives entraîneraient des gains fauniques.

L'hypothèse que les cultures de couverture composées d'une plus grande diversité végétale sont utilisées par un plus grand nombre d'espèces d'insectes chanteurs est soutenue. Les cultures de couverture composées d'avoine, de vesse velue et de lin offrent le meilleur potentiel faunique pour les insectes chanteurs. Ce mélange d'espèces était aussi celui qui offrait les meilleurs rendements en biomasse aérienne et hauteur végétative (C. Chih, communication personnelle). Ces résultats sont en adéquation avec ceux obtenus sur le gradient d'intensification agricole. La hauteur du couvert végétal en fin d'été conditionne la richesse en espèce d'insectes chanteurs.

Recommandations

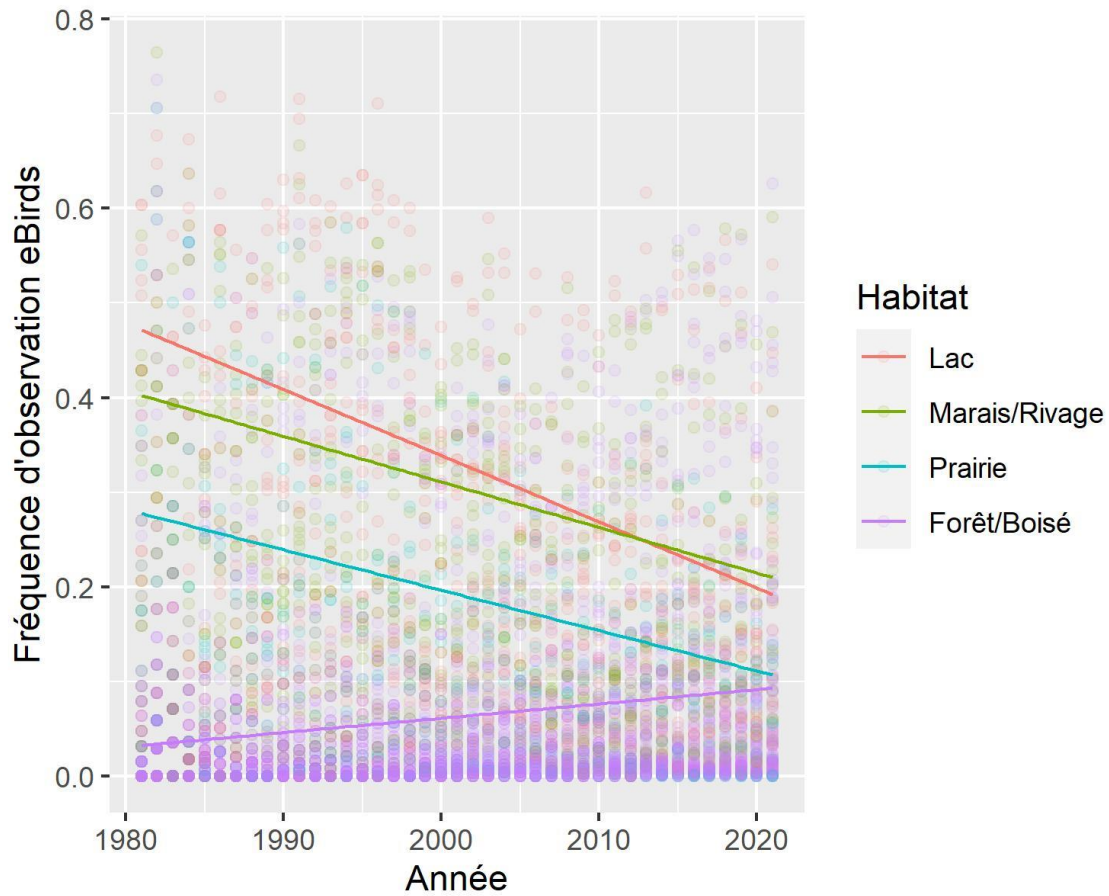
Les indices de diversité acoustiques offrent un bon potentiel pour le suivi des communautés d'oiseaux nicheurs et d'insectes chanteurs dans le littoral du LSP. Ils ont l'avantage d'être faciles à utiliser dans le cadre d'un programme de surveillance. **Un indice NDSI > 0,5 pour les oiseaux et un indice H > 0,7 pour les insectes constituent des seuils d'intégrité des écosystèmes.**

La biodiversité faunique terrestre est influencée par les pratiques agricoles (par exemple, prairies aménagées/grandes cultures), mais aussi par les pratiques autour des champs et dans les bandes herbacées. **Les paysages non dominés par les grandes cultures de maïs ou de soya (< 65 % du territoire) et les bandes enherbées gérées de manière extensive (> 1 m de hauteur végétative en fin de saison) favorisent la biodiversité des oiseaux nicheurs et des insectes chanteurs.**

Bibliographie

- Bradfer-Lawrence, T., Bunnefeld, N., Gardner, N., Willis, S. G., et Dent, D. H. (2020). Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices. *Ecological Indicators*, *115*, 106400.
- Cannon, P. G., Gilroy, J. J., Tobias, J. A., Anderson, A., Haugaasen, T., et Edwards, D. P. (2019). Land-sparing agriculture sustains higher levels of avian functional diversity than land sharing. *Global Change Biology*, *25*(5), 1576–1590.
- Chisté, M. N., Mody, K., Gossner, M. M., Simons, N. K., Köhler, G., Weisser, W. W., et Blüthgen, N. (2016). Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere*, *7*(11), e01545.
- Ernault, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E., et Alard, D. (2006). Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns? *Biological Conservation*, *127* (1), 1–17.
- Finch, T., Gillings, S., Green, R. E., Massimino, D., Peach, W. J., et Balmford, A. (2019). Bird conservation and the land sharing-sparing continuum in farmland-dominated landscapes of lowland England. *Conservation Biology*, *33*(5), 1045–1055.
- Gilroy, J. J., Edwards, F. A., Medina Uribe, C. A., Haugaasen, T., et Edwards, D. P. (2014). Surrounding habitats mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics. *Journal of Applied Ecology*, *51*(5), 1337–1346.
- Jansen, A., et Robertson, A. I. (2001). Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, *100* (2), 173–185.
- Miller, J. R., Dixon, M. D., et Turner, M. G. (2004). Response of avian communities in large-river floodplains to environmental variation at multiple scales. *Ecological Applications*, *14*(5), 1394–1410.
- North American Bird Conservation Initiative Canada. (2019). *The State of Canada's Birds 2019*. Environment and Climate Change Canada. <http://nabci.net/wp-content/uploads/2019-State-of-Canadas-Birds-1.pdf>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., et Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science*, *333* (6047), 1289–1291.
- Roca, I. T., et Proulx, R. (2016). Acoustic assessment of species richness and assembly rules in ensiferan communities from temperate ecosystems. *Ecology*, *97*(1), 116–123.
- Thiele, D., et Bailey, W. J. (1980). The function of sound in male spacing behaviour in bush-crickets (Tettigoniidae, Orthoptera). *Australian Journal of Ecology*, *5*(3), 275–286.

Tableaux et figures R



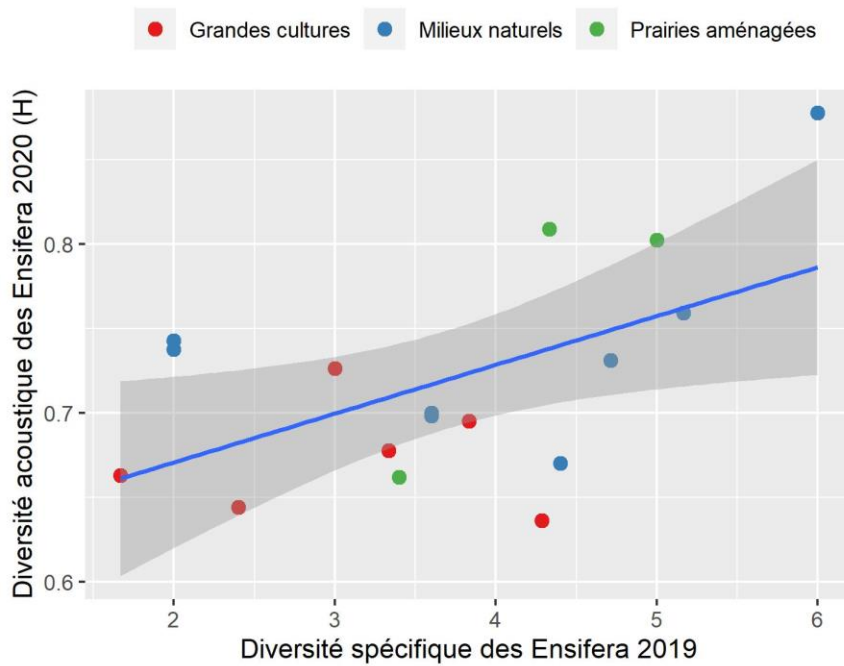
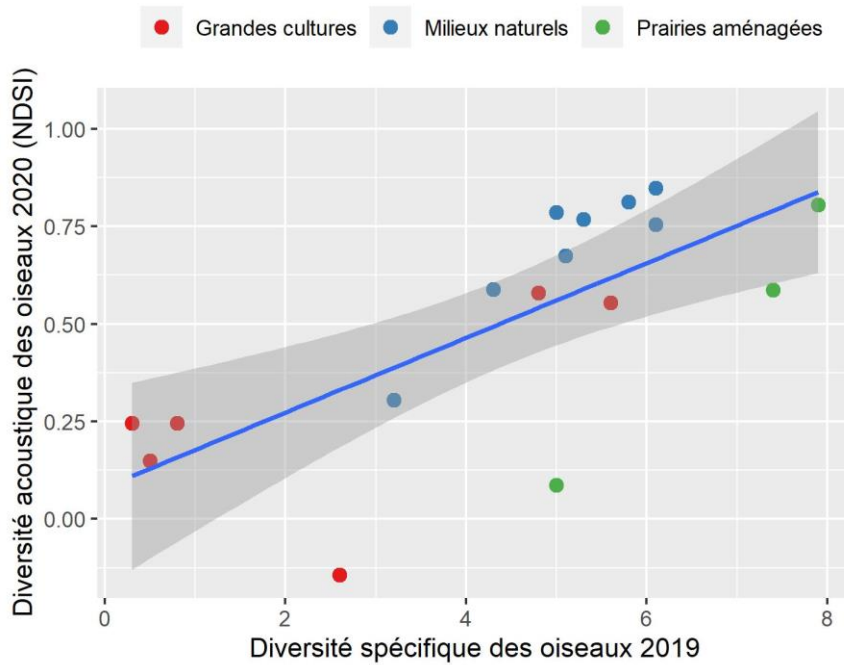


Figure R2. Relation entre la richesse en espèces d'un site en 2019 et la moyenne de la diversité acoustique pour un même site en 2020. La diversité spécifique des oiseaux nicheurs (haut) et des insectes chanteurs *Ensifera* (bas) correspond à la moyenne du nombre d'espèces identifiées dans les segments audio en 2019. La diversité acoustique correspond à la moyenne des indices NDSI (haut) et N (bas) calculés sur les mêmes segments en 2020.

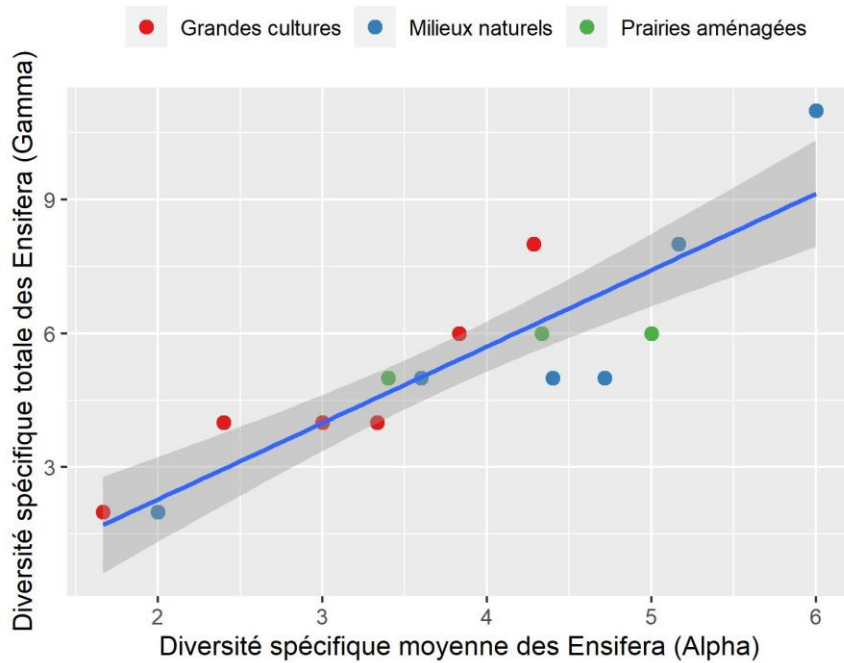
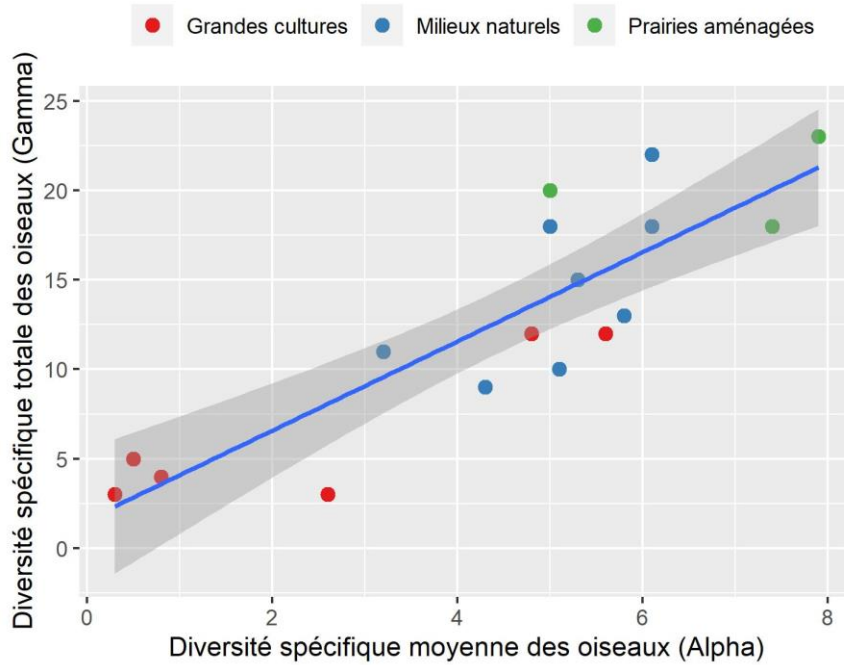


Figure R3. Relation entre la richesse en espèces moyenne d'un site (diversité spécifique Alpha) et la richesse en espèces totale (diversité spécifique Gamma). La diversité spécifique Alpha des oiseaux nicheurs (haut) et des insectes chanteurs *Ensifera* (bas) correspond à la moyenne du nombre d'espèces identifiées dans les segments audio d'un site. La diversité spécifique Gamma correspond au total des espèces identifiées dans les mêmes segments. Les relations montrent que la diversité Gamma est 3 fois supérieure à la diversité Alpha pour les oiseaux et 1,5 fois supérieure pour les insectes chanteurs.

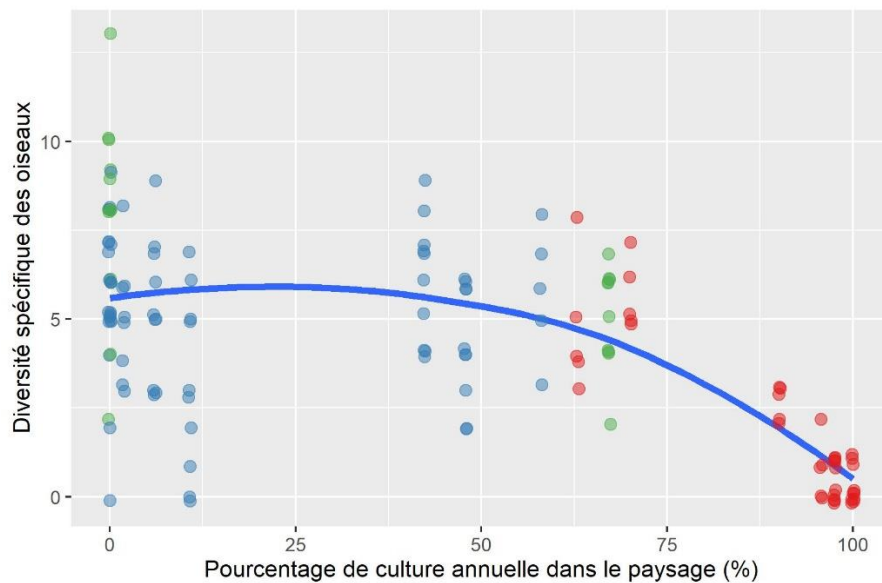
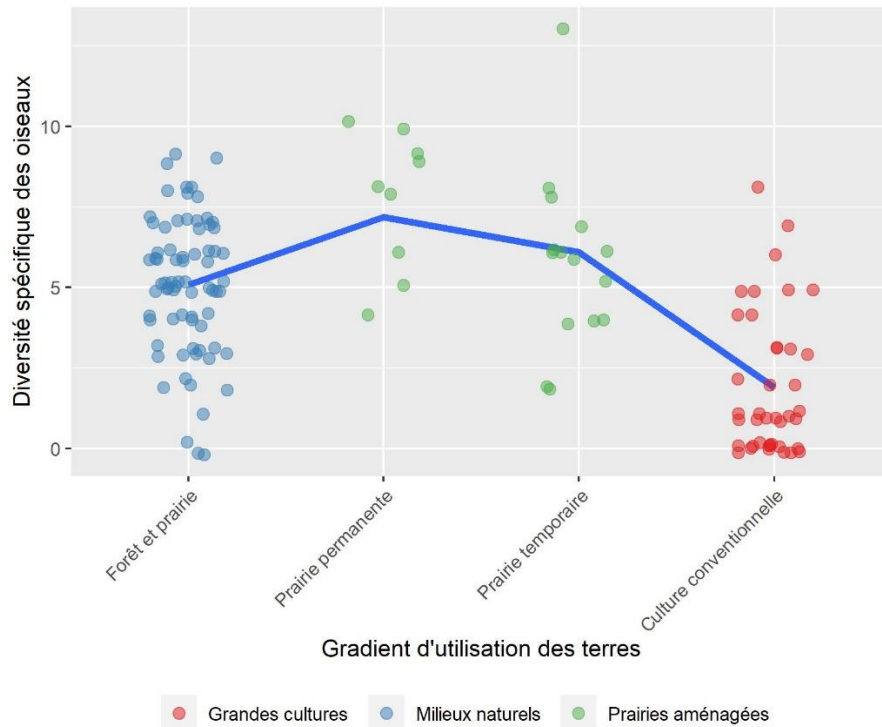


Figure R4. Réponses fonctionnelles de la richesse en espèces d’oiseaux nicheurs (diversité spécifique) le long du gradient d’intensification agricole dans les grandes parcelles des quatre secteurs prioritaires du littoral du LSP. Chaque point représente un segment audio de 3 minutes. Le graphique du bas illustre l’influence du pourcentage de cultures annuelles dans un rayon de 100 m autour du point d’écoute sur la richesse en espèces. Les prairies permanente et temporaire correspondent respectivement aux vieilles et aux nouvelles prairies cultivées. La richesse en espèces des oiseaux chute quand le pourcentage de cultures annuelles dans le paysage passe au-dessus de 65 %.

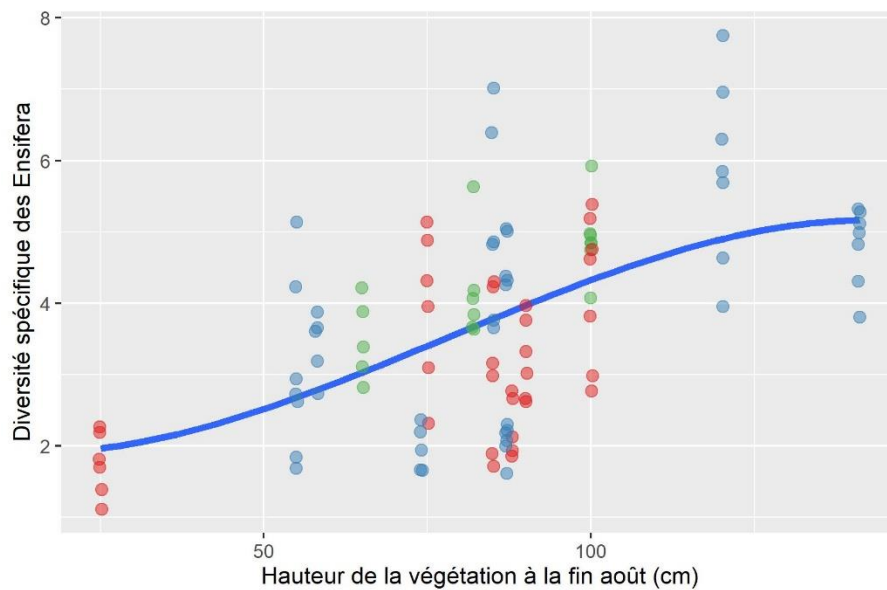
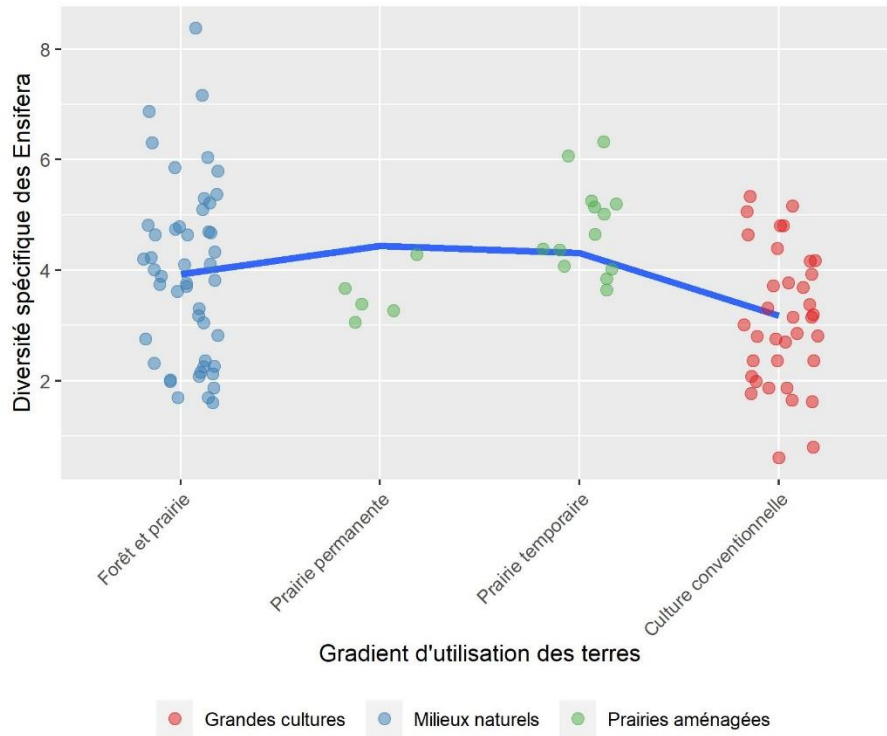


Figure R5. Réponses fonctionnelles de la richesse en espèces d'insectes chanteurs (diversité spécifique des *Ensifera*) le long du gradient d'intensification agricole dans les grandes parcelles des quatre secteurs prioritaires du littoral du LSP. Chaque point représente un segment audio de 3 minutes. Le graphique du bas illustre l'influence de la hauteur de la végétation au site en fin d'été sur la richesse en espèces. Les prairies permanente et temporaire correspondent respectivement aux vieilles et aux nouvelles prairies cultivées. La richesse en espèces des insectes chanteurs chute quand la hauteur de la végétation dans les bandes herbacées est inférieure à 1 m.

Tableau R1. Probabilité de retrouver les trois espèces d'insectes chanteurs (némobie striée, grillon automnal, conocéphale sp.), exprimée en pourcentage, dans chaque type de culture de couverture. AV + VV + L : avoine, vesce velue et lin ; SA : seigle d'automne ; RG : ray-grass ; SA + TR : seigle d'automne et trèfle ; SA + VV : seigle d'automne et vesce velue ; OCC : sol nu.

Traitement	Probabilité de retrouver les 3 espèces d'orthoptères (%)	
	Dés herbé	En herbé
AV+VV+L	13,6	18,5
SA	9,6	3,6
OCC	0,8	5,2
RG	2,2	2,8
SA+TR	2,8	1
SA+VV	2	0,9

VOLET II

RÉPONSE FONCTIONNELLE DE LA BIODIVERSITÉ DES INSECTES POLLINISATEURS SUR UN GRADIENT D'INTENSIFICATION AGRICOLE

VALÉRIE FOURNIER (UNIVERSITÉ LAVAL)

Principaux collaborateurs

Olivier Slupik (Université Laval), Raphaël Proulx (UQTR) Chris Watson (UQTR) et Frédéric McCune (Université. Laval)

Résumé des travaux de recherche

- Au total, 2 099 abeilles de 85 espèces et 2 373 syrphes de 41 espèces ont été capturés.
- Les populations d'abeilles et syrphes étaient dominées par quelques espèces sur l'ensemble du territoire.
- Les espèces d'abeilles les plus abondantes étaient *Lasioglossum novascotiae* (Mitchell) et *L. zonulum* (Smith), représentant ensemble 38 % de tous les spécimens d'abeilles collectés.
- *Toxomerus marginatus* (Say) et *T. geminatus* (Say) représentaient 66 % des syrphes collectés ; ce total s'élève à 81 % avec *Tropidia quadrata* (Say) et *Helophilus latifrons* (Loew).
- Les marges des champs contiennent une meilleure disponibilité florale et attirent plus d'individus et d'espèces d'abeilles que les milieux naturels.
- Les abeilles ont été quatre fois plus nombreuses et deux fois plus diversifiées en 2020 qu'en 2019, ce qui suggère un effet de mortalité dû aux inondations prolongées.
- Aucun effet du type d'occupation du territoire ou de l'année de capture n'a été mis en évidence pour les syrphes.
- Nos résultats ont montré des assemblages d'abeilles et de syrphes simplifiés et largement dominés par quelques espèces généralistes, et ce, dans tous les types d'occupation du territoire.
- La conservation et la valorisation des marges des champs sont essentielles pour la gestion durable de l'agriculture au lac Saint-Pierre. Les ressources florales qui y sont présentes sont importantes pour les insectes pollinisateurs.

Mise en contexte

Le littoral du lac Saint-Pierre (LSP), en vertu de sa position géographique centrale dans la vallée du Saint-Laurent, de sa taille et de sa dynamique d'inondations printanières, est un vaste écosystème de milieux humides d'une diversité exceptionnelle (MDDEFP, 2013). Cependant, l'expansion et l'intensification de l'agriculture sur le littoral depuis plusieurs décennies dégradent cet écosystème. Le déclin des populations de perchaudes, espèce emblématique du LSP et d'une importance économique pour la région, en a été le signal d'alarme. L'aménagement du territoire et le développement d'une agriculture plus durable dans le contexte unique du littoral du LSP passent par une meilleure compréhension des processus écologiques qui y ont cours et des facteurs régissant sa biodiversité.

Les insectes pollinisateurs sont un maillon essentiel des écosystèmes et rendent de précieux services aux agriculteurs. L'intensification des pratiques agricoles et la conversion des habitats pour l'agriculture pourraient cependant altérer l'abondance et la diversité des communautés d'insectes pollinisateurs. Une meilleure connaissance des éléments clés du paysage dont ceux-ci bénéficient permettrait d'éclairer les futures prises de décisions pour une gestion durable du littoral du LSP.

Objectifs

Ce projet s'inscrit comme l'un des différents volets de l'axe environnement et faune du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du LSP, dont le but principal est d'évaluer les impacts environnementaux des activités agricoles et des projets de restauration sur le territoire du littoral du LSP. L'objectif particulier de ce volet était d'étudier l'effet des activités agricoles sur l'abondance et la diversité des insectes pollinisateurs, par l'échantillonnage de leurs populations sur un gradient d'intensification agricole et d'utilisation des terres.

Il s'agit de la première étude à inventorier les populations d'insectes pollinisateurs sur le territoire du LSP et, plus précisément, à étudier les impacts des activités agricoles se déroulant dans son littoral sur leur abondance et leur diversité. De plus, il s'agit, à notre connaissance, de l'une des premières études sur la conservation des insectes pollinisateurs dans un contexte d'agriculture en zone littorale.

Les objectifs spécifiques de ce projet étaient 1) d'évaluer la réponse en abondance et en richesse spécifique des populations d'abeilles et de syrphes relativement à un gradient d'intensification agricole et d'utilisation des terres et 2) d'examiner l'effet des variations interannuelles des inondations sur les insectes pollinisateurs.

Hypothèses de recherche

Les hypothèses étaient les suivantes.

1. L'abondance et la richesse spécifique des abeilles et des syrphes seront affectées négativement par le gradient d'intensification agricole.
2. L'abondance et la richesse spécifique des abeilles seront affectées plus négativement que celles des syrphes par l'intensification agricole.
3. L'abondance et la richesse spécifique des abeilles et des syrphes seront affectées négativement par les inondations printanières. Cette dernière hypothèse a été formulée à partir du début de la deuxième saison d'échantillonnage, en 2020, lorsqu'il a été possible de constater que les inondations étaient moins longues qu'en 2019.

Méthodologie

Zone d'étude

Cette étude s'est déroulée dans la région du LSP, au Québec (46° 12' 15" N., 72° 49' 58" O.). Ce lac constitue un élargissement important du fleuve Saint-Laurent qui s'étend de Sorel-Tracy à Trois-Rivières. Les inondations saisonnières sont fréquentes dans la zone littorale du lac et se produisent en moyenne une année sur deux, durant de zéro à

huit semaines. Chaque site expérimental de cette étude était une bande de végétation herbacée située soit à la limite entre deux champs agricoles, soit à l'intérieur d'une plus grande parcelle d'habitat naturel. Chaque site a été assigné à l'un des trois traitements d'utilisation des terres suivants, représentant un gradient d'intensification agricole : huit sites dans des forêts ou des prairies humides naturelles ont été regroupés en tant qu'habitats naturels, cinq sites dans de vieilles et de nouvelles prairies ont été regroupés en tant que prairies et sept sites situés en bordure de champs de cultures annuelles de maïs et de soya en agriculture conventionnelle ont été regroupés en tant que grandes cultures, pour un total de 20 sites. Les sites étaient situés dans quatre municipalités : Pierreville (quatre sites) et Baie-du-Febvre (cinq sites) sur la rive sud du LSP et Saint-Barthélemy (cinq sites) et La Visitation-de-l'Île-Dupas (six sites) sur la rive nord. Un site de prairie à l'île Dupas n'a été utilisé qu'en 2019 et retiré de la saison d'échantillonnage 2020 pour des restrictions légales, mais deux nouveaux sites de prairie à l'île Dupas et à Saint-Barthélemy (un site chacun) ont été ajoutés en 2020. Chaque site était séparé des autres d'au moins 500 m, à l'exception de deux paires qui étaient distantes de 400 m.

Échantillonnage des pollinisateurs et des plantes

Sur chaque site, nous avons installé un transect linéaire de 15 pièges-bols placés au-dessus du niveau de la végétation et fixés avec du ruban Velcro sur des bâtons de bois déployés à 1 m de distance. Les pièges-bols étaient constitués de bols en plastique de 15 cm de diamètre et ont été placés dans un ordre alternatif de couleurs : jaune, bleu et blanc (cinq pièges de chaque couleur par site). Nous avons choisi ces couleurs parce qu'elles sont connues pour attirer le plus grand nombre d'espèces de pollinisateurs (Campbell et Hanula 2007). Afin d'améliorer leur attractivité, nous avons ajouté, à l'intérieur des pièges-bols, un dessin qui imite les fleurs (Russell et al., 2005). Les pièges-bols ont été remplis jusqu'aux trois quarts d'eau savonneuse et déployés pendant des périodes de 48 heures sans pluie. Les échantillonnages étaient séparés les uns des autres de deux à quatre semaines, en fonction des conditions météorologiques. En 2019, nous avons effectué au total cinq échantillonnages entre juin et septembre. En 2020, nous avons pu réaliser six échantillonnages de mai à septembre. L'intensité et la durée de la crue printanière ont été considérablement plus élevées en 2019 qu'en 2020, s'étendant du 16 avril au 8 juin (54 jours) en 2019 contre du 30 mars au 17 avril (18 jours) en 2020. Les échantillonnages ont donc commencé un mois plus tôt en 2020 qu'en 2019.

Nous avons collecté les spécimens dans les pièges-bols à l'aide d'une épuisette, puis nous les avons placés dans des sacs Whirl-Pak (Nasco, Wisconsin, USA) contenant de l'éthanol à 70 % et conservés au congélateur jusqu'à la fin des échantillonnages. Nous avons ensuite trié, rincé, épinglé et séché tous les spécimens d'abeilles et de syrphes selon le protocole de la FAO pour le suivi des communautés de pollinisateurs (LeBuhn et al., 2016). En outre, nous avons identifié l'espèce lorsque cela était possible, seuls quelques spécimens n'ayant été identifiés selon leur genre, en utilisant les clés de Gibbs (2010), Ascher et Pickering (2014) et Packer et al., (2007) pour les abeilles et Miranda et al., (2013) et Skevington et

al., (2019) pour les syrphes. Les spécimens sont conservés dans le laboratoire de V. Fournier à l'Université Laval (Québec, Canada).

Pour vérifier la corrélation entre le type d'utilisation des terres et la présence florale, nous avons attribué un score floral à chacun de nos sites. Plus précisément, nous avons estimé le recouvrement des fleurs dans un rayon de 100 m pour les prairies et les habitats naturels et le long d'un transect de 100 m en bordure de champs pour les grandes cultures. Nous avons fait cette évaluation lors de cinq des six échantillonnages de 2020. Le score correspondait à la couverture en fleurs mellifères de chaque site estimée visuellement : trace (< 1 %), faible (1-5 %), moyenne (5-20 %) ou élevée (> 20 %).

Approche statistique

Nous avons analysé séparément les abeilles et les syrphes en raison de leur biologie différente. Dans nos analyses, nous avons laissé les abeilles domestiques (*Apis mellifera*), car elles proviennent très probablement de la production apicole commerciale (IPBES 2016). Nous avons analysé les scores floraux à l'aide du test du Chi carré de Pearson pour l'association avec le traitement de l'utilisation des terres.

Les échantillonnages ayant révélé une forte dominance de certaines espèces tant pour les abeilles que pour les syrphes, nous avons calculé l'indice de Berger-Parker (Berger et Parker 1970) sur chaque site pour chaque année. Il s'agit du rapport entre l'abondance de l'espèce la plus dominante et l'abondance totale de toutes les espèces. Cet indice est efficace dans les habitats transformés ou perturbés (Caruso et al., 2007). Nous l'avons utilisé pour comparer la dominance relative des espèces les plus abondantes entre les traitements d'utilisation des terres et entre les années d'échantillonnage à l'aide d'ANOVA à un facteur.

Nous avons modélisé l'abondance et la richesse spécifique des abeilles et des syrphes pour chaque année séparément à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). Nous avons utilisé la distribution binomiale négative parce qu'elle offrait le meilleur ajustement selon la valeur de l'AIC et parce que les résidus étaient distribués normalement et de façon homogène. Le traitement de l'utilisation des terres (habitat naturel, prairie, grandes cultures) et l'année (2019, 2020) étaient des effets fixes dans les modèles. Les dates d'échantillonnage (jour de l'année) et les régions (Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy, île Dupas) ont été considérées comme des effets aléatoires. L'interaction entre le traitement de l'utilisation des terres et l'année n'a pas amélioré l'ajustement statistique et a été laissée de côté dans les modèles finaux. Nous avons réalisé toutes les analyses statistiques à l'aide du logiciel RStudio (RStudio v1.2.5019). Nous avons ajusté les GLMM à l'aide des *packages effects* (Fox 2003) et lme 4 (Bates et al., 2013) dans l'environnement R (RStudio v1.2.5019).

Résultats

Au total, en 2019 et 2020, nous avons collecté 2 099 spécimens d'abeilles de 85 espèces (tableau R2) et 2 373 spécimens de syrphes de 41 espèces (tableau R3). Les espèces d'abeilles les plus abondantes étaient *Lasioglossum novascotiae* (Mitchell) et *L. zonulum*

(Smith), représentant ensemble 38 % de tous les spécimens d'abeilles collectés. Pour les syrphes, *Toxomerus marginatus* (Say) et *T. geminatus* (Say) représentent ensemble 66 % des spécimens collectés, et ce total s'élève à 81 % lorsque *Tropidia quadrata* (Say) et *Helophilus latifrons* (Loew) sont ajoutés. Les abeilles et les syrphes rares ($N < 10$) représentent une part importante du nombre d'espèces recensées, soit respectivement 75 % et 65 %. Les espèces pour lesquelles un unique spécimen a été récolté représentaient respectivement 25 % et 20 % du nombre d'espèces d'abeilles et de syrphes trouvées. En comparant les données des deux années, nous notons que 366 spécimens d'abeilles de 44 espèces et 951 spécimens de syrphes de 26 espèces ont été collectés en 2019, tandis que 1 733 spécimens d'abeilles de 75 espèces et 1 422 spécimens de syrphes de 35 espèces ont été collectés en 2020. En fait, le dernier échantillonnage de 2020 a permis de récolter 59 % ($N = 838$) des syrphes de la saison. Sans lui, les syrphes auraient été trouvés dans une abondance légèrement inférieure en 2020 qu'en 2019.

Le test du Chi carré de Pearson sur les scores floraux a montré une corrélation ($p = 0,009\ 258$) entre le gradient d'utilisation des terres et la présence de fleurs (tableau R4). La présence de fleurs était la plus élevée dans les grandes cultures, suivies des prairies et des habitats naturels. De plus, dans le traitement des grandes cultures, nous avons observé de façon constante que les fleurs étaient moins diversifiées (tableau R5), mais fortement concentrées dans les marges des champs. En revanche, dans les prairies (vieilles et nouvelles) et les habitats naturels, les fleurs étaient plus diversifiées, mais généralement moins nombreuses et plus dispersées sur le site.

L'indice de Berger-Parker (tableau R6) n'a révélé aucune différence entre les traitements d'utilisation des terres, quel que soit le groupe de pollinisateurs ou l'année (abeilles en 2019 : $F_{2,13} = 2,33$, $p = 0,136$, syrphes en 2019 : $F_{2,15} = 0,362$, $p = 0,702$, abeilles en 2020 : $F_{2,16} = 0,217$, $p = 0,808$, syrphes en 2020 : $F_{2,16} = 3,023$, $p = 0,077$). Pour l'ensemble des captures (les traitements d'utilisation des terres combinés), nous n'avons trouvé aucune différence pour les abeilles entre les deux années ($F_{1,33} = 1,975$, $p = 0,169$), mais il y avait en moyenne une plus grande proportion d'espèces dominantes pour les syrphes en 2019 qu'en 2020 ($F_{1,35} = 5,831$, $p = 0,021\ 1$).

Les GLMM ont montré une augmentation significative et des intervalles de confiance ne chevauchant pas les valeurs prédites de l'abondance et de la richesse spécifique pour les abeilles de 2019 à 2020, mais aucune différence significative pour les syrphes (tableau R7). L'effet du traitement de l'utilisation des terres sur l'abondance et la richesse spécifique des abeilles en marge de champs en grandes cultures présente des valeurs plus élevées que dans les habitats naturels (tableau R7 ; figure R6). En effet, pour la richesse spécifique des abeilles, nous avons trouvé un chevauchement dans les intervalles de confiance des grandes cultures et des prairies (vieilles et nouvelles) ainsi qu'entre ceux des prairies (vieilles et nouvelles) et des milieux naturels. Cependant, les intervalles de confiance des grandes cultures et des milieux naturels ne se chevauchent pas, ce qui suggère des différences statistiques entre les deux. L'abondance des abeilles a montré la même tendance. En ce qui concerne la richesse spécifique et l'abondance des syrphes, nous n'avons trouvé aucune

différence statistique entre les trois types d'utilisation des terres, tous les intervalles de confiance montrant un chevauchement.

Discussion et conclusion

Nous avons constaté que l'assemblage d'abeilles et de syrphes était dominé de manière similaire dans tous les traitements d'utilisation des terres. Nous avons également constaté que les abeilles étaient plus abondantes et plus riches en espèces dans les sites de grandes cultures que dans les sites de milieux naturels, ce qui suggère que les ressources florales concentrées en bordure des champs ont un effet attractif. Enfin, nous avons observé que les populations d'abeilles ont augmenté en abondance et en richesse spécifique au cours de la deuxième année, ce qui suggère un impact négatif des inondations prolongées qui ont eu lieu au cours de la première année de l'étude.

Inventaire des abeilles et des syrphes

Notre richesse totale en espèces d'abeilles est semblable à celle d'autres études sur les zones humides (Moroń et al., 2008 ; Stephenson et al., 2017) et nos assemblages étaient dominés par quelques espèces généralistes. Cependant, les populations de pollinisateurs ont été moins étudiées dans les milieux humides que dans les milieux secs et chauds (Moroń et al., 2008). Puisque nous avons trouvé un nombre très élevé d'espèces pour lesquelles un unique spécimen a été récolté, nous ne pouvons pas exclure que certaines espèces soient restées non détectées (Moroń et al., 2008). Pour les syrphes, nous avons trouvé une richesse spécifique semblable à celle des études précédentes dans les cultures de la canneberge (Gervais 2015) et du bleuet nain (Moisan-DeSerres et al., 2015), avec des espèces dominantes similaires (*Toxomerus* spp.).

Les indices de Berger-Parker ne répondent pas au gradient d'utilisation des terres, ce qui appuie l'hypothèse selon laquelle le littoral du LSP est un paysage dégradé et transformé par l'agriculture (TCRLSP 2017). Avec une moyenne par site de 39 % pour les abeilles et de 57 % pour les syrphes, sans différence entre les types d'utilisation des terres, les populations de pollinisateurs du LSP semblent dominées par quelques espèces généralistes. Deux espèces généralistes du genre *Lassioglossum* spp. représentaient à elles seules 38 % des spécimens d'abeilles récoltés. Au total, 70 % de la population totale d'abeilles appartenait au genre *Lasioglossum* spp., tandis que 69 % des bourdons trouvés appartenait à l'espèce *Bombus impatiens*, deux taxons que l'on pense tolérants aux perturbations anthropiques (Grab et al., 2019). Pour les syrphes, quatre espèces représentaient 81 % des spécimens collectés, ce qui est cohérent par rapport aux résultats obtenus pour les abeilles. Une hypothèse pour expliquer cette dominance chez les syrphes est qu'une forte exposition aux pesticides réduit les populations à quelques espèces généralistes tolérantes (Dormann et al., 2007). Bien qu'il soit normal que les espèces généralistes dominent les inventaires biologiques, on s'attend à ce que les milieux naturels présentent une dominance moindre que les milieux transformés (Caruso et al., 2007 ; Dormann et al., 2007). Cependant, dans les prairies et les habitats naturels, les indices de Berger-Parker montrent le même degré de simplification des assemblages que dans les

grandes cultures. Ainsi, le paysage du littoral du LSP montre des assemblages également dominés par quelques espèces généralistes, et ce, même dans les habitats normalement considérés comme naturels, ce qui est caractéristique des milieux perturbés et dégradés par l'agriculture (Dormann et al., 2007 ; Grab et al., 2019).

Effet du type d'utilisation des terres

Contrairement à notre hypothèse, l'abondance et la richesse spécifique des abeilles étaient plus élevées dans les marges des champs en grandes cultures. Nous avons trouvé une corrélation entre la disponibilité des ressources florales et le traitement de l'utilisation des terres. Ces résultats suggèrent que les marges des champs sont associées à des ressources florales plus importantes qui peuvent servir d'habitat de refuge pour les pollinisateurs (O'Connor et al., 2019). Elles peuvent aussi attirer et concentrer les pollinisateurs dans un rayon plus large (Zou et al., 2017), d'autant plus que les cultures environnantes étaient non mellifères. De même, une dispersion plus large des abeilles pourrait avoir expliqué leur nombre plus faible dans les sites d'habitat naturel. D'autres études ont suggéré qu'une plus faible abondance de fleurs pouvait également augmenter l'attractivité des pièges-bols (O'Connor et al., 2019 ; Wilson et al., 2008). Dans notre expérience, il n'est pas clair que cet effet peut compenser la dispersion des abeilles depuis les habitats naturels. Néanmoins, la richesse et l'abondance relatives des espèces d'abeilles entre les sites devraient refléter la probabilité d'utilisation des ressources florales à cet endroit. Les captures plus faibles dans les environnements naturels sont donc logiques puisque la présence florale est plus faible (O'Connor et al., 2019).

Kratschmer et al., (2019) ont constaté qu'une plus grande hétérogénéité du territoire (c'est-à-dire des sites de nidification) peut augmenter l'abondance des abeilles, même lorsque les ressources florales sont rares. D'autres études ont constaté que les milieux naturels et les prairies semi-naturelles favorisent la richesse spécifique des pollinisateurs (Kremen et al., 2007 ; Rader et al., 2016). Il est possible que nos sites de milieux naturels et de prairies aient répondu à divers besoins des abeilles, notamment pour la nidification (Kennedy et al., 2013 ; Knop et al., 2006). Au cours de la phase adulte, elles ont pu se déplacer vers des sites abritant davantage de ressources florales (Häussler et al., 2017 ; Öckinger et Smith 2007), qui étaient principalement situés en bordure des champs. De nombreuses études montrent également que les communautés d'abeilles diminuent lorsqu'elles se rapprochent du centre des cultures et s'étendent lorsqu'elles se rapprochent des marges des champs et des environnements naturels proches (Holzschuh et al., 2010 ; Venturini et al., 2017). Cependant, notre conception expérimentale et nos résultats ne nous permettent pas de tirer cette conclusion ni de mesurer si les milieux naturels et les prairies contribuent ou non à une présence plus élevée d'abeilles dans nos sites de grandes cultures. Néanmoins, nos résultats montrent clairement que les bords des champs sont l'endroit à regarder pour trouver des abeilles dans la zone littorale du LSP et qu'ils doivent être considérés comme des éléments importants pour la conservation des abeilles à l'échelle du paysage.

Les syrphes ont montré peu de réponses au type d'utilisation des terres, avec un large chevauchement entre les trois traitements d'utilisation des terres, tant pour leur abondance

que pour la richesse spécifique. Ces résultats sont cohérents par rapport à ceux de Verboven et al., (2014), qui n'ont trouvé aucune réponse chez les syrphes dans un gradient rural vers naturel, et par rapport à ceux de Schirmel et al., (2018), qui ont trouvé que les ressources florales étaient un mauvais prédicteur de l'abondance et de la richesse spécifique des syrphes. Comme les syrphes n'ont pas de nids, ils peuvent se déplacer plus librement sur le territoire (Rader et al., 2016). De plus, les larves de syrphes ne consomment pas de pollen ou de nectar, ce qui peut expliquer la présence d'adultes dans des zones où il y a moins de fleurs, mais d'autres ressources éventuellement utilisées par les larves (Jauker et Wolters 2008 ; Rader et al., 2014). Pourtant, dans les zones agricoles, les syrphes adultes se concentreraient sur les ressources les plus gratifiantes telles que les bordures de champs (Haenke et al., 2009), car les cultures qui les entourent ne sont pas mellifères. Par conséquent, le fait que les bordures de champs ont attiré autant de syrphes que les deux autres types d'environnement est suffisant pour prendre en considération l'importance des bordures de champs dans le soutien des populations de syrphes dans cette zone littorale agricole.

Nos résultats nous ont permis d'identifier les bordures de champs comme un habitat clé pour les pollinisateurs dans le paysage du LSP, encore plus pour les abeilles que pour les syrphes. Ce résultat et nos indices de Berger-Parker s'alignent sur ceux de Holzschuh et al., (2016), Zou et al., (2017) et Bartual et al., (2019). Cela démontre que la conservation des insectes pollinisateurs repose sur les ressources florales, en particulier dans les paysages agricoles fortement perturbés.

Effet de l'année

De 2019 à 2020, l'abondance des abeilles a plus que quadruplé, tandis que leur richesse spécifique a presque doublé. Le facteur environnemental qui a le plus changé d'une année à l'autre est la durée des inondations, qui a été inhabituellement longue en 2019 (54 jours), mais normale en 2020 (18 jours). Nous pensions initialement que les abeilles nichant dans des cavités pourraient être moins touchées par les inondations que les abeilles nichant dans le sol, en raison de leur capacité à trouver un abri au-dessus du sol pour hiverner (Wilson et al., 2016). Or, la proportion de spécimens d'abeilles nichant dans le sol trouvés chaque année était similaire, soit environ 89 %. En fait, le niveau d'eau lors des inondations des deux années pourrait avoir duré suffisamment longtemps pour avoir un impact égal sur les deux guildes de nicheurs. Les faibles abondances d'abeilles observées en 2019 peuvent donc être dues à une mortalité excessive des adultes et des larves dans le sol et la végétation en raison d'une inondation prolongée au printemps (Batra 1966 ; Fellendorf et al., 2004). De plus, la croissance et la floraison de la végétation ayant été retardées en mai et juin 2019, un manque de ressources florales a pu priver les abeilles actives tôt de nourriture pour leur progéniture. En revanche, aucun effet de l'année d'inondation n'a été constaté sur les syrphes. Parmi nos syrphes, seuls les genres *Eristalis* spp., *Helophilus* spp. et *Parhelophilus* spp. sont aquatiques ou semi-aquatiques (Skevington et al., 2019), et ceux-ci représentaient 7 % de l'abondance totale en 2019 et 23 % en 2020. Les inondations de 2019 ne semblent pas avoir eu d'impact sur les larves terrestres de syrphes puisque leur

proportion n'a pas été fortement réduite. Les réponses marquées des abeilles entre les années contrastent avec la faible réponse des syrphes, ce qui suggère des adaptations divergentes des deux groupes aux conditions d'inondation printanières. Pour confirmer nos résultats, nous aurions toutefois besoin de répéter l'expérience sur un plus grand nombre d'années et de contrôler d'autres facteurs tels que la dynamique annuelle intrinsèque à l'espèce et la gestion des pesticides.

Conclusion

Notre étude démontre le rôle clé des bordures de champs dans la conservation des insectes pollinisateurs dans un paysage transformé par l'activité agricole. Les bordures de champs peuvent être encore plus importantes lorsque le paysage est en plus affecté par les inondations au printemps. De plus, notre étude est la première, à notre connaissance, à suggérer une réduction importante de l'ensemble des populations d'abeilles en raison des inondations printanières. Nous pensons que nos résultats pourront être repris dans des études futures qui examineront cet effet avec d'autres répétitions d'années sèches et d'années inondées, en contrôlant d'autres facteurs environnementaux ou les effets dynamiques de populations d'insectes pollinisateurs.

Bibliographie

- Ascher, J. S., et Pickering, J. (2014). *Discover Life Bee Species Guide and World Checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)*.
- Bartual, A. M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A. C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J., Pfister, S., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K., et Albrecht, M. (2019). The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 279, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., et Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Batra, S. W. T. (1966). The life cycle and behavior of the primitively social bee, *Lasioglossum zephyrum* (Halictidae). *University of Kansas Science Bulletin*, 46, 359–423.
- Berger, H., et Parker, L. (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168, 1345–1347.
- Campbell, J. W., et Hanula, J. L. (2007). Efficiency of malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, 11, 399–408. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9055-4>
- Caruso, T., Pigino, G., Bernini, F., Bargagli, R., et Migliorini, M. (2007). The Berger-Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: A case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. *Biodiversity and Conservation*, 16, 3277–3285. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9137-3>
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., Defilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J. P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W. K. R. E., et Zobel, M. (2007). Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 774–787. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x>
- Fellendorf, M., Mohra, C., et Paxton, R. J. (2004). Devastating effects of river flooding to the ground-nesting bee, *Andrena vaga* (Hymenoptera: Andrenidae), and its associated fauna. *Journal of Insect Conservation*, 8, 311–312. <https://doi.org/10.1007/s10841-004-0514-5>
- Fox, J. (2003). Effect displays in R for generalised linear models. *Journal of Statistical Software*, 8, 1–27. <https://www.jstatsoft.org/article/view/v008i15>
- Gervais, A. (2015). *Biodiversité des pollinisateurs dans les cannebergières : Effets des pratiques culturelles, du type de sol et de l'habitat naturel* (Master's thesis, Université Laval).
- Gibbs, J. (2010). Revision of the metallic species of *Lasioglossum* (*Dialictus*) in Canada (Hymenoptera, Halictidae Halictini). *Zootaxa*, 2591, 175–178.
- Grab, H., Branstetter, M., Amon, N., Urban-Mead, K., Park, M., Gibbs, J., Blitzer, E., Poveda, K., Loeb, G., et Danforth, B. (2019). Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services. *Science*, 363, 282–284.

- Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., Tschardtke, T., et Thies, C. (2009). Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1106-1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01685.x>
- Häussler, J., Sahlin, U., Baey, C., Smith, H. G., et Clough, Y. (2017). Pollinator population size and pollination ecosystem service responses to enhancing floral and nesting resources. *Ecology and Evolution*, 7, 1898-1908. <https://doi.org/10.1002/ece3.2765>
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J. P., Mudri-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J. B., Wickens, V. J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Smith, H. G., Vilà, M., Vujić, A., et Steffan-Dewenter, I. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, 19, 1228-1236. <https://doi.org/10.1111/ele.12657>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., et Tschardtke, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79, 491–500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2016). *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Jauker, F., et Wolters, V. (2008). Hover flies are efficient pollinators of oilseed rape. *Oecologia*, 156, 819-823. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1034-x>
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A. L., Cariveau, D., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Cunningham, S. A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J. H., Elle, E., Gaines, H. R., Garibaldi, L. A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S. K., Jha, S., Klein, A. M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Neame, L. A., Otieno, M., Park, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B. F., Westphal, C., Wilson, J. K., Greenleaf, S. S., et Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16, 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F., et Schmid, B. (2006). Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 43, 120-127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x>
- Kratschmer, S., Pachinger, B., Schwantzer, M., Paredes, D., Guzmán, G., Gómez, J. A., Entrenas, J. A., Guernion, M., Burel, F., Nicolai, A., Fertil, A., Popescu, D., Macavei, L., et Winter, S. (2019). Response of wild bee diversity, abundance, and functional traits to vineyard inter-row management intensity and landscape diversity across Europe. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 273, 55–66. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.023>

- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J., et Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10, 299-314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>
- LeBuhn, G., Droege, S., Connor, E., Gemmill-Herren, B., et Azzu, N. (2016). *Protocol to detect and monitor pollinator communities: Guidance for practitioners*. FAO.
- MDDEFP. (2013). *Le lac Saint-Pierre, un joyau à restaurer*. Québec, Gouvernement du Québec.
- Miranda, G. F., Young, A. D., Locke, M. M., Marshall, S. A., Skevington, J. H., et Thompson, F. C. (2013). Key to the genera of Nearctic Syrphidae. *Canadian Journal of Arthropod Identification*, 23.
- Moisan-DeSerres, J., Chagnon, M., et Fournier, V. (2015). Influence of windbreaks and forest borders on abundance and species richness of native pollinators in lowbush blueberry fields in Québec, Canada. *The Canadian Entomologist*, 147, 432-442. <https://doi.org/10.4039/tce.2014.55>
- Moroń, D., Szentgyörgyi, H., Wantuch, M., Celary, W., Westphal, C., Settele, J., et Woyciechowski, M. (2008). Diversity of wild bees in wet meadows: Implications for conservation. *Wetlands*, 28, 975-983. <https://doi.org/10.1672/08-83.1>
- O'Connor, R. S., Kunin, W. E., Garratt, M. P. D., Potts, S. G., Roy, H. E., Andrews, C., Jones, C. M., Peyton, J. M., Savage, J., Harvey, M. C., Morris, R. K. A., Roberts, S. P. M., Wright, I., Vanbergen, A. J., et Carvell, C. (2019). Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 2129-2140. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13292>
- Öckinger, E., et Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44, 50-59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>
- Packer, L., Genaro, J. A., et Sheffield, C. S. (2007). The bee genera of eastern Canada. *Journal of Arthropod Identification*, 3.
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L. A., Garratt, M. P. D., Howlett, B. G., Winfree, R., Cunningham, S. A., Mayfield, M. M., Arthur, A. D., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Entling, M. H., Foully, B., Freitas, B. M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S. R., Gross, C. L., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggar, S., Jauker, F., Klein, A. M., Kleijn, D., Krishnan, S., Lemos, C. Q., Lindström, S. A. M., Mandelik, Y., Monteiro, V. M., Nelson, W., Nilsson, L., Pattemore, D. E., Pereira, N. D. O., Pisanty, G., Potts, S. G., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C. S., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H. G., Stanley, D. A., Stout, J. C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Vergara, C. H., Viana, B. F., et Woyciechowski, M. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 146-151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>
- Rader, R., Bartomeus, I., Tylianakis, J. M., et Laliberté, E. (2014). The winners and losers of land use intensification: Pollinator community disassembly is non-random and

- alters functional diversity. *Diversity and Distributions*, 20, 908-917.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12221>
- Russell, K. N., Ikerd, H., et Droege, S. (2005). The potential conservation value of unmowed powerline strips for native bees. *Biological Conservation*, 124, 133-148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.022>
- Schirmel, J., Albrecht, M., Bauer, P. M., Sutter, L., Pfister, S. C., et Entling, M. H. (2018). Landscape complexity promotes hoverflies across different types of semi-natural habitats in farmland. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1747-1758.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13095>
- Skevington, H. J., Moran, K., Locke, M., Crins, W., Young, A. D., et Marshall, A. S. (2019). *Field guide to northeastern Nearctic flower flies (Diptera: Syrphidae)*. Princeton University Press.
- Stephenson, P. L. (2017). *Bee communities on managed emergent wetlands in the Lower Mississippi Alluvial Valley of Arkansas* (Master's thesis, University of Arkansas).
- TCRLSP. (2017). *Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre* (p. 38).
- Venturini, E. M., Drummond, F. A., Hoshide, A. K., Dibble, A. C., et Stack, L. B. (2017). Pollination reservoirs for wild bee habitat enhancement in cropping systems: A review. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41, 101-142.
<https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1258377>
- Verboven, H. A. F., Uyttenbroeck, R., Brys, R., et Hermy, M. (2014). Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban-rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landscape and Urban Planning*, 126, 31-41.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.017>
- Wilson, J. S., Griswold, T., et Messinger, O. J. (2008). Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: Are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society*, 81, 288–300.
- Wilson, J. S., Jahner, J. P., Starley, L., Calvin, C. L., Ikerd, H., et Griswold, T. (2016). Sampling bee communities using pan traps: Alternative methods increase sample size. *Journal of Insect Conservation*, 20, 919-922.
<https://doi.org/10.1007/s10841-016-9914-6>
- Zou, Y., Bianchi, F. J. J. A., Jauker, F., Xiao, H., Chen, J., Cresswell, J., Luo, S., Huang, J., Deng, X., Hou, L., et van der Werf, W. (2017). Landscape effects on pollinator communities and pollination services in small-holder agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 246, 109–116.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.035>

Figures et tableaux R

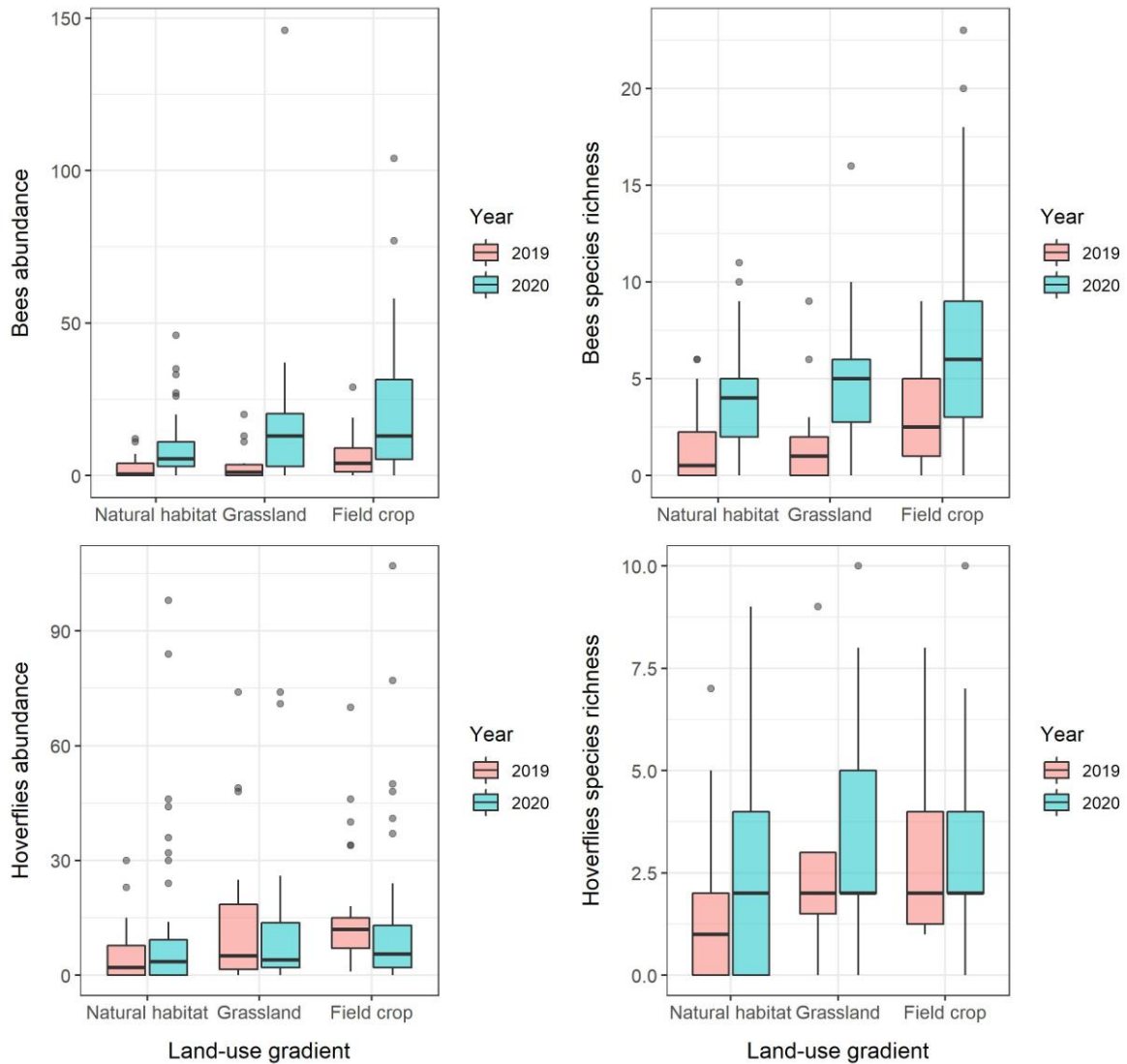


Figure R6. Abondance et richesse spécifique des abeilles et des syrphes par type d'utilisation des terres et par année. Les lignes horizontales à l'intérieur des boîtes représentent les médianes, les limites des boîtes représentent les 25^e et 75^e percentiles et les lignes verticales représentent les 25^e et 75^e pourcentages inférieurs et supérieurs.

Tableau R2. Inventaires (nombre de spécimens) des espèces d'abeilles capturées pour chacun des types d'utilisation des terres lors des échantillonnages de 2019-2020 dans quatre localités de la zone littorale du lac Saint-Pierre.

Espèce	Grandes cultures	Prairies	Milieus naturels
<i>Andrena rugosa</i> (Robertson, 1891)	4	2	4
<i>Andrena nivalis</i> (Smith, 1853)	2	0	0
<i>Andrena vicina</i> (Smith, 1853)	2	0	0
<i>Andrena ziziae</i> (Robertson, 1891)	2	3	0
<i>Andrena barbilabris</i> (Kirby, 1802)	1	0	1
<i>Andrena bradleyi</i> (Viereck, 1907)	1	1	1
<i>Andrena cressonii</i> (Robertson, 1891)	1	0	0
<i>Andrena persimulata</i> (Viereck, 1917)	1	0	0
<i>Andrena wilkella</i> (Kirby, 1802)	1	0	0
<i>Peponapis pruinosa</i> (Say, 1837)	1	2	3
<i>Antophora terminalis</i> (Cresson, 1869)	1	2	2
<i>Bombus griseocollis</i> (De Geer, 1773)	20	3	4
<i>Bombus borealis</i> (Kirby, 1837)	8	1	3
<i>Bombus citrinus</i> (Smith, 1854)	2	0	0
<i>Bombus rufocinctus</i> (Cresson, 1864)	2	0	0
<i>Bombus ternarius</i> (Say, 1837)	2	0	3
<i>Bombus bimaculatus</i> (Cresson, 1864)	1	0	0
<i>Bombus sandersoni</i> (Franklin, 1913)	1	0	0
<i>Bombus terricola</i> (Kirby, 1837)	0	0	4
<i>Bombus impatiens</i> (Cresson, 1863)	69	21	34
<i>Ceratina mikmaqi</i> (Sheffield, 2011)	2	0	2
<i>Melissodes denticulatus</i> (Smith, 1854)	1	0	0
<i>Melissodes druriellus</i> (Kirby, 1802)	10	0	1
<i>Melissodes desponsus</i> (Smith, 1854)	3	0	0
<i>Colletes kincaidii</i> (Cockerell, 1898)	1	0	0
<i>Hylaeus floridanus</i> (Robertson, 1893)	1	0	0
<i>Hylaeus mesillae</i> (Cockerell, 1896)	1	0	1
<i>Hylaeus saniculae</i> (Robertson, 1896)	0	0	3
<i>Hylaeus rudbeckia</i> (Cockerell et Casad, 1895)	0	0	1
<i>Hylaeus schwarzii</i> (Cockerell, 1896)	0	0	1
<i>Hylaeus affinis</i> (Smith, 1853)	1	0	4
<i>Hylaeus nelumbonis</i> (Robertson, 1890)	3	1	1
<i>Hylaeus</i> spp.	4	0	1
<i>Hylaeus illinoisensis</i> (Robertson, 1896)	5	6	4
<i>Hylaeus annulatus</i> (Linnaeus, 1758)	9	3	12
<i>Hylaeus modestus</i> (Say, 1837)	39	15	29
<i>Agapostemon texanus</i> (Cresson, 1872)	8	0	0
<i>Agapostemon virescens</i> (Fabricius, 1775)	49	1	1
<i>Augochlora pura</i> (Say, 1837)	14	4	54
<i>Augochlorella aurata</i> (Smith, 1853)	0	3	1
<i>Halictus rubicundus</i> (Christ, 1791)	26	1	12
<i>Halictus ligatus</i> (Say, 1837)	17	2	3
<i>Halictus confusus</i> (Smith, 1853)	8	0	1
<i>Lasioglossum w-scripta</i> (Viereck)	2	0	0
<i>Lasioglossum zephyrum</i> (Smith, 1853)	2	2	1
<i>Lasioglossum foveolatum</i> (Robertson, 1902)	1	0	0

Tableau R2 (suite). Inventaires (nombre de spécimens) des espèces d'abeilles capturées pour chacun des types d'utilisation des terres lors des échantillonnages de 2019-2020 dans quatre localités de la zone littorale du lac Saint-Pierre.

Espèce	Grandes cultures	Prairies	Milieus naturels
<i>Lasioglossum heterognathum</i> (Mitchell, 1960)	1	0	0
<i>Lasioglossum imitatum</i> (Smith, 1853)	1	0	0
<i>Lasioglossum subversans</i> (Mitchell, 1960)	1	0	1
<i>Lasioglossum versans</i> (Lovell, 1906)	1	0	0
<i>Lasioglossum hyalinum</i> (Crawford, 1907)	0	2	2
<i>Lasioglossum admirandum</i> (Sandhouse, 1924)	0	1	0
<i>Lasioglossum coeruleum</i> (Robertson, 1893)	0	1	1
<i>Lasioglossum</i> spp.	0	1	1
<i>Lasioglossum atwoodi</i> (Gibbs, 2010)	0	0	1
<i>Lasioglossum novascotiae</i> (Mitchell, 1960)	211	191	58
<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith, 1948)	169	135	65
<i>Lasioglossum tenax</i> (Sandhouse, 1924)	93	5	8
<i>Lasioglossum oblongum</i> (Lovell, 1905)	58	37	52
<i>Lasioglossum versatum</i> (Robertson, 1902)	52	33	10
<i>Lasioglossum perpunctatum</i> (Ellis, 1913)	36	6	1
<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank, 1781)	31	18	16
<i>Lasioglossum sagax</i> (Sandhouse, 1924)	26	20	16
<i>Lasioglossum lineatulum</i> (Crawford, 1906)	23	22	7
<i>Lasioglossum ephialtum</i> (Gibbs, 2010)	11	7	4
<i>Lasioglossum pectorale</i> (Smith, 1853)	5	0	5
<i>Perdita octomaculata</i> (Say, 1824)	1	0	0
<i>Lasioglossum sheffieldi</i> (Gibbs, 2010)	5	0	0
<i>Lasioglossum pilosum</i> (Smith, 1853)	4	1	1
<i>Lasioglossum planatum</i> (Lovell, 1905)	4	1	0
<i>Lasioglossum athabascence</i> (Sandhouse, 1933)	2	0	0
<i>Lasioglossum vierecki</i> (Crawford, 1904)	2	0	0
<i>Sphecodes banksii</i> (Lovell, 1909)	1	0	0
<i>Coelioxys</i> spp.	1	0	0
<i>Heriades variolosa</i> (Cresson, 1872)	2	0	1
<i>Hoplitis producta</i> (Cresson, 1824)	1	0	1
<i>Hoplitis pilosifrons</i> (Cresson, 1864)	0	0	1
<i>Hoplitis truncata</i> (Cresson, 1878)	0	0	1
<i>Megachile inermis</i> (Provancher, 1888)	5	2	0
<i>Megachile brevis</i> (Say, 1837)	3	0	1
<i>Megachile mendica</i> (Cresson, 1878)	3	0	0
<i>Megachile perihirta</i> (Cockerell, 1898)	3	0	0
<i>Megachile latimanus</i> (Say, 1823)	2	1	1
<i>Megachile lapponica</i> (Thomson, 1872)	1	0	1
<i>Osmia albiventris</i> (Cresson, 1864)	0	1	1

Tableau R3. Inventaires (nombre de spécimens) des espèces de syrphes capturés pour chacun des types d'utilisation des terres lors des échantillonnages de 2019-2020 dans quatre localités de la zone littorale du lac Saint-Pierre.

Espèce	Grandes cultures	Prairies	Milieus naturels
<i>Helophilus latifrons</i> (Loew, 1863)	119	8	37
<i>Helophilus fasciatus</i> (Walker, 1849)	20	2	15
<i>Helophilus hybridus</i> (Loew, 1846)	14	2	8
<i>Parhelophilus laetus</i> (Loew, 1963)	12	6	15
<i>Parhelophilus rex</i> (Fluke, 1922)	2	0	1
<i>Eurimyia stipata</i> (Walker, 1849)	7	3	13
<i>Anasimyia anausis</i> (Schiner, 1864)	1	0	1
<i>Eristalis flavipes</i> (Walker, 1849)	3	0	0
<i>Eristalis antophorina</i> (Fallen, 1817)	4	3	3
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	61	17	19
<i>Eristalis dimitiata</i> (Wiedemann, 1830)	1	1	0
<i>Eristalis stipator</i> (Sacken, 1877)	1	1	1
<i>Eristalis arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)	17	2	1
<i>Sericomyia chrysotoxoides</i> (Macquart, 1842)	3	6	13
<i>Sericomyia militaris</i> (Walker, 1849)	1	0	2
<i>Chalcosyrphus nemorum</i> (Fabricius, 1805)	1	2	3
<i>Xylota subfasciata</i> (Loew, 1866)	0	1	0
<i>Xylota confusa</i> (Pérez, 1901)	0	0	1
<i>Xylota tuberculata</i> (Curran, 1941)	0	0	1
<i>Tropidia quadrata</i> (Say, 1824)	120	37	44
<i>Syritta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1
<i>Neoascia</i> sp.	1	0	2
<i>Eumerus strigatus</i> (Fallen, 1817)	3	0	0
<i>Heringia salax</i> (Loew, 1866)	5	2	0
<i>Heringia canadensis</i> (Curran, 1921)	1	0	0
<i>Heringia calcarata</i> (Loew)	3	5	0
<i>Heringia elongata</i> (Curran, 1921)	1	0	0
<i>Melanostoma mellinum</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	4
<i>Platycheirus</i> spp.	0	0	1
<i>Platycheirus quadratus</i> (Say, 1823)	1	1	1
<i>Toxomerus marginatus</i> (Say, 1823)	456	240	125
<i>Toxomerus geminatus</i> (Say, 1923)	199	140	406
<i>Allograpta obliqua</i> (Say, 1823)	2	2	0
<i>Sphaerophoria brevopilosa</i> (Knutson, 1973)	8	6	0
<i>Sphaerophoria philanthus</i> (Meigen)	7	3	3
<i>Meliscaeva cinctella</i> (Zetterstedt, 1843)	0	0	1
<i>Eupeodes latifasciatus</i> (Macquart, 1829)	4	2	1
<i>Eupeodes americanus</i> (Wiedemann, 1830)	25	34	9
<i>Syrphus ribesii</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	1
<i>Syrphus rectus</i> (Sacken, 1875)	0	2	2
<i>Syrphus knabi</i> (Shannon, 1916)	0	0	1

Tableau R4. Tableau de contingence et fréquence des scores floraux entre les types d'utilisation des terres (test du Chi carré de Pearson : $\chi^2 = 17,007$, Df = 6, p = 0,009 258).

			Score floral			
			Élevé	Moyen	Faible	Trace
Utilisation des terres	Grandes cultures		3	10	8	7
	Prairies		0	4	6	6
	Habitats naturels		1	3	5	23

Tableau R5. Liste des principales espèces florales trouvées par type d'utilisation des terres.

Grandes cultures	Prairies	Milieus naturels
<i>Asclepis incarnata</i>	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Ambrosia trifida</i>
<i>Calystegia sepium</i>	<i>Asclepis incarnata</i>	<i>Asclepis incarnata</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Bidens frondosa</i>	<i>Bidens frondosa</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Butamus umbellatus</i>	<i>Butamus umbellatus</i>
<i>Persecaria maculosa</i>	<i>Calystegia sepium</i>	<i>Calystegia sepium</i>
<i>Ranunculus repens</i>	<i>Cichorium intybus</i>	<i>Circaea canadensis</i>
<i>Rorippa palustris</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Cirsium arvense</i>
<i>Solidago canadensis</i>	<i>Crepis capillaris</i>	<i>Cuscuta gronavil</i>
<i>Spirea alba</i>	<i>Cuscuta gronavil</i>	<i>Daucus carota</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Euthamia graminifolia</i>	<i>Impatiens capensis</i>
<i>Trifolium hybridum</i>	<i>Eutrochium maculatum</i>	<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Vicia cracca</i>	<i>Laportea canadensis</i>	<i>Oxalis stricta</i>
<i>Vicia sepium</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Persecaria maculosa</i>
	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Spirea alba</i>
	<i>Persecaria maculosa</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
	<i>Sinapis arvensis</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Vicia cracca</i>
	<i>Spirea alba</i>	<i>Vicia sepium</i>
	<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Vitus riparia</i>
	<i>Thalictrum pubescens</i>	
	<i>Trifolium hybridum</i>	
	<i>Vicia cracca</i>	
	<i>Vicia sepium</i>	
	<i>Vitus riparia</i>	

Tableau R6. ANOVA à un facteur des indices de Berger-Parker pour chaque groupe de pollinisateurs en fonction du type d'utilisation des terres et de l'année.

		Df	Sum Sq	Mean Sq	F	Pr(> F)
Abeilles 2019	Utilisation des terres	2	0,160 8	0,080 41	2,333	0,136
	Résidus	13	0,448 1	0,034 47		
Abeilles 2020	Utilisation des terres	2	0,007 65	0,003 825	0,217	0,808
	Résidus	16	0,282 45	0,017 653		
Syrphes 2019	Utilisation des terres	2	0,032 4	0,016 21	0,362	0,702
	Résidus	15	0,671 7	0,044 78		
Syrphes 2020	Utilisation des terres	2	0,138 0	0,069 02	3,023	0,077
	Résidus	16	0,365 4	0,022 83		
Abeilles 2019-2020	Année	1	0,053 8	0,053 81	1,975	0,169
	Résidus	31	0,899 0	0,027 24		
Syrphes 2019-2020	Année	1	0,201 2	0,201 2	5,831	0,021 1
	Résidus	35	1,207 5	0,034 5		

Tableau R7. Structure des modèles GLMMs et effets des variables prédictives. Abondance et richesse spécifique des abeilles et des syrphes ~ 1 + Utilisation des terres + Année + (1 | Date) + (1 | Région). Famille : Binomiale négative. AIC = 1325,5.

Variable réponse	Variable prédictive	Valeurs prédites	Erreurs types	Limite inférieure de l'intervalle de confiance	Limite supérieure de l'intervalle de confiance
Richesse spécifique des abeilles	Milieus naturels	2,37	0,33	1,80	3,12
	Prairies	3,12	0,51	2,26	4,32
	Grandes cultures	4,67	0,64	3,57	6,11
	2019	1,91	0,34	1,34	2,72
	2020	4,85	0,75	3,58	6,57
Abondance des abeilles	Milieus naturels	4,41	0,86	3,01	6,48
	Prairies	8,49	2,03	5,3	13,61
	Grandes cultures	10,86	2,16	7,34	16,07
	2019	3,25	0,81	1,99	5,31
	2020	12,79	2,83	8,27	19,77
Richesse spécifique des syrphes	Milieus naturels	5,29	1,35	3,19	8,76
	Prairies	9,92	2,85	5,63	17,49
	Grandes cultures	11,05	2,87	6,62	18,46
	2019	8,55	2,98	4,30	17
	2020	7,37	2,37	3,91	13,89
Abondance des syrphes	Milieus naturels	1,82	0,34	1,25	2,63
	Prairies	2,34	0,47	1,58	3,47
	Grandes cultures	2,70	0,50	1,87	3,89
	2019	2,02	0,49	1,25	3,26
	2020	2,37	0,53	1,53	3,69

S - UTILISER L'ADN ENVIRONNEMENTAL DU SOL POUR ÉVALUER L'IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

VINCENT FUGÈRE (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Écologie moléculaire, écologie microbienne, biodiversité faunique

Principaux collaborateurs (ordre alphabétique)

Louis Astorg (UQTR), Andrea Bertolo (UQTR), Shahin Badesab (UQTR), Gilbert Cabana (UQTR), Roxanne Giguère-Tremblay (UQTR), François Guillemette (UQTR), Christine Martineau (Ressources naturelles Canada), Vincent Maire (UQTR), Marco Rodríguez (UQTR)

Analyse des données et préparation du document

Roxanne Giguère-Tremblay, Louis Astorg et Vincent Fugère

Résumé des travaux de recherche

- Séquençage de l'ADN environnemental (ADNe) d'échantillons d'eau et de sol prélevés sur le dispositif de grandes parcelles afin de caractériser les communautés de microorganismes et de relever les traces génétiques des animaux aquatiques ayant visité ces parcelles lors de l'inondation (espèces de zooplancton et de poissons). Ce projet a débuté la deuxième année du Pôle, à l'été 2020. En date de mars 2024, 260 échantillons de sol (neuf campagnes d'échantillonnage entre 2019 et 2022) et 164 échantillons d'eau des printemps 2019 et 2022 ont été analysés à l'aide de cinq marqueurs génétiques.
- L'utilisation des terres semble avoir peu d'effet sur la diversité de bactéries, d'organismes eucaryotes unicellulaires (protistes) ou de champignons trouvés dans un échantillon de sol (marqueurs 16S, 18S et ITS2). Cependant, la structure des communautés de ces trois groupes de microorganismes diffère grandement entre les champs de maïs-soya, les prairies et les milieux humides naturels. Ces changements ont fort probablement des répercussions sur les processus biogéochimiques et le fonctionnement des sols.
- La réponse des communautés microbiennes à l'utilisation du territoire est nettement plus prononcée pour les échantillons de sol que pour les échantillons d'eau. Lors de l'inondation, les communautés de microorganismes se distinguent surtout en fonction de la région échantillonnée (Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy, Île Dupas).
- Très peu d'ADN de zooplancton et de poissons a été trouvé dans les échantillons de sol. Ainsi, il semble peu prometteur d'utiliser des échantillons de sol pour évaluer les effets des pratiques agricoles sur les communautés d'animaux aquatiques ayant visité les parcelles lors de l'inondation précédente. Cela dit, beaucoup de séquences provenant d'animaux terrestres ont été trouvées dans

- l'ADN du sol, ce qui suggère que les méthodes moléculaires pourraient en revanche servir à caractériser les effets des pratiques agricoles sur le biome terrestre.
- Un nombre adéquat de séquences de poissons et de zooplancton a été obtenu en séquençant l'ADN d'échantillons d'eau récoltés lors des inondations de 2019 et 2022. Tous les genres ou espèces de poissons abondants dans les données d'ADNe (marqueur 12S) correspondent à des genres ou à des espèces de poissons qu'on trouve dans le lac Saint-Pierre. La caractérisation du marqueur COI pour le zooplancton a quant à lui amplifié de façon préférentielle un seul des trois grands groupes de zooplancton crustacés pélagiques, soit les copépodes cyclopoïdes. Très peu de séquences de cladocères ou de copépodes calanaoïdes ont été trouvées malgré la présence de ces taxons sur les parcelles inondées. Pour le zooplancton, il faudrait peut-être tester d'autres paires d'amorces avant de déployer la méthode de façon plus large.
 - Une comparaison des données génétiques aux données d'abondance issues de méthodes traditionnelles (microscopie pour le zooplancton, pêche électrique pour les poissons) indique une bonne correspondance à l'échelle de la région du littoral, mais une bien moins bonne correspondance à l'échelle de la parcelle. Ainsi, dans un milieu hydrologiquement dynamique comme une plaine inondable où les échanges de matériel génétique entre deux parcelles avoisinantes sont probablement fréquents, le séquençage de l'ADNe serait potentiellement plus utile pour assurer un suivi de la diversité du littoral à une échelle spatiale relativement grande plutôt que pour évaluer la biodiversité d'un champ en particulier. Cela dit, certains effets de l'utilisation du territoire étaient tout de même visibles dans les données d'ADNe des poissons lors des inondations de 2019 et 2022.

Mise en contexte

L'ADN environnemental (ADNe) est un ADN extrait d'un échantillon environnemental (sol, eau, air, etc.) sans isolement des organismes au préalable (Taberlet et al., 2012 ; Deiner et al., 2017). Grâce à l'avènement des technologies de séquençage de deuxième génération à haut débit, un grand nombre d'études utilisent désormais les « codes-barres » génétiques pour caractériser les communautés d'organismes, où chaque espèce dispose d'une séquence d'ADN unique permettant de détecter sa présence dans un échantillon environnemental. Par exemple, en écologie microbienne, le séquençage de l'ADNe est nécessaire pour caractériser les communautés de microorganismes comme les bactéries, les protistes et les champignons microscopiques, car un grand nombre d'espèces ne sont ni cultivables en laboratoire, ni identifiables au microscope. L'ADNe fournit aussi un moyen rapide et non invasif d'identifier les animaux ayant laissé des traces d'ADN dans un environnement sous forme de fèces, poils, exuvies, gamètes, mucus, cellules mortes, etc. (Creer et al., 2016). De plus, en séquençant plusieurs marqueurs génétiques optimisés pour l'identification de divers taxa, une caractérisation de l'ADNe faciliterait le suivi de la biodiversité dite « multitrophique », soit la biodiversité de plusieurs groupes d'organismes composant une chaîne trophique allant des microorganismes jusqu'aux animaux (Stat et al., 2017; Adamowicz et al., 2019). Avec des méthodes traditionnelles (par ex., filets, identification au microscope, etc.), réaliser un inventaire de la biodiversité multitrophique d'un site est normalement très chronophage, en plus de nécessiter une grande expertise taxonomique et une familiarité avec plusieurs groupes d'organismes. Et comme mentionné

plus haut, de tels inventaires ignorent nécessairement les microorganismes, car ceux-ci ne peuvent être identifiés qu'à partir du séquençage de l'ADN.

Dans le contexte agricole du littoral du lac Saint-Pierre (LSP), l'ADNe des sols pourrait servir à déterminer l'impact de l'utilisation du territoire sur les organismes terrestres, par exemple les communautés de bactéries du sol régulant les flux de gaz à effet de serre émanant des champs agricoles. De plus, comme la structure et la texture des sols offrent un milieu favorable à la préservation des traces d'ADN, le séquençage de l'ADNe pourrait permettre l'identification des organismes aquatiques ayant visité une parcelle agricole inondée lors de la crue printanière. Ce projet visait donc à évaluer la possibilité de caractériser la biodiversité terrestre et aquatique d'une zone inondable à partir d'un même échantillon de sol, puis d'utiliser cette information afin de déterminer l'impact de l'utilisation du territoire sur cette biodiversité. Le développement d'un tel « indice moléculaire » de la biodiversité du littoral du LSP pourrait ainsi permettre un suivi spatiotemporel détaillé de l'impact des pratiques agricoles dans la région. Nous souhaitons également comparer l'ADN du sol à l'ADN prélevé directement dans l'eau lors de l'inondation printanière, pour déterminer si un de ces deux types d'échantillons environnementaux est plus adéquat pour caractériser les « communautés aquatiques » d'une plaine inondable. Bien qu'un nombre important d'études récentes se sont intéressées à l'ADNe, par exemple pour caractériser les communautés ichtyennes du fleuve Saint-Laurent (Berger et al., 2020 ; García-Machado et al., 2021), relativement peu de travaux ont été menés dans un contexte de plaine inondable, au Québec comme ailleurs.

Objectifs

Le projet comporte deux principaux objectifs :

1. Déterminer comment l'utilisation du territoire dans le littoral du LSP affecte les communautés de microorganismes du sol et de l'eau, notamment les bactéries responsables de processus biogéochimiques d'intérêt pour les autres projets de l'axe environnement et faune du Pôle.
Approche : prélever des échantillons de sol et d'eau sur le dispositif de grandes parcelles ; extraire l'ADN ; séquencer trois marqueurs génétiques (16S, 18S, ITS2) optimisés pour les microbes ; puis, identifier les communautés de bactéries, de protistes et de champignons.
2. Déterminer si les traces d'ADNe dans le sol et dans l'eau permettent de détecter l'impact de l'utilisation du territoire sur les communautés de zooplancton et de poissons présentes dans le littoral du LSP lors de l'inondation printanière.
Approche : à partir des mêmes échantillons dont l'ADN a été extrait pour répondre à l'objectif 1, séquencer deux marqueurs génétiques (COI, 12S) optimisés pour les métazoaires (animaux) ; caractériser les communautés de zooplancton et de poissons ; puis, comparer ces données à la composition des communautés identifiées (morphologiquement) lors de l'échantillonnage printanier mené par les équipes de G. Cabana et de M. Rodríguez.

Ce projet est piloté en grande partie par Roxanne Giguère-Tremblay et Shahin Badesab, candidates au doctorat en sciences de l'environnement à l'UQTR, et par Louis Astorg, stagiaire postdoctoral à l'UQTR.

Méthodologie

Échantillonnage

Le projet se concentre sur 30 sites provenant du dispositif de grandes parcelles implantées par l'équipe de A. Vannasse et de B. Bourgeois de l'axe agriculture et des milieux humides naturels avoisinants, répartis dans les quatre régions d'intérêt (voir figure S1 et Annexe B — Tableau B.1. de la section générale du rapport pour une description du dispositif). Nous avons choisi les sites de prélèvement à l'intérieur des parcelles en tenant compte des projets des autres chercheurs du Pôle, car nous voulions récolter le sol et l'eau sur les sites mêmes où plusieurs autres variables étaient mesurées. Sur chaque site, l'équipe de V. Maire a prélevé des échantillons de sol à plusieurs reprises, soit en novembre 2019 au début du projet, en 2020 aux mois de mai, juin, juillet et octobre, et en 2021 et 2022 à l'été et à l'automne. Les échantillons de sol représentent un composite de trois carottes d'environ 60 cm de profondeur de 5 cm de diamètre. Les 10 cm supérieurs des trois carottes de sol sont combinés, puis tamisés avec une maille de 4 cm. Cet échantillon composite permet de tenir compte de l'hétérogénéité du milieu. Nous avons ensuite congelé les échantillons à -80 °C jusqu'à l'extraction de l'ADN. Toutes les précautions ont été prises sur le terrain afin d'assurer des conditions stériles, incluant un forage avec des tubes distincts pour chaque site et date, et au laboratoire, particulièrement lors de la manipulation des carottes, afin d'obtenir l'échantillon composite. Les échantillons d'eau proviennent des campagnes d'échantillonnage menées par l'équipe de F. Guillemette lors des inondations de 2019 et de 2022. Sur chaque site, nous avons prélevé de l'eau aux mêmes coordonnées que les échantillons de sol à l'été. Nous avons ensuite filtré les échantillons d'eau à l'aide de deux filtres agencés en série (filtres Whatman GF/D avec une maille de 2,7 µm et filtres Sterivex avec une maille de 0,22 µm). Nous avons ensuite coupé les filtres en morceaux dans des conditions stériles, puis nous les avons incubés dans une solution permettant l'extraction d'ADN, en utilisant la même trousse d'extraction d'ADN que pour les sols. Cette méthodologie comprenant deux types de filtres visait à séparer les particules et les organismes de taille différente pour le projet de F. Guillemette. Dans le cadre de notre projet sur l'ADNe, nous avons combiné les séquences récoltées par les deux filtres pour obtenir un échantillon composite de tout l'ADNe provenant d'un échantillon d'eau.

L'objectif 2 vise à vérifier que les traces d'ADN dans le sol et dans l'eau correspondent aux communautés « aquatiques » qui se trouvaient sur les parcelles lors de l'inondation précédente. Ainsi, les données moléculaires sont comparées avec des données dites « morphologiques », à savoir un recensement des communautés de zooplancton et de poissons qui utilisent les méthodes traditionnelles (le prélèvement des organismes et l'identification à l'aide de clés taxonomiques). Les données sur les poissons sont disponibles grâce aux pêches expérimentales réalisées par les équipes de M. Rodríguez et du MELCCFP. Pour le zooplancton, nous avons utilisé des échantillons récoltés par l'équipe de G. Cabana aux printemps 2019 et 2022 (n=17 parcelles en 2019, dont 15 pour lesquelles des échantillons d'eau avec ADNe étaient également disponibles, et n=27 parcelles en 2022, dont 24 avec des données d'ADNe). Nous avons employé les mêmes méthodes d'échantillonnage que celles rapportées pour les mesures de biomasse et de spectre de taille par G. Cabana. La firme « IdentZoop », en Ontario, a procédé à l'identification morphologique du zooplancton provenant de ces mêmes échantillons. Il s'agit de la seule compagnie canadienne qui se spécialise dans l'identification du zooplancton crustacé à une fine résolution taxonomique.

Extraction et séquençage de l'ADN

Nous avons fait le traitement des échantillons en collaboration avec C. Martineau, chercheuse au Centre de foresterie des Laurentides (CFL) de Ressources naturelles Canada. C. Martineau a fait participer au projet national « Ecobiomics » (Edge et al., 2020), un partenariat entre divers ministères du gouvernement fédéral utilisant les outils moléculaires à des fins de suivi de la qualité de l'environnement. C. Martineau dirige le laboratoire où les échantillons de sol du projet Ecobiomics ont été traités. Grâce à cette collaboration, une partie des frais d'extraction d'ADN, de PCR (réaction en chaîne par polymérase) et de séquençage ont été pris en charge par Ecobiomics. De plus, le travail en laboratoire a été effectué par le personnel hautement qualifié du CFL.

Nous avons utilisé des troussees Qiagen PowerSoil Pro Kit pour extraire l'ADN du sol et des filtres. L'ADN récolté a ensuite subi des amplifications par PCR en utilisant diverses amorces à large spectre ciblant cinq marqueurs génétiques permettant la détection d'organismes distincts. L'approche ADNe multigènes (en anglais : multi-marker eDNA metabarcoding) permet de caractériser la biodiversité de plusieurs taxa provenant d'un même échantillon (Drummond et al., 2015). Quatre des cinq paires d'amorces utilisées pour les PCRs sont des amorces standards qui ont été uniformisées à l'échelle du pays dans le cadre du projet Ecobiomics. Ces marqueurs consistent en un segment du gène 16S pour les bactéries, du gène 18S pour les microorganismes eucaryotes (protistes), de la portion d'ADN ribosomique « ITS2 » pour les champignons et du gène COI pour les métazoaires (animaux). Nous avons également demandé au laboratoire d'ajouter le marqueur 12S pour les poissons. Grâce aux amorces « MiFish » (Miya et al., 2015) et à une base de données de référence bien optimisée pour les espèces locales (Mathon et al., 2021), le séquençage d'une section du gène 12S est la technique de pointe pour caractériser les communautés de poissons d'eau douce au Québec (p. ex. Berger et al., 2020). Nous avons ensuite séquencé les produits PCR indexés pour tous les marqueurs sur des plateformes Illumina MiSeq dans deux centres de séquençage. Deux passages (runs) ont été effectués au laboratoire du Conseil national de recherches du Canada (CNRC), à Saskatoon, où tous les échantillons du projet Ecobiomics ont été séquencés. Cinq autres passages ont été réalisés au Centre hospitalier de l'Université Laval (CHUL), à Québec, après l'échéance du projet Ecobiomics. Nous avons inclus des contrôles négatifs (blancs) aux étapes de l'extraction et des PCRs pour détecter des contaminations potentielles.

Traitement des données génétiques

Nous avons traité les séquences des gènes 16S, 18S, ITS2 et COI avec la librairie DADA2 du logiciel d'analyse R (Callahan et al., 2016). Après diverses étapes de nettoyage et de manipulation des séquences pour ne garder que les séquences de qualité, non chimériques, le pipeline bio-informatique DADA2 permet d'obtenir l'abondance relative de chaque Amplicon Sequence Variant (ASV), soit des séquences génétiques uniques (des variants) qui correspondent souvent à des espèces distinctes. Les ASVs doivent ensuite être « annotées » pour déterminer leur identité taxonomique, en comparant les séquences obtenues aux séquences cataloguées dans des banques de données de référence. Pour les marqueurs 16S, 18S et ITS2, nous avons réalisé l'annotation des ASVs en utilisant des données de référence disponibles sur DADA2, soit les bibliothèques de séquences SILVA pour les procaryotes (Quast et al., 2013), PR2 pour les protistes (Guillou et al., 2013) et UNITE pour les champignons (Nilsson et al., 2019). Pour le marqueur COI, l'identité

taxonomique des séquences a été établie à l'aide de la base de données de référence BOLD (Barcode Of Life Data System; Ratnasingham et Hebert, 2007), en utilisant l'outil BOLDdigger (Buchner et Leese, 2020) pour automatiser le processus. Pour tous les marqueurs, nous avons éliminé les ASVs représentées par une seule séquence trouvée dans un seul échantillon (singleton : les séquences de 12S ont été analysées avec le pipeline bio-informatique BARQUE (Mathon et al., 2021 ; <https://github.com/enormandeu/barque>). Cet outil standard pour l'analyse de l'ADNe des poissons au Québec (utilisé notamment par le MELCCFP) contient des séquences de référence pour la plupart des espèces de poissons du Québec, extraites de la base de données de référence « MitoFish ». Le produit final de ces analyses est un tableau d'abondance de séquences pour chaque ASV (séquence unique) présent dans chaque échantillon de sol ou d'eau. Pour toutes les analyses statistiques, seulement les ASV appartenant aux clades ciblés ont été retenues (domaine Bacteria pour le 16S, eucaryotes autres que les Opisthoconthes pour le 18S, règne Fungi pour l'ITS2, règne Animalia pour le COI et classe des actinoptérygiens [poissons osseux] pour le 12S).

Analyses statistiques

Nous avons réalisé des analyses de diversité et de composition (structure) des communautés pour chaque groupe d'organismes et marqueur génétique. Plusieurs analyses testent l'effet de l'utilisation du territoire (variable qualitative, ou facteur) sur ces variables réponses. Pour les échantillons de sol de 2020, nous avons ignoré la distinction entre pratiques conventionnelles et améliorées, car les traitements « pratiques améliorées » n'avaient pas encore été fermement établis. Pour les analyses des communautés d'animaux aquatiques recensés aux printemps 2019 et 2022 (zooplancton et poissons), nous avons considéré l'utilisation du territoire de l'année précédente (en 2018 ou 2021), soit l'année à laquelle l'utilisation du territoire pourrait avoir eu un effet sur la biodiversité lors de l'inondation subséquente.

Objectif 1 : Des analyses préliminaires sur les données de 2020 ont indiqué que les communautés du sol changeaient relativement peu entre mai, juillet et octobre. Ainsi, pour comparer les communautés au début (2020) et à la fin des traitements (2022), les abondances moyennes à travers tout l'été ont été calculées pour chaque ASV et marqueur. Cela permettait de comparer une année avec trois dates d'échantillonnage (2020) et une année avec deux dates d'échantillonnage (2022). Les dates combinées provenaient toujours du même laboratoire et du même séquençage. Pour les échantillons d'eau, une seule date a été analysée par année. Pour chaque échantillon d'eau et de sol, la diversité (nombre effectif d'ASV) de chaque groupe (bactéries, protistes, champignons) a été analysée à l'aide de modèles mixtes incluant comme effet fixe l'utilisation du territoire (traitée comme une variable qualitative) et comme effet aléatoire la région du littoral (quatre régions). Les modèles ont été ajustés et évalués à l'aide des bibliothèques lme4 et performance du logiciel R (Bates et al., 2015; Lüdecke et al., 2021). Le nombre effectif d'espèces ou d'ASV, également connu sous le nom de « nombre de Hill », consiste en l'exposant de l'indice de Shannon, soit une mesure de diversité qui incorpore la richesse spécifique et l'équitabilité d'un échantillon. Le nombre effectif d'espèces est une mesure plus adéquate de la diversité alpha que l'indice de Shannon lorsque la richesse en espèces est très élevée (Jost, 2006), ce qui est notamment le cas pour les communautés bactériennes. La composition des communautés de microorganismes a été visualisée à l'aide d'analyses de positionnement

multidimensionnel non métrique (acronyme en anglais : NMDS), en utilisant la fonction metaMDS de la librairie R vegan (Oksanen et al., 2018). Les données du tableau d'abondance d'ASV ont d'abord été transformées en prenant la racine carrée du nombre de séquences, puis en appliquant une normalisation double de type Wisconsin. Cette transformation permet de mieux comparer la composition des communautés tout en contrôlant pour les différences d'abondance totale (de séquences) entre les sites et entre les espèces. Nous avons utilisé l'indice de Bray-Curtis pour générer les matrices de dissimilarité entre les échantillons (une matrice par marqueur génétique). Les effets de l'utilisation du territoire sur la structure des communautés ont été évalués à l'aide d'analyses de variance multivariées par permutations (PERMANOVA), à l'aide de la fonction adonis de la librairie vegan. Un test d'homogénéité de la variance dans l'espace multivarié a également été réalisé à l'aide de la fonction betadisper de la librairie vegan, pour déterminer si l'hétérogénéité entre les communautés (la diversité bêta) variait en fonction de l'utilisation du territoire. Objectif 2 : pour déterminer si les communautés animales variaient entre les parcelles lors de l'inondation, nous avons d'abord analysé les données de microscopie obtenues d'IdentaZoop, soit les communautés de zooplancton crustacé prélevées aux printemps 2019 et 2022 comptées et identifiées au microscope. L'effet de l'utilisation du territoire sur l'abondance de trois grands groupes de zooplancton pélagique (les cladocères, les copépodes calanoïdes et les copépodes cyclopoïdes) et sur le nombre effectif d'espèces a été évalué à l'aide de modèles linéaires mixtes avec la même structure que pour les microorganismes. Ensuite, pour les comparaisons avec l'ADNe, seules les séquences présentant une similarité de 95 % et plus avec les séquences de référence ont été retenues pour les analyses. Ce critère assurait que toutes les séquences étaient au moins identifiées au genre, sinon à l'espèce. Nous avons comparé les données de microscopie et d'ADN à l'aide : 1) d'ordination (NMDS) pour déterminer si la structure des communautés variait davantage en fonction des sites d'échantillonnage ou de la méthode de recensement (morphologie par rapport à ADNe), après avoir transformé les deux types de données avec une transformation de Hellinger ; et 2) des analyses de corrélation (coefficient de corrélation de Spearman) pour déterminer si la richesse en espèces estimée à partir des deux méthodes correspondait ou si l'abondance d'un taxon recensé par les méthodes traditionnelles corrélait avec le nombre de séquences de ce taxon trouvées dans l'ADNe du même site.

Pour les poissons, les données de microscopie et d'ADNe ont été comparées à l'aide : 1) des abondances relatives moyennes des espèces échantillonnées afin de déterminer si les espèces abondantes sont recensées par les deux méthodes ; 2) d'ordination de type « analyse de coordonnées principales » (acronyme en anglais : PCoA) après transformation d'Hellinger pour déterminer si la structure des communautés variait davantage en fonction des sites d'échantillonnage, de la méthode de recensement (morphologie vs ADNe) ou de l'utilisation du territoire ; 3) d'analyses discriminantes afin d'établir si la structure des communautés permet de classer les sites en fonction de la méthode d'échantillonnage ou de l'utilisation du territoire ; et 4) les abondances relatives de chaque espèce ont été analysées avec des modèles linéaires mixtes incluant comme effets fixes l'utilisation du territoire et comme effet aléatoire la région du littoral.

Résultats

Toutes les extractions d'ADN (n=424 échantillons sans compter les blancs) ont fourni un rendement suffisant pour réaliser toutes les PCRs planifiées. Aucun échantillon n'a été éliminé en raison de contamination. Les sept passages (run) de séquençage ont produit un total de 22 462 981 séquences de qualité, soit 7 611 671 séquences pour le marqueur 16S, 10 174 983 séquences pour le marqueur 18S, 5 519 603 séquences pour le marqueur ITS2, 12 081 281 séquences pour le marqueur COI et 2 386 803 séquences pour le marqueur 12S.

Objectif 1 : effets des pratiques agricoles sur les communautés de microorganismes

126 714 séquences uniques (ASV ou « espèces ») de bactéries, 58 356 séquences uniques de protistes, et 12 145 séquences uniques de champignons ont été identifiées dans les échantillons de sol et d'eau récoltés entre 2020 et 2022. L'utilisation du territoire n'avait aucun effet significatif sur la diversité alpha de ces trois groupes d'organismes à l'été 2020 (tableau S1 ; figure S1). Dans les sols de l'été 2022, la diversité de bactéries et de champignons variait en fonction de l'utilisation du territoire (tableau 1), où une diversité plus élevée a été observée dans les vieilles prairies et les milieux humides naturels que dans les nouvelles prairies et les cultures de maïs et soya. Les effets de l'utilisation du territoire sur la composition des communautés étaient beaucoup plus prononcés que les effets sur la diversité (tableau S2 ; figure S2 ; figure S3). Les communautés de bactéries, de protistes et de champignons diffèrent grandement entre les champs de maïs-soya et les milieux humides naturels, alors que les prairies représentent un intermédiaire où les vieilles prairies ressemblent davantage aux milieux naturels et les nouvelles prairies davantage aux cultures. Par exemple, les sols des milieux humides naturels montrent une moins grande abondance d'actinobactéries et d'algues vertes (Chlorophyceae) et une plus grande abondance de champignons basidiomycètes tels les agaricomycètes et les tremellomycètes (figure S2). Les résultats des positionnements multidimensionnels montrent une distinction évidente entre les parcelles de maïs-soya et les milieux naturels, où les points se chevauchent très peu dans l'espace multidimensionnel (figure S3). Les analyses de type MANOVA ont montré un effet fort de l'utilisation du territoire (traitement) sur la composition des trois taxons (tableau S2). Les prairies montrent une composition intermédiaire qui chevauche partiellement les deux extrêmes du gradient d'utilisation du territoire (figure S3). L'hétérogénéité entre les sites (la diversité bêta) variait également en fonction de l'utilisation du territoire (tableau S2). Par exemple, les communautés de champignons des sols sont beaucoup plus homogènes entre les divers champs de maïs et de soya qu'entre les milieux naturels (figure S3). Finalement, aucune différence notable dans les communautés des sols n'a été observée entre les champs de maïs et de soya avec des pratiques conventionnelles et ceux avec des pratiques améliorées (figure S2 ; figure S3).

Les effets de l'utilisation du territoire sur les communautés aquatiques lors des inondations de 2019 et 2022 étaient plus modestes que les effets sur les sols. Les modèles linéaires mixtes (tableau S1) et les PERMANOVA (tableau S2) indiquent que l'utilisation du territoire n'avait aucun effet sur la diversité ou sur la composition des communautés de bactéries, de protistes et de champignons lors de l'inondation de 2019 (voir également les figures S1 à S3). Cependant, les R^2 conditionnels des modèles linéaires mixtes étaient plutôt élevés (tableau S1), ce qui suggère que l'effet « bloc » (région du littoral) exerce une forte influence sur la diversité des microorganismes. Ainsi, il semble que les masses d'eau

d'une même région du littoral partagent une diversité équivalente de microorganismes, peu importe l'utilisation du territoire sur les parcelles adjacentes qui forment une région donnée. En 2022, le seul groupe de microorganismes dont la communauté variait en fonction de l'utilisation du territoire était les champignons (tableau 2 ; figure 3), où, par exemple, l'abondance de sordariomycètes était nettement plus élevée dans les forêts inondées que dans les autres milieux.

Objectif 2 : correspondance entre l'ADNe et l'échantillonnage des communautés de zooplancton et de poissons avec des méthodes traditionnelles basées sur la morphologie

L'utilisation du territoire semble avoir exercé une certaine influence sur les communautés d'animaux aquatiques (zooplancton et poissons) présents sur les parcelles lors des crues printanières de 2019 et de 2022. Les données concernant les poissons (pêches expérimentales) sont analysées et discutées dans le rapport de M. Rodríguez. Pour le zooplancton, l'identification au microscope par la taxoniste professionnelle d'IdentaZoop a révélé la présence de 37 espèces de cladocères et de copépodes sur les parcelles inondées. La densité (nombre d'individus par L d'eau passé au filet) des grands groupes de zooplancton semblait varier en fonction de l'utilisation du territoire (figure S4), par exemple pour les cladocères en 2022. Cependant, les modèles linéaires mixtes incluant un effet aléatoire pour la région n'ont trouvé aucune différence systématique dans l'abondance du zooplancton en fonction de l'utilisation du territoire. Le nombre effectif d'espèces semblait quant à lui varier entre les champs de maïs-soya, les prairies et les milieux naturels (figure S5), avec une différence significative identifiée par le modèle mixte ajusté aux données de 2022 (tableau S3). Une analyse plus fine de la composition des communautés à l'échelle du genre indique que plusieurs prairies et milieux naturels montrent une composition très différente des champs de maïs-soya (figure S6). Par exemple, en 2019, alors que les champs de maïs-soya montrent une dominance importante d'une de deux espèces possibles de cladocères (*Bosmina longirostris* ou *Daphnia pulex*), les milieux naturels et les prairies comportent une équitabilité plus élevée et un plus grand nombre d'espèces de cladocères (p. ex. les genres *Ceriodaphnia*, *Chydorus*, *Scapholeberis* et *Simocephalus* ; figure 6). En 2022, les différences étaient moins évidentes et plusieurs communautés étaient dominées par le copépode *Diacyclops bicuspidatus*, peu importe l'utilisation du territoire de la parcelle. Le cladocère *Daphnia catawba* semblait plus abondant dans certaines forêts inondées, alors que les champs montraient une abondance plus élevée de *Bosmina longirostris* comme en 2019. Ces analyses démontrent que les communautés d'animaux aquatiques variaient considérablement entre les parcelles lors des inondations, une variation que l'on pourrait potentiellement détecter à l'aide de l'ADNe.

ADNe dans le sol : très peu d'ADN provenant d'animaux aquatiques a été trouvé dans le sol. Les PCRs avec le marqueur 12S pour les poissons n'ont pas réussi à produire des amplicons de la longueur attendue. Quelques échantillons ont tout de même été séquencés, confirmant l'absence de séquence de poissons dans ces produits de la PCR. Nous n'avons donc pas de résultats de 12S pour les échantillons de sol. Le séquençage d'un fragment du marqueur COI a détecté la présence d'ADNe de plusieurs métazoaires dans le sol, en plus d'une grande quantité d'ADN microbien (figure S7). Aucune séquence de poisson (satisfaisant les critères de contrôle de qualité) n'a été obtenue. Un petit nombre de séquences de zooplancton ont été observées (total = 4 369 séquences provenant de

140 échantillons, soit environ 0,08 % de toutes les séquences de COI obtenues dans ces échantillons). Presque la totalité de ces séquences provenait de groupes pour lesquels nous n'avons pas d'identification morphologique (rotifères, copépodes benthiques...), ne laissant que six séquences de cladocères et 21 séquences de copépodes pélagiques (calanoïdes et cyclopoïdes). Ces nombres sont certainement insuffisants pour comparer les abondances estimées par les méthodes moléculaires et traditionnelles. Ainsi, l'ADNe du sol, ou du moins les amplicons obtenus avec les deux paires d'amorces standards que nous avons utilisées, ne permettaient pas de recenser les animaux aquatiques ayant habité les parcelles lors de l'inondation. En revanche, un grand nombre de séquences d'invertébrés terrestres ont été obtenues (p. ex. des annélides, des nématodes, des gastrotriches, des lépidoptères, des arachnides, etc.). Les pratiques agricoles semblent exercer une certaine influence sur l'abondance de ces groupes (figure S8), des effets qui pourraient être confirmés par un échantillonnage et une identification morphologique de ces animaux qui n'ont pas été inventoriés par les projets du Pôle.

ADNe dans l'eau : la majorité des séquences amplifiées par le marqueur COI correspondait à des groupes potentiellement aquatiques : arthropodes, rotifères, algues... (figure S9). Environ 29 % des séquences de COI obtenues provenaient de taxons zooplanctoniques pouvant être comparés avec les données de microscopie (cladocères et copépodes pélagiques). Cela dit, un relativement petit nombre de séquences de copépodes calanoïdes (296 séquences) et de cladocères (1 943 séquences) ont été obtenues même si ces deux groupes étaient abondants sur les parcelles (figures S4 et S6). Le nombre de séquences de ces deux groupes demeure trop limité pour mener une analyse statistique. En revanche, un nombre adéquat de séquences de copépodes cyclopoïdes ont été obtenues en amplifiant le marqueur COI (147 701 séquences provenant de 51 échantillons). Pour ce taxon, le nombre de séquences obtenues sur une parcelle corrélait fortement avec la densité de cyclopoïdes comptés au microscope lors de l'inondation de 2019 (corrélation de Spearman de 0,66, $p < 0,01$), mais cette même corrélation était faible et non significative en 2022 (figure S10). La diversité du zooplancton, estimée à partir des deux méthodes, était également corrélée en 2019 (corrélation de Spearman de 0,59, $p = 0,02$), mais non en 2022 (figure S11). De plus, une analyse de type NMDS a démontré que les deux méthodes ne détectent pas du tout les mêmes genres (figure S12), même si les deux méthodes démontrent clairement un effet de la région du littoral sur la composition des communautés.

Pour les poissons, 95 768 séquences de COI appartenaient à la classe « Actinopterygii » (les poissons osseux), soit environ 1,5 % des amplicons. Toutefois, seulement sept séquences ont pu être annotées au genre, avec au minimum 95 % de correspondance avec les séquences de référence. Les données de COI ne permettent donc pas une comparaison avec les données de pêche. En revanche, le marqueur 12S a très bien fonctionné pour amplifier des séquences de poissons, avec une majorité des séquences amplifiées provenant de la classe des actinoptérygiens. 2 340 291 séquences ont pu être annotées au genre ou à l'espèce. Sur un total de 40 espèces de poissons identifiées, 15 de ces espèces ont été recensées par les deux méthodes (ADNe et pêche électrique ; figure S13). De plus, ces 15 espèces sont toutes des espèces dominantes représentant un % de toutes les identifications, ce qui démontre que les deux méthodes capturent les espèces les plus abondantes à l'échelle du littoral du lac Saint-Pierre. Tous les genres retrouvés correspondaient à des genres de poissons fréquemment observés dans le lac Saint-Pierre

(figures S13 et S14). En revanche, certaines espèces semblent plus représentées par une des deux méthodes d'échantillonnage. Par exemple, l'ADNe indique une forte abondance relative de perchaude (*Perca flavescens* – PEFL) et de carpe (*Cyprinus carpio* – CYCA), alors que la pêche électrique indique une abondance élevée de méné d'argent (*Hybognathus regius* – HYRE) et de barbotte brune (*Ameriurus nebulosus* – AMNE). À l'échelle de la parcelle (et non du littoral dans son ensemble), la correspondance entre les deux méthodes est beaucoup plus faible (figure S15). En effet, malgré les similarités de composition démontrée par le chevauchement des ellipses, les abondances relatives de CYCA, HYRE, AMNE, PEFL, ESLU (grand brochet, *Esox Lucius*) et NOCR (méné jaune, *Notemigonus crysoleucas*) diffèrent en fonction des méthodes d'échantillonnage. Ces différences d'abondances relatives permettent à l'analyse discriminante de classer adéquatement 85,6 % des échantillons dans la méthode d'échantillonnage ayant produit l'échantillon. Ainsi, les échantillons d'ADNe et de pêche électrique sont suffisamment différents pour pouvoir déterminer quel type d'échantillon il s'agit en examinant la composition de la communauté. Peu importe la correspondance avec la pêche électrique, la composition des communautés estimées par ADNe reflète l'influence de l'utilisation du territoire sur les parcelles. En effet, de fortes différences ont été notées entre les champs de maïs et de soya et les milieux humides naturels (figure 16). Une analyse discriminante peut facilement distinguer si un échantillon provient d'une parcelle avec pratique agricole conventionnelle, alors que cette même analyse est incapable de distinguer les autres types d'utilisation des terres (figure S16). Finalement, les modèles mixtes confirment que l'abondance relative de plusieurs espèces varie en fonction de l'utilisation du territoire (figure S17). Par exemple, la perchaude était moins abondante dans les champs que dans les prairies, alors que l'inverse semble vrai pour certains ménés comme le méné jaune ou le méné émeraude.

Discussion :

Nos résultats montrent que l'utilisation du territoire affecte grandement les communautés de microorganismes du sol, de même que les communautés animales présentes sur les parcelles lorsque celles-ci sont inondées au printemps. Lorsque les parcelles sont regroupées en trois types d'utilisations des terres (c'est-à-dire les champs de maïs-soya, les prairies et les milieux humides naturels), des différences marquées émergent entre ces usages. Les milieux naturels et les champs de maïs-soya représentent deux extrêmes qui diffèrent grandement dans la structure de leur communauté, alors que les prairies montrent une composition intermédiaire entre ces deux usages. Ce patron était visible dans la composition des trois groupes de microorganismes du sol (bactéries, protistes, champignons), du zooplancton crustacé et possiblement des métazoaires terrestres, tels les vers ou les arachnides (à confirmer avec un inventaire ciblant ces groupes). Nous avons émis l'hypothèse que les pratiques améliorées dans les champs de maïs et de soya auraient pour effet d'atténuer les impacts de ces cultures et de donner naissance à des communautés plus similaires aux communautés des prairies ou des milieux naturels par exemple, l'étude de Lauber et al. (2013) montre que les communautés bactériennes de champs de maïs avec des cultures de couverture s'apparentent davantage aux communautés de nouvelles prairies qu'aux communautés de champs de maïs sans cultures de couverture. Pourtant, en 2022, rien n'indiquait que les communautés échantillonnées différaient entre les champs avec pratiques conventionnelles et améliorées. Un échantillonnage prolongé des parcelles sur le

plus long terme pourrait potentiellement révéler un effet des pratiques améliorées sur les microorganismes du sol et/ou sur les communautés aquatiques lors de la crue printanière. Plusieurs études en zone non inondable ont caractérisé les communautés de microorganismes du sol le long d'un gradient d'intensification agricole (p. ex. Wu et al., 2008 ; Jangid et al., 2008 ; Lauber et al., 2013 ; Plassart et al., 2019). Nos observations sur une plaine inondable concordent généralement avec ces études. Par exemple, en comparant les communautés bactériennes de champs de maïs et de prairies pendant toute une saison de croissance, Lauber et al. (2013) ont trouvé que l'effet de l'utilisation du territoire sur les communautés était stable dans le temps et jouait un rôle plus important que celui du mois d'échantillonnage. Similairement à notre étude, Lauber et al. (2013) ont aussi rapporté que les effets sur la composition des communautés étaient bien plus forts que les effets sur la diversité. De même, Plassard et al. (2019) ont montré qu'à l'échelle de l'Europe, les communautés bactériennes de champs agricoles, de prairies et de forêts diffèrent grandement dans leur composition, mais pas dans leur diversité alpha. L'utilisation du territoire influence une multitude de paramètres édaphiques et microclimatiques ; il n'est donc pas surprenant que la structure des communautés microbiennes du sol réponde à ces changements, sans pour autant montrer une perte de diversité alpha. La prochaine étape pour cet objectif du projet sera d'identifier les taxa favorisés ou défavorisés par les diverses formes d'utilisation des terres. Plus spécifiquement, une approche basée sur les traits fonctionnels plutôt que sur la taxonomie permettrait de mieux comprendre comment certaines fonctions écosystémiques pourraient être affectées par l'utilisation du territoire, notamment par son effet sur les communautés microbiennes et sur les groupes ou gènes fonctionnels qu'elles contiennent. Ces analyses sont planifiées dans le cadre du projet de doctorat de Roxanne Giguère-Tremblay, qui se poursuivra au cours des prochaines années. Les données de composition fonctionnelle seront ensuite jumelées aux données biogéochimiques récoltées par les équipes de V. Maire et de F. Guillemette afin de valider l'influence des communautés microbiennes sur certains processus écosystémiques.

Peu d'études se sont intéressées aux communautés zooplanctoniques de plaines inondables cultivées. Une étude de plusieurs rivières en Californie a montré que l'utilisation des terres (dans ce cas, des rizières) avait peu d'impact sur les communautés de zooplancton lors de la crue (Corline et al., 2021). À l'inverse, l'étude menée par Catlin et al. (2016) suggère que les prairies et les champs cultivés montrent une moins grande abondance et diversité de zooplancton que les milieux naturels. Nos résultats montrent également que la diversité et la composition des communautés de crustacés (cladocères et copépodes) sont affectées par les cultures intensives de maïs-soya avec des pratiques conventionnelles, quoique ces effets sont relativement faibles en comparaison avec la variation naturelle qui existe entre les régions du littoral. Par exemple, en 2019, la richesse en espèces de zooplancton pélagique et l'abondance des cyclopoïdes étaient toutes deux beaucoup plus élevées à l'Île Dupas que dans les trois autres régions (peu importe l'utilisation des terres sur les parcelles), un effet qui s'explique sans doute par les différentes masses d'eau qui inondent les quatre régions à l'étude.

Alors que la variation dans la composition et la diversité des communautés animales (plancton, poissons) lors de l'inondation devraient être détectables à partir de l'ADNe, nous n'avons pourtant trouvé que quelques rares séquences d'animaux aquatiques dans les échantillons de sol. Dans les milieux hydrologiquement plus stables comme les lacs,

l'ADNe des sédiments permet généralement d'identifier une partie des espèces présentes dans le lac (Capo et al., 2021). Peu d'études se sont intéressées aux sédiments d'une plaine inondable, un milieu beaucoup plus dynamique où les séquences trouvées sur un site pourraient provenir d'un milieu éloigné, mais connecté hydrologiquement au site d'intérêt (Adame et Reef, 2020). La faible abondance de séquences de plancton et de poissons dans les sols pourrait aussi s'expliquer par un effet de dilution : les traces laissées par les animaux aquatiques pourraient constituer une trop petite fraction de la biomasse d'ADN dans le sol pour être facilement amplifiables. Nous remarquons en effet que le marqueur COI a amplifié une majorité de séquences de champignons et de petits arthropodes pouvant se retrouver eux-mêmes dans l'échantillon de sol. Ainsi, l'ADN extrait pourrait provenir majoritairement des tissus de ces organismes.

L'ADN amplifié à partir d'échantillons d'eau contenait quant à lui une forte proportion de séquences attribuables aux organismes aquatiques (algues, plancton, poissons). En 2019, la composition de ces séquences correspondait relativement bien à la composition des communautés zooplanctoniques échantillonnées avec des méthodes traditionnelles, du moins pour certains groupes. Les amorces utilisées sont connues pour amplifier de façon préférentielle certains groupes de zooplancton, de sorte qu'un inventaire complet de la communauté nécessiterait l'emploi de plusieurs paires d'amorces différentes, voire de plusieurs marqueurs génétiques (Zhang et al., 2018). Les différences importantes entre les résultats de 2019 et de 2022 quant à la correspondance entre ADNe et microscopie s'expliquent peut-être par la période échantillonnée lors de l'inondation (début vs fin de l'inondation), ou encore par les communautés de zooplancton qui varient elles-mêmes entre les deux années pour des raisons que nous ignorons. Pour les poissons, l'ADNe de l'eau contenait beaucoup de séquences appartenant aux espèces d'intérêt présentes dans le LSP, mais l'abondance relative de ces séquences (ou leur diversité) ne correspondait pas aux abondances relatives ou à la diversité estimées par la pêche électrique. Cette différence s'explique peut-être par l'échelle spatiale à laquelle les communautés de poissons et de zooplancton varient. Par exemple, pour les poissons, l'effet de l'utilisation du territoire était évident dans les données de pêche électrique. Si les poissons sélectionnent certains microhabitats en fonction de l'utilisation des terres, mais que les microhabitats plus ou moins favorables échangent du matériel génétique en raison du mouvement de l'eau entre les parcelles adjacentes, il serait alors normal de ne pas trouver une bonne correspondance entre l'abondance relative des séquences et des poissons sur les parcelles. En revanche, pour le zooplancton, la diversité et l'abondance varient surtout en fonction de la région du littoral, soit à une échelle spatiale plus vaste à laquelle l'homogénéisation du signal ADNe semble moins probable. L'ADNe de l'eau pourrait donc davantage servir à caractériser la biodiversité d'une région du littoral plutôt qu'à recenser la communauté d'une parcelle spécifique. Cela dit, malgré les échanges potentiels de matériel génétique entre les parcelles, l'ADNe était tout de même capable de distinguer les champs cultivés des autres usages des terres. En conclusion, l'intensification agricole et la transition récente des cultures fourragères vers des cultures annuelles plus intensives (Dauphin et Jobin, 2016) auront sans aucun doute affecté les communautés microbiennes et animales du littoral du LSP. Un suivi temporel des parcelles du Pôle sur le moyen terme permettrait de déterminer si de meilleures pratiques aux champs peuvent atténuer les impacts négatifs. Le séquençage de l'ADNe du sol et de l'eau représente un outil intéressant pour caractériser la réponse de certains taxons à l'utilisation des terres, quoique davantage de travaux de validation sont

nécessaires dans les milieux hydrologiquement dynamiques comme le littoral du LSP. Finalement, la préservation des milieux humides naturels du littoral (prairies humides, forêts d'érables argentés) doit être incorporée dans toutes les stratégies de conservation de la biodiversité dans la région, car ces milieux humides naturels comportent des communautés d'organismes très différentes des milieux cultivés.

Bibliographie

- Adame, M. F., et Reef, R. (2020). Potential pollution sources from agricultural activities on tropical forested floodplain wetlands revealed by soil eDNA. *Forests*, 11(8), 892. <https://doi.org/10.3390/f11080892>
- Adamowicz, S. J., Boatwright, J. S., Chain, F., Fisher, B. L., Hogg, I. D., Leese, F., et al. (2019). Trends in DNA barcoding and metabarcoding. *Genome*, 62, v–viii. <https://doi.org/10.1139/gen-2019-0054>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., et Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Berger, C. S., Hernandez, C., Laporte, M., Côté, G., Paradis, Y., Kameni, T. D. W., et al. (2020). Fine-scale environmental heterogeneity shapes fluvial fish communities as revealed by eDNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 2(4), 647–666. <https://doi.org/10.1002/edn3.129>
- Buchner, D., et Leese, F. (2020). BOLDigger – a Python package to identify and organise sequences with the Barcode of Life Data Systems. *Metabarcoding and Metagenomics*, 4, e53535. <https://doi.org/10.3897/mbmg.4.53535>
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., et Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13, 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Capo, E., Giguet-Covex, C., Rouillard, A., Nota, K., Heintzman, P. D., Vuillemin, A., et al. (2021). Lake sedimentary DNA research on past terrestrial and aquatic biodiversity: Overview and recommendations. *Quaternary*, 4(6). <https://doi.org/10.3390/quat4010006>
- Catlin, A. K., Collier, K. J., et Duggan, I. C. (2016). Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: Effects of vegetation type and riverine connectivity. *Marine and Freshwater Research*, 68(1), 76–86. <https://doi.org/10.1071/MF15273>
- Corline, N. J., Peek, R. A., Montgomery, J., Katz, J. V. E., et Jeffres, C. A. (2021). Understanding community assembly rules in managed floodplain food webs. *Ecosphere*, 12(2), e03330. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3330>
- Creer, S., Deiner, K., Frey, S., Porazinska, D., Taberlet, P., Thomas, W. K., et al. (2016). The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(9), 1008–1018. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12574>
- Dauphin, D., et Jobin, B. (2016). Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste Canadien*, 140(1), 42-52. <https://doi.org/10.7202/1034097ar>
- Deiner, K., Bik, H. M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., et al. (2017). Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology*, 26(21), 5872–5895. <https://doi.org/10.1111/mec.14350>
- Drummond, A. J., Newcomb, R. D., Buckley, T. R., Xie, D., Dopheide, A., Potter, B. C., et al. (2015). Evaluating a multigene environmental DNA approach for biodiversity assessment. *GigaScience*, 4(46). <https://doi.org/10.1186/s13742-015-0086-1>
- Edge, T. A., Baird, D. J., Bilodeau, G., Gagné, N., Greer, C., Konkin, D., et al. (2020). The Ecobiomics project: Advancing metagenomics assessment of soil health and

- freshwater quality in Canada. *Science of The Total Environment*, 710, 135906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135906>
- García-Machado, E., Laporte, M., Normandeau, E., Hernández, C., Côté, G., Paradis, Y., et al. (2022). Fish community shifts along a strong fluvial environmental gradient revealed by eDNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 4(1), 117–134. <https://doi.org/10.1002/edn3.221>
- Guillou, L., Bachar, D., Audic, S., Bass, D., Berney, C., Bittner, L., et al. (2013). The protist ribosomal reference database (PR2): A catalog of unicellular eukaryote small sub-unit rRNA sequences with curated taxonomy. *Nucleic Acids Research*, 41, D597–D604. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1160>
- Jangid, K., Williams, M. A., Franzluebbers, A. J., Sanderlin, J. S., Reeves, J. H., Jenkins, M. B., et al. (2008). Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(11), 2843–2853. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.07.030>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Lauber, C. L., Ramirez, K. S., Aanderud, Z., Lennon, J., et Fierer, N. (2013). Temporal variability in soil microbial communities across land-use types. *The ISME Journal*, 7, 1641–1650. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.50>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., et Makowski, D. (2021). Performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Mathon, L., Valentini, A., Guérin, P.-E., Normandeau, E., Noel, C., Lionnet, C., et al. (2021). Benchmarking bioinformatic tools for fast and accurate eDNA metabarcoding species identification. *Molecular Ecology Resources*, 21(7), 2565–2579. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13430>
- Miya, M., Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J. Y., Sato, K., et al. (2015). MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: Detection of more than 230 subtropical marine species. *Royal Society Open Science*, 2(7), 150088. <https://doi.org/10.1098/rsos.150088>
- Nilsson, R. H., Larsson, K.-H., Taylor, A. F. S., Bengtsson-Palme, J., Jeppesen, T. S., Schigel, D., et al. (2019). The UNITE database for molecular identification of fungi: Handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. *Nucleic Acids Research*, 47(D1), D259–D264. <https://doi.org/10.1093/nar/gky1022>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., et al. (2018). *vegan: Community ecology package*.
- Plassart, P., Prévost-Bouré, N. C., Uroz, S., Dequiedt, S., Stone, D., Creamer, R., et al. (2019). Soil parameters, land use, and geographical distance drive soil bacterial communities along a European transect. *Scientific Reports*, 9, 605. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36867-2>

- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., et al. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: Improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41, D590–D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- Ratnasingham, S., et Hebert, P. D. N. (2007). BOLD: The barcode of life data system (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, 7(3), 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2007.01678.x>
- Stat, M., Huggett, M. J., Bernasconi, R., DiBattista, J. D., Berry, T. E., Newman, S. J., et al. (2017). Ecosystem biomonitoring with eDNA: Metabarcoding across the tree of life in a tropical marine environment. *Scientific Reports*, 7, 12240. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12501-5>
- Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Brochmann, C., et Willerslev, E. (2012). Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, 21(8), 2045–2050. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05470.x>
- Wu, T., Chellemi, D. O., Graham, J. H., Martin, K. J., et Roskopf, E. N. (2008). Comparison of soil bacterial communities under diverse agricultural land management and crop production practices. *Microbial Ecology*, 55(2), 293–310. <https://doi.org/10.1007/s00248-007-9276-4>
- Zhang, G. K., Chain, F. J. J., Abbott, C. L., et Cristescu, M. E. (2018). Metabarcoding using multiplexed markers increases species detection in complex zooplankton communities. *Evolutionary Applications*, 11(10), 1901–1914. <https://doi.org/10.1111/eva.12694>

Tableaux et figures S

Tableau S1. Résultats statistiques issus de modèles linéaires mixtes testant les effets du traitement (utilisation du territoire) sur la biodiversité alpha (nombre effectif de séquences uniques) des communautés de bactéries, de protistes et de champignons dans le sol et dans l'eau. Ces modèles incluent aussi un effet aléatoire pour les régions du littoral. Le coefficient de détermination (R^2) marginal indique le % de variance dans la variable réponse expliqué par l'effet fixe (traitement), alors que le R^2 conditionnel indique le % de variance expliqué par la combinaison des effets fixes et des effets aléatoires. La corrélation intra-classe (ICC) indique la similarité entre les parcelles d'une même région du littoral ; un trait d'union dénote un modèle où cette valeur n'a pas pu être estimée, car l'effet aléatoire convergeait sur une valeur de 0 (les parcelles d'une même région étant en moyenne aussi différentes les unes des autres que les parcelles de deux régions différentes).

Taxon	Effet du traitement (p)	CII _{région}	R^2 marginal	R^2 conditionnel	n
2019—2020 (au début des traitements)					
Sols					30
Bactéries	0,457	0,142	0,127	0,251	
Protistes	0,111	0,202	0,222	0,378	
Champignons	0,290	0,093	0,173	0,250	
Eau (inondation)					22
Bactéries	0,385	0,601	0,114	0,646	
Protistes	0,892	0,192	0,062	0,241	
Champignons	0,483	0,357	0,127	0,439	
2022 (à la fin des traitements)					
Sols					26
Bactéries	0,007	0,235	0,429	0,564	
Protistes	0,772	-	0,091	-	
Champignons	0002	-	0,526	-	
Eau (inondation)					25
Bactéries	0,770	-	0,095	-	
Protistes	0,578	-	0,140	-	
Champignons	0,107	0,491	0,201	0,594	

Tableau S2. Résultats statistiques (valeurs de p) issus des tests PERMANOVA et PERMdisp permettant de déceler l'effet du traitement (utilisation du territoire) sur la composition (PERMANOVA) et la diversité bêta (PERMdisp) des communautés de bactéries, de protistes et de champignons. Pour chaque date et groupe d'organismes, nous indiquant également la valeur de stress des NMDS présentées dans la figure S3. Notez que les valeurs de p pour la PERMANOVA doivent être interprétées avec prudence lorsque la valeur de p pour le test de PERMdisp (d'hétérogénéité de la variance) est inférieure à 0,05.

Taxon	Stress (NMDS)	PERMANOVA	PERMdisp
2019—2020 (au début des traitements)			
Sols			
Bactéries	0,114	0,001	0,001
Protistes	0,126	0,001	0,001
Champignons	0,135	0,001	0,001
Eau (inondation)			
Bactéries	0,105	0,413	0,276
Protistes	0,095	0,287	0,126
Champignons	0,198	0,074	0,002
2022 (à la fin des traitements)			
Sols			
Bactéries	0,117	0,002	0,001
Protistes	0,154	0,01	0,001
Champignons	0,142	0,002	0,001
Eau (inondation)			
Bactéries	0,058	0,098	0,096
Protistes	0,126	0,139	0,036
Champignons	0,179	0,024	0,001

Tableau S3. Résultats statistiques issus de modèles linéaires mixtes testant les effets du traitement (utilisation du territoire) sur les communautés de zooplancton lors des inondations de 2019 et 2022. Ces modèles incluent aussi un effet aléatoire pour les régions du littoral.

Variable	Année	Effet du traitement (p)	CII _{région}	R ² marginal	R ² conditionnel	n
Densité de copépodes calanoïdes	2019	0,743 2	0,244	0,092	0,313	17
Densité de copépodes cyclopoïdes	2019	0,559 1	0,208	0,128	0,309	17
Densité de cladocères	2019	0,395 1	0,485	0,129	0,551	17
Nombre effectif d'espèces	2019	0,302 4	-	0,255	-	17
Densité de copépodes calanoïdes	2022	0,632 3	0,038	0,129	0,163	24
Densité de copépodes cyclopoïdes	2022	0,798 3	0,269	0,076	0,324	24
Densité de cladocères	2022	0,151 1	-	0,288	-	24
Nombre effectif d'espèces	2022	0,013 1	0,021	0,423	0,435	24

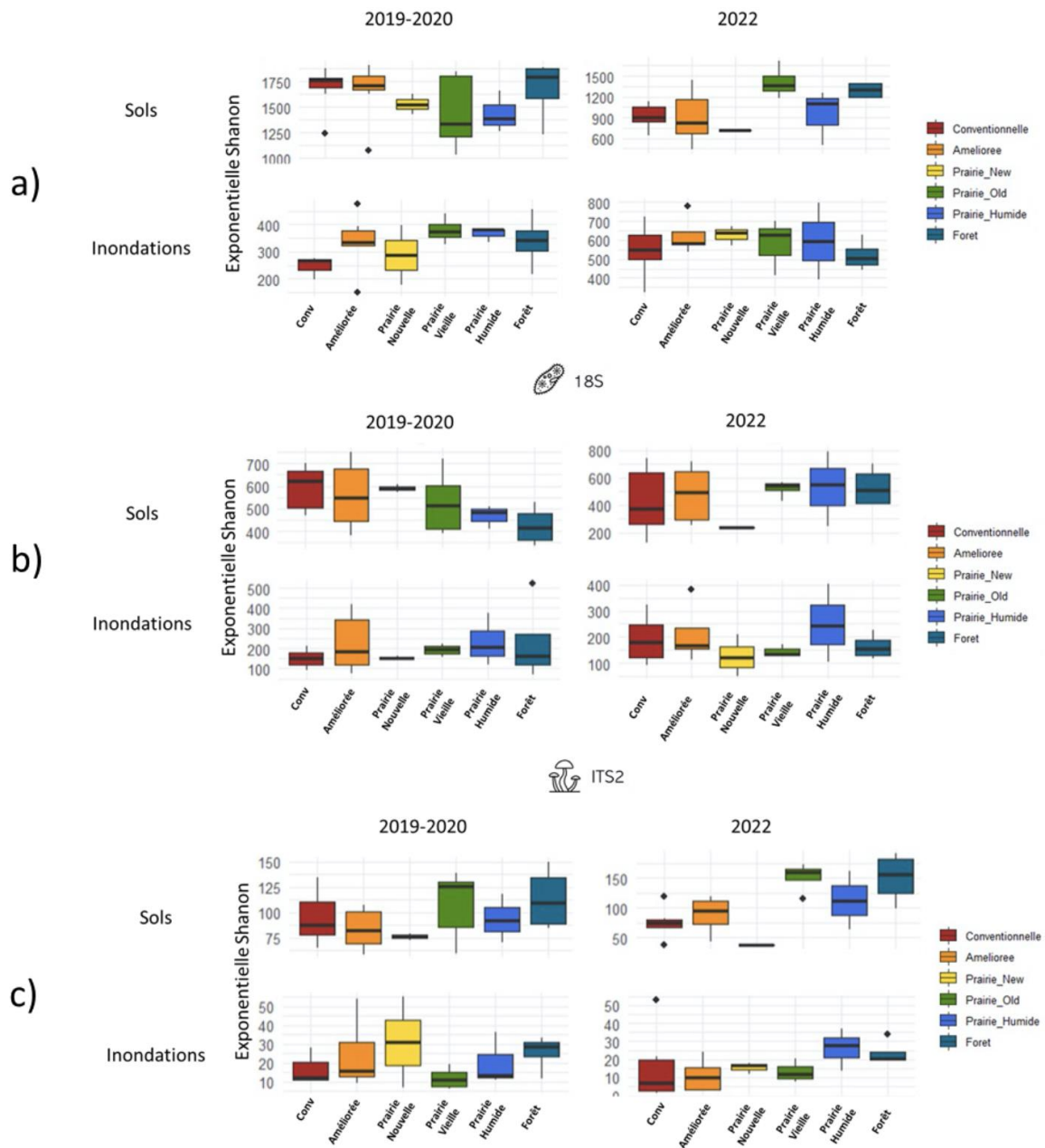


Figure S1. Biodiversité alpha (exponentielle de l'indice de Shannon, soit le « nombre effectif d'ASVs ») de bactéries (a), de protistes (b) et de champignons (c) en fonction de l'utilisation des terres et du milieu (sols ou eau). Figure par Roxanne Giguère-Tremblay.

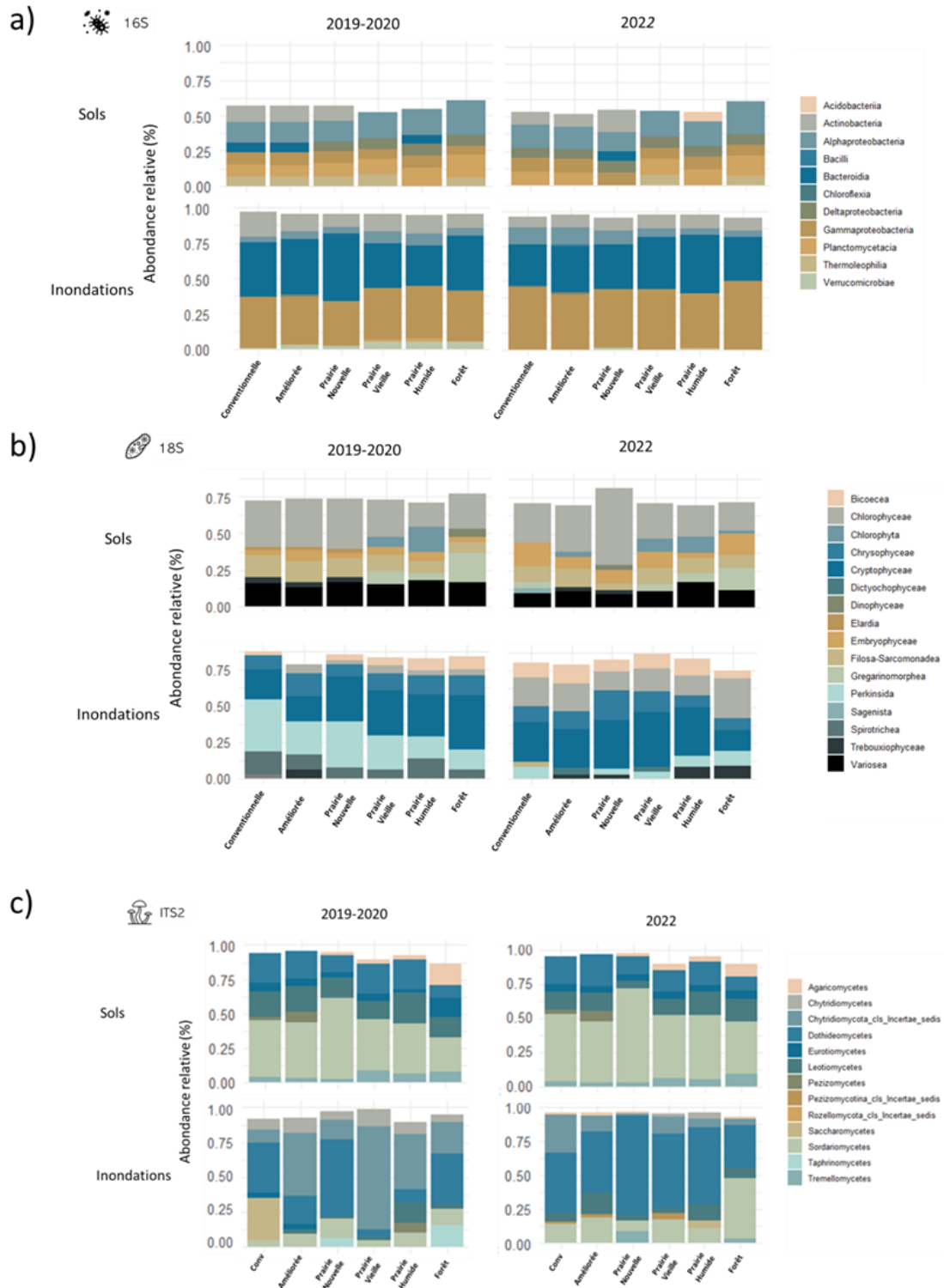


Figure S2. Abondance relative des taxons en fonction de l'utilisation du territoire, dans les échantillons de sol et d'eau, pour chacun des trois grands groupes de microorganismes d'intérêt. Les taxons d'intérêt incluent les bactéries (marqueur 16S), les protistes (marqueur 18S) et les champignons (marqueur ITS2). Les graphiques de gauche correspondent aux échantillons au début du projet alors que les graphiques de droite montrent la composition à la fin du projet. Figure par Roxanne Giguère-Tremblay.

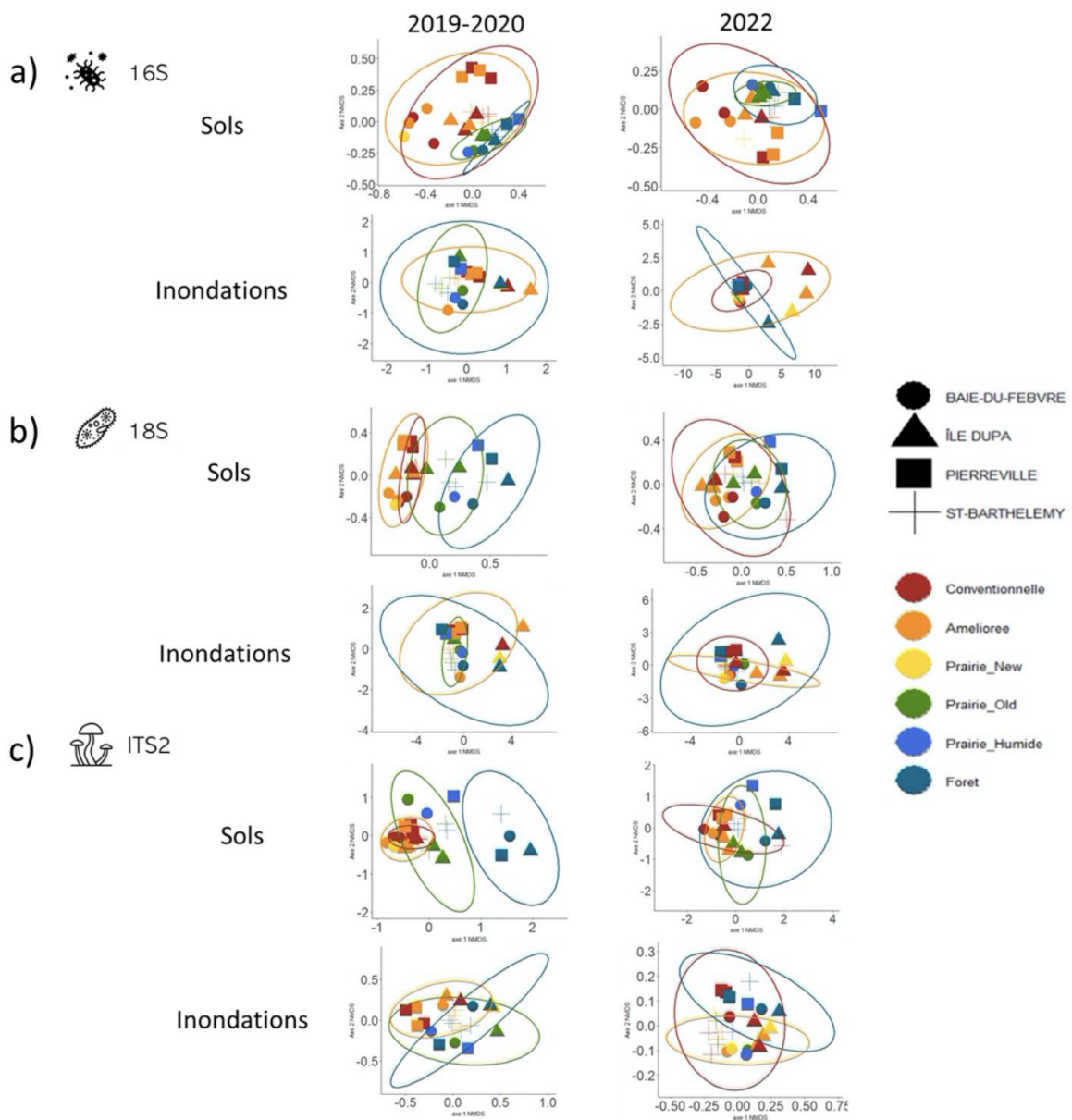


Figure S3. Résultats des analyses de positionnement multidimensionnel non métrique (acronyme en anglais : NMDS) représentant la structure des communautés de bactéries (a), de protistes (b) et de champignons (c) en deux axes/dimensions, dans le sol ou dans l’eau pendant l’inondation, au début du projet (à gauche) et à la fin du projet après la mise en place des pratiques améliorées (à droite). La distance entre les points indique la similarité entre les communautés (proche = communauté similaire). La couleur des points indique l’utilisation du territoire alors que les symboles représentent les régions du littoral. Figure par Roxanne Giguère-Tremblay.

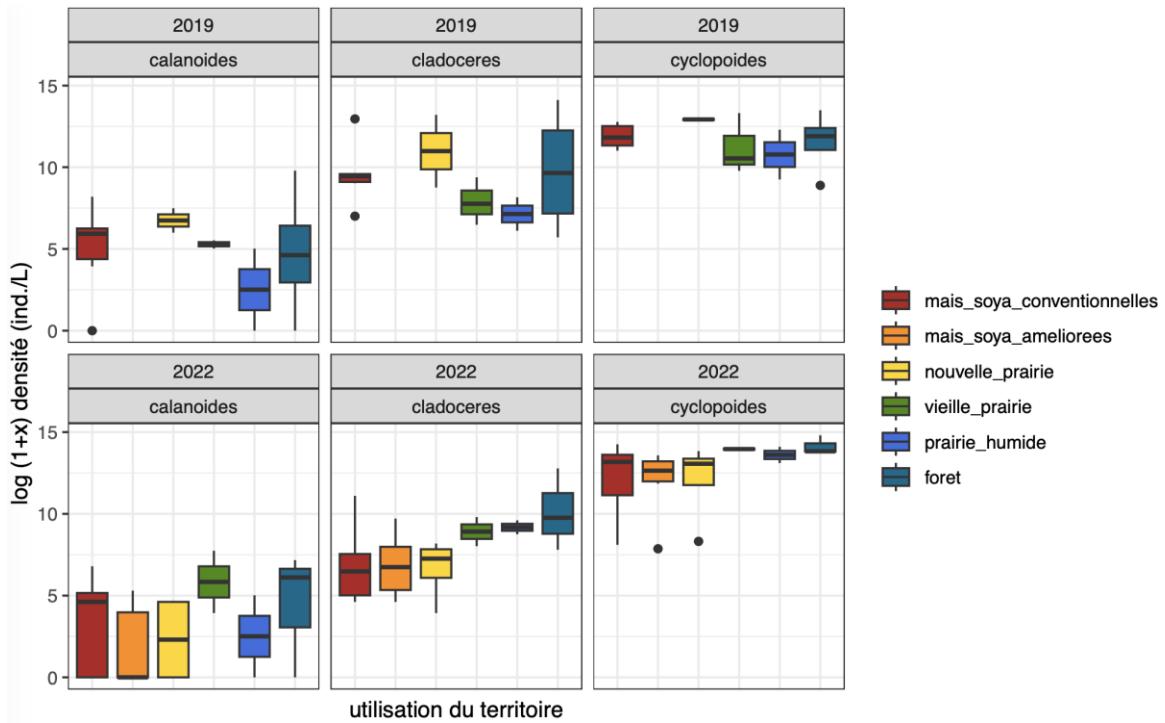


Figure S4. Densité de trois grands groupes de zooplancton sur les parcelles échantillonnées aux printemps 2019 et 2022, en fonction de l'utilisation du territoire sur ces parcelles à l'été précédent. Ces données proviennent d'une analyse morphologique, soit le dénombrement au microscope de zooplancton prélevé au filet.

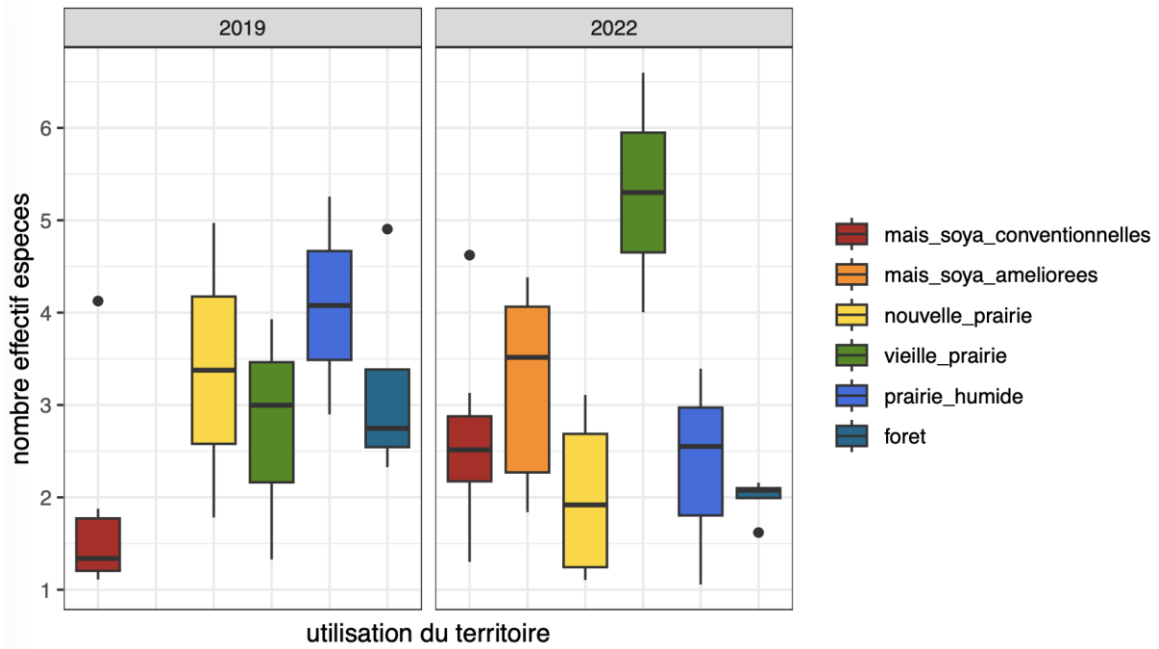


Figure S5. Biodiversité (nombre effectif d'espèces) de zooplancton crustacé lors des inondations de 2019 et de 2022 en fonction de l'utilisation du territoire de l'année précédente. Ces données proviennent d'une analyse morphologique, soit l'identification au microscope de zooplancton prélevé au filet.

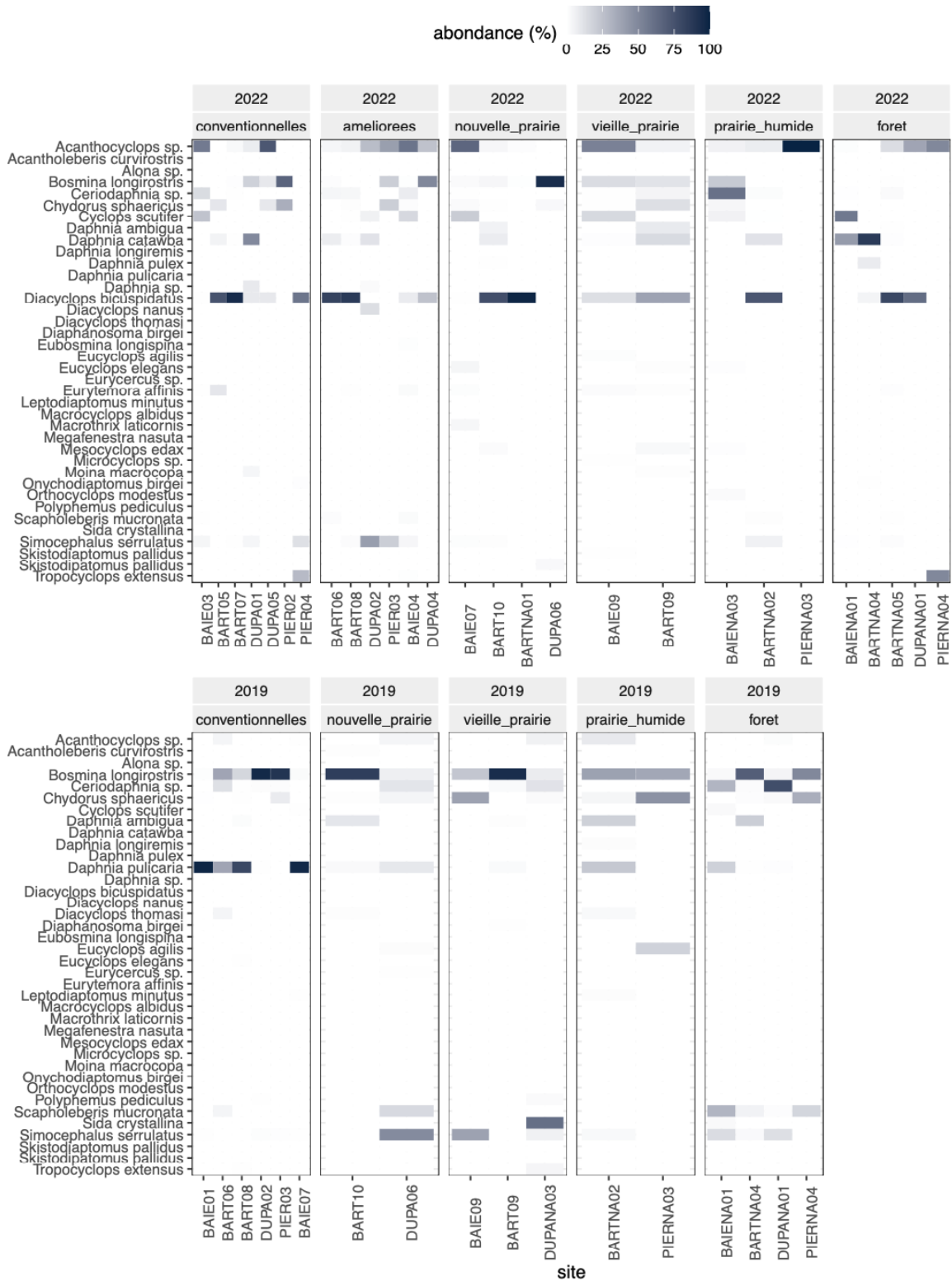


Figure S6. Composition détaillée des communautés de zooplancton crustacé lors des inondations de 2019 et 2022. Les couleurs plus foncées indiquent une abondance relative plus élevée (% de tous les individus recensés sur la parcelle). Tous les taxons listés en ordonnée ont été recensés sur les parcelles ; les lignes blanches en apparence indiquent seulement une faible abondance relative dans toutes les parcelles.

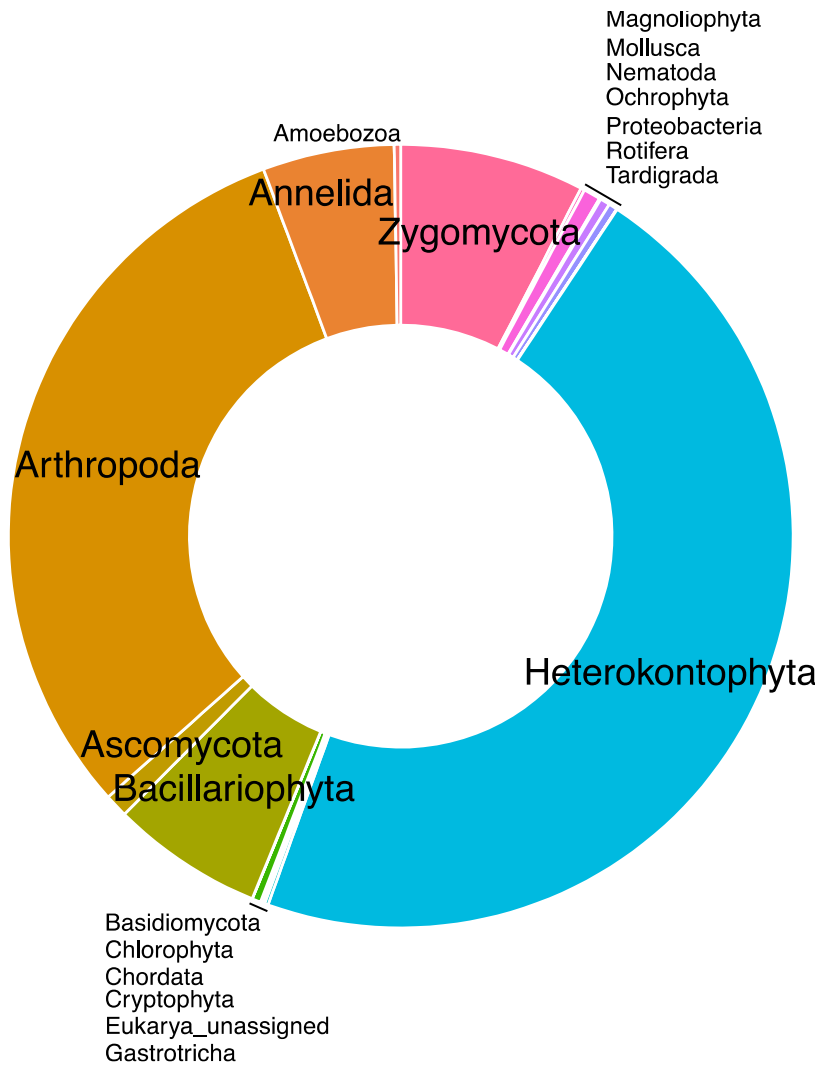


Figure S7. Répartition taxonomique des séquences de COI amplifiées à partir de l'ADN du sol. Les amorces utilisées amplifient principalement des arthropodes, des vers annélides, des protistes (Heterokontophyta, Bacillariophyta) et des champignons (Zygomycota, Ascomycota). Les groupes dominants sont listés sur les bandes correspondantes sur le diagramme, alors que les groupes moins abondants sont listés en marge du diagramme.

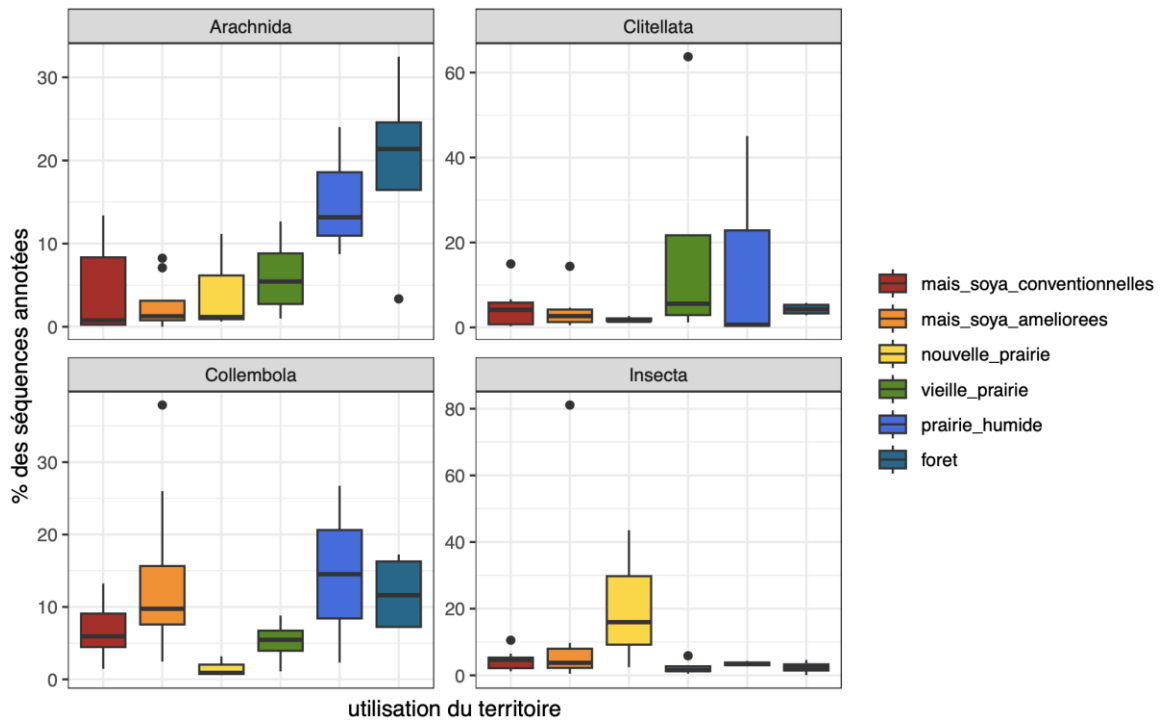


Figure S8. Abondance relative des séquences de COI appartenant à différentes classes d'invertébrés ayant laissé des traces d'ADN dans les sols des parcelles du Pôle.

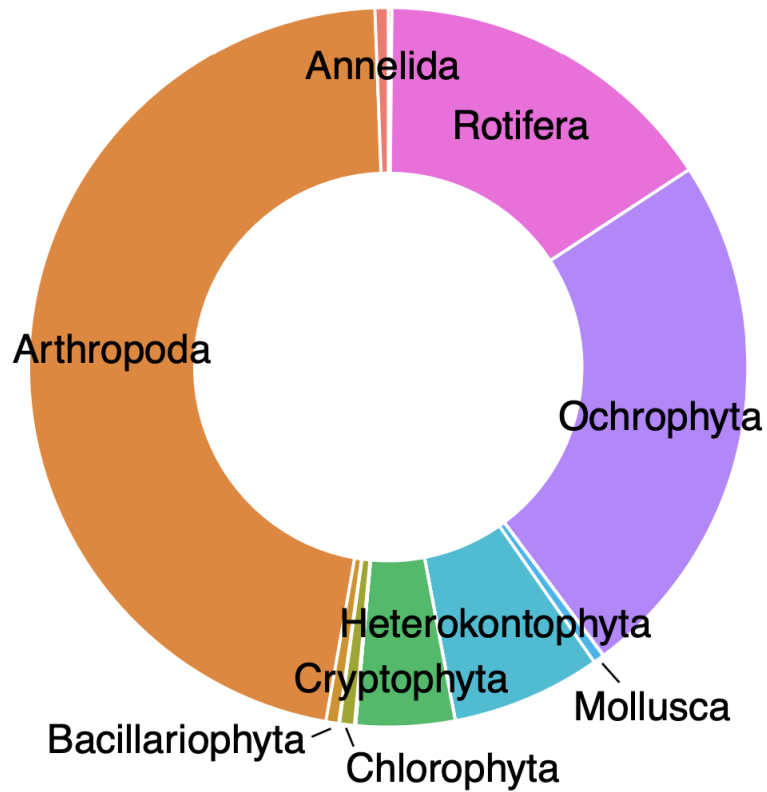


Figure S9. Répartition taxonomique des séquences de COI amplifiées à partir de l'ADN de l'eau. Les amorces utilisées amplifient principalement des arthropodes, des rotifères et des algues. Les groupes dominants sont listés sur les bandes correspondantes sur le diagramme, alors que les groupes moins abondants sont listés en marge du diagramme. Les groupes représentant moins de 0,1 % de toutes les séquences ne sont pas représentés.

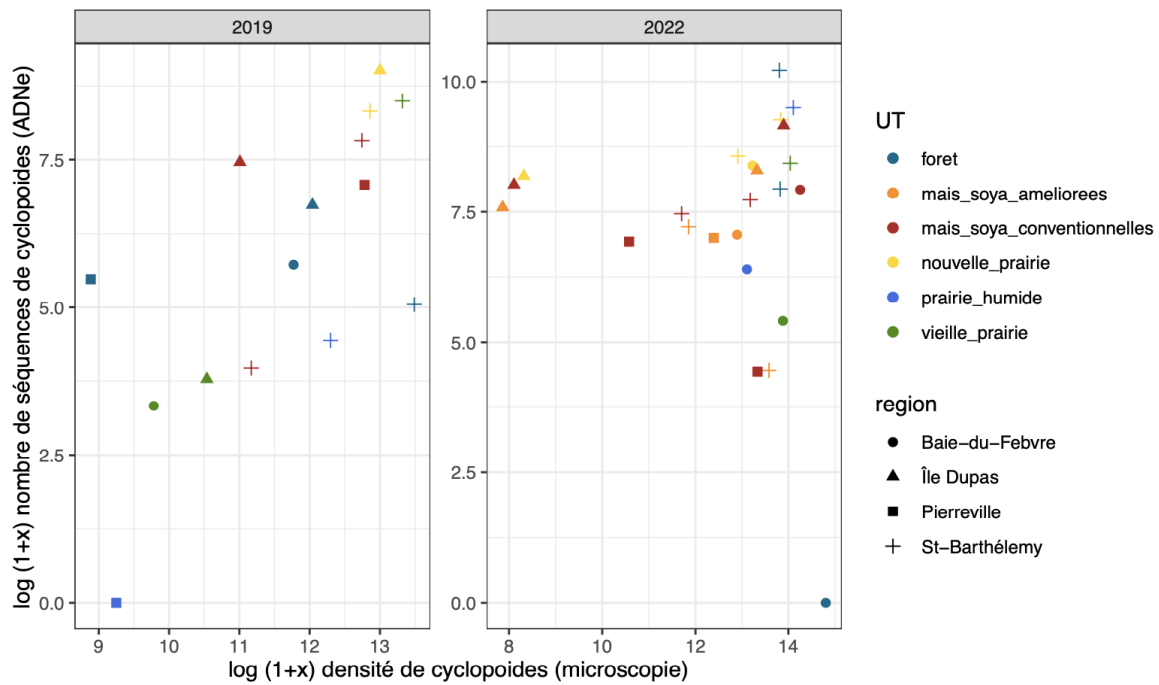


Figure S10. Abondance de séquences de copépodes cyclopoïdes dans l'ADNe de l'eau en fonction de la densité de cyclopoïdes recensés avec les méthodes traditionnelles lors des inondations de 2019 et 2022. Une corrélation de 0,66 a été observée en 2019, alors que la corrélation en 2022 était de 0,17. On remarque également que l'abondance des cyclopoïdes varie davantage en fonction de la région (symboles) que de l'utilisation du territoire (couleurs), peu importe la méthode.

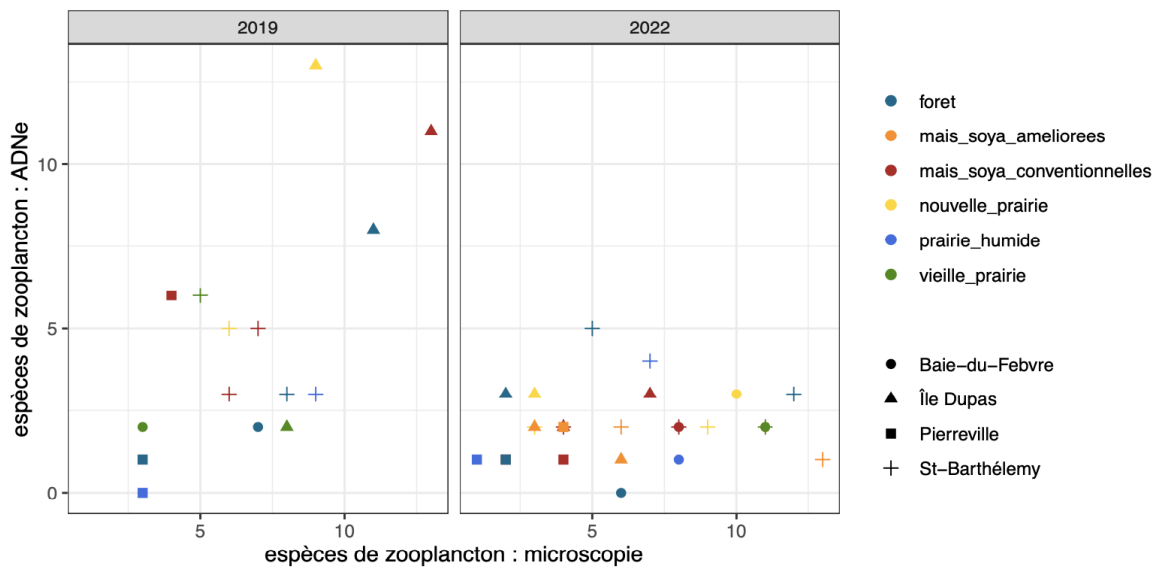


Figure S11. Nombre d'espèces de zooplancton pélagique recensées par ADNe et par microscopie. Chaque symbole représente une parcelle inondée en 2019 ou en 2022. Une corrélation de 0,59 a été observée en 2019 alors que cette même corrélation était de 0,15 en 2022.

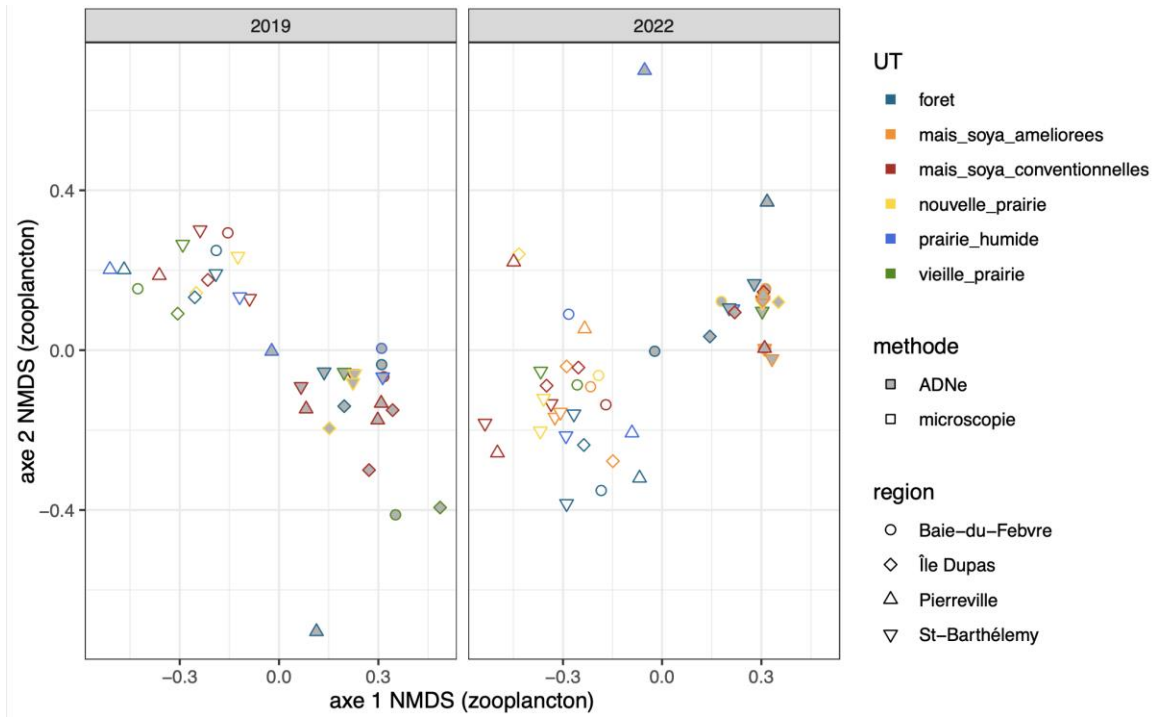
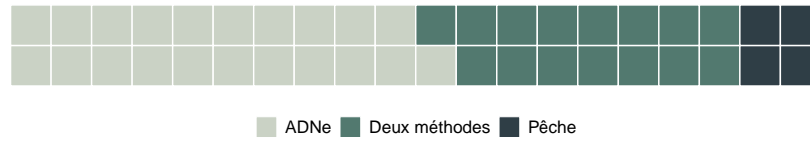


Figure S12. Structure des communautés de zooplancton crustacé (deux premiers axes d’une ordination de type NMDS) lors des inondations de 2019 et 2022. Les symboles représentent la région du littoral, le type de point (plein ou vide) représente la méthode d’échantillonnage et les couleurs représentent l’utilisation du territoire de l’année précédente. On remarque que les points se regroupent surtout en fonction de la méthode (symboles gris vs symboles blancs). En deuxième lieu, au sein des points issus de la même méthode, les sites se regroupent davantage en fonction de la région du littoral (formes des symboles) que de l’utilisation du territoire (couleurs).

Nombre d'espèces échantillonnées



Abondance relative totale des espèces échantillonnées

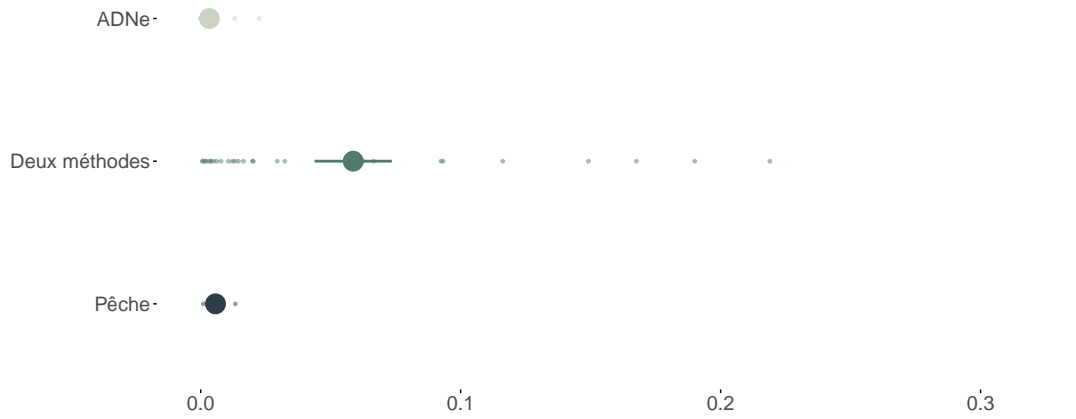


Figure S13. Nombre et abondances relatives moyennes des espèces de poissons identifiées par l'ADNe uniquement, la pêche uniquement et les deux méthodes. Figure par Louis Astorg.

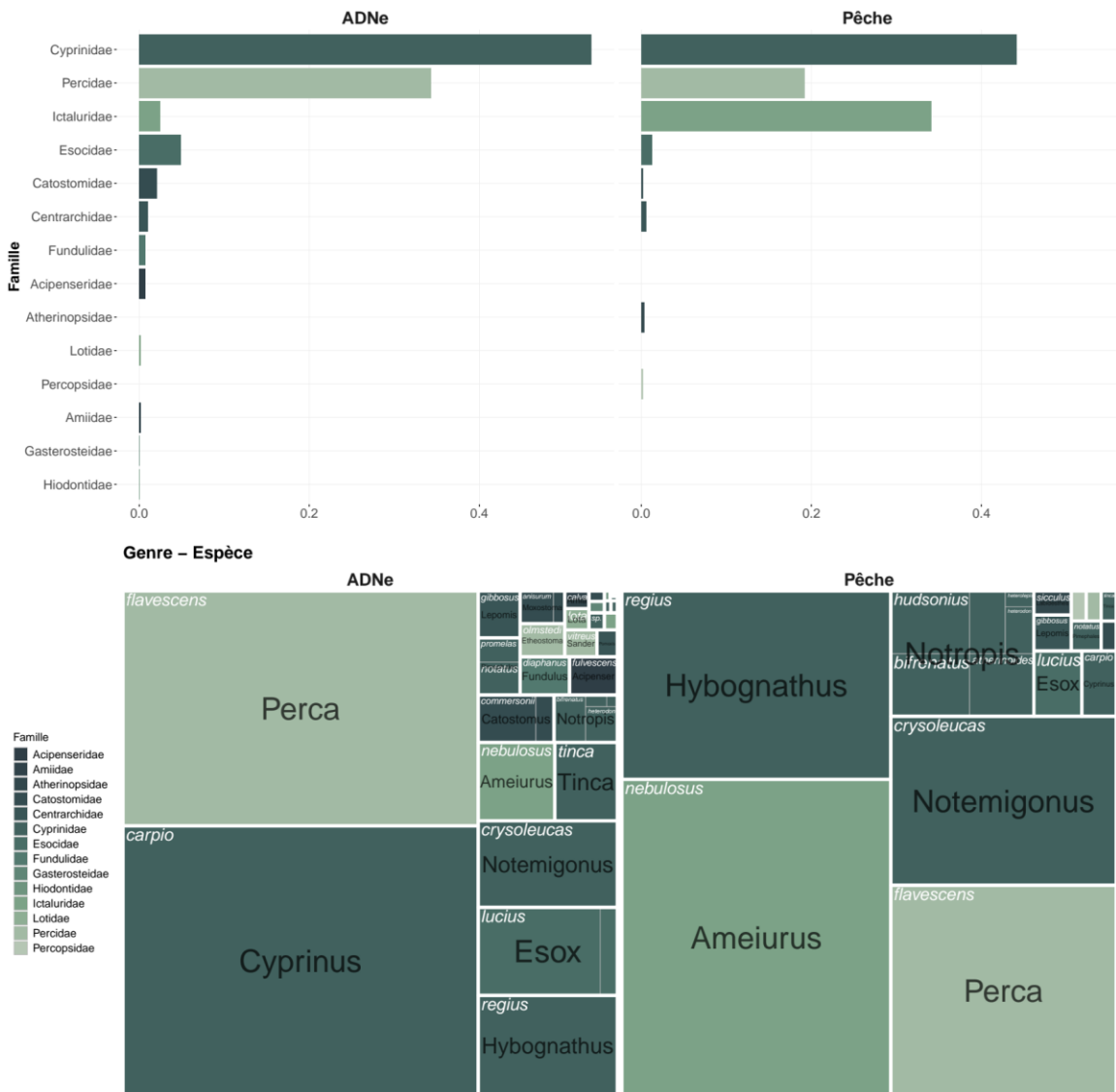


Figure S14. Abondance relative des familles, genres et espèces de poissons identifiés par l'ADNe et la pêche électrique à travers toutes les parcelles échantillonnées. Figure par Louis Astorg.

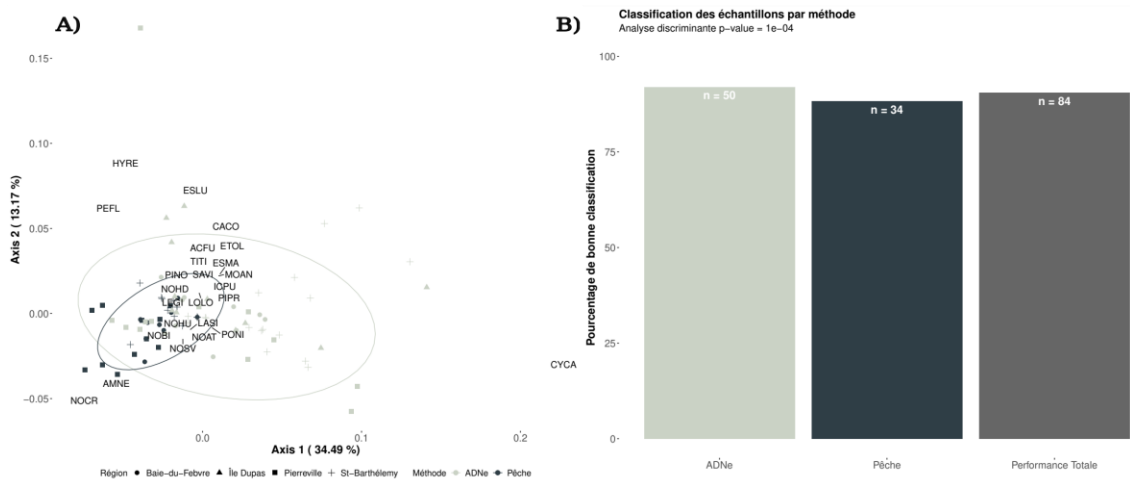


Figure S15. Composition des communautés de poissons en fonction de la méthode d'échantillonnage et de la région du littoral. La PCoA (A) représente la dissimilarité entre les sites échantillonnés en termes d'abondance relative des espèces de poissons. Chaque symbole représente un site, leur couleur représente la méthode d'échantillonnage et la forme du symbole représente la région du littoral du lac Saint-Pierre dans laquelle le site se situe. Les codes de 4 lettres correspondent aux codes d'espèces utilisés par le MELCCFP, où les deux premières lettres représentent le genre et les deux dernières l'espèce (par exemple, pour la perchaude, *Perca flavescens* — PEFL). L'analyse discriminante (B) montre le % d'échantillons classifiés dans la bonne méthode (ADNe ou pêche) à partir de la composition de la communauté. Figure par Louis Astorg.

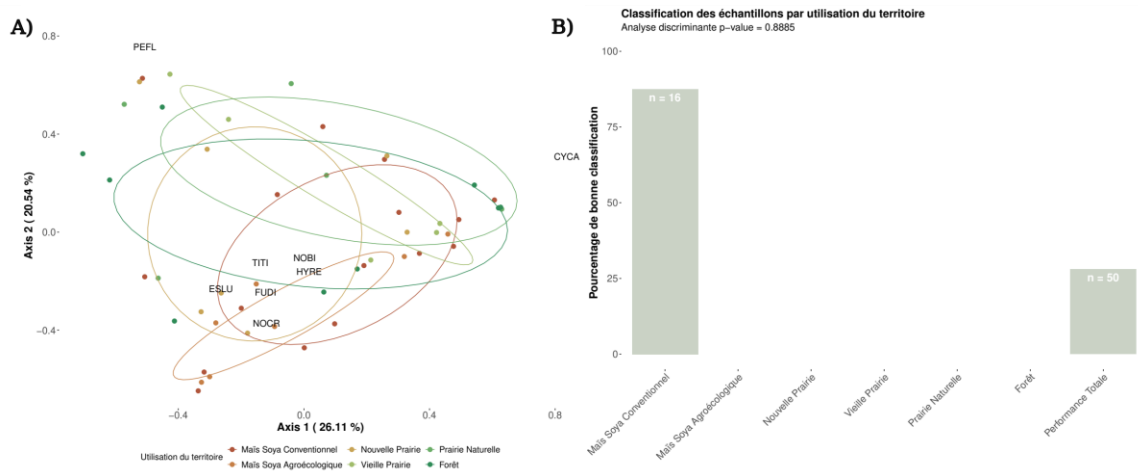


Figure S16. Composition des communautés de poissons échantillonnées par ADNe en fonction de l'utilisation du territoire. La PCoA (A) représente la dissimilarité entre les sites échantillonnés en termes d'abondance relative des espèces de poissons. Chaque symbole représente un site et leur couleur représente la catégorie d'utilisation du territoire dans la parcelle. L'analyse discriminante (B) montre le % de parcelles classifiées dans le bon type d'utilisation du territoire à partir de la communauté de poissons estimée par l'ADNe. Figure par Louis Astorg.

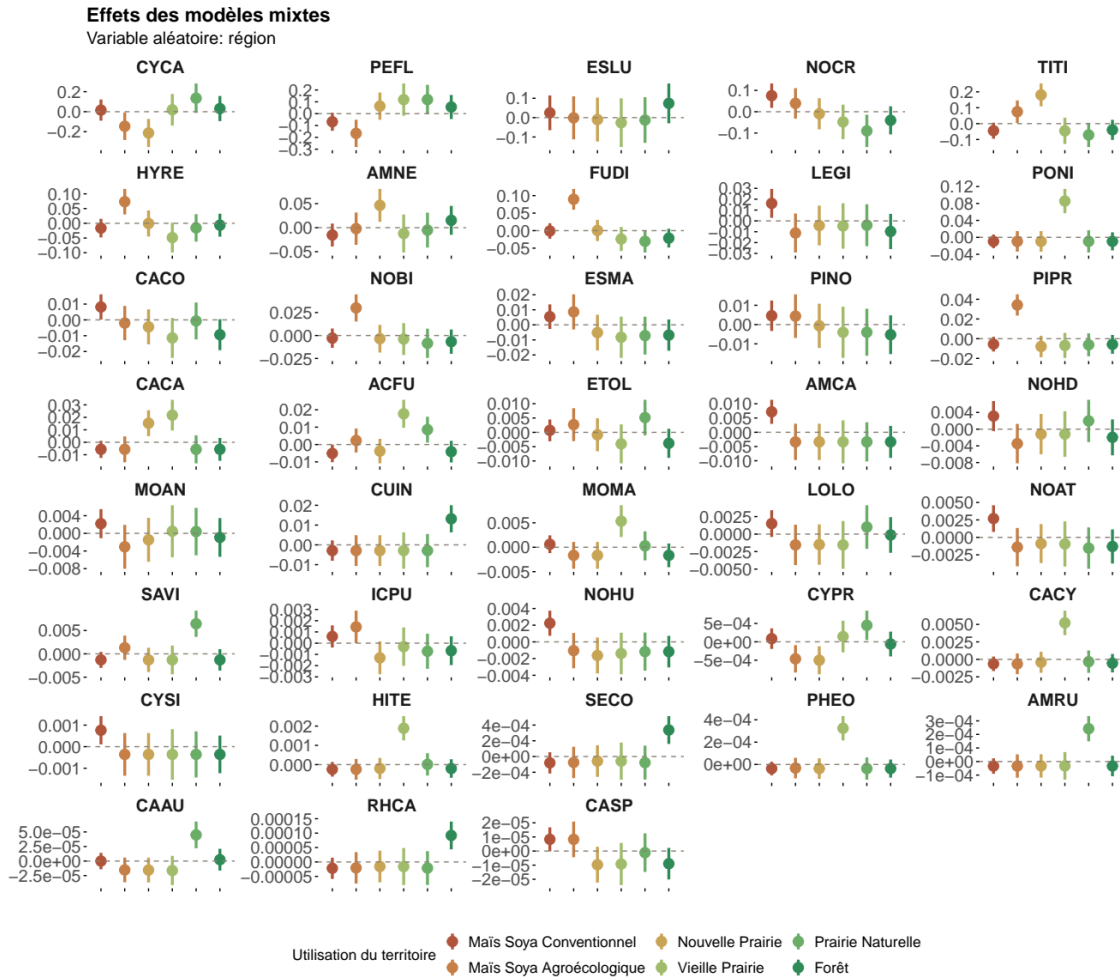


Figure S17. Influence de l'utilisation du territoire sur les abondances relatives des espèces de poissons échantillonnées par ADNe. Les symboles représentent les coefficients et l'erreur standard de modèles mixtes avec pour effet fixe l'utilisation du territoire et pour effet aléatoire la région du littoral du lac Saint-Pierre dans laquelle se trouvent les parcelles échantillonnées. Pour chaque espèce, les coefficients et les erreurs standards sont standardisés par la moyenne d'abondance relative à travers tous les échantillons (ligne pointillée). Ainsi, une valeur négative indique que l'abondance relative d'une espèce dans un type d'utilisation du territoire est inférieure à l'abondance moyenne de l'espèce à travers tous les types d'utilisation du territoire. Figure par Louis Astorg.

Axe socioéconomie

Liste des projets de recherche de l'axe socioéconomie

Chercheur principal	Titre du projet
Lota D. Tamini U. Laval	T - Analyse de l'impact économique, technique et environnemental des pratiques de gestion bénéfiques au lac Saint-Pierre : <ul style="list-style-type: none"> - Volet 1 : Pratiques agricoles améliorées - évaluation coûts-bénéfices à l'échelle des exploitations agricoles du littoral du lac Saint-Pierre – le cas des grandes cultures - Volet 2 : Détermination du consentement à payer pour des changements de pratiques affectant les biens et services écosystémiques produits par le lac Saint-Pierre
Julie Ruiz UQTR	U - Les agriculteurs face aux changements de pratiques agricoles : quel potentiel au lac Saint-Pierre ?
Julie Ruiz UQTR	V - Le conseil agroenvironnemental et les conseillers agricoles au lac Saint-Pierre : quels sont leurs rôles dans la réhabilitation du littoral ?
Patrick Mundler U. Laval	W - Évaluation coûts-bénéfices de différents scénarios d'occupation du sol dans le littoral du lac Saint-Pierre
Maurice Doyon U. Laval	X - Impact du cadrage de l'information présentée sur l'acceptabilité de nouvelles pratiques agronomiques par les agriculteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Nathalie Lewis UQAR	Y - Mise en place d'institutions collaboratives pour la réhabilitation de grands écosystèmes
Rémy Lambert U. Laval	Z - Étude de préfaisabilité de l'opportunité d'une appellation réservée ou un terme valorisant pour les productions animales s'approvisionnant en fourrages produits dans le littoral du lac Saint-Pierre

T - ANALYSE DE L'IMPACT ÉCONOMIQUE, TECHNIQUE ET ENVIRONNEMENTAL DES PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUES AU LAC SAINT-PIERRE

LOTA D. TAMINI (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Économie de la production et évaluation de biens environnementaux

Principaux collaborateurs

Maurice Doyon (Université. Laval); Stéphane Bergeron (Université. Laval); Philippe Leriche (Université. Laval); Miriam E. K. Tchana (Université. Laval); Lauriane Soucy (Université. Laval); Sefako Dorlote Djaman (Université. Laval).

VOLET I

PRATIQUES AGRICOLES AMÉLIORÉES - ÉVALUATION COÛTS-BÉNÉFICES À L'ÉCHELLE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE – LE CAS DES GRANDES CULTURES

LOTA D. TAMINI (UNIVERSITÉ LAVAL)

PHILIPPE LERICHE (UNIVERSITÉ LAVAL)

SEFAKO DORLOTE DJAMAN (UNIVERSITÉ LAVAL)

Résumé des travaux de recherche

- Des analyses technicoéconomiques ont été réalisées pour diverses pratiques agricoles dites améliorées (PA) testées par l'axe agriculture en grandes cultures.
- Les PA portent sur (i) l'intégration de cultures de couverture, (ii) une utilisation raisonnée d'intrants, (iii) l'implantation de bandes pérennes de 4 m et (iv) différents scénarios de rotation de cultures.
- Les analyses ont été effectuées sur une période de 12 ans et en utilisant une approche de budgétisation partielle. Les analyses ont donc été effectuées sur les éléments de coûts et de revenus qui changent.
- Les marges brutes de huit scénarios différents de PA ont été comparées à un scénario de référence (SR), soit une pratique conventionnelle-type d'une rotation maïs-grain – soya. Les résultats montrent que :
 - o L'impact net des PA sur la marge brute des entreprises agricoles en grandes cultures est toujours négatif lorsque l'on considère des impacts occasionnés par la crue.
 - o L'impact négatif le plus élevé (-60 %) est observé pour un scénario dans lequel l'exploitation agricole n'exploite que des prairies. D'une manière générale, les rotations qui intègrent les prairies sont celles qui ont l'impact négatif le plus élevé.

- Les scénarios de PA proposées par l'axe agriculture avec une rotation maïs-grain – soya et des cultures de couverture dans le soya et dans la maïs-grain ont des impacts négatifs plus faibles, leur effet négatif sur la marge brute étant de moins de 15 %.
- Une analyse de sensibilité a également été réalisée en faisant varier le SR selon différents niveaux d'impacts des crues sur les superficies cultivées et sur les rendements. Laisser le sol à nu lors des crues réduit la marge brute de 13 %. Lorsque rien ne change à la suite des fortes crues, cette marge brute est plus élevée de 10 %.
- Des analyses de sensibilité ont également porté sur la variation de rendements du maïs-grain et du soya, ainsi que sur les prix des céréales et des intrants, notamment les engrais.
 - À l'exception des rotations incluant des prairies, les analyses montrent que les impacts des hausses de 5 et 10 % des rendements se traduisent par des hausses des marges brutes de presque du double de la hausse des rendements. Lors de baisses des rendements du maïs-grain et du soya, les baisses de marges brutes mesurées sont également d'un peu plus du double de la baisse des rendements. Pour les rotations incluant les prairies, les impacts des changements du rendement du maïs-grain et du soya se traduisent par un changement légèrement supérieur de la marge brute.
 - Les analyses de sensibilité réalisées pour les hausses de prix (maïs-grain et soya) et les hausses de coûts (engrais et autres coûts) approximant les données des années 2021 et 2022 montrent que les marges brutes sont plus élevées que celles obtenues en utilisant des données (prix et coûts) de la période de référence (moyenne de 2016-2020).
- Les effets positifs à moyen terme et à long terme de l'adoption des PA ne sont pas pris en compte dans la présente étude. Ils pourraient réduire les effets négatifs observés dans les simulations.

Mise en contexte

Les chercheurs et chercheuses de l'axe agriculture étudient des pratiques, regroupées sous le terme de pratiques améliorées (PA), permettant de réduire l'érosion du sol et la dispersion de fertilisants et pesticides dans les ruisseaux et rivières. Les PA analysées portent sur (i) l'intégration de cultures de couverture en intercalaire ou de pleine saison, (ii) une utilisation raisonnée d'intrants, (iii) l'implantation de bandes pérennes de 4 m et (iv) divers scénarios de rotation de cultures, incluant des prairies. L'adoption de ces pratiques pourrait avoir un impact sur la santé financière des entreprises agricoles.

Objectifs

La présente étude a pour objectif d'analyser l'effet de l'adoption des PA sur la rentabilité économique des entreprises agricoles situées dans le littoral du lac Saint-Pierre (LSP) et, plus spécifiquement, sur les entreprises en grandes cultures.

Méthodologie

Établissement de différents scénarios de rotation de cultures

Un scénario de référence (SR), correspondant à la pratique conventionnelle-type, ainsi que huit scénarios intégrant des PA ont été établis. Le tableau T1 décrit le SR et les tableaux T2 et T3 présentent les scénarios de PA. Les données utilisées pour déterminer les différents budgets des cultures sont détaillées dans le rapport supplémentaire, qui constitue une annexe du présent document (annexe C, Mat. Sup. T – annexe 2).

La pratique conventionnelle-type

La rotation-type de référence, la pratique conventionnelle, est une rotation maïs-grain – soya.

Les pratiques agricoles améliorées

Le choix des principales PA analysées a fait l'objet de discussions avec les chercheurs de l'axe agriculture¹. De plus, pour chacun des scénarios, outre la sélection des PA, il y a eu une réduction des intrants pour correspondre à la gestion raisonnée des fertilisants et des pesticides utilisés dans les travaux du Pôle. Quant aux rendements qui ont été retenus dans les budgets de culture, ce sont ceux mesurés par l'axe agriculture. Enfin, à l'exception du scénario des prairies (scénario VI), nous avons considéré des bandes pérennes herbacées le long des fossés agricoles occupant 5 % de la superficie et cultivées avec du *ray-grass* (taux de semis : 6 kg/ha) et de l'alpiste roseau (taux de semis : 11 kg/ha) sans réensemencement.

Hypothèses appliquées aux scénarios de rotation des cultures

Après avoir déterminé les rotations des cultures, par hypothèse, ces scénarios ont été exposés à une crue hâtive ou à une crue tardive de faible amplitude n'ayant pas d'impact sur les cultures (années 1, 2 et 3) et à une crue tardive de forte amplitude menant à une diminution des superficies cultivées en zone littorale et à une baisse de rendement (année 4). Ainsi, à tous les quatre ans, en raison des conditions de sol humides, des semis tardifs et de la diminution d'unité thermique maïs – UTM), nous avons formulé les trois hypothèses suivantes :

1. 92 % des superficies cultivables sont exploitées et 8 % ne sont pas semées (laissées à nu);
2. Les rendements baissent de 25 % (voir annexe C, Mat. Sup. T – annexe 1);
3. Les producteurs ne bénéficient pas de l'assurance récolte (ASREC) de la Financière agricole du Québec (FADQ) du fait des conditions d'assurance relatives aux cultures, notamment les dates de fin des semis à respecter.

Ces différentes hypothèses ont servi à définir le SR ainsi que les autres scénarios de PA en vue de réaliser une budgétisation partielle permettant d'estimer de manière théorique l'impact de l'adoption de PA sur la santé financière des entreprises agricoles. Ainsi, ces

¹ Ces choix ont été également enrichis par des discussions avec les praticiens du milieu et les producteurs agricoles, notamment lors des journées portes ouvertes sur les activités du Pôle.

hypothèses ont été postulées pour les fins de l'étude, sans correspondre à toutes les spécificités observées par les producteurs dans leurs entreprises respectives. Évidemment, les réalités du terrain peuvent varier considérablement d'une entreprise à l'autre en ce qui a trait à l'ampleur de la crue chaque année et à son impact sur les superficies cultivées, sur les rendements ou sur l'indemnisation. En effet, voici quelques éléments d'information rapportés lors des discussions avec des producteurs agricoles et des agronomes exerçant dans la zone littorale du LSP :

- Superficies cultivées : lors d'une forte crue, les producteurs agricoles s'adaptent en changeant les dates de semis ou en faisant un choix de cultivars tardifs (p. ex. : réduction des unités thermiques pour le maïs) ou encore en semant le champ en partie, et progressivement, au fur et à mesure que l'eau se retire et, en dernier lieu, il arrive que le sol puisse être partiellement inexploité.
- Rendements : dans le cadre d'une enquête réalisée par l'Union des producteurs agricoles du Québec en 2022, un peu moins de la moitié des producteurs agricoles du littoral interrogés reconnaissent avoir des zones de faibles rendements récurrents. Néanmoins, à l'échelle globale des superficies en culture, deux versions s'opposent au sein des producteurs interrogés : les uns qualifient les rendements de cultures annuelles de supérieurs ou égaux en zone littorale en comparaison avec ceux obtenus hors littoral, alors que les autres les qualifient d'inférieurs. Il est donc difficile d'établir une adéquation avec les observations sur le terrain.
- Programme d'assurance (ASREC) : dans le cadre de notre étude, nous nous en sommes tenus au programme tel qu'il est conçu, donc incluant les dates maximales de semis pour une culture donnée. À titre indicatif, il nous a été rapporté qu'il est possible que, lors d'années de fortes crues, la date maximale soit repoussée par la FADQ.

Cycles de rotations

Les PA ont été analysées en considérant un horizon de 12 ans. Nous avons choisi cet horizon de temps parce qu'il s'agit d'un multiple de deux, de trois, de quatre et de six ans, qui sont les nombres d'années d'une rotation dans les simulations budgétaires.

En effet, certaines rotations complètes sont de deux années (SR) et certaines rotations associées aux PA sont de quatre années et d'autres de six années. Le tableau T3 présente les pratiques mises en œuvre pour chacune des années des rotations analysées. Dans ce tableau, nous présentons ces pratiques sur des périodes de quatre années ou de six années, mais dans nos simulations budgétaires, elles sont répétées sur la période des 12 années considérées.

Budgétisation partielle

La méthode d'analyse utilisée est une approche de budgétisation partielle, soit une prise en compte des postes de coûts et de revenus qui changent (Lu et al., 2003; Tamini, 2008; Tigner, 2018) pour un scénario de PA. Ainsi, la différence entre le scénario de référence (SR) et le scénario avec une pratique améliorée (PA) mesure la différence entre la somme de la variation de revenus (R) et celle des coûts (C) lorsqu'on passe de la situation de référence à une situation avec pratique améliorée et qui comporte n changements :

$$Difference = \sum_{i=1}^{i=n} (R^{PA_i} - R^{SR}) - \sum_{i=1}^{i=n} (C^{PA_i} - C^{SR})$$

Ce calcul des coûts, des revenus bruts et du revenu net de la production constitue un résumé *ex post* de la relation entre intrants et extrants à un moment bien précis (Helmers et Watts, 1992; Knowler, 2001; Knowler et al., 2001).

Sauf indications contraires, les budgets partiels ont été élaborés à partir des données moyennes du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ) (annexe C, Mat. Sup. T – annexe 2). Par ailleurs, ils ont été ajustés pour tenir compte du contexte spécifique du LSP et y intégrer les données collectées lors des expérimentations en grandes parcelles de l’axe agriculture. À cet effet, plusieurs discussions ont eu lieu avec l’équipe de l’axe agriculture. Ils sont en dollars par hectare. Les données de prix, telles que les charges et les produits, ont été ajustées à l’année de référence – 2019 – à l’aide de l’indice des prix en agriculture (CRAAQ, 2020). Les sections qui suivent apportent des informations spécifiques prises en compte lors de l’élaboration des budgets de cultures.

Équipements agricoles

Nous avons supposé que l’agriculteur en grandes cultures possède tous les équipements nécessaires pour les opérations au champ tels que le travail du sol, les semis, les récoltes et les opérations post-récoltes. Ainsi, les charges d’intérêts et d’amortissement des équipements ont été considérés dans les frais fixes de l’exploitation et n’ont donc pas été pris en compte. Cependant, comme les équipements agricoles des producteurs de grandes cultures ne sont pas adaptés pour la culture de plantes fourragères, nous avons considéré que le producteur fait effectuer les travaux de récolte à forfait pour les prairies et le *ray-grass* (lorsque semé comme culture fourragère – scénario II).

Nous avons supposé que les équipements que l’agriculteur utilise déjà pour les cultures principales servent aussi à plusieurs des opérations pour les cultures de couverture. Toutefois, des coûts variables ont été considérés pour les semis des cultures de couverture en intercalaire. Ainsi, les données budgétaires des scénarios comprenant des cultures de couverture en intercalaire ont été ajustées selon les informations fournies par l’axe agriculture, comme suit : pour un blé d’automne, les charges de semis correspondent à celles du sous-traitant qui a été mandaté par l’axe agriculture alors que pour le semis d’un *ray-grass*, il s’agit d’un coût à forfait provenant des références économiques du CRAAQ¹.

Les cultures de couverture intercalaires

Pour les scénarios intégrant les cultures de couverture jumelées à une culture principale (tous les scénarios sauf le VI), nous avons supposé que le produit de la fauche est laissé au champ afin de profiter des bénéfices agronomiques et économiques reconnus, notamment l’effet sur la fertilisation et la qualité des sols, ou encore la compétition avec les mauvaises herbes. Des apports d’azote, du fait de la culture de couverture, ont été considérés

¹ Nous avons retenu les coûts moyens variables à l’hectare du travail à forfait, qui incluent les charges d’entretien, de réparation, de carburant et d’huile relatives à l’équipement (CRAAQ, 2018).

seulement dans les scénarios avec le lotier. Nous n'avons pas considéré de gains en matières fertilisantes (et donc des économies de coûts) pour les autres scénarios avec du *ray-gras* ou du blé d'automne, étant donné que la littérature n'est pas convergente sur la question (Vanasse, 2017).

Les cultures de couverture de pleine saison

Pour les scénarios II et III qui comprennent des cultures de couverture de pleine saison implantées durant la saison sans qu'il y ait une culture principale, les budgets préparés par le CRAAQ ont été ajustés comme suit, en fonction des pratiques utilisées par l'axe agriculture :

- un ajustement de la fertilisation et des traitements pesticides;
- l'utilisation de deux passages de déchaumeuse comme travail du sol au printemps;
- l'intégration du semoir utilisé dans les charges.

De plus, les rendements ont été adaptés à une moyenne de la région, et, lorsque nécessaire, le prix a été ajusté.

Les bandes pérennes

Des bandes pérennes ont été établies le long des fossés agricoles pour tous les scénarios de PA. La largeur de la bande retenue est de 4 mètres, ce qui correspond à la largeur des bandes implantées dans le projet en grandes parcelles de l'axe agriculture. Pour nos analyses, il n'y a pas de revenus associés aux bandes pérennes : nous n'avons pas considéré de récoltes car cela compromettrait le potentiel environnemental des bandes. En effet, la situation souhaitée, afin de créer des habitats propices à la fraie de la perchaude, est d'avoir un couvert végétal dense avec une hauteur d'environ 30 cm à l'automne et au retrait de la crue au printemps. Par ailleurs, il est considéré peu probable que des agriculteurs embauchent un forfaitaire pour 4 mètres de bandes. À partir de l'information obtenue de l'axe agriculture, des charges relatives à l'approvisionnement, aux opérations culturales de préparation au semis, de semis et d'entretien et à la main-d'œuvre ont été incluses. Enfin, nous avons estimé que la superficie occupée par la bande pérenne est en moyenne de 5 % par hectare, le reste étant consacré à la culture principale. Finalement, nous tenons compte des coûts d'opportunité des bandes pérennes, à savoir la non-utilisation de ces superficies pour la culture principale.

Charges fixes et assurance récolte

Des charges fixes, autres que celles des équipements agricoles, ont été considérées. Pour éviter de comptabiliser les charges en double, nous avons isolé celles présentes dans les budgets des cultures. Ainsi, nous avons retenu les charges relatives à la ferme (électricité, téléphone, auto), les taxes, assurances, cotisations, les intérêts à moyen long terme et les amortissements. Nous avons exclu le coût de la vie et les impôts de l'analyse puisqu'ils varient selon la situation des exploitants. Par ailleurs, lorsqu'une culture donnée est admissible au programme ASREC, nous avons supposé que l'agriculteur y est inscrit et peut recevoir des indemnités, sauf pour les années de fortes crues, comme stipulé dans l'une de nos hypothèses.

Prix

Les prix utilisés correspondent aux prix moyens de 2016 à 2020 selon la Liste de prix des produits en inventaire de la FADQ (DPDPA) (voir le tableau 2 de l'annexe C Mat. Sup. T – annexe 2). Le fait de prendre une moyenne des prix de 2016 à 2020 nous permet de capter l'augmentation des prix observés depuis 2019, tout en éliminant le contexte particulier des prix amplifiés de 2021.

Analyses de sensibilité

Trois types d'analyses de sensibilité ont été réalisées. Premièrement, nous avons modifié le SR correspondant à une rotation de maïs-grain et de soya, sur lequel l'impact de la crue, à tous les quatre ans, résulte en une superficie cultivée de 92 % et en une perte de rendement de 25 %. Pour ce faire, nous avons balisé nos analyses en modifiant nos hypothèses relatives à l'impact de la crue comme suit :

- La crue n'a aucun impact sur la superficieensemencée ni sur les rendements. Cette situation est la borne supérieure (*SR_Plus* : 100 % de la superficie, 100 % du rendement habituel);
- La crue ne permet pas de cultiver, laissant le sol à nu. Par hypothèse, la rotation reprend l'année suivante avec du maïs-grain. Cette situation est la borne inférieure (*SR_Moins* : une année sur quatre où le sol est laissé à nu).

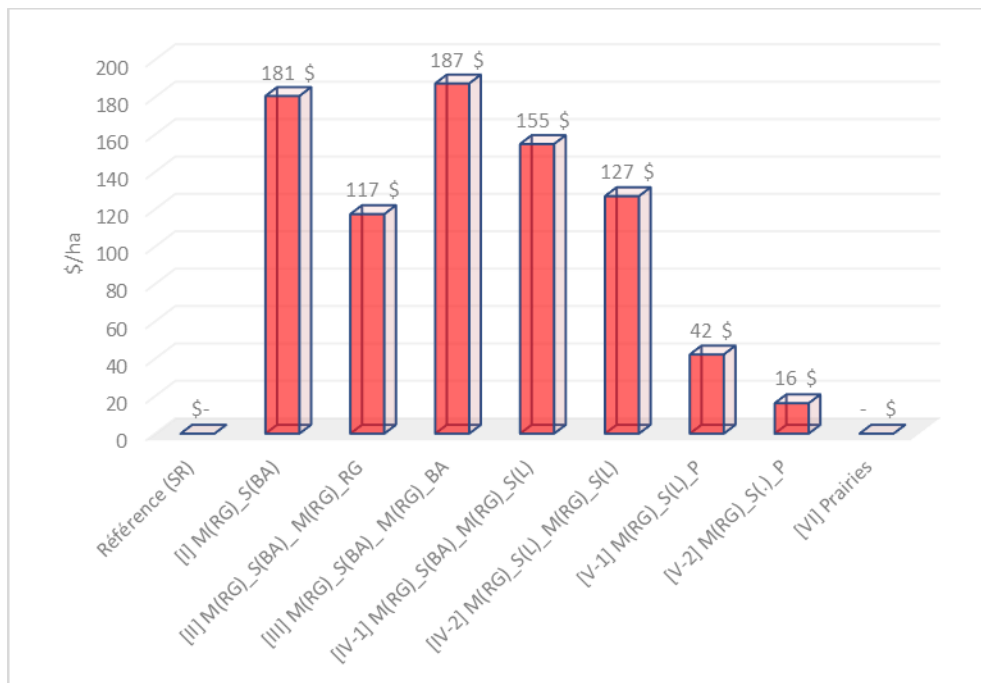
Ensuite, nous avons procédé à l'analyse de sensibilité afin de comparer les différents scénarios de référence, soit le *SR* (scénario avec réduction des superficies cultivées et du rendement tous les quatre ans), le *SR_Plus* (scénario sans aucune réduction de superficie ou de rendement) et le *SR_moins* (scénario avec sol laissé à nu tous les quatre ans).

Deuxièmement, en maintenant les hypothèses initiales (92 % de superficie cultivée et perte de rendement de 25 %), nous avons fait varier les rendements des principales productions (maïs-grain et soya) et avons analysé l'impact de cette variation sur les marges brutes pour le SR et les scénarios de PA, excluant le scénario VI qui correspond à une rotation exclusivement de prairie. L'effet de variations de rendements de moins 10 %, moins 5 %, plus 5 % et plus de 10 % a été analysé.

Troisièmement, en nous appuyant sur l'évolution des indices de prix des entrées en agriculture (IPEA) pour les dimensions de coûts et de l'évolution des prix des céréales (annexe C, Mat Sup T, annexe 2, sections 3 et 4), nous avons réalisé des analyses de sensibilité portant sur les revenus et sur les charges, donc sur les marges brutes pour le SR et les scénarios de PA, excluant le scénario VI, qui correspond à une rotation de prairies exclusivement. Le tableau T6 présente les taux de variation de prix et de coûts qui ont été considérés pour réaliser les différentes simulations. Les résultats sont présentés dans la section suivante. De manière spécifique, dans un scénario dénoté *Prix_Coûts_A*, le prix du maïs et du soya augmente de 5 %, tandis que les coûts (engrais et autres coûts) restent inchangés. Dans un scénario dénoté *Prix_Coûts_B*, le prix du maïs augmente de 30 %, celui du soya de 31 % et les coûts (engrais et autres coûts) augmentent de 5 %. Enfin, dans un scénario dénoté *Prix_Coûts_C*, il y a une augmentation du prix du maïs de 52 %, du prix du soya de 56 %, du coût des engrais de 90 % et des autres coûts de 20 %.

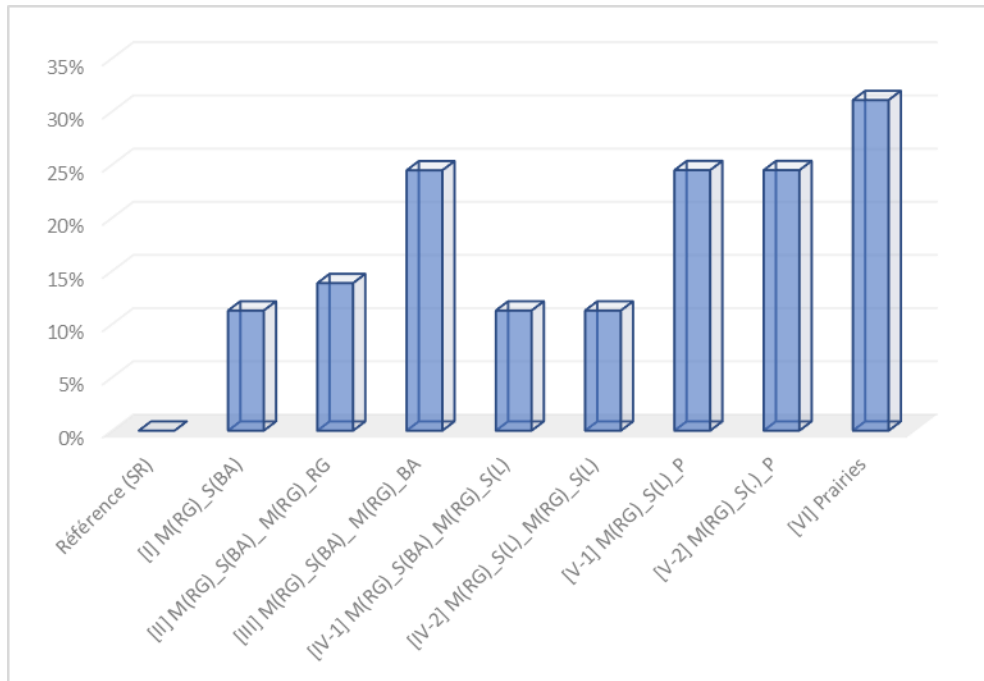
Résultats et discussion

Dans cette section, nous présentons les résultats en utilisant le SR présenté au tableau T1. La Figure T48 présente les marges brutes du SR et des différents scénarios de PA. Cette figure, ainsi que la Figure T49 montrent que l'impact sur les entreprises agricoles est toujours négatif. Le SR a la marge la plus élevée (710 \$/ha), la plus faible étant le scénario VI (*Prairies*), soit celui d'une prairie exploitée sur quatre années (opération reprise tous les quatre ans pendant les 12 années), avec une marge brute de 283 \$/ha. Le scénario II (*M(RG)_S(BA)_M(RG)_RG*) et les scénarios IV (1- *M(RG)_S(BA)_M(RG)_S(L)* et 2- *M(RG)_S(L)_M(RG)_S(L)*) sont ceux présentant les impacts négatifs les moins importants. La marge brute est de 87 % de celle du SR pour le scénario II (620 \$/ha), 89 % pour le IV-1 (634 \$/ha) et 93 % pour le IV-2 (660 \$/ha). Comme montré à la Figure T51. Pourcentage de réduction des revenus totaux : comparaison du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=0 %.

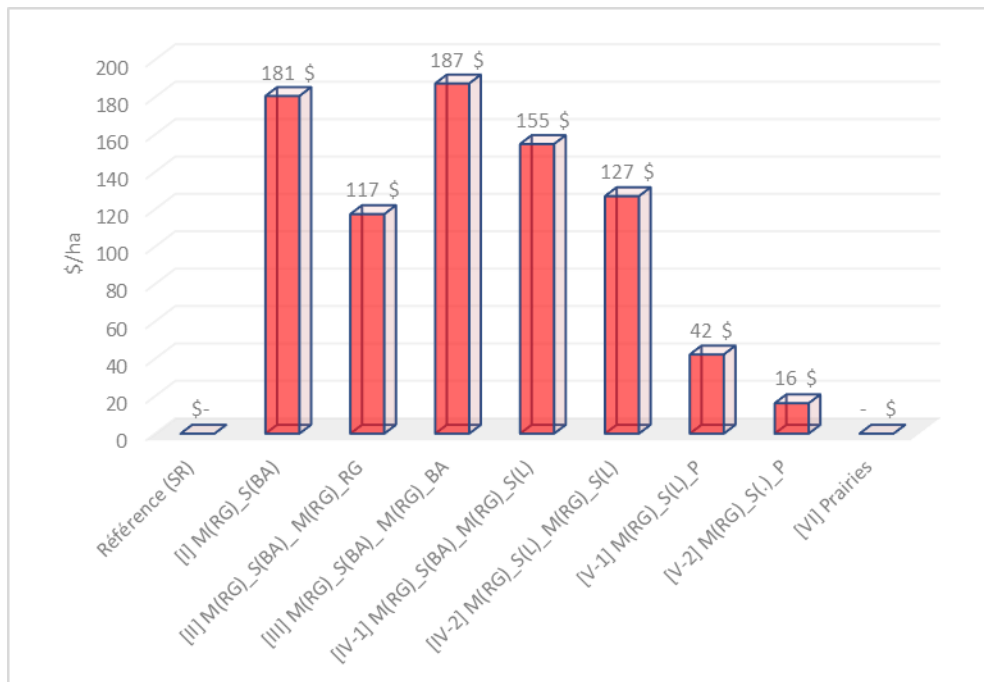


et à l'annexe C, Mat Sup T, annexe 2, sections 1.3 et 1.4, les principaux avantages de ces scénarios sont les coûts nets plus faibles des cultures de couverture.

Comme montré à la Figure T49. Différence (%) entre la marge brute du scénario de référence (SR) et celles des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=100 %.



, nous observons une réduction de coûts pour chacun des scénarios de PA lorsque comparé au SR. Cependant, ces réductions ne compensent pas les baisses des revenus des productions principales (figure T4) et les coûts nets des cultures de couverture (Figure T51. Pourcentage de réduction des revenus totaux : comparaison du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=0 %.



) et des bandes pérennes (Figure T52. Coûts nets des cultures de couverture en intercalaire (\$/ha) du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1).



). Les coûts nets des cultures de couverture ont un impact négatif plus important sur la marge brute des différents scénarios que ceux des bandes pérennes.

La figure T7 présente l'analyse de sensibilité qui visait à comparer le *SR* (scénario avec réduction de 8 % des superficies cultivées et de 25 % du rendement tous les quatre ans) aux *SR* ajustés, soit le *SR_Moins* (scénario avec sol laissé à nu tous les quatre ans) et le *SR_Plus* (scénario où la crue n'a aucun impact sur la superficie ensemencée et les rendements). Sans surprise, par définition, le *SR_Plus* a une marge brute plus élevée que le *SR*, soit de 110 % de celle du *SR*, tandis que le *SR_Moins* a une marge brute plus faible, soit de 87 % de celle du *SR*. Les figures T8 et T9 montrent aussi que le scénario *SR_Plus* est celui qui a les coûts et les revenus totaux les plus importants.

La figure T10 présente les variations des marges brutes à la suite d'une variation des rendements des cultures annuelles (maïs-grain et soya). Sur cette figure, chaque scénario, le *SR* ainsi que ceux de *PA*, est comparé à lui-même et selon le rendement de référence attribué à chacun des scénarios. D'une manière générale, pour une diminution (moins 10 %, moins 5 %) ou une hausse (plus 5 % et plus 10 %) de rendement, l'effet sur la marge brute, en pourcentage, est multiplié par un peu plus de deux pour la plupart des scénarios. Les effets sont moins importants dans les *PA* qui intègrent des prairies (scénarios V-1 et V-2), les changements de rendement ne leur ayant pas été appliqués. Les figures T11 et T12 (exemples de baisse des rendements de 5 % et de hausse des rendements de 5 %) montrent que, malgré la variation de rendements, les patrons de marges brutes demeurent relativement similaires à celui de la figure T2.

La figure T13 présente les résultats des trois simulations réalisées pour les prix et les coûts (tableau T6), où chacun des scénarios est comparé à lui-même avec les données de prix et de coûts de l'année de référence (2019). Cette figure T13 présente le changement en pourcentage de la marge brute pour les trois scénarios. Les scénarios *Prix_Coûts_B* et

Prix_Coûts_C qui approximent les données des années 2021 et 2022 respectivement montrent que les marges brutes sont plus élevées de 50 % et plus. Les marges sont plus importantes de plus de 10 % dans le cas du scénario *Prix_Coûts_A* dans lequel les hausses de prix des principales productions sont plus faibles et où il n'y a pas de hausse de coûts. Les figures T14 et T15, qui présentent les résultats spécifiques obtenus pour les scénarios *Prix_Coûts_A* et *Prix_Coûts_B*, montrent que malgré la variation de prix et de coûts, les patrons de marges brutes corroborent celui de la figure T2 (sans considération des scénarios qui impliquent des prairies) et restent valides.

Conclusion

Les analyses de budgétisation partielle effectuées montrent que les impacts économiques de l'adoption de PA sont différents selon les différents scénarios de l'étude. Les scénarios de PA sont tous négatifs comparativement au SR, avec un impact beaucoup plus important lorsque les rotations incluent des prairies en partie ou en totalité (scénarios V-1, V-2 et VI avec une baisse de la marge brute de 44 %, 40 %, 60 % respectivement).

Les analyse de sensibilité qui ont été conduites montrent que :

- 1) Les marges brutes varient selon l'impact de la crue. En comparaison au SR (scénario avec réduction de 8 % des superficies cultivées et de 25 % du rendement tous les quatre ans), les marges diminuent de l'ordre de 13 % dans un contexte d'une année de forte crue au cours de la période de quatre ans et elles augmentent de 10 % lorsque la crue n'a aucun impact.
- 2) En excluant les scénarios de PA qui comprennent des prairies dans leur rotation (scénarios V-1 et V2), le SR et tous les autres scénarios de PA répondent de manière similaire aux variations de rendement des cultures annuelles (maïs-grain et soya).
- 3) Les hausses marquées des revenus et des dépenses dans les années 2021 et 2022 ont eu un impact sur les marges brutes. Les résultats révèlent que les marges brutes sont plus élevées avec les scénarios (scénarios B et C) qui approximent les données des années 2021 et 2022. Ainsi, les hausses de revenus permettent de surpasser les hausses de coûts simulées dans ces scénarios.

Il est important de noter qu'il existe un certain nombre de limites à l'approche méthodologique utilisée. Par exemple, pour les cultures de couverture en intercalaire, nous n'avons pas considéré de gains en matières fertilisantes (et donc d'économies de coûts) pour les scénarios avec du *ray-gras* ou du blé d'automne. Cela peut avoir mené à une sous-estimation des valeurs des marges brutes des scénarios associés. De plus, notre étude n'a pas pris en compte les bénéfices de moyen et de long termes apportés par les cultures de couverture sur la santé et sur la fertilité du sol, en raison de l'absence de données en zone littorale à ce sujet. Il est néanmoins estimé que celles-ci deviennent profitables d'un point de vue agronomique et économique pour les superficies cultivées avec des pratiques agroenvironnementales intégrant des cultures de couverture.

Bibliographie

- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec [CRAAQ]. 2020. Intrants en agriculture. Indices des prix. (AGDEX 855/829). CRAAQ. 2 pages.
- CRAAQ. 2019a. Maïs-grain. Budget à l'hectare. AGDEX 111/821b. CRAAQ. 6 pages.
- CRAAQ. 2019b. Soya. Budget à l'hectare. AGDEX 141/821. CRAAQ. 7 pages.
- CRAAQ. 2018. Machinerie. Coûts d'utilisation et taux à forfait suggérés. AGDEX 740/825. CRAAQ. 25 pages.
- Helmets, G.A. et M.J. Watts (1992). "Measurement Issues Relating to Economic Analysis", *In Costs and Returns for Agricultural Commodities: Advances in Concepts and Measurement*, M.C. Ahearn and U. Vasavada (dir.), Westview Press, p. 25-42.
- Knowler, D. (2001). "The Economics of Soil Productivity in Sub-Saharan Africa", *FAO Soils Bulletin*, Land and Water Division, FAO, Rome. [En ligne:] <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/ecsoilpr.pdf>. (Consulté le 2 décembre 2020.)
- Knowler, D., B. Bradshaw et D. Gordan (2001). The Economics of Conservation Agriculture. Report prepared for the United Nations' Food and Agricultural Organization. [En ligne:] <http://www.fao.org/DOCREP/004/Y2781E/Y2781E00.htm>. (Consulté le 2 décembre 2020.)
- Lu, W., J.A. Duthie, B.W. Roberts, M.J. Taylor, et J.V. Edelson (2003). "Partial Budget Analysis of Effects of Crop Management Intensity on Profitability of Three Watermelon Cultivars", *Journal of Vegetable Crop Production*, vol. 9, no 1, p. 49-71.
- Ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2020). Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre, Québec, gouvernement du Québec. [En ligne:] <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/>.
- Mundler P. et N. Guiraud (2020). Réflexion préliminaire sur le périmètre d'étude – Réunion axe socioéconomie – Projet : Coûts-bénéfices de divers scénarios d'occupation des sols de la zone inondable 0-2 ans, Québec, Université Laval. [Document interne.]
- Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (2020a). Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, Trois-Rivières, Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. [En ligne:] https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/gscw031?owa_no_site=5765&owa_no_fiche=1&owa_bottin=
- Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (2020b). Mandat et objectif du pôle, Trois-Rivières, Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. [En ligne:] https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/gscw031?owa_no_site=5765&owa_no_fiche=70&owa_bottin=
- Tamini, L. D. 2008. Synthèse des approches méthodologiques utilisées pour l'évaluation économique des meilleures pratiques à l'échelle des exploitations agricoles. MAPAQ. 40 pages.

- Tigner, R. (2018). Partial Budgeting: A Tool to Analyze Farm Business Changes. Ag Decision Maker (File C1-50), Iowa State University. [En ligne:] <https://www.extension.iastate.edu/agdm/wholefarm/pdf/c1-50.pdf>.
- Vanasse A. (2017). *Rapport final. No projet : IA214152. Titre : Méta-analyse sur la contribution des cultures de couverture à la dynamique de l'azote, à la qualité des sols et aux rendements des grandes cultures*, Québec, Université Laval, 68 pages.

Figures et tableaux T

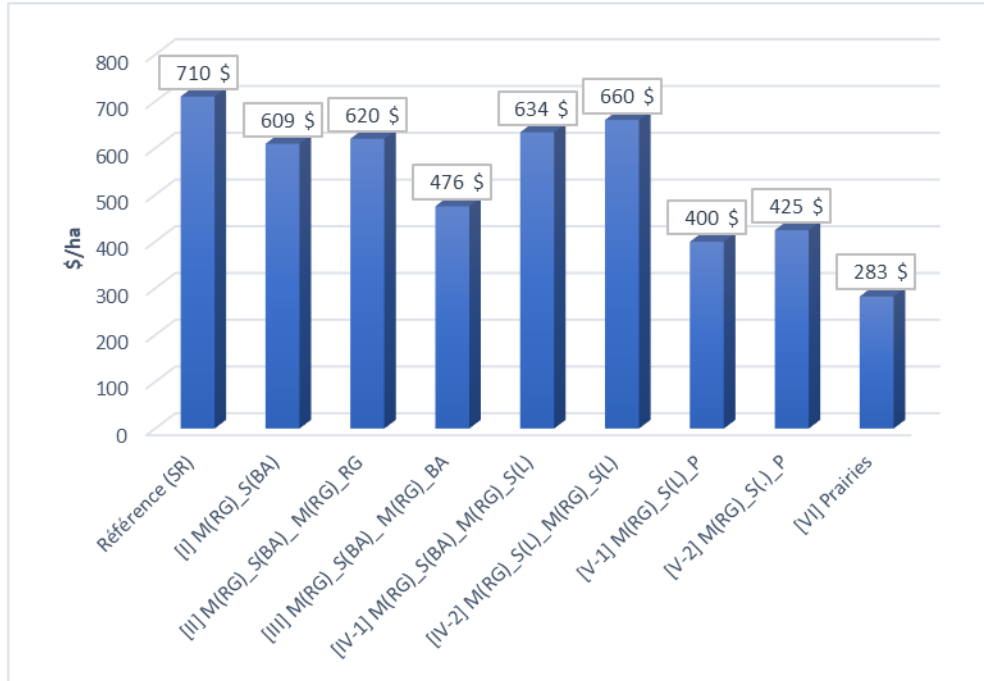


Figure T48. Marges brutes (\$/ha) du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1).

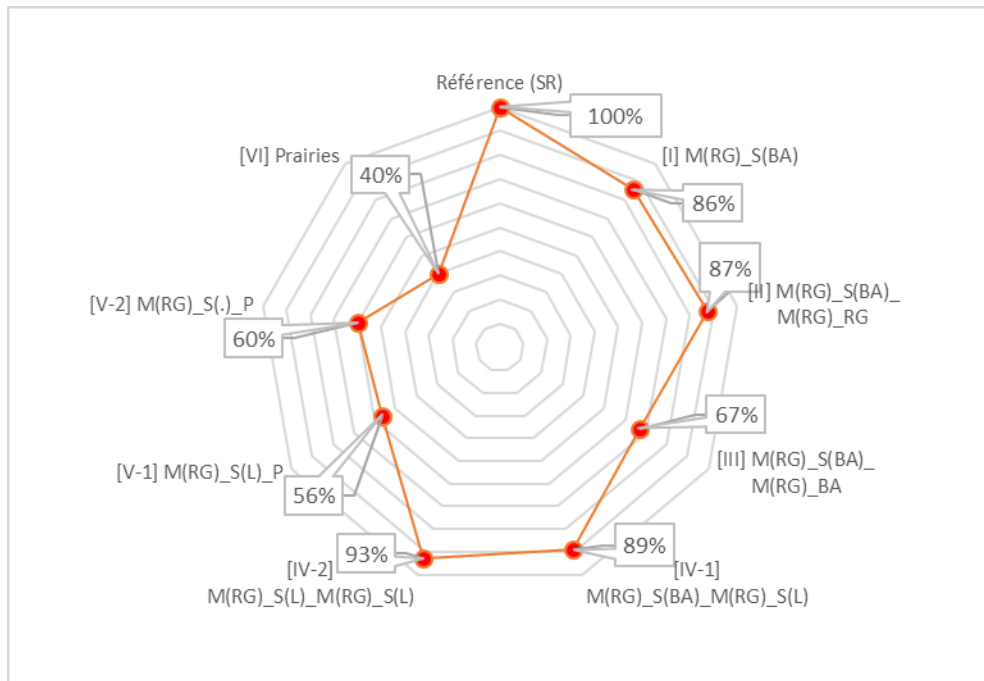


Figure T49. Différence (%) entre la marge brute du scénario de référence (SR) et celles des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=100 %.

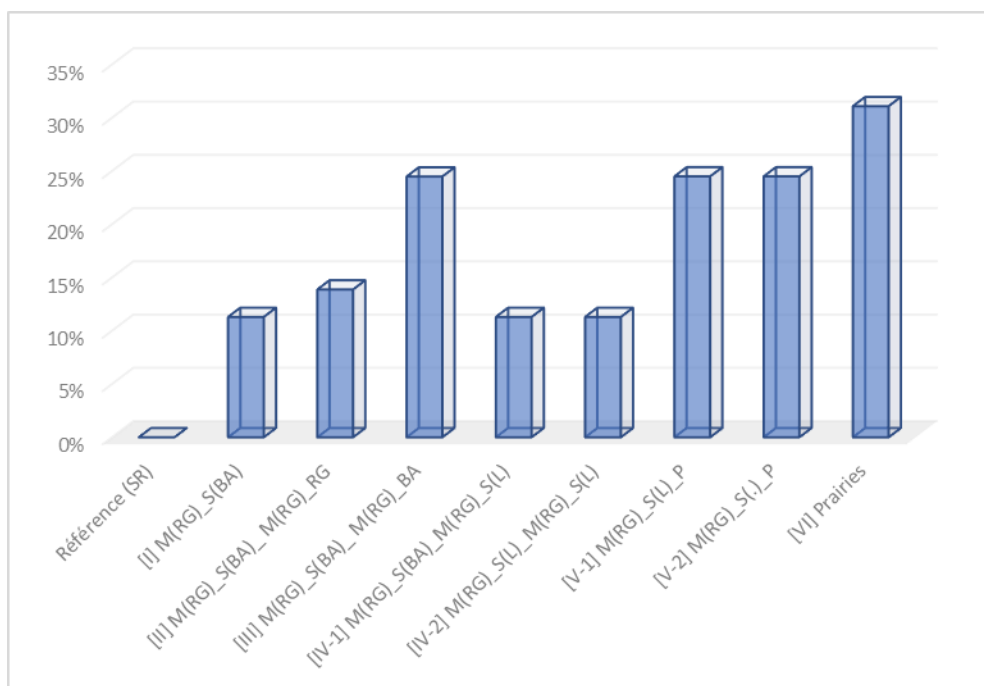


Figure T50. Pourcentages de réduction des coûts totaux : comparaison du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=0 %.

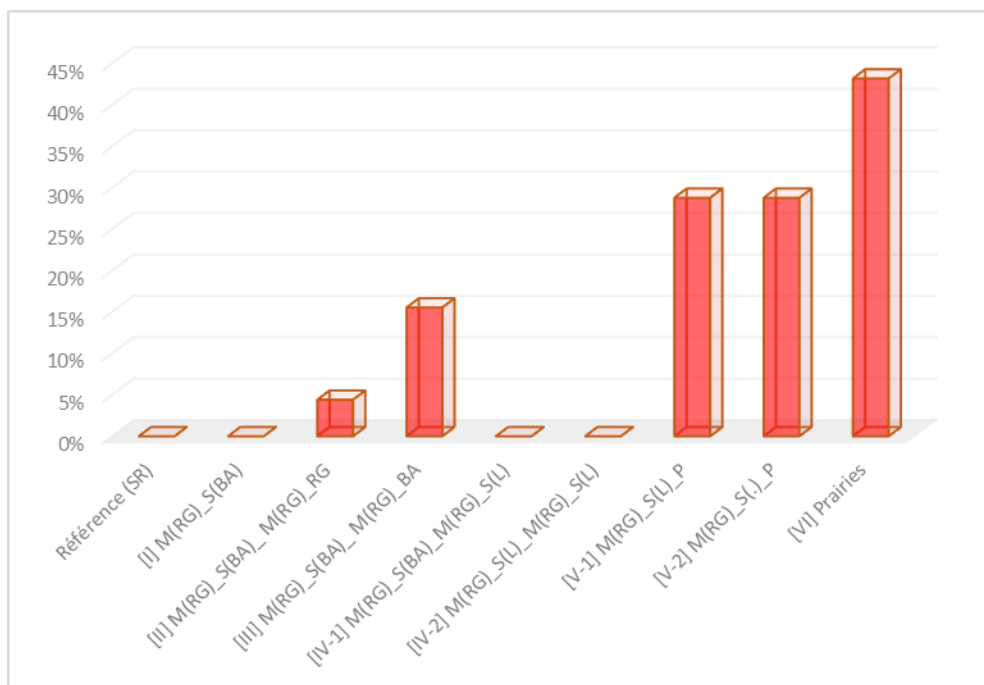


Figure T51. Pourcentage de réduction des revenus totaux : comparaison du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1) avec SR=0 %.

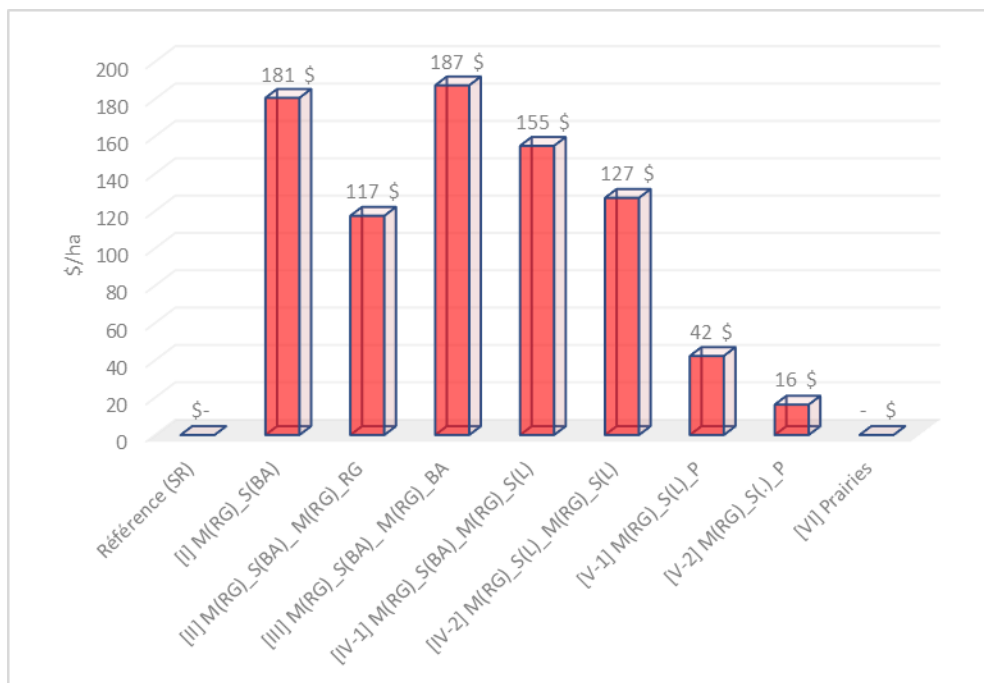


Figure T52. Coûts nets des cultures de couverture en intercalaire (\$/ha) du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1).

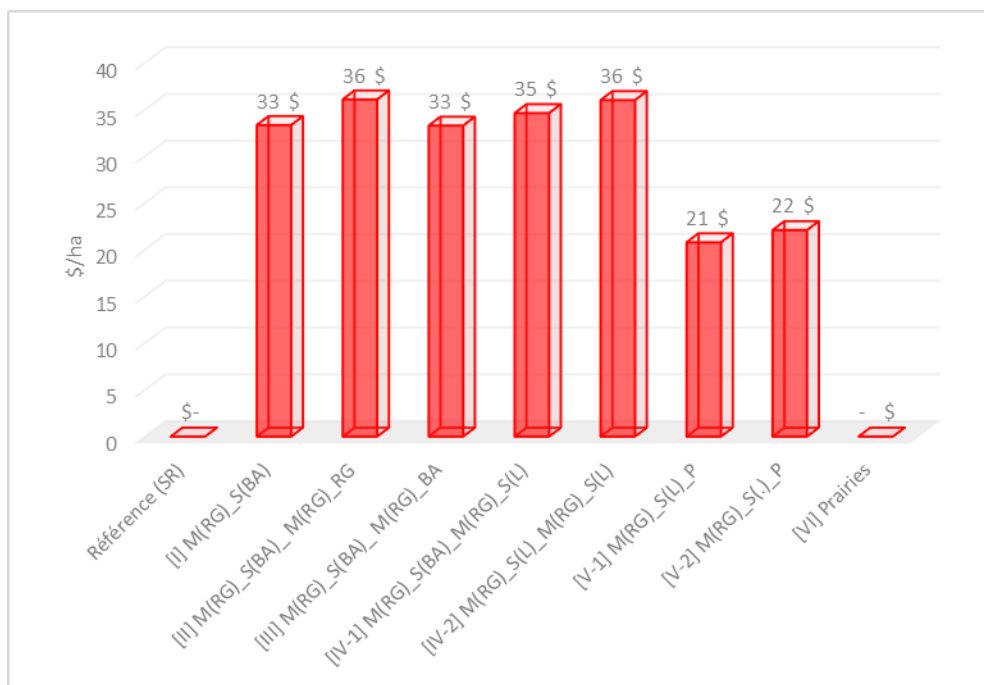


Figure T53. Coûts nets des bandes pérennes (\$/ha) du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2, V1).

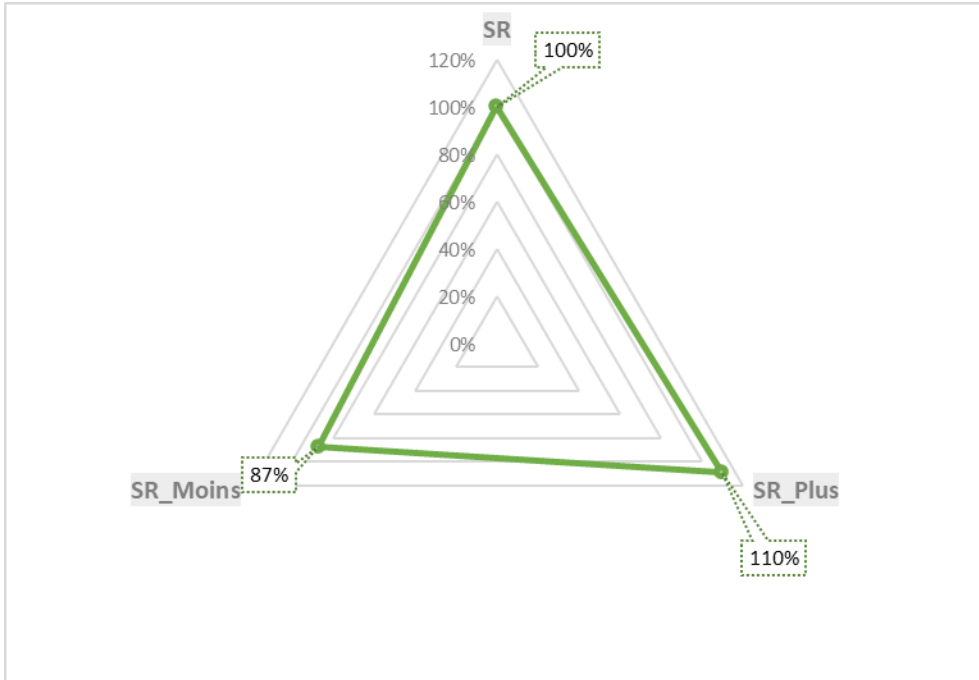


Figure T54. Comparaison de la marge brute des scénarios de référence SR, SR_Moins et SR_Plus avec SR=100 %.

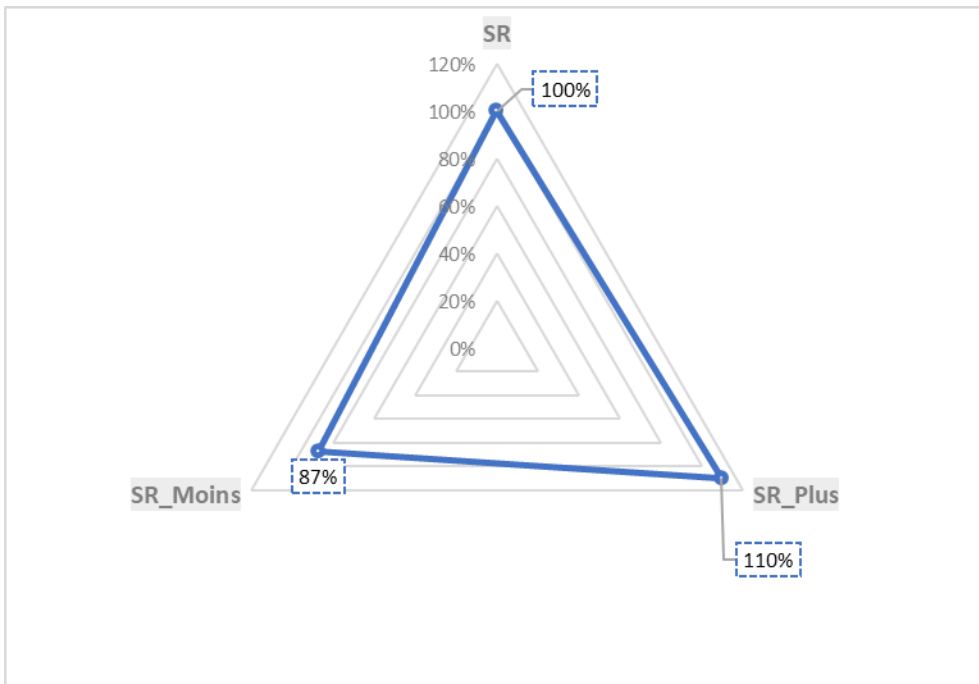


Figure T8. Comparaison des revenus totaux des scénarios de référence SR, SR_Moins et SR_Plus avec SR=100 %.

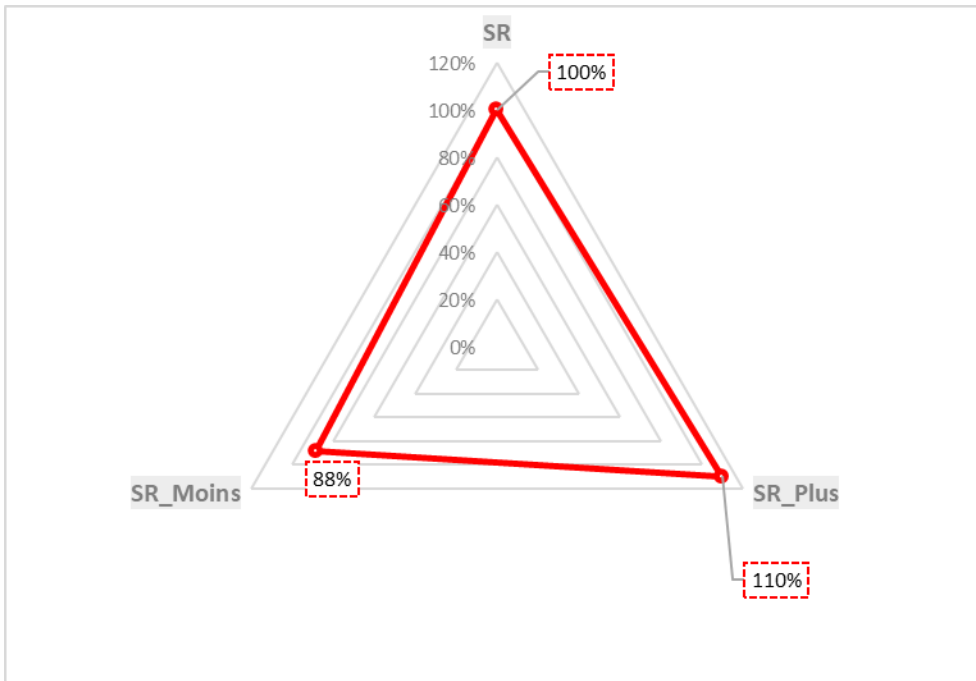


Figure T9. Comparaison des coûts totaux des scénarios de référence SR, SR_Moins et SR_Plus avec SR=100 %.

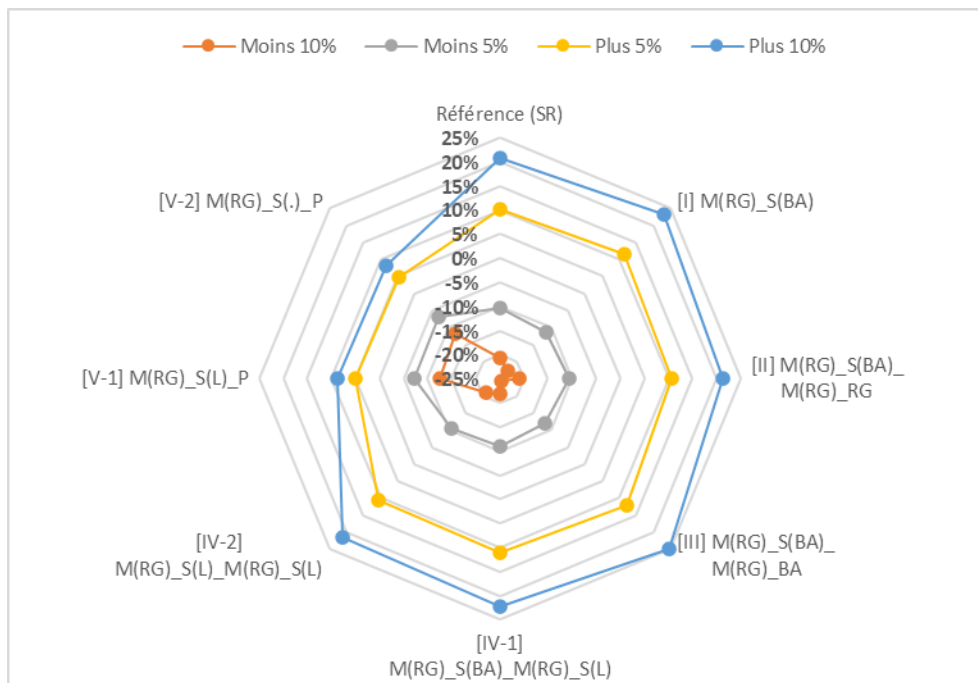


Figure T10. Changement des marges brutes du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2) à la suite de variations des rendements de maïs-grain et de soya (moins 10 %, moins de 5 %, plus de 5 % et plus de 10 %).

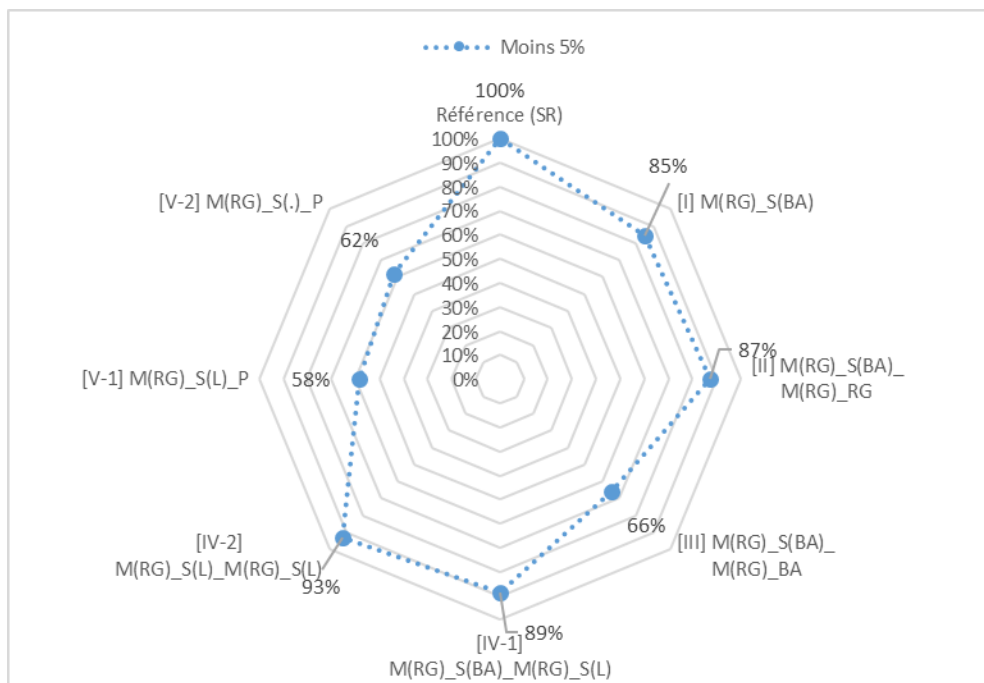


Figure T11. Différence entre la marge brute du scénario de référence (SR) et celles des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2) avec SR=100 % à la suite d'une variation de rendement de moins de 5 %.

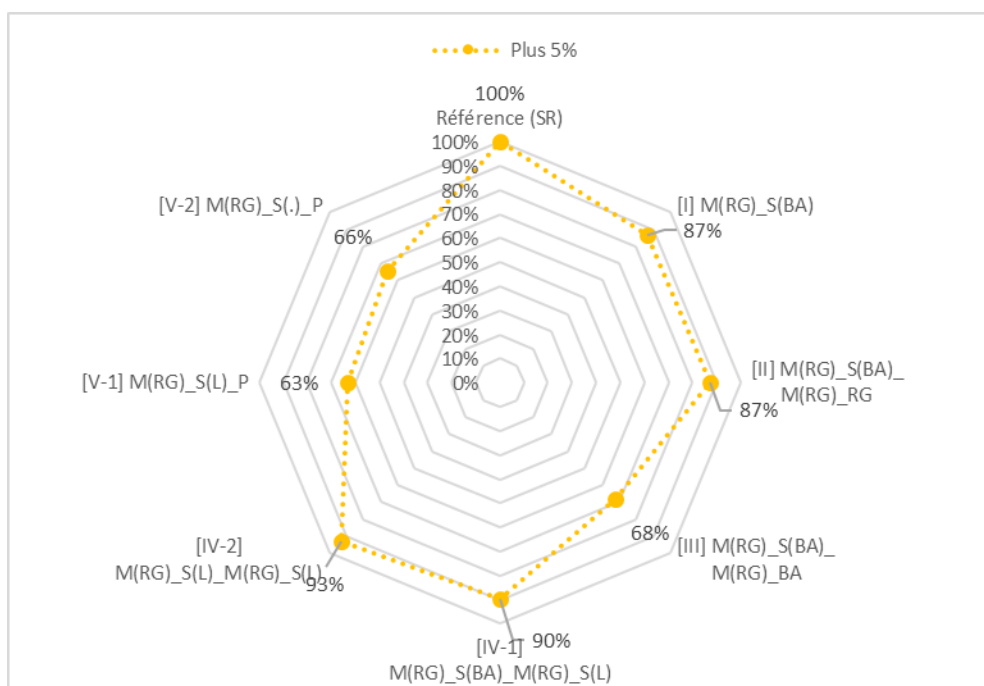


Figure T12. Différence entre la marge brute du scénario de référence (SR) et celles des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2, V-1, V-2) avec SR=100 % à la suite d'une variation de rendement de plus de 5 %.

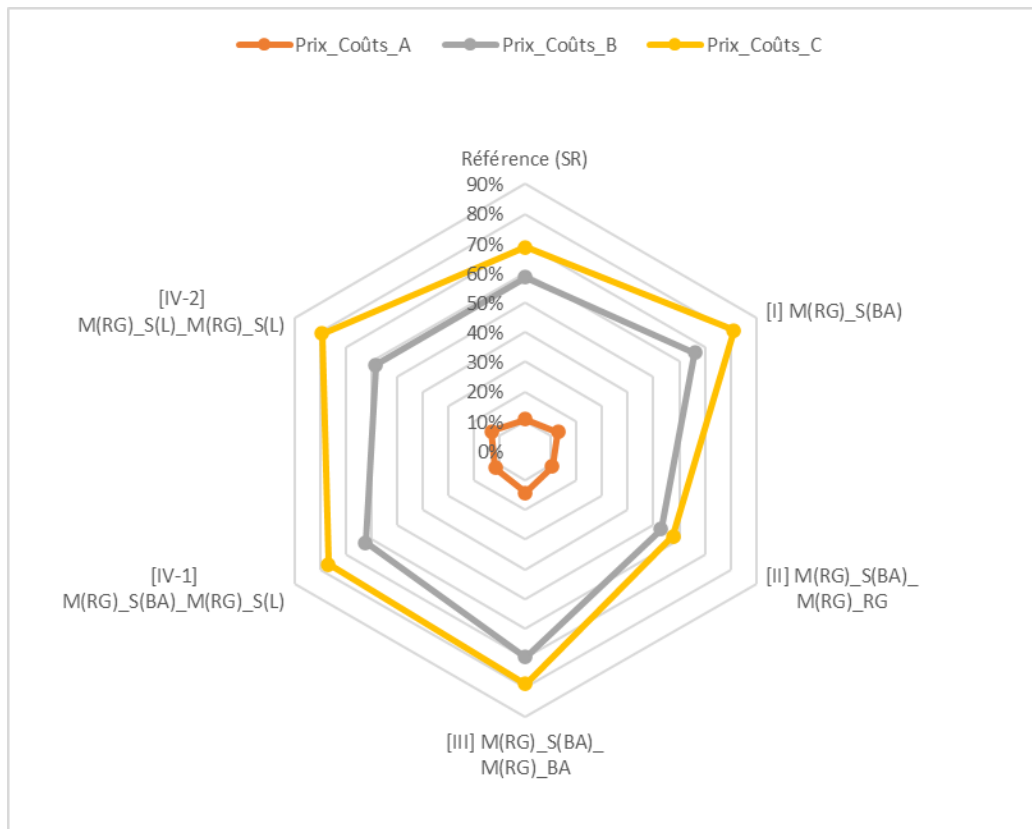


Figure T13. Changement des marges brutes du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2) pour différentes variations de prix et de coûts. Prix_Coûts_A : maïs (+5 %), soya (+5 %), engrais (0 %), autres coûts (0 %) ; Prix_Coûts_B : maïs (+3 0%), soya (+31 %), engrais (+5 %), autres coûts (+5 %) ; Prix_Coûts_C : maïs (+52 %), soya (+56 %), engrais (+90 %), autres coûts (+20 %).

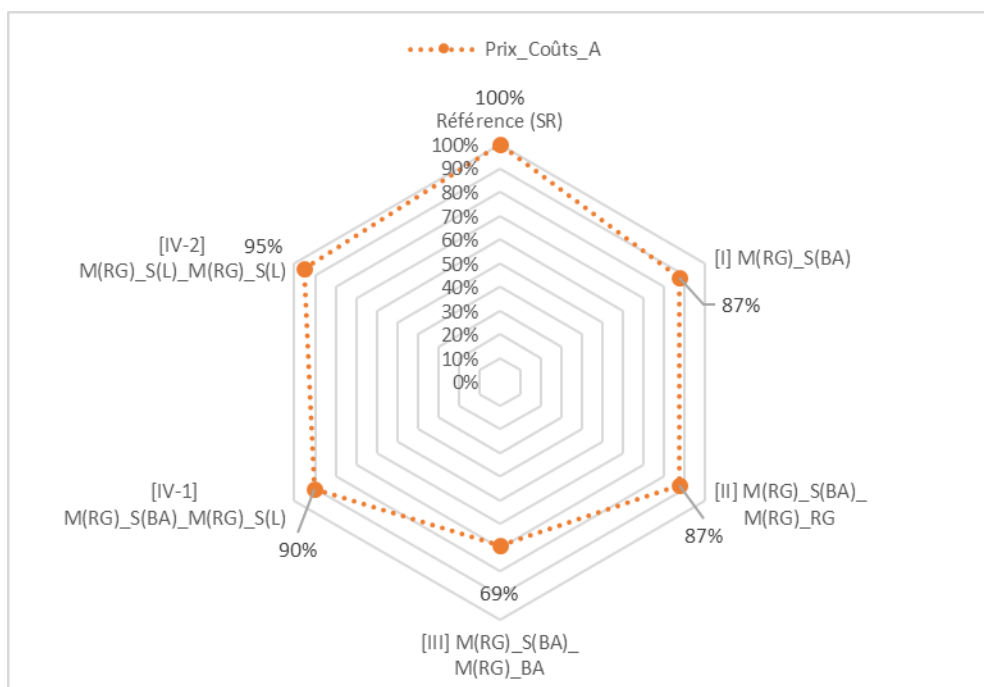


Figure T14. Différence entre la marge brute du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2) à la suite d'une variation des prix du maïs (+5 %) et du soya (+5 %).

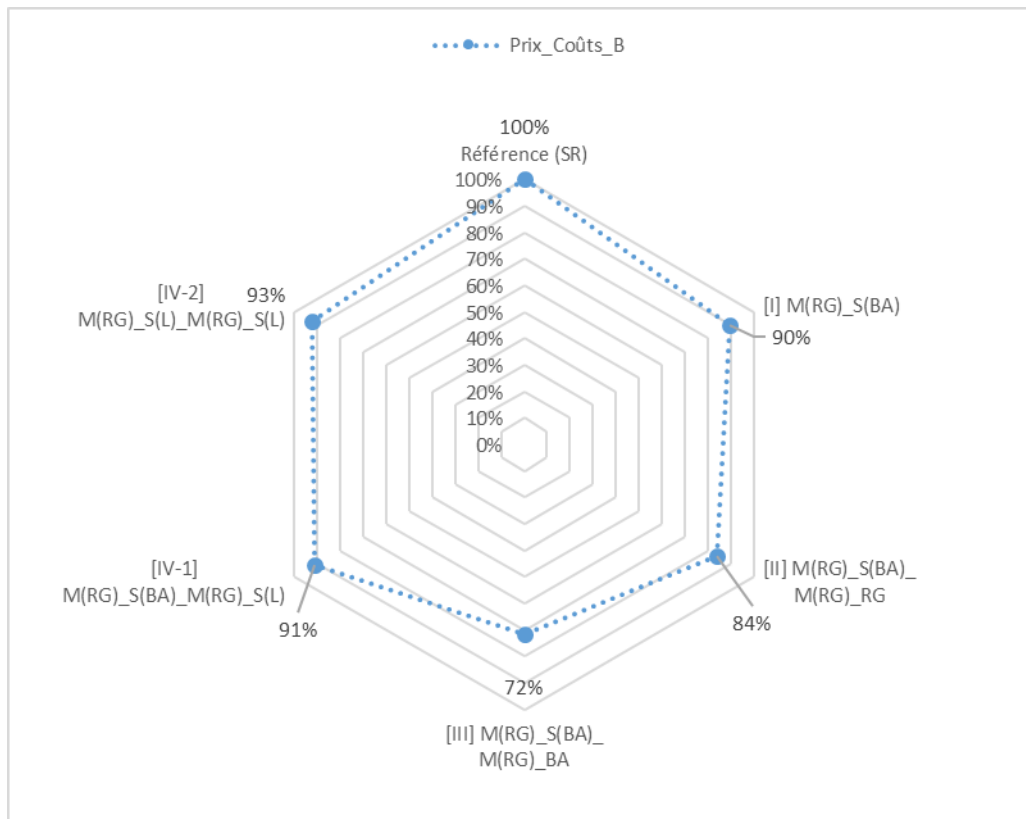


Figure T15. Différence entre la marge brute du scénario de référence (SR) et des scénarios de pratiques améliorées (scénarios I, II, III, IV-1, IV-2) à la suite d'une variation moyenne de prix du maïs (+30 %) et du soya (+31 %) et des coûts des engrais (+5 %) et des autres coûts (+5 %).

Tableau T20. – Calendrier sur quatre années du scénario de référence (SR) : pratique conventionnelle-type d'une rotation sur deux ans de maïs-grain et de soya sous régie conventionnelle.

Scénario	Paramètres	Années			
		1	2	3	4
0 (SR)	Crue tardive	Non	Oui, faible amplitude	Non	Oui, forte amplitude
	Productions	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	Soya (92 % de la superficie; 75 % du rendement habituel; pas d'indemnisation de l'ASREC)

Tableau T21. Description des différents scénarios de rotation de cultures intégrant des pratiques agricoles améliorées

Scénarios	Description
<p style="text-align: center;">I M(RG)_S(BA)</p>	<p>Rotation maïs-grain - soya; Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)) et de blé d'automne dans le soya (S(BA)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du S(BA), le rendement du soya diminue de 25 % et l'entreprise agricole ne reçoit pas d'indemnisation de l'ASREC.</p>
<p style="text-align: center;">II M(RG)_S(BA)_ M(RG)_RG</p>	<p>Rotation maïs-grain -- soya; Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)) et de blé d'automne dans le soya (S(BA)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du <i>ray-grass</i> (RG) plutôt que du soya. Le RG est récolté à forfait puisqu'il s'agit d'un fourrage.</p>
<p style="text-align: center;">III M(RG)_S(BA)_ M(RG)_BA</p>	<p>Rotation maïs-grain - soya; Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)) et de blé d'automne dans le soya (S(BA)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du blé d'automne (BA) sans récolte (+charges hersage pour préparer le sol) plutôt que du soya.</p>
<p style="text-align: center;">IV -1 M(RG)_S(BA)_M(RG)_S(L)</p>	<p>Rotation maïs-grain - soya. Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)), de blé d'automne (S(BA)) ou de lotier (S(L)) dans le soya; Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du S(L), le rendement du soya diminue de 25 % et l'entreprise agricole ne reçoit pas d'indemnisation de l'ASREC.</p>
<p style="text-align: center;">IV -2 M(RG)_S(L)_M(RG)_S(L)</p>	<p>Rotation maïs-grain - soya. Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)) et de lotier dans le soya (S(L)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du S(L), le rendement du soya diminue de 25 % et l'entreprise agricole ne reçoit pas d'indemnisation de l'ASREC.</p>
<p style="text-align: center;">V -1 M(RG)_S(L)_P</p>	<p>Rotation maïs-grain - soya et 4 ans de prairies (P) avec charges de récolte à forfait. Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs-grain (M(RG)) et de lotier dans le soya (S(L)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), il n'y a pas d'impact lorsque le champ est en P, mais lorsqu'il est semé avec une culture annuelle, les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci</p>

	sont semées avec du S(L), le rendement du soya diminue de 25 % et l'entreprise agricole ne reçoit pas d'indemnisation de l'ASREC.
V -2 M(RG)_S(.)_P	Rotation maïs-grain - soya et 4 ans de prairies (P) avec charges de récolte à forfait; Cultures de couverture en intercalaire de <i>ray-grass</i> dans le maïs (M(RG)) et aucune dans le soya (S(.)); Bandes herbacées pérennes le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), il n'y a pas d'impact lorsque le champ est en P, mais lorsqu'il est semé avec une culture annuelle, les superficies cultivables sont diminuées de 8 %, celles-ci sont semées avec du S(.), le rendement du soya diminue de 25 % et l'entreprise agricole ne reçoit pas d'indemnisation de l'ASREC.
VI Prairies	Rotation de prairies (P) sur 4 ans. Aucune bande herbacée pérenne le long des fossés agricoles. Lors de l'inondation tardive et de forte amplitude (tous les 4 ans), il n'y a pas d'impact ni sur les superficies cultivables, ni sur le rendement.

Tableau T22. Calendrier sur quatre et six années des huit scénarios de rotation de cultures intégrant des pratiques agricoles améliorées

Scénarios	Paramètres	Années			
		1	2	3	4
I	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	Soya
	Cultures de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne intercalaire	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne intercalaire
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui
II	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	-
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne intercalaire	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	<i>Ray-grass</i> avec 1 coupe
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui
III	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	-
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne intercalaire	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne sans coupe
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui
IV - 1	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	Soya
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Blé d'automne intercalaire	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Lotier en intercalaire
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui
IV - 2	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain	Soya
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Lotier en intercalaire	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Lotier en intercalaire
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui

Tableau T23 (suite).

Scénario	Paramètres	Années					
		1	2	3	4	5	6
V - 1	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte	Non	Oui, légère
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	Lotier en intercalaire ¹	-	-	-	
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
V - 2	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte	Non	Oui, légère
	Principale production	Maïs-grain	Soya	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie
	Culture de couverture	<i>Ray-grass</i> en intercalaire	-	-	-	-	
	Bande pérenne	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

¹ Permet de ne pas interférer avec la prairie en année suivante.

Tableau T24 (suite).

Scénarios	Paramètres	Années			
		1	2	3	4
VI	Crue tardive	Non	Oui, légère	Non	Oui, forte
	Principale production	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie
	Culture de couverture	-	-	-	-
	Bande pérenne	-	-	-	-

Tableau T25. Postes budgétaires (en \$/ha) des différents scénarios de référence (moyenne sur les 12 années¹)

Postes budgétaires	<i>SR_Plus</i>	<i>SR</i>	<i>SR_Moins</i>
Revenus de culture	1 817,86	1 652,60	1 442,76
Revenus autres	58,50	57,54	46,50
Total des revenus	1 876,36	1 710,14	1 489,26
Approvisionnement	644,66	635,09	525,00
Opérations culturales semis et entretien	155,87	91,39	114,46
Opérations culturales récolte	88,42	86,16	67,33
Mise en marché	155,47	144,34	134,79
Autres coûts	53,27	42,68	41,00
Total des coûts	1 097,69	999,66	882,58
Marge brute par hectare	778,67	710,47	606,68
Culture de couverture			
Marge brute cultures de couverture	0,00	0,00	0,00
Fertilisant en moins (N)	0,00	0,00	0,00
Bandes pérennes			
Marge brute des bandes pérennes	0,00	0,00	0,00
Coûts d'opportunité	0,00	0,00	0,00
Marge brute par hectare	778,67	710,47	614,99

¹ Le détail pour chacune des années figure dans le rapport supplémentaire qui est une annexe du présent document (annexe C, Mat. Sup. T).

Tableau T26. Postes budgétaires (en \$/ha) des différents scénarios de pratiques améliorées

Postes budgétaires	Scénario I	Scénario II	Scénario III
Revenus de culture	1 652,60	1 588,12	1 397,68
Revenus autres	57,54	46,50	46,50
Total des revenus	1 710,14	1 634,62	1 444,18
Approvisionnement	525,71	482,87	452,93
Opérations culturales semis et entretien	90,11	77,77	66,98
Opérations culturales récolte	86,16	131,41	67,01
Mise en marché	144,34	130,28	130,28
Autres coûts	40,40	38,61	37,74
Total des coûts	886,72	860,95	754,95
Marge brute par hectare	823,42	773,67	689,23
Cultures de couverture			
Marge brute cultures de couverture	-180,61	-117,43	-187,31
Fertilisant en moins (N)	0,00	0,00	0,00
Bandes pérennes			
Marge brute des bandes pérennes	-1,21	-1,21	-1,21
Coûts d'opportunité	-32,14	-34,89	-32,08
Marge brute par hectare	609,47	620,14	475,62

Tableau T27 (suite). Postes budgétaires (en \$/ha) des différents scénarios de pratiques améliorées

Postes budgétaires	Scénario IV - 1	Scénario IV - 2
Revenus de culture	1 652,60	1 652,60
Revenus autres	57,54	57,54
Total des revenus	1 710,14	1 710,14
Approvisionnement	525,71	525,71
Opérations culturales semis et entretien	90,11	90,11
Opérations culturales récolte	86,16	86,16
Mise en marché	144,34	144,34
Autres coûts	40,40	40,40
Total des coûts	886,72	886,72
Marge brute par hectare	823,42	823,42
Cultures de couverture		
Marge brute cultures de couverture	-164,12	-146,19
Fertilisant en moins (N)	9,19	19,17
Bandes pérennes		
Marge brute des bandes pérennes	-1,21	-1,21
Coûts d'opportunité	-33,42	-34,82
Marge brute par hectare	633,86	660,37

Tableau T28 (suite). Postes budgétaires (en \$/ha) des différents scénarios de pratiques améliorées

Postes budgétaires	Scénario V -1	Scénario V -2	Scénario VI
Revenus de culture	1 145,80	1 145,80	892,40
Revenus autres	19,18	19,18	0,00
Total des revenus	1 217,73	1 217,73	971,52
Approvisionnement	329,57	329,57	231,51
Opérations culturales semis et entretien	39,63	39,63	14,40
Opérations culturales récolte	311,15	311,15	423,65
Mise en marché	48,11	48,11	0,00
Autres coûts	26,34	26,34	19,31
Total des coûts	754,81	754,81	688,86
Marge brute par hectare	462,91	462,91	282,66
Cultures de couverture			
Marge brute cultures de couverture	-48,73	-16,25	0,00
Fertilisant en moins (N)	6,39	0,00	0,00
Bandes pérennes			
Marge brute des bandes pérennes	-1,21	-1,21	0,00
Coûts d'opportunité	-19,59	-20,90	0,00
Marge brute par hectare	399,77	424,56	282,66

Tableau T6. Simulations portant sur les prix des céréales provenant des indices de prix des entrées en agriculture.

Simulations	Prix du maïs-grain	Prix du soya	Engrais	Autres coûts
Prix_Coûts_A	+5 %	+5 %	0 %	0 %
Prix_Coûts_B	+30 %	+31 %	20 %	5 %
Prix_Coûts_C	+52 %	+56 %	90 %	20 %

VOLET II

DÉTERMINATION DU CONSENTEMENT À PAYER POUR DES CHANGEMENTS DE PRATIQUES AFFECTANT LES BIENS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES PRODUITS PAR LE LAC SAINT-PIERRE

MIRIAM ELSIE KUIMI TCHANA (UNIVERSITÉ LAVAL)

LOTA D. TAMINI (UNIVERSITÉ LAVAL)

MAURICE DOYON (UNIVERSITÉ LAVAL)

STÉPHANE BERGERON (UNIVERSITÉ LAVAL)

Résumé des travaux de recherche

- À l'aide d'une enquête, 1 500 québécois(es) ont été interrogé(e)s afin de déterminer la valeur donnée au lac Saint-Pierre (LSP).
- La valeur est évaluée par la volonté à payer (VAP) pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords.
- Les personnes interrogées ont une VAP pour les pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords.
- La VAP croît avec le niveau d'effort des producteurs et productrices agricoles.
- La valeur attribuée au LSP par les personnes ayant répondu à l'enquête, selon le montant qu'elles sont prêtes à payer (en un seul paiement), est estimée à 2 520 604 283 \$ lorsque les résultats de l'enquête sont extrapolés à la population du Québec.
- La VAP varie en fonction de la situation économique des répondant(e)s, incluant le niveau de revenu et la précarité financière.
- La connaissance du LSP est positivement corrélée à la valeur qui lui est donnée.
- Les répondant(e)s qui croient que leur participation à l'enquête pourra influencer la gestion de la qualité de l'eau du LSP ont une VAP plus élevée que ceux qui pensent le contraire.

Mise en contexte

Du fait de leur diversité, les milieux naturels fournissent aux humains des biens et services écosystémiques (BSE). Définis comme des « avantages que les populations humaines tirent directement ou indirectement des fonctions des écosystèmes », les BSE peuvent être regroupés en quatre catégories que sont les services d'apport et de support, de régulation, d'approvisionnement et les services culturels (MEA, 2015).

Les services d'apport et de support (1) renvoient à la fourniture d'espaces de vie pour la flore et la faune permettant le maintien de la biodiversité. Les services de régulation (2) visent à assurer une bonne qualité de l'air, des sols et des eaux, ces services rendent la vie de l'humanité et des autres espèces vivantes possible. Les services d'approvisionnement (3) ont pour fonction générale de procurer un ravitaillement de biens et de produits directement obtenus de l'écosystème et pour le bénéfice des humains (Massicotte, 2012). Ils comprennent entre autres la fourniture d'eau, d'aliments, d'essences utiles dans l'industrie pharmaceutique ou encore dans celle du bois et ont très souvent une valeur marchande (Brahic et Terreaux, 2009). Ils servent généralement de support à d'autres activités économiques comme l'agriculture, la sylviculture, la pisciculture, la cueillette, la pêche commerciale, la pêche sportive et la chasse (He et al., 2016). Enfin, les services

culturels (4) regroupent notamment le tourisme et la récréation, les valeurs spirituelles et religieuses, l'inspiration et l'appréciation esthétique d'un paysage ou encore le patrimoine culturel et l'éducation. L'aménagement naturel du LSP offre des conditions favorables au développement des activités culturelles, récréotouristiques et sportives (Simoneau, 2017). Les activités sportives y sont aussi pratiquées notamment en été (kayak, planche à voile, kitesurf, etc.). La présentation des BSE fournis par le LSP peut être synthétisée dans le Tableau T29.

La production de ces BSE est de plus en plus menacée en raison des dangers qui pèsent sur les écosystèmes. En effet, la survie des écosystèmes est menacée par plusieurs facteurs, dont les activités humaines, qui tendent à convertir les espaces naturels à des fins d'usage résidentiel, industriel, agricole, etc. (MEA, 2005). C'est le cas du LSP, dont l'état de santé de l'écosystème fait de plus en plus l'objet de préoccupations (Simoneau, 2017). Comprenant près de 40 % des milieux humides que présente le fleuve Saint-Laurent, le LSP a été reconnu par la Convention de Ramsar en 1998 comme zone humide d'importance internationale. Sa riche biodiversité lui a valu en 2000 sa reconnaissance par l'UNESCO de réserve mondiale de biosphère. Ce milieu naturel important pour la survie de la biodiversité voit son intégrité affectée par plusieurs facteurs.

Les activités humaines figurent au premier rang des facteurs responsables de cette dégradation (He et al, 2016). Dans leur évaluation des changements dans l'occupation des sols de la plaine du LSP entre 1950 et 1997, Dauphin et Jobin (2016) montrent que 3 200 ha d'habitats fauniques avaient été réalloués à d'autres usages dans les zones où sévissent régulièrement les inondations. Le même rapport fait état de 2 500 ha de cultures pérennes transformées en cultures annuelles. Depuis, les activités humaines ne cessent de modifier l'écosystème du LSP. Parmi ces activités, on peut énumérer la coupe de bois, la construction d'infrastructures routières, la pêche et l'agriculture.

Dans leur évaluation de la qualité de l'eau, Trudeau et al. (2011) montrent que les herbicides tels que l'atrazine, le métolachlore, le glyphosate, le bentazone et le dicamba ont été détectés à une fréquence moyenne de 78 % entre 2003 et 2008 dans la rivière Yamaska (embouchure du LSP). Toujours selon ces auteurs, des résidus de différents pesticides ont été trouvés dans l'eau du LSP à des seuils considérables et parfois supérieurs aux critères canadiens établis pour la protection de la vie aquatique. Pour ce qui est du LSP, Camiré (2007) montre que les résidus chimiques issus de l'agriculture ont un effet négatif sur la croissance de la perchaude. De même, de La Chenelière et al. (2014) montrent que la destruction des habitats naturels de la perchaude par ces résidus chimiques serait l'une des causes de la diminution de sa population. Il est également important d'ajouter que des pertes directes d'habitats ont été engendrées par les modifications de pratiques agricoles dans la zone littorale et par la perte d'herbiers submergés dans le LSP (de La Chenelière et al. 2014; Giacomazzo et al., 2020). La nécessité d'agir pour améliorer la qualité de l'eau est bien présentée, mais il serait important d'ajouter que des actions visant à rétablir des habitats fonctionnels sont également primordiales.

Face au risque de disparition de la perchaude, un moratoire de cinq ans interdisant la pêche sportive ou commerciale de la perchaude sur le LSP a été imposé en 2012. Magnan et al.

(2018) expliquent que, n'ayant pas produit les effets escomptés sur la croissance de la population de perchaude, ce moratoire a été reconduit en 2017, puis en 2022. La qualité de l'eau étant un enjeu important pour la croissance des jeunes perchaudes (Camiré, 2007), Magnan et al. (2018) insistent sur la nécessité d'entreprendre des actions concrètes allant au-delà du moratoire en agissant sur l'amélioration de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques du LSP. Notons aussi que les changements climatiques constituent également un autre facteur aggravant de la situation, car ils agissent sur la quantité d'eau et sur la qualité hydraulique des milieux humides. Par ailleurs, ils provoquent des crues plus fréquentes et de plus grande ampleur (He et al., 2016). En plus de servir d'habitat naturel pour une grande variété de plantes et d'animaux, les milieux naturels jouent un rôle prépondérant dans la rétention et dans la purification de l'eau. Ces milieux sont sensibles aux fluctuations de température, de précipitations et du niveau de l'eau (Mortsch, 1998). Trudeau et al. (2011) affirment aussi que les changements climatiques peuvent accroître la concentration des résidus chimiques nocifs dans l'eau et donc détériorer davantage la qualité de l'eau.

Ce constat met en évidence la nécessité d'agir sur la réduction des externalités négatives de l'agriculture sur la qualité de l'eau du LSP et la nécessité d'agir sur les rapports des agriculteurs avec les écosystèmes, afin de les amener à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Il s'agit notamment de pratiques telles que (Girardin, 1993; El Titi, 1993; Viaux, 1995) : la diversification des cultures et des rotations, la limitation de la dimension des parcelles (pour avoir une certaine variabilité des espèces cultivées), l'aménagement des structures paysagères (haies, bandes enherbées ou arbustives, etc.), la simplification du travail du sol, la réduction des traitements phytosanitaires, etc. Or, plusieurs études tendent à montrer que la mise en œuvre de ces pratiques a un coût monétaire net lorsque l'analyse se fait à l'échelle des exploitations agricoles (Belzile et al., 2018). Leriche et Tamini (2022, dans le présent rapport) montrent ainsi que, dans le contexte du LSP, l'adoption de pratiques agricoles améliorées se traduit par des baisses de marge brute à l'hectare pouvant aller jusqu'à 60 % avec les prairies. Le coût monétaire net est également confirmé par l'analyse à l'échelle du littoral faite par Mundler et Guiraud (2022, dans le présent rapport). Il se pose alors la question de savoir, dans une optique plus large d'analyse coûts-bénéfices, quelle est la valeur non marchande des BSE produits par le LSP.

Objectifs

La présente étude vise à évaluer la valeur monétaire des BSE produits par le LSP. Plus spécifiquement, il s'agit de déterminer la volonté à payer (VAP) des québécois(es) pour des pratiques culturales permettant une amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords.

Quatre principales hypothèses sous-tendent la présente étude :

H1 : Les répondant(e)s ont une VAP pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords, cette volonté croissant en fonction du niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices;

H2 : La valeur de la VAP pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords varie en fonction des caractéristiques sociodémographiques et économiques des répondant(e)s;

H3 : La valeur de la VAP pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords varie en fonction de la connaissance du LSP et cette valeur est plus élevée pour les répondant(e)s connaissant bien le LSP;

H4 : Les répondant(e)s qui croient que leur participation à l'enquête pourra influencer la gestion de la qualité de l'eau du LSP opteront pour des scénarios proposant les niveaux d'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords les plus élevés et associés à des VAP plus élevées que ceux qui pensent le contraire.

Méthodologie

Collecte des données

Un questionnaire a été confectionné et administré à 1 500 Québécois(es). Ce questionnaire comportait notamment plusieurs scénarios hypothétiques d'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords, un coût étant attribué à chacun des scénarios. Les personnes enquêtées étaient alors amenées à effectuer des choix selon des scénarios ayant des coûts, ces choix permettant d'évaluer la VAP.

L'approche d'évaluation

L'approche d'évaluation s'appuie sur les méthodes d'évaluation dites directes¹ qui peuvent être regroupées en deux catégories, soit les méthodes de préférences révélées et les méthodes de préférences déclarées. Les premières consistent à déterminer les préférences des enquêtés en leur faisant procéder à de véritables transactions (Bohm, 1972; Bishop et Heberlain, 1979). Il est donc possible d'observer de véritables comportements d'achat afin de pouvoir en déduire la disposition réelle à payer.

Les secondes consistent plutôt à interroger à l'aide d'un questionnaire une population sur le montant que chaque individu la constituant serait prêt à dépenser pour acquérir le bien mentionné. Appliquées aux biens non marchands, elles consistent à déterminer le consentement à payer des individus qui seraient prêts à déboursier pour profiter des BSE qu'ils produisent. Elles offrent l'avantage de permettre de mesurer les valeurs passives des SE qui n'auraient pas été prises en compte autrement (Doyon et al., 2015a). Selon Vuong et al. (1996), ces méthodes peuvent être regroupées en deux catégories : la méthode des choix multiples, qui consiste à une inférence des valeurs à partir des comportements observés, et la méthode de l'évaluation contingente, qui consiste à enquêter des individus en les confrontant à des scénarios hypothétiques.

¹ Les méthodes d'évaluation sont classées en deux catégories : les méthodes indirectes et les méthodes directes (Adamowicz et al., 1994). Tandis que les méthodes indirectes consistent en l'observation du comportement des individus pour en déduire leurs préférences en formulant des hypothèses contraignantes, les méthodes directes quant à elles consistent à déterminer les intentions des personnes à adopter un comportement donné.

La méthode des choix expérimentaux est proche de la méthode de l'évaluation contingente en ce sens qu'elle consiste à recueillir la préférence des consommateurs après leur avoir présenté le diagnostic du milieu à évaluer (Larue et al., 2014, 2017). Cependant, contrairement à l'évaluation contingente, la méthode des choix expérimentaux propose non pas un seul scénario hypothétique d'amélioration probable du milieu à évaluer, mais plusieurs options différentes présentant des niveaux différents des attributs du bien. En procédant de la sorte, la méthode des choix expérimentaux permet de limiter la survenance du biais d'acquiescement souvent rencontré lors de l'évaluation contingente, car il ne s'agit pas ici de demander au consommateur de se prononcer par la positive ou par la négative pour la mise en place d'un programme, mais il lui est plutôt demandé de choisir de façon répétée parmi plusieurs situations (Desjeux et al., 2005). Nous utilisons cette approche dans le cadre de la présente étude.

L'approche peut cependant souffrir du biais hypothétique, les personnes enquêtées étant confrontées à des scénarios hypothétiques (Atozou et al., 2020, 2021). Diverses méthodes sont ainsi proposées dans la littérature pour le mitiger. Ces méthodes préconisent soit d'agir directement sur les instruments, l'objet et les participants de l'évaluation (1), ou soit encore sur les résultats de l'évaluation (2).

Méthode d'analyse économétrique des données

Un modèle logistique mixte est utilisé pour estimer la VAP pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords. Ainsi, selon ce modèle, l'utilité qu'un individu i tire d'une alternative a au temps t dénotée par U_{iat} est :

$$(1) \quad U_{iat} = \delta_{a,0} + \alpha_1 \text{Valeur}_{iat} + \sum_{z=1}^Z \lambda_{z,a} x_{z,it} + \sum_{c=1}^C \theta_{c,a} y_{c,it} + \varepsilon_{iat} \quad \text{avec } a = 0, 1, 2, 3$$

Les paramètres $\delta_{0,a}$ sont des constantes spécifiques aux différentes alternatives, α_1 est le coefficient associé au montant de l'alternative choisie, $\lambda_{z,a}$ est un vecteur de coefficients (spécifiques des alternatives) du vecteur de variables \mathbf{x}_{it} et $\theta_{c,a}$ un vecteur de coefficients (spécifiques des alternatives) du vecteur de variables de contrôle (sensibilité vis-à-vis de l'environnement¹ et classes de revenus) \mathbf{y}_{it} . Finalement, ε_{iat} est un terme d'erreur aléatoire qui a une distribution de valeur extrême de type I. Les paramètres du modèle sont estimés par maximum de vraisemblance, le statu quo étant l'alternative de référence (Stata, 2021). Nous tenons compte du fait que chaque individu a six choix à faire et déclarons donc la base de données comme une base de données de panel avec la séquence de choix comme étant le « temps »². La VAP, qui ne tient pas compte de caractéristiques spécifiques, est obtenue en utilisant la formule suivante :

¹ Nous utilisons une analyse en composante principale pour agréger les différentes questions sur la sensibilité environnementale en une seule variable.

² De manière spécifique, nous utilisons la routine *cmcmxtmixlogit* sur Stata 17 (Stata, 2021).

$$(2) \quad VAP_a = -\frac{\delta_{0,a}}{\alpha_1}$$

Lorsqu'une caractéristique spécifique z est considérée (par exemple lorsqu'on est du sexe féminin), la VAP est obtenue en utilisant la formule suivante :

$$(3) \quad VAP_{a,z} = -\frac{\delta_{0,a} + \lambda_{z,a}}{\alpha_1}$$

Le questionnaire d'enquête et la description des données

Le questionnaire d'enquête

La VAP pour des pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords est évaluée à l'aide d'un questionnaire comprenant six sections (voir les détails en annexe C, Mat. Sup. T). Les trois premières sections présentent l'état de santé actuel du LSP et de ses abords, les dégradations continues dont ils font l'objet et les dangers qu'ils courent si rien n'est fait pour y remédier.

Ensuite, la section quatre consiste en la mise en place de la méthode d'évaluation contingente. Elle présente les trois niveaux de changements de pratiques culturales ciblés visant à améliorer l'état de santé du LSP et ses abords (c'est-à-dire les niveaux d'effort des agriculteurs et agricultrices), soit 1) cultures de couverture, 2) cultures de couverture + zones tampons, 3) cultures de couvertures + zones tampons + friches. Ensuite, selon les experts, l'effet du statu quo (niveau 0) et de chacun des trois changements de pratiques (niveaux 1 à 3) sur deux attributs de la qualité de l'écosystème du LSP retenus, soit la population de perchaude et la communauté d'oiseaux, ont été déterminés (tableau T7). La perchaude et les oiseaux sont représentatifs de l'impact sur les autres espèces. Chacun des scénarios agricoles (le statu quo et les trois niveaux de changements de pratiques) a été qualifié avec des effets (ou des niveaux d'amélioration des attributs) assez différents. Cela permet à la personne répondant au questionnaire de voir une différence claire et de faire le choix qui correspond le mieux à ses préférences.

Cinq versions du questionnaire ont été élaborées et chaque version comprend six matrices de choix qui ont été présentées aux répondant(e)s. Ce qui distingue les différentes versions sont les matrices de choix. Chacune des matrices comprend deux interventions distinctes l'une de l'autre et la situation de statu quo, comme expliqué précédemment (voir la section quatre du questionnaire dans l'annexe C, Mat. Sup. T). À chacune des interventions est associée un coût unique (paiement une fois) pour sa mise en œuvre, sauf celle du statu quo, dont le coût est nul. Ces coûts ont été déterminés à partir de la revue de littérature et d'une enquête préliminaire. Le Tableau T31 présente un exemple de matrice de choix proposée aux personnes enquêtées. Rappelons que chaque participant(e) a répondu à six matrices de choix différentes, selon la version du questionnaire qui lui a été attribuée aléatoirement.

Les deux dernières sections du questionnaire sont consacrées respectivement à déterminer l'attrait du répondant par rapport aux questions environnementales (section cinq) et ses caractéristiques sociodémographiques (section six). Ainsi, dans la section cinq, certaines questions visent à mesurer le niveau d'altruisme, l'importance accordée aux milieux naturels et le sens de la responsabilité ressenti par le répondant vis-à-vis de l'intégrité de l'environnement (voir section cinq du questionnaire fourni en annexe C, Mat. Sup. T). Des questions de perception de la conséquence y sont également posées.

Le véhicule de paiement est le moyen par lequel les enquêtés seront amenés à payer la valeur de l'option qu'ils auront choisie pour l'amélioration de la qualité du bien évalué. Doyon et al. (2015b) démontrent que la crédibilité du véhicule de paiement est un facteur important pour la révélation de la valeur réelle dans un contexte hypothétique. Or, pour les biens publics considérés comme libres d'accès par la population enquêtée, Bonnioux et al. (1995) montrent que l'instauration d'un impôt local ou d'une taxe est le véhicule de paiement le plus adéquat. C'est ce véhicule qui a été utilisé dans le cadre de la présente recherche.

Comme mentionné précédemment, l'absence de certitude peut constituer une source de biais hypothétique. Ainsi, des questions mesurant le niveau de certitude de la personne enquêtée quant à la provision pour l'intervention sont posées.

1 500 personnes réparties sur l'ensemble du Québec, avec un suréchantillonnage de 500 personnes à proximité du lac Saint-Pierre (régions administratives de la Mauricie, de Lanaudière, du Centre-du-Québec et de la Montérégie), ont été enquêtées par Internet. Les personnes répondant au questionnaire devaient avoir plus de 18 ans.

La description des données

Caractéristiques sociodémographiques

Les figures T16 à T19 présentent un certain nombre de caractéristiques de l'échantillon. Il est notamment composé à 51,1 % de personnes de sexe féminin habitant en majorité dans la région de Montréal et ses environs.

Finalement, soulignons que 41 % des répondant(e)s n'avaient pas entendu parler du LSP, tandis que 37 % en avaient entendu parler, mais ne l'avaient jamais visité.

Statistiques descriptives sur les choix de niveau de changements de pratiques en milieu agricole

Dans 24,01 % des cas, le statu quo a été choisi, 18,70 % ont choisi les cultures de couverture (niveau 1), 28,32 % l'association entre les cultures de couverture et les zones tampons (niveau 2) et dans 28,97 %, l'association des cultures de couverture, des zones tampons et de friches (niveau 3). Ainsi, dans plus des $\frac{3}{4}$ des cas, les répondant(e)s ont choisi une option différente du statu quo (niveau 0).

Résultats

Pour l'ensemble des figures T20 à T27, la valeur indiquée au-dessus des colonnes correspond à la valeur monétaire que les personnes enquêtées sont prêtes à payer pour chacun des niveaux de changements de pratiques culturelles, soit l'établissement de cultures de couverture (niveau 1), l'établissement de cultures de couverture et de zones tampons (niveau 2) et l'établissement de cultures de couverture, de zones tampons et de zones laissées en friche (niveau 3) lorsque comparé au statu quo (niveau 0). Par ailleurs, en rappel, les paiements sont uniques. De plus, comme indiqué précédemment, le statu quo était à coût nul. Finalement, dans les différentes figures et par souci d'alléger la présentation, lorsque les valeurs estimées n'étaient pas statistiquement significatives à 5 %, aucune valeur n'est indiquée. L'ensemble des commentaires, incluant ceux sur les hypothèses, se basent donc sur ce seuil de significativité de 5 %.

La volonté à payer pour l'ensemble de l'échantillon

La figure T20 présente la VAP (paiement unique) pour les pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords lorsque nous considérons l'ensemble de l'échantillon. Cette figure montre que:

- Pour la population québécoise, il existe une VAP pour les pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords;
- Pour la population québécoise, la VAP pour les pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords croît en fonction de l'effort des agriculteurs et agricultrices.

L'hypothèse 1 est donc confirmée au seuil de 5 % par ce résultat.

Le tableau T32 présente la VAP moyenne de l'échantillon, quel que soit le niveau de pratiques agricoles. Elle est calculée en multipliant la VAP d'une pratique culturale par la proportion de ce choix dans l'échantillon. La moyenne, tous niveaux considérés, est donc de 361 \$ pour un paiement unique. He et al. (2016) évaluent à 210 \$ la valeur annuelle d'un droit d'usage du LSP. Ces mêmes auteurs estiment la VAP pour une qualité moyenne de l'eau du LSP à 250 \$ par ménage et par an, tandis que la VAP pour une bonne qualité de l'eau est de 498 \$ par ménage et par an.

Volonté à payer selon certaines caractéristiques sociodémographiques et économiques

La volonté à payer selon le sexe

La tendance croissante selon le niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices est observée autant chez les femmes que chez les hommes (Figure T21. Répartition de la volonté à payer selon le sexe). Toutefois, comme dans He et al. (2016), la VAP est plus élevée chez les hommes que chez les femmes.

La volonté à payer selon l'âge

Une caractéristique marquante de la figure T22 est la VAP plus faible du groupe d'âge 36 ans à 55 ans, qui représente environ le tiers de l'échantillon. De plus, pour ce groupe d'âge, la VAP du niveau trois est plus faible que celle du niveau deux. Nous n'avons pas croisé les données du groupe d'âge 36 ans à 55 ans avec d'autres caractéristiques sociodémographiques. Cependant, ce groupe d'âge est celui dans lequel les autres charges familiales sont plus importantes, ce qui pourrait expliquer ce résultat. Pour les deux autres classes d'âge, la tendance générale des résultats (la VAP croissant avec le niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices) est confirmée.

La volonté à payer selon la stabilité financière

La tendance générale (la VAP croissant selon le niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices) se confirme lorsque l'analyse se fait selon la stabilité financière (figure T23). Par ailleurs, les personnes interrogées estimant pouvoir faire face à des imprévus ont une

VAP plus de deux fois plus élevée que celle des personnes se percevant comme rencontrant des difficultés financières.

Pratiques de donation et rôle des agriculteurs

La figure T24 montre que la tendance moyenne selon laquelle la VAP est croissante selon l'effort des agriculteurs et agricultrices est confirmée pour les personnes interrogées disant ne jamais faire de dons ou en faisant parfois. Ce n'est pas le cas pour ceux donnant souvent, la VAP pour le niveau trois étant inférieure à celle du niveau deux. De plus, pour ce groupe, la VAP est nulle pour le niveau un. Par ailleurs, à la marge, le passage du niveau un au niveau deux est plus important dans le groupe ne donnant jamais (de 179 \$ à 487 \$, soit 308 \$) que dans celui faisant parfois des dons (de 197 \$ à 450 \$, soit 253 \$). Globalement, ces résultats montrent une hétérogénéité de l'impact des pratiques de donation sur la VAP, ce qui indique que des inférences ne devraient pas être faites selon ce critère.

Une question a été posée quant aux groupes d'acteurs, y compris les gouvernements, les grandes entreprises, les agriculteurs et agricultrices, les organismes sans but lucratif et les individus, devant exercer des responsabilités importantes dans le maintien ou la restauration de l'intégrité du LSP. Les personnes interrogées ayant déclaré que les agriculteurs et agricultrices étaient importants dans la solution avaient une VAP plus élevée (figure T25).

Ce résultat est intéressant étant donné que l'on mesurait la VAP pour des pratiques agricoles pouvant améliorer la qualité de l'écosystème du LSP. Lorsque le lien est fait entre « l'action », soit la pratique agricole, et « l'effet », soit l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords, la VAP est plus élevée.

L'hypothèse 2 est par conséquent confirmée par les différents résultats portant sur les caractéristiques sociodémographiques et économiques des personnes ayant répondu au sondage.

La volonté à payer selon le niveau de connaissance du lac Saint-Pierre

La figure T26 montre que, chez les personnes enquêtées ne connaissant pas le LSP, la VAP est maximale pour le niveau deux. Un effort plus important de la part des agriculteurs et agricultrices est moins valorisé par ce groupe de personnes. Pour celles interrogées déclarant connaître le LSP, la VAP est plus élevée lorsqu'on la compare à celles des personnes ne connaissant pas le LSP, et cela, pour les trois niveaux, et est croissante selon l'effort des agriculteurs et agricultrices. La connaissance d'un milieu naturel donné, dans ce cas-ci le LSP, a donc une corrélation positive avec la VAP, ce qui confirme l'hypothèse 3.

Certitude sur les conséquences de l'étude quant à la mise en place d'une politique visant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords

La figure T27 indique que l'hypothèse 4 est partiellement confirmée. La VAP est plus élevée lorsque que l'on passe de « Non probable », soit les personnes considérant qu'il n'y a pas de probabilité que la réponse au questionnaire aboutira à une politique, à

« Probable ». Par ailleurs, dans ces deux cas, elle va croissant avec le niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices. Ces résultats confirment donc l'hypothèse 4. Lorsque que le niveau de certitude est « Certain », la VAP va également croissant avec l'effort. Cependant, la VAP est moins importante que lorsque la certitude est « Probable », ce dernier résultat infirmant l'hypothèse 4.

Discussion et conclusion

Cette étude a quatre principaux résultats. Premièrement, les personnes interrogées ont une VAP pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords, cette volonté étant croissante selon le niveau d'effort des agriculteurs et agricultrices. Dans le cadre de la présente étude, en considérant la VAP pour des pratiques agricoles permettant d'améliorer la qualité de l'écosystème du LSP, la VAP est de 2 520 604 283 \$¹. He et al. (2016) évaluent à 2 990 426 334 \$/an la valeur totale accordée au LSP par la population québécoise. Bien que les deux évaluations soient relativement similaires en ce qui a trait à la valeur monétaire, dans un cas le paiement est unique et dans l'autre, annuel. Sur une période de 10 ans, l'écart est considérable. Toutefois, il est permis de douter de la validité d'un paiement annuel dans l'esprit d'un répondant. Anderson et al. (2013) soulèvent d'ailleurs de potentiels biais associés à des paiements répétés dans le temps. Il est donc fort possible que plusieurs participants répondent à un paiement annuel sans prendre en considération sa périodicité. Bien que les deux résultats soient en ligne avec cette hypothèse, cette dernière nécessite des travaux spécifiques qui ne sont pas l'objet de notre étude.

Deuxièmement, la VAP varie en fonction des caractéristiques sociodémographiques et de la situation économique des répondant(e)s.

Troisièmement, la connaissance de la ressource naturelle est positivement corrélée à la VAP, ce qui nécessite que la VAP est spécifique au site étudié.

Quatrièmement, les répondant(e)s qui croient que leur participation à l'enquête pourra influencer la gestion de la qualité de l'eau du LSP ont des VAP plus élevées que ceux qui pensent le contraire.

¹ Le nombre de personnes âgées de plus de 18 ans (âge minimal pour répondre au questionnaire) du Québec est de 81,5 % (Statistique Canada). La valeur que la population québécoise donne aux pratiques agricoles permettant l'amélioration de la qualité de l'écosystème du LSP et de ses abords (en une seule fois) serait de 2 520 604 283 \$ [= (valeur moyenne de l'échantillon) x (nombre de personnes âgées de plus de 18 ans)].

Bibliographie

- Adamowicz, W., J. Louviere et M. Williams (1994). "Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 26, no. 3, p. 271-292.
- Andersson, H., J. K. Hammitt, G. Lindberg et K. Sundström (2013). "Willingness to Pay and Sensitivity to Time Framing: A Theoretical Analysis and an Application on Car Safety", *Environmental and Resource Economics*, vol. 56, no 3, p. 437-456.
- Atozou, B., S. Bergeron, M. Doyon et L.D. Tamini (2021). "Improving Meta-Analyses on Hypothetical Bias by Using Separate Models for Private and Public Goods", *Journal of Environmental Economics and Policy*, vol. 11, no 10, p. 1-12.
- Atozou, B., L.D. Tamini, S. Bergeron et M. Doyon (2020). "Factors Explaining the Hypothetical Bias: How to Improve Models for Meta-Analyses", *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 45, no2, p. 376-395.
- Belzile, L., A. Patry, A. Charles et A. Vanasse (2018). « Évaluation de la rentabilité des cultures de couvertures à l'échelle de l'entreprise agricole. Rapport de recherche présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, IRDA, 13 pages.
- Bishop, R. C. et T.A. Heberlein (1979). "Measuring Values of Extramarket Goods: Are Indirect Measures Biased?", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 61, no 5, p. 926-930.
- Bohm, P. (1972). "Estimating Demand for Public Goods: An Experiment", *European Economic Review*, vol. 3, no 2, p. 111-130.
- Bonnieux, F., P. Le Goffe et D. Vermersch (1995). « La méthode d'évaluation contingente: application à la qualité des eaux littorales », *Économie et prévision*, vol. 117, no 1, p. 89-106.
- Brahic, É. et J.-P. Terreaux (2009). *Évaluation économique de la biodiversité: méthodes et exemples pour les forêts tempérées*, Editions Quae, 200 p.
- Camiré, M. (2007). Effets de l'exposition chronique aux pesticides sur le statut physiologique du poisson d'eau douce, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal. [En ligne:] <https://archipel.uqam.ca/3313/1/M9653.pdf>
- Dauphin, D. et B. Jobin (2016). « Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997 », *Le Naturaliste canadien*, vol. 140, no 1, p. 42-52.
- de La Chenelière, V., Brodeur, P., Mingelbier, M. (2014). « Restauration des habitats du lac Saint-Pierre: un prérequis au rétablissement de la perchaude », *Le Naturaliste canadien*, vol. 138, no 2, p. 50-61.
- Desjeux, G., C. Colin et R.J.J. Launois, d. é. m. (2005). La mesure de la disposition à payer dans l'analyse coût bénéfice: l'évaluation contingente, *Journal d'économie médicale*, 23(5), 293-306.
- Doyon, M., S. Bergeron, J. Cimon-Mori et M. Poulin (2015a). Comptabilisation de la valeur économique des milieux humides en Minganie, CIRANO.
- Doyon, M., D. Rondeau, C.A. Vossler, et F. Roy-Vigneault (2012). « Biais hypothétiques et conséquences: mesure de biens et services écologiques en agroforesterie au Québec », dans Dupras, J., & Revéret, J. P. (2015). *Nature et économie: un regard sur les écosystèmes du Québec*. Sous la direction de Dupras, J., et Revéret, J. P.. Presses de l'Université du Québec.

- Giacomazzo, M., A. Bertolo, P. Brodeur, P. Massicotte, J.O. Goyette et P. Magnan (2020). “Linking Fisheries to Land Use: How Anthropogenic Inputs from the Watershed Shape Fish Habitat Quality”, *Science of The Total Environment*, vol. 717, 135377.
- He, J., T. Poder, J. Dupras et H. Enomana (2016). La valeur économique de la pêche blanche et des services écosystémiques au lac Saint-Pierre: analyse coûts-avantages des stratégies d’adaptation aux changements climatiques, Montréal, Université de Sherbrooke et Ouranos, 162 p.
- Larue, B., G.E. West, A. Singbo et L.D. Tamini (2017). “Risk Aversion and Willingness to Pay for Water Quality: The Cas of Non-Farm Rural Residents”, *Journal of Environmental Management*, vol. 197, p. 296-304.
- Larue, B., G.E. West, L.D. Tamini, A. Singbo et J. Dangbedji (2014). “Willingness to Pay for BMP-Induced Water Quality Benefits and Deviations around Expected Water Quality Outcomes”, *Canadian Water Resources Journal*, vol. 39, p. 437-448.
- Magnan, P., P. Brodeur, É. Paquin, N. Vachon, Y. Paradis, P. Dumont et Y. Mailhot (2018). État du stock de perchaudes dans le secteur du pont Laviolette–Saint-Pierre-les-Becquets en 2017.
- Massicotte, È. (2012). Évaluation de la valeur économique des biens et services écologiques: démarche, méthodes et exemple du lac Brompton, essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de l’obtention du grade de maître en environnement (M. Env.), Université de Sherbrooke.
- Millennium Ecosystem Assessment (2015). *Ecosystems and human well-being (vol. 5)*, Island Press, Washington, DC.
- Mortsch, L. D. (1998). “Assessing the Impact of Climate Change on the Great Lakes Shoreline Wetlands”, *Climatic Change*, vol. 40, no 2, p. 391-416.
- Simoneau, M. (2017). Qualité de l’eau des tributaires du lac Saint-Pierre: évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014, ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Stata (2021). *Choice models reference manual*, StataCorp LLC College Station, Texas, Stata Press Publication.
- Trudeau, V., M. Rondeau et A. Simard (2011). Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008), Direction des sciences et de la technologie de l’eau, Environnement Canada.
- Vuong, Q., J.P. Amigues et B. Desaignes (1996). « Évaluation Contingente: Controverse et Perspectives », *Cahiers d’Économie et Sociologie Rurales*, vol. 39, p. 123-150.

Figures et tableaux T

Tableau T29. Différents biens et services écosystémiques du lac Saint-Pierre

Services d'apport et de support	Services de régulation	Services d'approvisionnement	Services culturels
Habitats naturels propices à la biodiversité (flore et faune)	Régulation de l'eau, du climat. Limitation de l'érosion	Fournitures de biens marchands support de l'agriculture, la pêche, la cueillette	Fournitures d'espaces propices au tourisme et aux activités sportives
Fourniture de prairies humides servant d'incubations à des espèces de poissons	Stockage de Carbone	Nourriture	Position stratégique attirant les visiteurs désireux d'observer des espèces rares
	Purification de l'air, limitation de la diffusion des aérosols	Essences de base pour l'industrie pharmaceutique	

Source: Adapté de Simoneau, 2017

Tableau T30. Effets du statu quo et de trois niveaux de changements de pratiques agricoles sur les populations de perchaude et les communautés d'oiseaux du lac Saint-Pierre

Changement de pratiques	Population de perchaude	Communauté d'oiseaux
Aucun changement	--	--
Cultures de couverture	+	-
Cultures de couverture et zones tampons	++	+
Cultures de couverture, zones tampons et friche	+++	+++

Tableau T31. Exemple de matrice de choix proposée aux personnes enquêtées

	Aucune action	Cultures de couverture avec zone tampon	Cultures de couverture
Population de perchaude	--	++	+
Communauté d'oiseaux	--	+	--
Montant à payer une seule fois	0 \$	370 \$	150 \$
Votre choix	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Tableau T32. Volonté à payer moyenne de l'échantillon de personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles

Changements de pratiques	Pourcentage	Volonté à payer	Volonté à payer pondérée
Aucuns changements [oiseaux(--); perchaudes(--)]	24,01%	- \$	- \$
Cultures de couverture [oiseaux(+); perchaudes(-)]	18,70%	221 \$	41 \$
Cultures de couverture et zones tampons [oiseaux(++); perchaudes(+)]	28,32%	523 \$	148 \$
Cultures de couverture, zones tampons et friche [oiseaux(+++); perchaudes(+++)]	28,97%	591 \$	171 \$
Valeur moyenne de l'échantillon			361 \$

(Significatif au seuil de 5%)

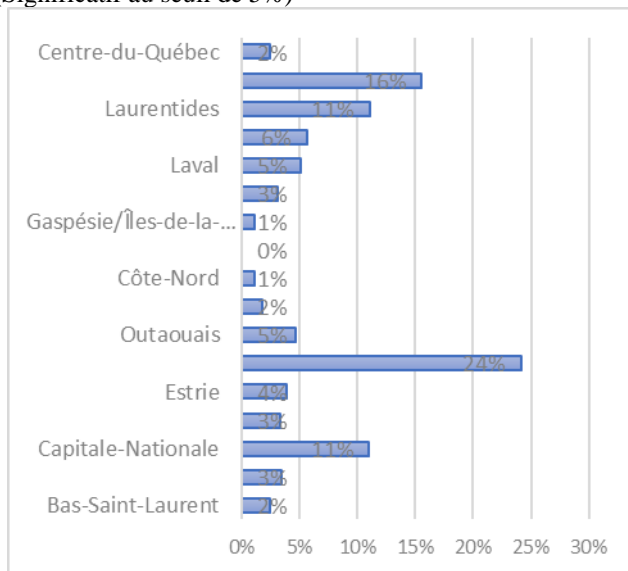


Figure T16. Répartition des personnes enquêtées selon le lieu de résidence

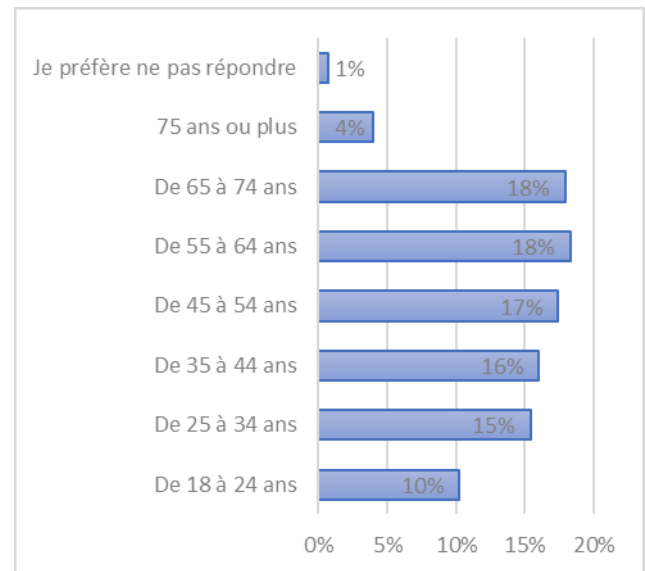


Figure T17. Répartition des personnes enquêtées selon leur âge

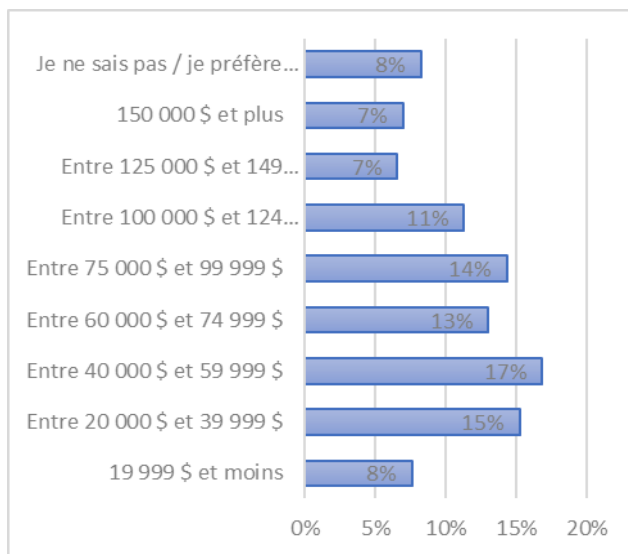


Figure T18. Répartition des personnes enquêtées selon le niveau de revenu

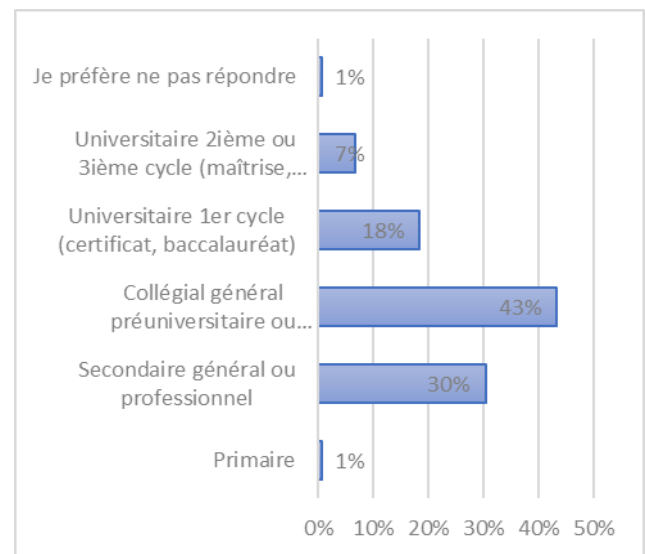


Figure T19. Répartition des personnes enquêtées selon le niveau de formation

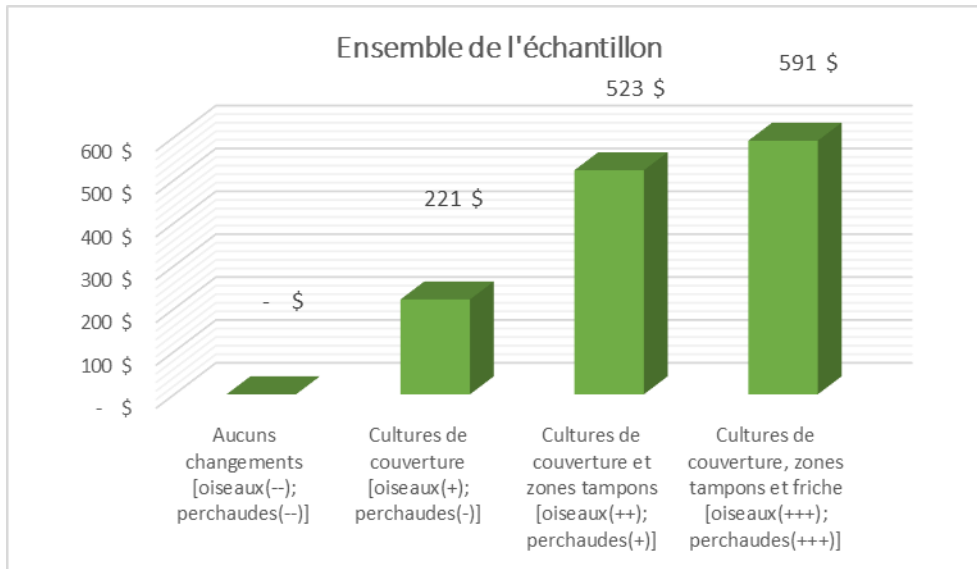


Figure T20. Volonté à payer pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles – Ensemble de l'échantillon des personnes enquêtées (Significatif au seuil de 5%)

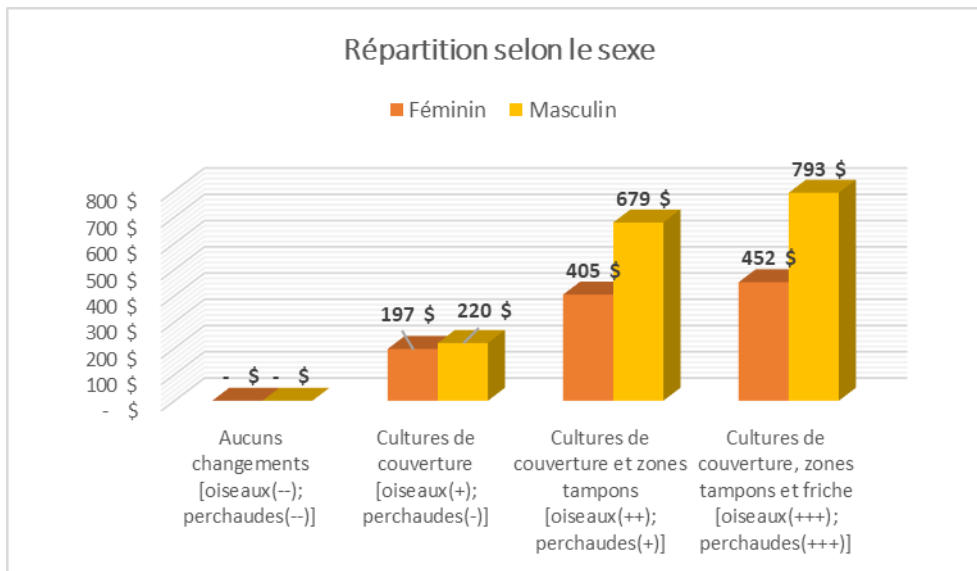


Figure T21. Répartition de la volonté à payer selon le sexe des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

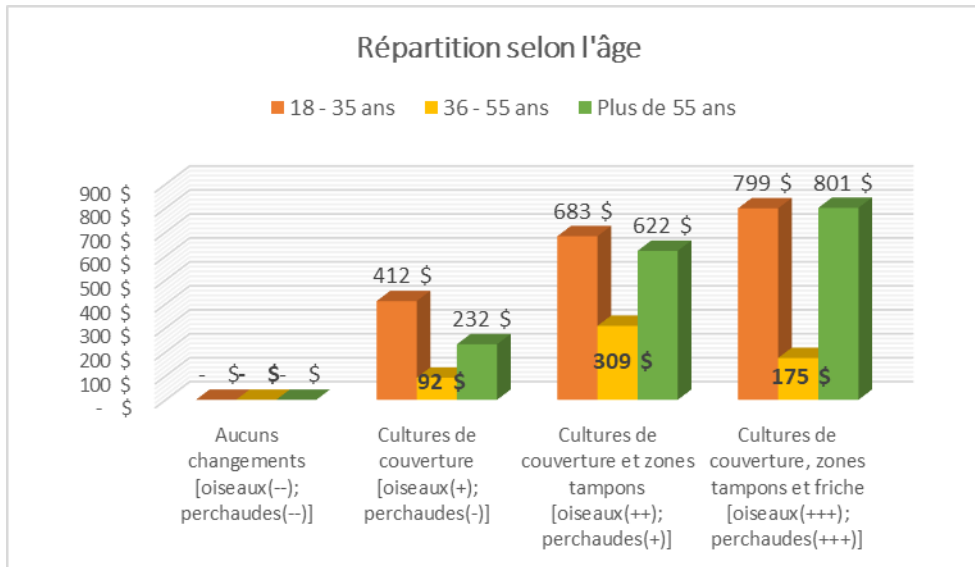


Figure T22. Répartition de la volonté à payer selon l'âge des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

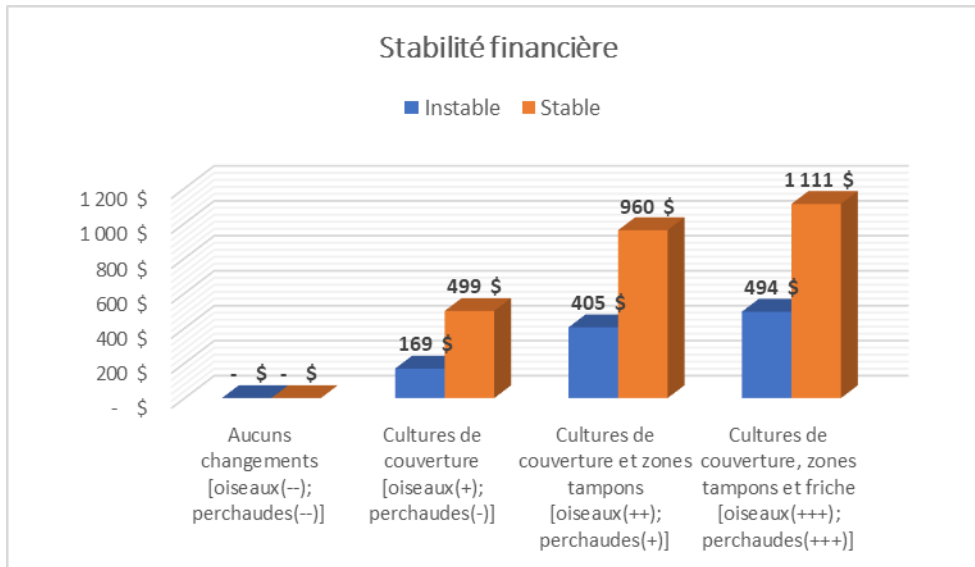


Figure T23. Répartition de la volonté à payer selon la stabilité financière des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

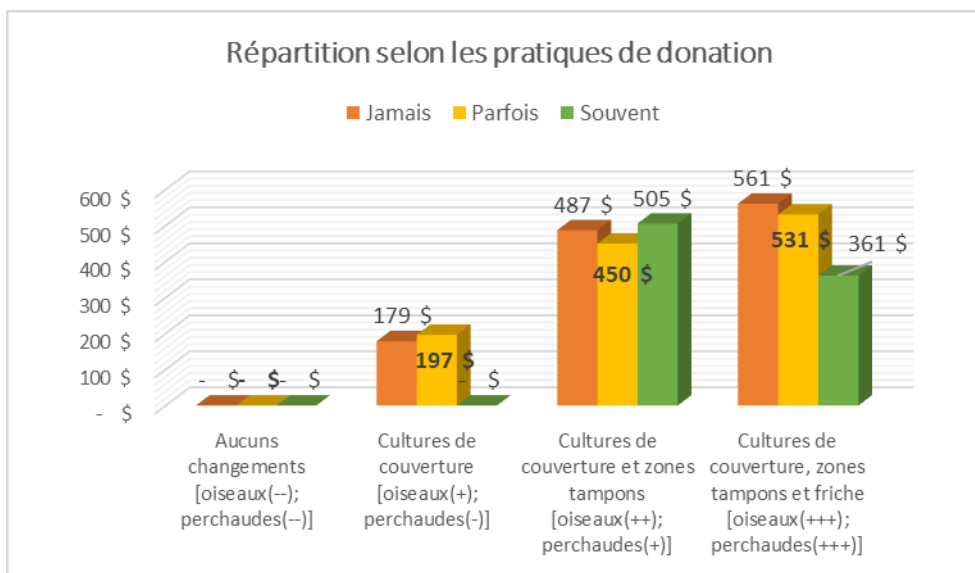


Figure T24. Répartition de la volonté à payer selon les pratiques de donation des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

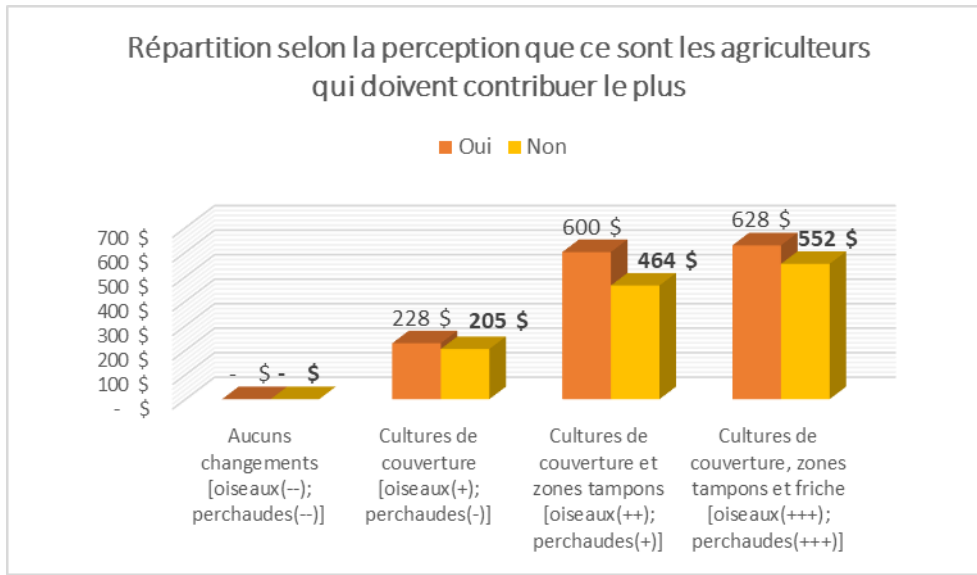


Figure T25. Répartition de la volonté à payer selon la perception que ce sont les agriculteurs et agricultrices qui doivent contribuer le plus, des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

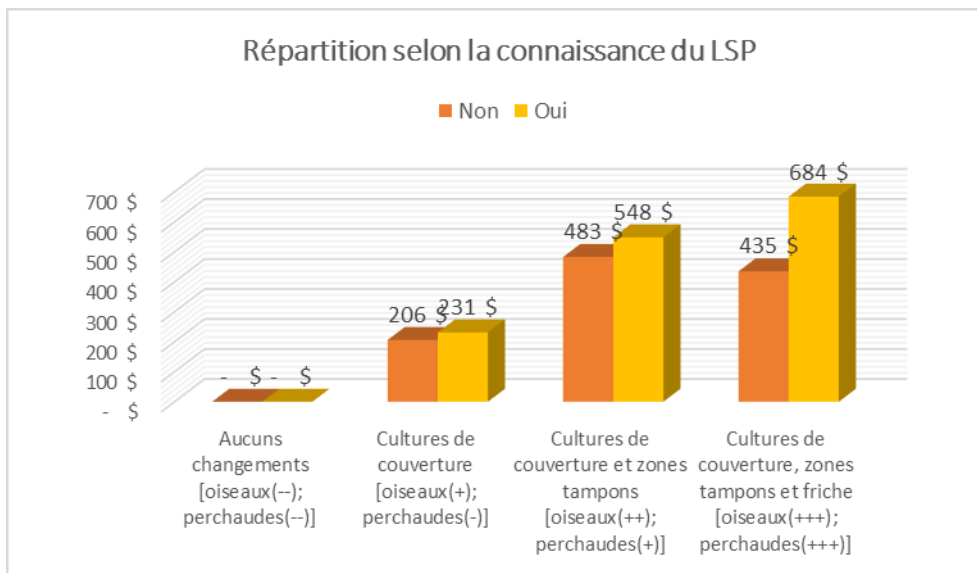


Figure T26. Répartition de la volonté à payer selon la connaissance du lac Saint-Pierre des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

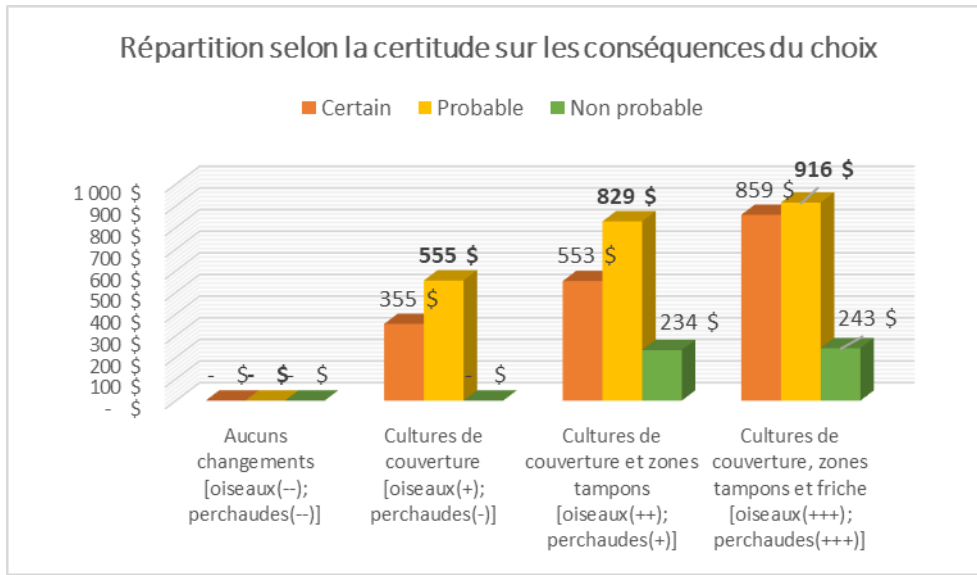


Figure T27. Répartition de la volonté à payer selon la certitude des personnes enquêtées pour l'amélioration de la qualité de l'écosystème du lac Saint-Pierre à la suite de différents changements de pratiques agricoles (Significatif au seuil de 5%)

U - LES AGRICULTEURS FACE AUX CHANGEMENTS DE PRATIQUES AGRICOLES : QUEL POTENTIEL AU LAC SAINT-PIERRE ?

JULIE RUIZ (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Les changements de pratiques agricoles dans le littoral du LSP, analyse des défis sociotechniques

Principaux collaborateurs

Aurélié Dumont, Stéphanie Lavoie, Pascal Genest-Richard, Mathieu Laflamme, Sidonie Habert, Blé Grâce Kiplé Wamaney, Paul Tudes, Loïc Kevin Kouatchet Ziemi et Thomas Galdin²³

Ce projet inclus un rapport de recherche disponible dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. U). Nous ne reproduisons ici que le résumé des travaux de recherche

Résumé des travaux de recherche

- Cette recherche se divise en deux parties principales qui ont été réalisées avant la mise en place du régime transitoire, une nouvelle réglementation environnementale entrée en vigueur en 2022. La première partie cherche à comprendre les rapports des producteurs aux inondations et aux terres inondables. La seconde vise à comprendre le potentiel d'adoption de pratiques testées par le Pôle (cultures de couverture [CC], bande enherbée, prairie, culture alternative) ainsi que les facteurs qui influencent l'avancement des producteurs dans leur processus d'adoption de ces pratiques. Finalement, dans une perspective exploratoire, nous avons voulu comprendre les réactions des producteurs à la mise en place du régime transitoire.
- Une méthodologie de recherche qualitative appuie cette recherche. Au total, 52 producteurs ont participé à des groupes de discussion autonomes et 41 à des entretiens semi-dirigés. Des observations ont été effectuées de rencontres de producteurs à la suite de l'entrée en vigueur du régime transitoire et une revue de presse sur l'agriculture et le régime transitoire a été analysée.
- En ce qui concerne les rapports des producteurs aux inondations et aux terres inondables, nos résultats montrent que les terres inondables constituent un environnement singulier pour l'agriculture alors qu'elles imposent leur rythme au travail agricole. Pour autant, les producteurs ne les vivent pas tous de la même

²³ Aurélié Dumont a réalisé des entretiens avec les producteurs et a procédé à l'analyse des entretiens pour les objectifs 2 et 3 de la recherche. Stéphanie Lavoie a procédé aux analyses des entretiens pour l'objectif 1 de la recherche. Pascal Genest-Richard et Mathieu Laflamme ont réalisé des entretiens avec les producteurs. Sidonie Habert, Blé Grâce Kiplé Wamaney, Paul Tudes, Loïc Kevin Kouatchet Ziemi et Thomas Galdin ont procédé aux retranscriptions des entretiens.

manière. Nous avons mis en évidence trois systèmes de représentation. Dans le premier, les terres du littoral sont conçues comme de bonnes terres auxquelles il faut s'adapter et l'inondation est vue comme procurant des bénéfices. Dans le second, les terres du littoral ne sont ni les meilleures ni les pires et les inondations sont vues comme une fatalité. Enfin, dans le troisième, les terres inondables sont des sources de problèmes face auxquelles il y a peu de choses à faire et les inondations sont avant tout considérées comme des contraintes. Ces systèmes de représentation ne sont pas associés aux pratiques agricoles ou aux caractéristiques socioéconomiques des exploitations et des agriculteurs. De plus, quel que soit le système de représentation, les producteurs n'ajustent que minimalement leurs pratiques agricoles dans leurs terres du littoral par rapport à leurs pratiques dans les terres hors littoral. Ces résultats nous conduisent à conclure que la gestion des terres inondables n'est pas tant pensée en fonction de leurs caractéristiques biophysiques et écologiques, mais davantage guidée par le système d'exploitation dans lequel elles s'insèrent. Ainsi, les solutions pour la réhabilitation environnementale du lac Saint-Pierre (LSP) qui ne seraient pensées que pour les terres du littoral, et non pour le système d'exploitation du producteur dans sa globalité, risquent d'être plus difficilement applicables.

- En ce qui concerne le potentiel d'adoption des pratiques testées par le Pôle, les analyses des enquêtes réalisées auprès des producteurs avant l'entrée en vigueur du régime transitoire ont montré la présence d'une communauté agricole polarisée. D'une part, des producteurs dans une posture de refus ou d'hésitations profondes face à des changements de pratiques révèlent des individus se sentant stigmatisés comme les seuls responsables du problème environnemental ou vivant un sentiment d'injustice par rapport aux producteurs hors littoral, situés en amont des bassins versants du LSP. D'autre part, des producteurs sont bien avancés dans le changement. Ils ont accepté l'idée de changer leurs pratiques, se renseignent, se documentent, voire se font accompagner pour opérationnaliser l'essai d'une nouvelle pratique.
- Les analyses réalisées quant aux réactions des producteurs à la suite de l'entrée en vigueur du régime transitoire montrent une forte contestation réglementaire. Elles suggèrent que les producteurs en posture de résistance seraient dominants au LSP et même que cette nouvelle réglementation environnementale fait en quelque sorte « revenir en arrière » des producteurs qui étaient bien avancés dans le changement. Le régime transitoire semble donc exacerber la stigmatisation qui marquait déjà les plus résistants à des changements de pratiques. La contestation réglementaire, le sentiment de stigmatisation et le sentiment d'injustice constituent aujourd'hui un triptyque d'obstacles particulièrement difficiles à surpasser pour la réhabilitation environnementale du LSP.
- Dans un contexte où le changement de pratiques agricoles est volontaire, ce qui ne concerne plus aujourd'hui le LSP, les résultats permettent aussi de mieux comprendre les processus de changement de pratiques des producteurs vers l'intégration des CC et des bandes enherbées. Ils aident à saisir quelles initiatives pourraient être déployées de manière complémentaire pour soutenir les producteurs agricoles à toutes les étapes des processus de changement de pratiques.

- Les CC constituent les pratiques qui présentent le plus d'intérêt pour les producteurs. Les bandes enherbées sont surtout envisagées si elles peuvent être laissées naturelles, sans ensemencement initial. Par contre, les prairies ne sont pas envisageables pour les producteurs qui n'en font pas aujourd'hui et l'intérêt pour des cultures alternatives est très faible.
- Au terme de cette recherche, quatre éléments apparaissent aujourd'hui importants en vue de la réhabilitation environnementale du LSP : (1) rétablir le dialogue entre le monde agricole et le gouvernement provincial; (2) montrer qu'il existe une solidarité intersectorielle pour la réhabilitation environnementale du LSP; (3) maintenir une possibilité de rachat/échange de terres; (4) mettre en place un programme de suivi des résultats environnementaux des actions de réhabilitation.

V - LE CONSEIL AGROENVIRONNEMENTAL ET LES CONSEILLERS AGRICOLES AU LAC SAINT-PIERRE : QUELS SONT LEURS RÔLES DANS LA RÉHABILITATION DU LITTORAL ?

JULIE RUIZ (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Les changements de pratiques agricoles dans le littoral du lac Saint-Pierre, analyse des défis sociotechniques

Principaux collaborateurs

Mathieu Laflamme (UQTR), Caroline Bérubé (UQTR), Sidonie Habert (UQTR)¹.

Ce projet inclus un rapport de recherche disponible dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. V). Nous ne reproduisons ici que le résumé des travaux de recherche

Résumé des travaux de recherche

- Notre recherche vise à identifier les rôles des pratiques professionnelles actuelles des conseillers agricoles dans les processus d'intégration des pratiques agroenvironnementales (PAE) par les agriculteurs du littoral du LSP et les facteurs qui influencent ces pratiques professionnelles.
- Nous avons rencontré 30 conseillers dans le cadre d'entretiens semi-dirigés et 13 autres ont participé à des groupes de discussion.
- Les analyses mettent en évidence cinq types de conseillers, différenciés selon leurs pratiques professionnelles et les déterminants de ces pratiques.
- Les conseillers de première ligne placés dans une relation marchande avec les producteurs agricoles, qu'ils soient liés ou non liés à de la vente d'intrants, stimulent peu l'intégration de nouvelles PAE dans les systèmes d'exploitation, car ils soutiennent essentiellement cette intégration une fois que le producteur a pris la décision de changer ses pratiques. Les relations marchandes dans lesquelles ils sont placés, leurs normes professionnelles et la culture agricole valorisant des rendements à court terme et la solution facile sont les trois facteurs qui se renforcent mutuellement pour expliquer les effets de leurs pratiques professionnelles sur l'intégration des PAE.

¹ Mathieu Laflamme a réalisé les entretiens semi-dirigés auprès des conseillers agricoles, Caroline Bérubé a réalisé des fiches de lecture pour la revue de littérature et Sidonie Habert a procédé à l'analyse de certains thèmes des entretiens ayant trait au lac Saint-Pierre. Julie Ruiz a construit le cadre d'analyse, effectué les analyses thématiques et rédigé le présent rapport.

- Une nouvelle forme de conseil de première ligne, gratuit et spécialisé en agroenvironnement, se structure progressivement. Ces conseillers agissent en amont des décisions de changement des producteurs pour les inciter à intégrer des PAE. Les effets de leurs pratiques professionnelles sont toutefois limités compte tenu de leur faible nombre, des représentations entretenues à l'égard de leur organisation, de leur absence de crédibilité et de légitimité aux yeux des producteurs et de leur mode de financement. Ces conditions d'exercice exigent des pratiques professionnelles plaçant souvent ces conseillers dans une posture hiérarchique par rapport aux producteurs.
- Le conseil de deuxième ligne joue deux rôles principaux dans l'intégration des PAE sur les exploitations, soit celui de facilitateur dans les projets territoriaux et d'intermédiaire entre les diverses organisations de conseils. Ces rôles importants de liant territorial peuvent par contre ne pas être joués dans les régions où les relations interorganisationnelles sont peu développées.
- Plusieurs manques de connaissances quant aux retombées environnementales et à la faisabilité agronomique des PAE dans le littoral limite le rôle du conseil agricole dans la réhabilitation environnementale du LSP.
- Quatre pistes d'action mériteraient d'être mise en œuvre pour accroître le rôle du conseil agricole dans la réhabilitation du littoral du LSP : soutenir des tables d'échange en agroenvironnement dans les régions; développer une plate-forme de partage des résultats des essais agronomiques; soutenir et stimuler des pratiques de conseil d'accompagnement de groupe; poursuivre le développement des projets de réhabilitation des bassins versants qui sont en amont du littoral.

W - ÉVALUATION COÛTS-BÉNÉFICES DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS D'OCCUPATION DU SOL DANS LE LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

PATRICK MUNDLER (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Socioéconomie

Principal collaborateur

Noé Guiraud (Université. Laval)

Ce projet inclus un rapport de recherche et une feuille de calcul disponibles dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. W). Les sections suivantes présentent une synthèse du rapport de recherche.

Résumé des travaux de recherche

- Un scénario initial d'occupation des sols agricoles dans le littoral du lac Saint-Pierre a été élaboré. Ce scénario repose sur la moyenne des années 2015 à 2019.
- Sur cette base, un modèle intégrant les coûts et les revenus privés et publics a été construit.
- Les coûts et les revenus privés et publics ont été déterminés à partir des données et informations collectées auprès des opérateurs. Ils ont parfois été extrapolés à l'ensemble du littoral (cas de l'entretien des cours d'eau et des aménagements fauniques). Pour les taxes foncières, nous avons établi un calcul théorique sur la base de données locales et québécoises.
- Les résultats obtenus montrent que :
 - o La somme des marges sur coûts variables du scénario initial représente annuellement 4,1 millions de dollars de revenus pour le secteur agricole dans le littoral du lac Saint-Pierre,
 - o Les coûts publics directs dus à l'activité agricole représentent pour leur part un peu moins de 500 000 dollars annuellement.
- Cinq scénarios d'occupation des sols ont ensuite été élaborés.
- Les différents scénarios étudiés entraînent des pertes de revenus agricoles (mesurés par les marges sur coûts variables) allant de - 27 % à - 66 %.
- Les coûts publics diminuent pour leur part de 57 à 61 %.
- Les bénéfices environnementaux des scénarios sont évalués qualitativement autour de cinq catégories de services : la biodiversité, la pêche, la productivité du biome, la rétroaction climatique et la qualité de l'eau.
- Les changements d'occupation des sols simulés permettent des gains significatifs pour la qualité de l'eau et la biodiversité. Seul le scénario foin de conservation

- permet d'améliorer significativement la pêche, la productivité du biome et la rétroaction climatique.
- Les scénarios s'étendent sur un gradient qui montre une relation inversement proportionnelle entre les gains environnementaux et les pertes économiques privées pour l'agriculture.

Mise en contexte

Dans le cadre des travaux du pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, notre projet s'est intéressé à la partie cultivée du littoral du lac Saint-Pierre (LSP), vue comme un territoire sur lequel se pratiquent diverses activités agricoles. Comme on le sait, cultiver ces terres reste un défi chaque année pour les agriculteurs, qui doivent attendre le retrait de l'eau pour effectuer diverses opérations. Mais les agriculteurs ne sont pas les seuls acteurs impactés. Par exemple, les municipalités ont des dépenses d'entretien des cours d'eau, lesquelles sont partiellement financées par le MAPAQ, par le Programme de crédit de taxes foncières agricoles, la Financière agricole voit ses versements aux agriculteurs augmenter certaines années, il y a des dépenses d'aménagement faunique et de restauration financées par des organismes de conservation, etc.

Dans ce contexte, nous avons essayé d'appréhender à l'échelle du littoral, dans son ensemble, quels seraient les coûts et bénéfices globaux de divers scénarios d'occupation des sols du point de vue économique. Notre projet a d'abord examiné la situation initiale (appelée « scénario initial »), c'est-à-dire les coûts et bénéfices liés à la production agricole au cours des années précédentes. L'assolement¹ étant très dépendant de la date du retrait des eaux, nous avons retenu deux années pour analyser la situation initiale : 2015, année de faible inondation et 2017, année de forte inondation. Puis, après avoir consulté à la fois les partenaires du Pôle et nos collègues en agronomie et en sciences de l'environnement, nous avons élaboré divers scénarios d'occupation des sols et cherché à établir les coûts et bénéfices qu'entraîneraient ces scénarios à l'échelle du littoral (zone dite 0-2 ans) du LSP. Dans ce projet, nous examinons la question des coûts et bénéfices d'un point de vue général (coûts et bénéfices privés et publics) et territorial (ensemble du littoral) et non à l'échelle de l'exploitation agricole.

Pour l'évaluation des coûts et des bénéfices, nous nous en sommes volontairement tenus à tous les revenus et dépenses effectifs, c'est-à-dire donnant lieu à des échanges monétaires. Un agriculteur vend du blé, une municipalité encaisse des taxes, un organisme de conservation loue des terres, un ministère donne une subvention, etc., autant d'actes économiques du quotidien pour lesquels des transferts d'argent peuvent être observés. Ce faisant, nous avons délibérément choisi de ne pas donner une valeur monétaire hypothétique aux conséquences de l'activité agricole sur les écosystèmes. En d'autres termes, nous n'avons pas cherché à calculer monétairement les éventuels services écosystémiques rendus par l'activité agricole sur le territoire, nous n'avons pas cherché

¹ Le terme « **assolement** » désigne les différents types de cultures réparties annuellement sur le territoire d'une ferme ou d'une autre unité. Dans ce rapport, il désigne les différentes cultures présentes dans le littoral du lac-Saint-Pierre.

non plus à calculer le coût des externalités environnementales négatives des activités agricoles.

Ce n'est en aucun cas de notre part un choix visant à minimiser ces externalités. Toutefois, les méthodes utilisées pour leur donner une valeur monétaire restent largement discutées et leurs résultats ne font pas consensus. Quels seraient les coûts environnementaux à chiffrer? À partir de quelle date? Selon quel taux d'actualisation? Quelle serait la part des coûts à attribuer à l'activité agricole et à elle seule? Quelle serait, dans cette part, celle qui pourrait être attribuée exclusivement à l'agriculture se pratiquant dans le littoral? Toutes ces questions présentent un grand intérêt sur le plan théorique, mais n'apportent à notre sens guère de données utilisables de façon concrète. Ainsi, la méthode des scénarios que nous avons choisie n'a pas pour principale fonction de fournir des chiffres précis, mais d'offrir aux parties prenantes des ordres de grandeur leur permettant de disposer d'une base sur laquelle dialoguer. Notre but premier dans ce travail est que ces scénarios puissent servir de support au débat social collectif pour la gestion durable du LSP. À notre sens, l'enjeu n'est pas tant sur les chiffres eux-mêmes que sur les évolutions touchant aux pratiques et au métier d'agriculteur. Dans ce contexte, plutôt que de nous risquer à faire une évaluation monétaire des externalités des activités agricoles dans le littoral, ce qui aurait focalisé les discussions, nous avons préféré demander à nos collègues des sciences de l'environnement de nous donner, sur la base de leurs observations et au meilleur de leurs connaissances, une appréciation qualitative des effets de diverses utilisations des sols dans la zone littorale sur les services écosystémiques. Ces évaluations sont brièvement présentées plus loin, mais soulignons d'ores et déjà qu'elles restent malheureusement partielles, les travaux d'évaluation ayant été difficiles au cours des années 2020 et 2021, du fait d'un faible niveau d'inondation et du contexte pandémique.

Objectif

Notre objectif est d'évaluer les coûts et bénéfices, privés et publics, de différents scénarios d'occupation des sols à l'échelle de la zone littorale du LSP. Nous nous situons à une échelle « méso », c'est-à-dire territoriale.

Méthodologie

Initialement développés dans le domaine militaire, l'élaboration de scénarios peut répondre à deux types d'enjeux : obtenir un consensus auprès d'experts diversifiés sur une question donnée et développer des simulations de futurs possibles permettant d'étudier diverses options de politique (Bradfield et al., 2005). Employées dans de multiples contextes et par des disciplines très diverses, les méthodes utilisant des scénarios partagent néanmoins quatre principes (Shearer, 2005) :

- Les scénarios sont fictifs (mais plausibles et non fantaisistes).
- Les scénarios décrivent des situations et leurs conséquences.
- Les scénarios ne disent pas ce que sera le futur. Ils ne décrivent pas ce qui va arriver, mais ce qui pourrait arriver.
- Les scénarios organisent l'information dans un cadre d'analyse explicite.

Différentes typologies de scénarios sont proposées dans la littérature (Crawford, 2019). Par exemple, Börjeson et al. (2006) distinguent trois catégories de scénarios : prédictif (que va-

t-il se passer?), exploratoire (que pourrait-il se passer si...?) et normatif (comment atteindre tel résultat?). Les scénarios que nous avons construits dans le cadre de cette recherche relèvent de la catégorie des scénarios exploratoires. Dans cette catégorie, les auteurs distinguent deux sous-catégories, externe ou stratégique, selon que ce sont les acteurs eux-mêmes qui ont le contrôle sur ce qu'il se passe. Un scénario externe se situe donc hors du contrôle des acteurs. Il est construit sur la base de facteurs externes et le résultat a vocation à servir de base de dialogue entre diverses parties prenantes. C'est dans cet esprit que se situe notre démarche.

Utiliser des scénarios pour examiner les conséquences d'un changement dans l'usage des sols est une méthode fréquemment utilisée en agriculture (Xiang & Clarke, 2003). Les scénarios sont notamment utilisés dans des travaux cherchant à anticiper des changements environnementaux de moyen et long terme. L'exemple type concerne les changements climatiques et les travaux qui examinent à différentes échelles les transformations de l'agriculture qui en découlent (Mehdi et al., 2018). Ils sont également utilisés, parfois de façon très participative, pour appuyer l'élaboration de plans d'actions en vue d'améliorer la qualité d'un écosystème (Levasseur et Martin, 2016).

Nous avons réalisé le travail en trois étapes. Dans un premier temps, nous avons collecté les données nécessaires à l'établissement du scénario initial : définition précise du périmètre étudié; rendements moyens des cultures; prix de vente des produits; coûts d'exploitation; dépenses moyennes liées aux programmes de la Financière agricole; dépenses d'entretien des cours d'eau; valeur des terres; etc. Cette récolte de données s'est appuyée à la fois sur la documentation pertinente (budgets du CRAAQ, données de la FADQ, données du comité ZIP, notamment) et sur plusieurs entretiens avec divers partenaires (organismes de conservation, ministères, MRC, comité ZIP, UPA, etc.). Toutes les sources des données utilisées sont détaillées dans le rapport final du projet annexé à cette fiche.

Dans un second temps, nous avons établi le scénario initial, soit la mesure des coûts et bénéfices économiques de la situation actuelle, sur une base moyenne. Ce scénario a été confronté aux connaissances des différentes équipes du Pôle, ainsi qu'à celles de certains des partenaires, afin de l'ajuster au mieux.

Dans un troisième temps, nous avons établi cinq scénarios sur la base des connaissances produites par les autres axes du Pôle, ainsi que sur la base des attentes de certains partenaires. Un document de présentation chiffré et commenté pour chaque scénario est aussi présenté dans le rapport final du projet annexé à cette fiche.

Enfin, pour établir ces scénarios, nous nous sommes servis d'un modèle permettant de modifier les différentes variables de manière simple. Ce modèle a été mis en œuvre à partir d'un tableur Excel. Ce tableur fait partie des biens livrables de notre recherche et se trouve lui aussi annexé à cette fiche. Notre souhait est qu'il puisse être mis à la disposition de tous les partenaires pour qu'ils puissent, le cas échéant, ajuster les données ou tester d'autres scénarios.

Résultats

Le scénario initial

Comme expliqué en introduction, nous avons commencé par effectuer une comparaison entre deux années : 2015 (année de faible inondation) et 2017 (année de forte inondation). La comparaison de ces deux années montre en effet d'importants changements qui se traduisent tout particulièrement par un très gros recul du maïs au profit du soya les années de forte inondation (figure W1), mais aussi une augmentation sensible des cultures identifiées comme « non renseignées », indiquant soit des terres qui n'ont pu être cultivées, soit des cultures non assurées.

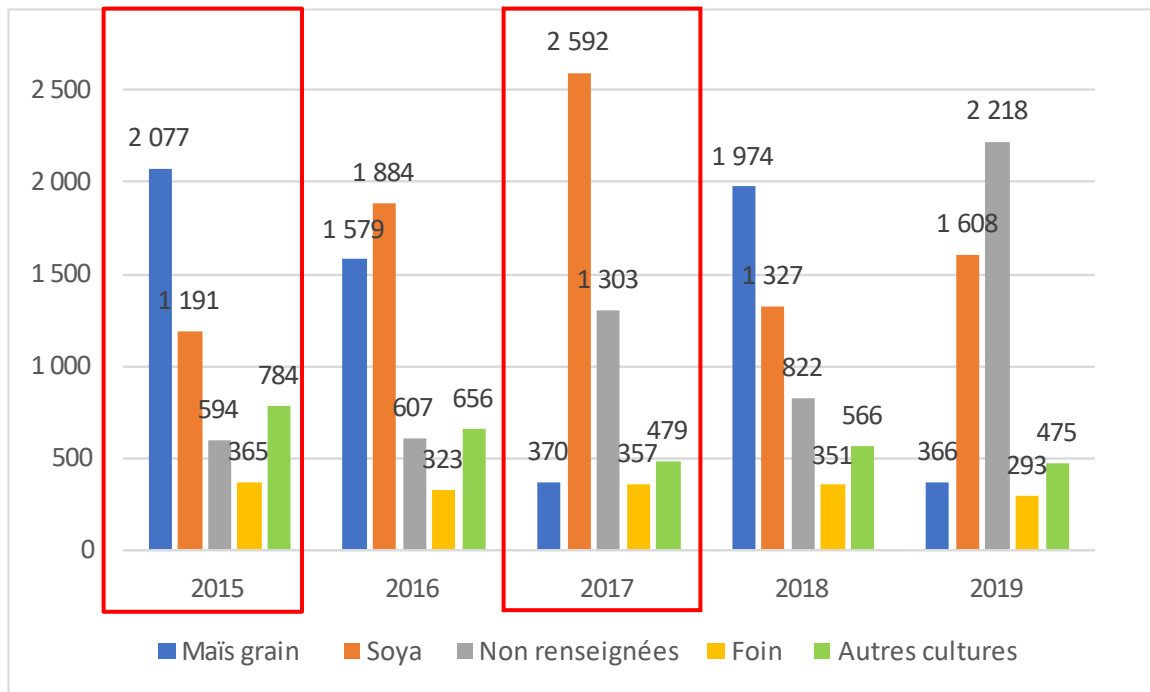


Figure W1. Surfaces des principales cultures dans le littoral, en hectares (source BDPPAD 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

Après avoir établi le chiffrage de ces deux années, nous avons constaté que, malgré les très grosses différences d'assolement, les différences du point de vue des revenus agricoles (mesurés par la somme des marges sur coûts variables) restaient minimes (tableau W1).

Tableau W1. Somme des marges sur coûts variables pour les années 2015 et 2017

Évaluation économique de l'activité agricole dans le littoral du lac Saint-Pierre		
Année de référence	2015	2017
Zone littorale	0-2 ans	0-2 ans
Frais de mise en culture	5 625 331 \$	4 983 185 \$
Total coûts privés	6 022 287 \$	5 361 529 \$
Ventes agricoles	9 829 966 \$	9 261 844 \$

<i>Total revenus privés</i>	10 090 174 \$	9 510 388 \$
Bilan privé (somme des marges sur coûts variables)	4 067 887 \$	4 148 859 \$

En conséquence, nous avons choisi, pour déterminer le scénario initial qui servira de comparaison avec les scénarios futurs, d'établir un assolement moyen, calculé sur cinq années. Pour établir le scénario initial, nous avons donc retenu une surface cultivée de 5 050 hectares, correspondant à la moyenne des surfaces déclarées au cours des cinq dernières années (2015-2019 inclus). L'assolement moyen auquel nous parvenons est présenté dans le tableau W2 ci-dessous.

Tableau W2. Assolement moyen retenu pour le scénario initial en hectares

Production	Surface en hectares
Avoine	48,7
Blé	76,0
Engrais vert	14,5
Vieilles prairies	0,0
Nouvelles prairies	506,0
Légumes de transformation	145,0
Légumes divers	48,0
Maïs fourrager	48,2
Maïs-grain	1 540,8
Orge	35,5
Haricots secs	43,4
Sarrasin	22,9
Soya	2 128,5
<i>Total cultivé</i>	<i>4 657</i>
Partie non cultivée	393
Total surface agricole	5 050

Parallèlement à la définition d'un assolement moyen, nous avons recherché les données nécessaires pour évaluer les coûts et les revenus privés et publics. Les données à recueillir pour établir ces coûts et revenus sont présentées dans le tableau W3 ci-dessous.

Tableau W3. Coûts et revenus privés et publics liés aux activités agricoles dans le littoral

Coûts privés (agriculteurs)	Coûts privés (organismes de conservation)	Coûts publics (municipalités, provincial, fédéral)
Taxes foncières	Taxes foncières	Programme de crédit de taxes foncières
Frais de mise en culture	Aménagements fauniques	Aménagements fauniques, dépenses de restauration, subventions aux organismes de conservation)
Entretien des cours d'eau (30 % à la charge des agriculteurs)		Entretien des cours d'eau (70 % à la charge du MAPAQ)

Entretien des fossés		Programme d'indemnisation du MSP
Cotisations FADQ		Versements FADQ
Impôts sur les revenus agricoles		
Revenus privés (agriculteurs)	Revenus privés (organismes de conservation)	Revenus publics (municipalités, provincial, fédéral)
Vente des produits agricoles	Baux agricoles	Impôts sur les revenus agricoles
Versements FADQ (ASREC, sauvagine, autres)		Cotisations FADQ
	Permis et baux de chasse	Taxes foncières

Le tableau W4 présente l'ensemble des coûts et des revenus, privés et publics, calculés pour le littoral du LSP dans le scénario initial.

Tableau W4. Évaluation économique globale du scénario initial

Évaluation économique de l'activité agricole dans le littoral du lac Saint-Pierre - Scénario initial		
Coûts privés	Mise en culture	5 348 846\$
	Taxes foncières - Agriculteurs	28 886\$
	Impôts sur le revenu agricole	39 829\$
	Entretien des fossés	273 722\$
	Entretien des cours d'eau	43 016\$
	<i>Total coûts privés</i>	5 734 299\$
Revenus privés	Ventes agricoles	9 667 188\$
	Versements MSP	8 611\$
	Versements assurances agricoles	243 743\$
	<i>Total revenus privés</i>	9 919 542\$
Bilan privé		4 185 244\$
Coûts publics	Assurances agricoles	69 223\$
	Taxes foncières - MAPAQ	102 414\$
	Entretien cours d'eau + aménagements fauniques	486 346\$
	Versements MSP	8 611\$
	<i>Total coûts publics</i>	666 594\$
Revenus publics	Impôts sur le revenu agricole	39 829\$
	Taxes foncières - Municipalités	131 300\$
	<i>Total revenus publics</i>	171 129\$
Bilan public		-495 465\$

Nos estimations font donc apparaître un coût net pour l'État et les collectivités de 495 465 \$ pour une somme de marges sur coûts variables totale de 4 185 244 \$ pour les agriculteurs sur la base de la répartition des cultures du tableau W2. Le principal coût public est lié à l'entretien des cours d'eau et aux aménagements fauniques qui lui sont associés sur la base des différents projets réalisés depuis 2014 sur le territoire du littoral par le comité ZIP.

Les scénarios

Cinq scénarios ont été testés (voir tableaux W5 et W6). Les scénarios sont construits sur la base d'un changement de l'assolement, soit une évolution de la répartition des cultures dans le littoral du LSP. À ces changements d'assolement peuvent s'ajouter ou non des pratiques agricoles nouvelles, tant dans les cultures annuelles que dans les cultures de foin. Trois types de pratiques étudiées sur le plan agronomique ont été introduites dans les scénarios :

- Des pratiques améliorées pour les cultures annuelles (qui consistent en l'introduction d'une culture de couverture intercalaire dans les cultures annuelles laissant un sol nu durant l'hiver).
- L'implantation et l'exploitation de vieilles prairies ou de nouvelles prairies à des degrés divers d'intensification.
- L'implantation de bandes pérennes le long des fossés et le long des cours d'eau pour réduire les pertes sédimentaires et élargir les habitats pour la faune. Ces bandes pérennes viennent diminuer d'autant les surfaces consacrées aux cultures.

Il faut souligner que nous n'avons pas pu, faute de résultats concluants, élaborer des scénarios modélisant l'implantation de cultures alternatives.

La figure W2 ci-dessous présente de façon illustrée la démarche suivie pour élaborer les scénarios et évaluer leurs impacts économiques sur les revenus et les coûts publics et privés. Elle présente aussi l'évaluation qualitative de leurs impacts environnementaux.

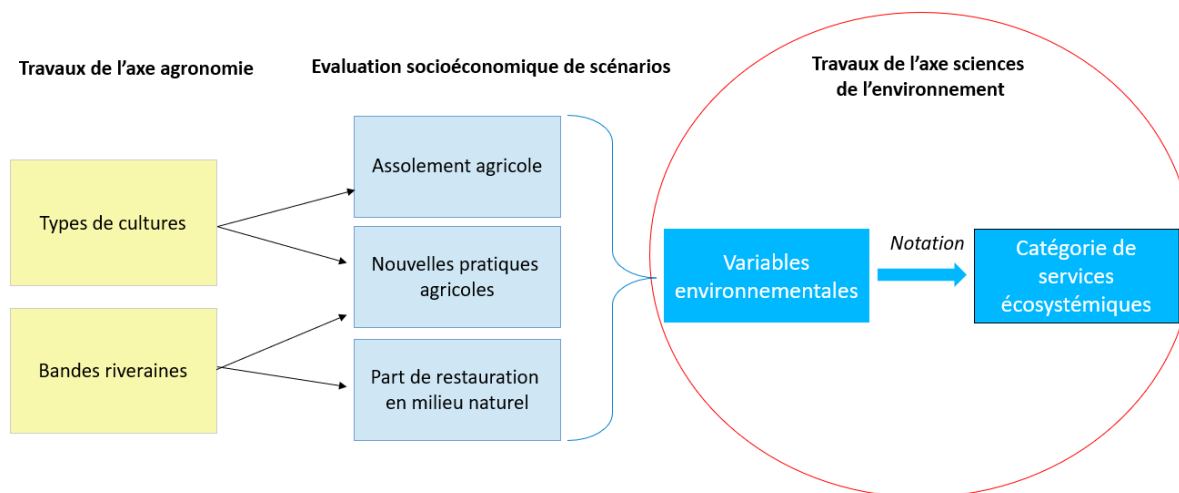


Figure W2. La démarche suivie pour l'élaboration des scénarios.

À partir des entrevues que nous avons réalisées, tant avec les chercheurs du Pôle qu'avec plusieurs partenaires, nous avons construit cinq scénarios qui sont présentés dans les tableaux W5 et W6. Précisons que dans tous les scénarios étudiés, 522 ha (soit un peu plus de 10 % de la surface) appartenant aux organismes de conservation sont renaturalisés. Les tableaux W5 et W6 présentent une brève description des scénarios (tableau W5), ainsi que la répartition des superficies pour chacun des scénarios (tableau W6).

Tableau W5. Les cinq scénarios étudiés

Scénario	Description
TCR-LSP	Le scénario « TCR-LSP » évalue l'application des recommandations de la Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre pour favoriser la cohabitation faune-agriculture dans la zone de récurrence 0-2 ans ¹ .
Réglementaire (transitoire)	Le scénario « Réglementaire (transitoire) » évalue la mise en œuvre du projet de règlement instaurant un nouveau régime d'aménagement dans les zones inondables des lacs et des cours d'eau. Nous nous sommes appuyés sur les informations parues dans la <i>Gazette officielle du Québec</i> , 23 juin 2021, 153e année, no 25, et sur des échanges avec le MELCC.
Foin (conservation)	Le scénario « Foin (conservation) » étudie la mise en foin de l'ensemble des surfaces agricoles avec des pratiques extensives visant la conservation de la faune : une seule fauche tardive, pas d'intrants, des bandes pérennes et des surfaces en restauration faunique.
Foin (exploitation)	Le scénario « Foin (exploitation) » étudie la mise en foin de l'ensemble des surfaces agricoles avec des pratiques intensives visant l'optimisation économique de la mise en culture. Ce scénario prévoit l'utilisation d'intrants et deux coupes par saison.
Pratiques améliorées	Le scénario « Pratiques améliorées » étudie la mise en œuvre de cultures de couverture et de bandes pérennes en conservant le même assolement que le scénario initial.

¹ Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre, 2019. Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Fiche synthèse.

Tableau W6. La répartition des cultures selon les superficies pour chacun des scénarios

Production	Superficie des surfaces en hectares					
	Scénario initial	Scénario TCR-LSP	Scénario réglementaire transitoire	Scénario foin conservation	Scénario foin exploitation	Scénario pratiques améliorées
Avoine	48,7	23,1	37,4	0,0	0,0	35,5
Blé	76,0	36,0	58,2	0,0	0,0	55,3
Engrais vert	14,5	6,9	11,1	0,0	0,0	10,5
Vieilles prairies exploitation	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Vieille prairie conservation	0,0	280,4	0,0	3 872,3	0,0	0,0
Nouvelles prairies exploitation	506,0	0,0	0,0	0,0	4 528,1	0,0
Nouvelles prairies conservation	0,0	1 360,0	388,0	0,0	0,0	368,7
Légumes de transformation	145,0	68,7	111,2	0,0	0,0	105,6
Légumes divers	48,0	22,7	36,8	0,0	0,0	35,0
Maïs fourrager	48,2	22,9	37,0	0,0	0,0	35,2
Maïs-grain	1 540,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Maïs-grain pratiques améliorées	0,0	657,0	1 181,5	0,0	0,0	1 122,8
Orge	35,5	16,8	27,2	0,0	0,0	25,9
Haricots secs	43,4	20,5	33,2	0,0	0,0	31,6
Sarrasin	22,9	10,8	17,6	0,0	0,0	16,7
Soya	2 128,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Soya pratiques améliorées	0,0	868,1	1 632,1	0,0	0,0	1 551,1
<i>Total cultivé</i>	<i>4 657</i>	<i>3394</i>	<i>3 571</i>	<i>3 872</i>	<i>4 528</i>	<i>3 394</i>
Partie non cultivée	393	286	301	0	0	286
<i>Total surface agricole</i>	<i>5 050</i>	<i>3680</i>	<i>3 872</i>	<i>3 872</i>	<i>4 528</i>	<i>3 680</i>
<i>Restauration milieu naturel</i>	<i>0,0</i>	<i>522</i>	<i>522</i>	<i>522</i>	<i>522</i>	<i>522</i>
<i>Surfaces en bandes pérennes</i>	<i>0,0</i>	<i>848</i>	<i>656</i>	<i>656</i>	<i>0</i>	<i>848</i>
TOTAL	5 050	5 050	5 050	5 050	5 050	5 050

Une fois les scénarios élaborés, nous avons demandé aux chercheurs de l'axe environnement et faune de les qualifier au regard des indicateurs qui ont été observés durant le projet. Nous avons retenu cinq catégories de services écosystémiques comportant chacune des indicateurs (entre 1 et 13, selon la catégorie - tous les détails sont fournis dans le rapport final du projet). Les catégories retenues sont les suivantes : la biodiversité, la pêche, la productivité du biome (le milieu écologique du LSP), la rétroaction climatique et la protection des sols et de la qualité de l'eau. L'utilisation d'une note moyenne pour chaque scénario permet de présenter les résultats sous la forme d'un graphique de type radar.

Résultats synthétiques

Une rapide comparaison des différents scénarios (figure W3) montre que les scénarios réglementaire (transitoire) et pratiques améliorées sont très proches du point de vue des conséquences, tant en ce qui a trait au bilan privé qu'au bilan public. Ces deux scénarios diminuent la somme des revenus sur le littoral d'environ 30 %. Un deuxième groupe comprend les scénarios TCR-LSP et foin (exploitation), eux aussi très proches en ce qui concerne l'impact sur les revenus agricoles dans le littoral. Ces deux scénarios diminuent les revenus agricoles d'environ 45 %. Enfin, le scénario foin (conservation) a l'impact le plus fort, puisqu'il diminue les revenus agricoles d'environ 66 %.

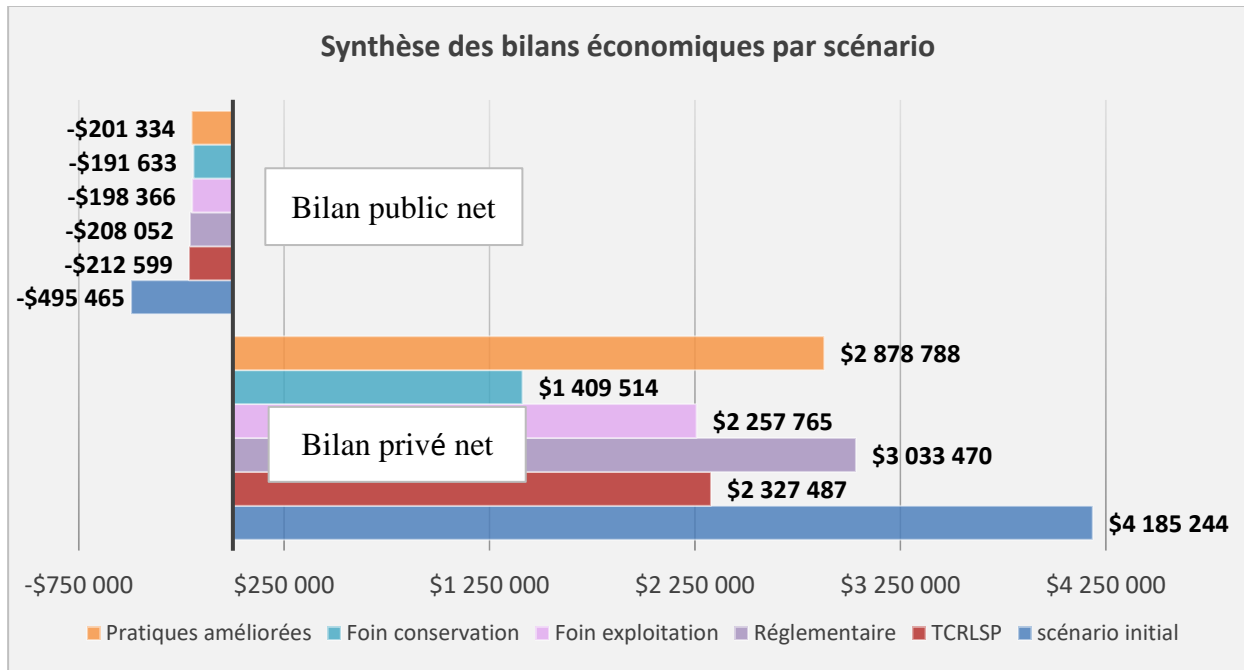


Figure W3. Bilans économiques des différents scénarios étudiés.

Une partie de la baisse des revenus agricoles, 416 000 dollars (soit 10 % du bilan privé du scénario initial) vient de la restauration des 522 hectares dont les organismes de conservation sont propriétaires. Ces 522 hectares devant être renaturalisés quel que soit le contexte, ils ont été retirés des superficies cultivées dans le littoral dans tous nos scénarios.

L'impact des bandes pérennes est important, puisque les bandes pérennes diminuent les surfaces cultivées de façon conséquente, sur un parcellaire tout en longueur et dans l'ensemble perpendiculaire au littoral. Il est possible d'ailleurs que la partie cultivable de certaines parcelles devienne trop étroite une fois installées des bandes pérennes de trois, quatre, voire cinq mètres de chaque côté. L'impact des bandes pérennes est d'autant plus important que, lorsque nous les avons mises en œuvre dans les scénarios, nous l'avons fait de façon systématique pour tous les fossés et pour tous les cours d'eau. Il est possible que, dans la pratique, le linéaire perçu sur le terrain de fossés et de cours d'eau soit moins important que ce que nous avons calculé.

Nos scénarios sont très sensibles aux prix et aux rendements. Ces derniers peuvent être modifiés dans le modèle que nous transmettons en matériel supplémentaire (W).

Du point de vue du bilan public, tous les scénarios semblent relativement équivalents. Cela vient pour l'essentiel d'une diminution des dépenses d'entretien des cours d'eau. Dès lors que des bandes pérennes et des cultures pérennes sont installées, nous diminuons de beaucoup la nécessité d'entretien. Toutefois, notre calcul reste approximatif. Il repose sur les dépenses réelles effectuées par une MRC dans le littoral, puis sur plusieurs extrapolations, comme expliqué dans la section 3.5 du rapport final du projet.

D'un point de vue environnemental (figure W4), les différents scénarios s'éloignent progressivement du scénario initial, un peu comme des polygones concentriques qui partent du centre (le scénario initial) vers l'extérieur, selon un gradient très dépendant de la place des cultures pérennes et des bandes pérennes. En fin de compte, comme pour ses impacts sur les revenus agricoles, le scénario réglementaire (transitoire) ressemble beaucoup au scénario pratiques améliorées, leurs notes sont presque équivalentes. Viennent ensuite le scénario TCR-LSP et le scénario foin (exploitation), qui, eux aussi, présentent des conséquences de revenu presque équivalentes, puis le scénario foin (conservation), qui se distingue tout de même nettement par rapport à tous les autres pour les cinq grandes catégories de services écosystémiques retenues.

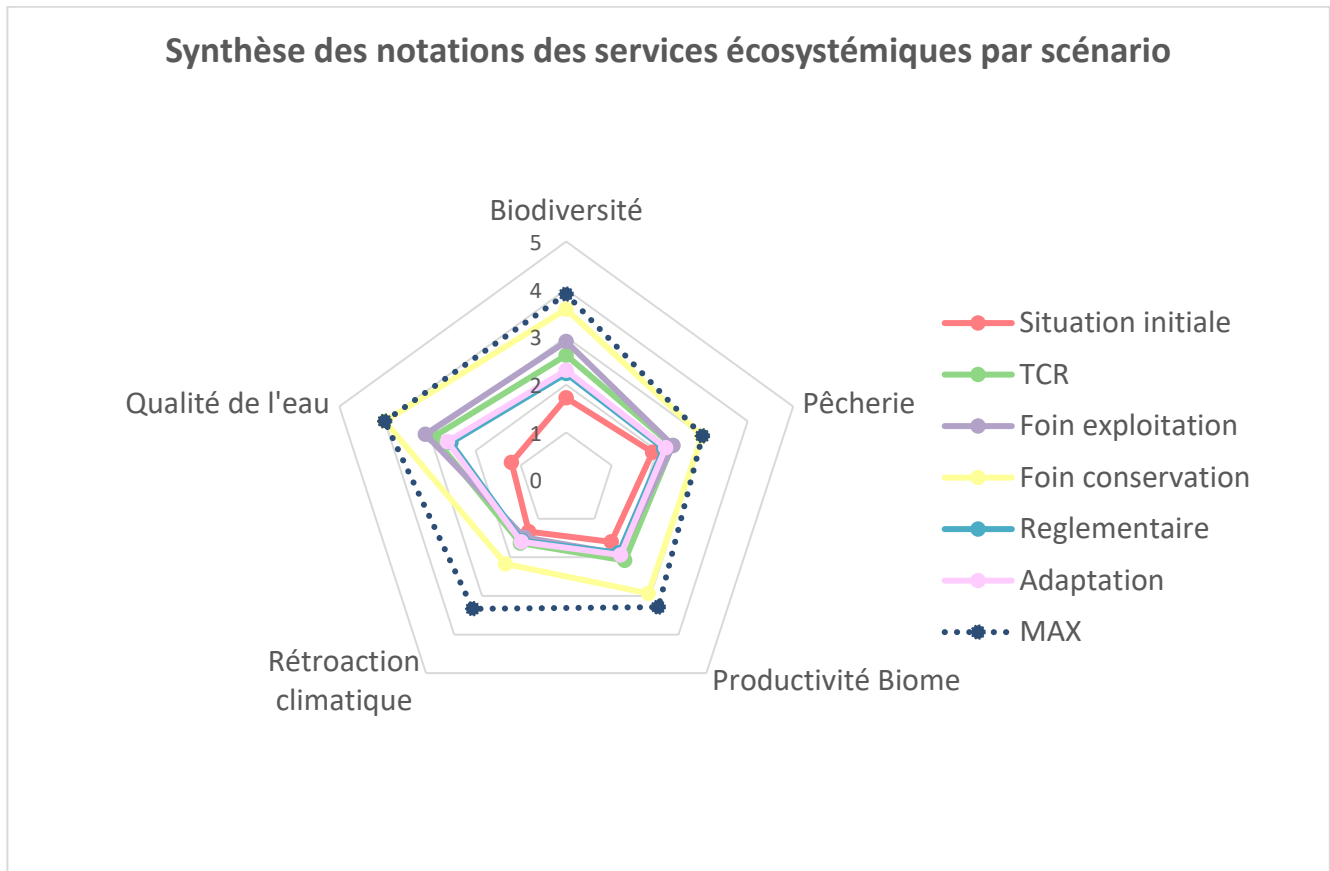


Figure W4. Bilans environnementaux des différents scénarios étudiés.

On constate ainsi un lien évident entre la perte de revenus agricoles à l'échelle du territoire et l'amélioration des services écosystémiques. La figure W5 montre que les scénarios s'étendent sur un gradient. Pour construire cette figure, les résultats de la modélisation économique ont tous été ramenés sur un chiffre unique compris entre 0 et 100, la note de 100 ayant été donnée au scénario initial. La même opération a été effectuée pour noter les services écosystémiques, la note 100 étant attribuée à la note « max », qui reprend les meilleures notes attribuées pour les catégories de services écosystémiques.

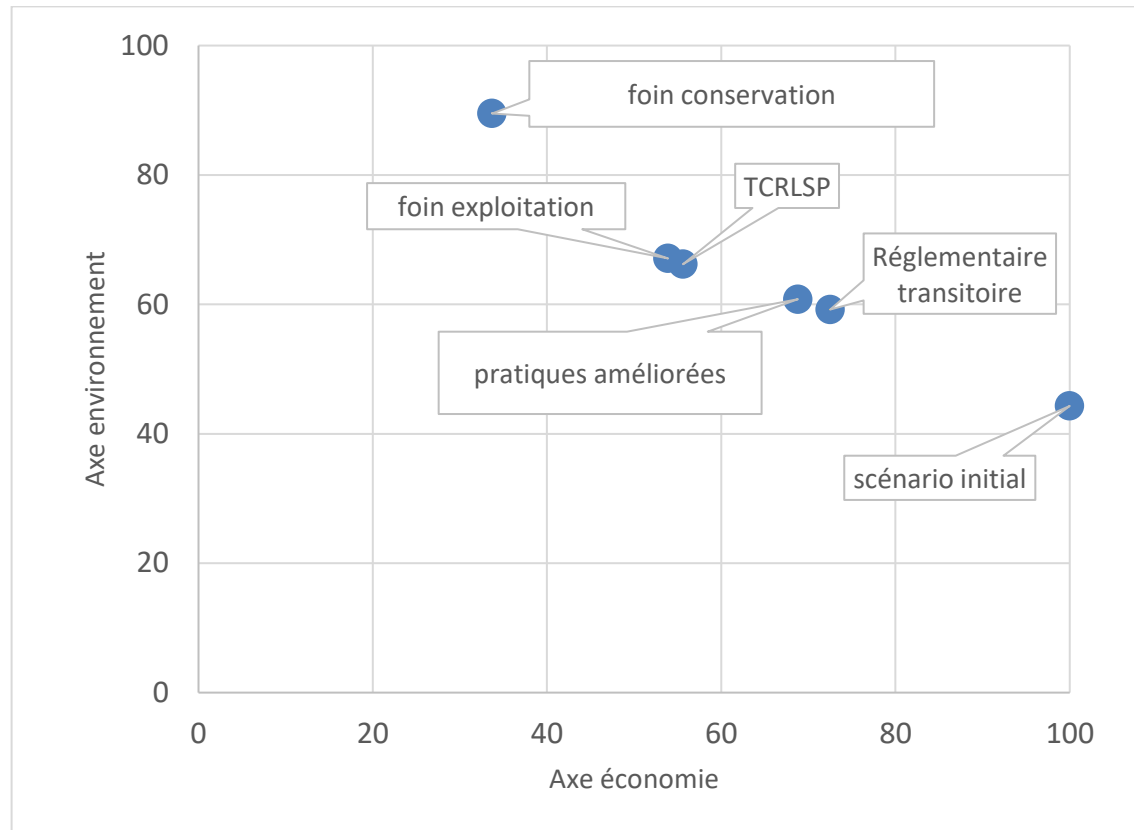


Figure W5. Positionnement des différents scénarios en ce qui concerne leurs impacts économiques (pour les agriculteurs) et environnementaux.

Discussion et conclusion

Notre travail présente plusieurs limites qui sont évoquées dans le rapport final du projet. Même si nous nous sommes efforcés de nous appuyer sur des données aussi fiables que possible, nous avons été contraints d'effectuer divers arbitrages. Nous fournissons avec ce rapport un tableur Excel conçu pour que d'autres utilisateurs puissent effectuer d'autres scénarios ou modifier les données des scénarios effectués (notamment de prix et de rendements).

Pour ce qui est des conséquences, il est important de noter que l'application de ces scénarios à l'échelle des acteurs, au premier titre desquels les agriculteurs, demande de considérer des situations pouvant être très variables d'une ferme à l'autre. Rappelons que notre approche est territoriale et non individuelle. Elle n'a nullement l'ambition de fournir à chaque agriculteur des éléments d'analyse concernant sa situation personnelle.

Nous identifions plus précisément quatre types de variabilité : une à l'échelle des exploitations et trois à l'échelle des parcelles.

A/ À l'échelle des exploitations, les entreprises agricoles n'ont pas toutes les mêmes surfaces dans le littoral et ces parcelles ne représentent pas la même part de la surface cultivée pour chaque entreprise. Un changement d'occupation du sol n'aura donc pas le même impact selon les entreprises.

Ainsi, selon les données du MAPAQ, 191 fermes sont concernées par les terres agricoles situées dans le littoral. La figure V6 ci-dessous met en perspective le nombre d'hectares cultivés par chacune de ces fermes et le pourcentage que la superficie dans le littoral représente (en pourcentage de la superficie totale cultivée par la ferme). Chaque point représente donc une des 191 fermes cultivant dans le littoral. La moitié de ces fermes (50,2 %) ont moins de 20 hectares dans le littoral, représentant moins de 20 % de leur superficie. On constate aussi un groupe de 14 fermes (surlignées en jaune) qui cultivent plus de 100 hectares dans le littoral, représentant entre 20 et 60 % de leur superficie. Enfin, on constate l'existence d'un petit groupe de fermes (8 fermes, surlignées en vert) cultivant moins de 50 ha dans le littoral, mais pour une part dépassant 60 % de leur superficie totale.

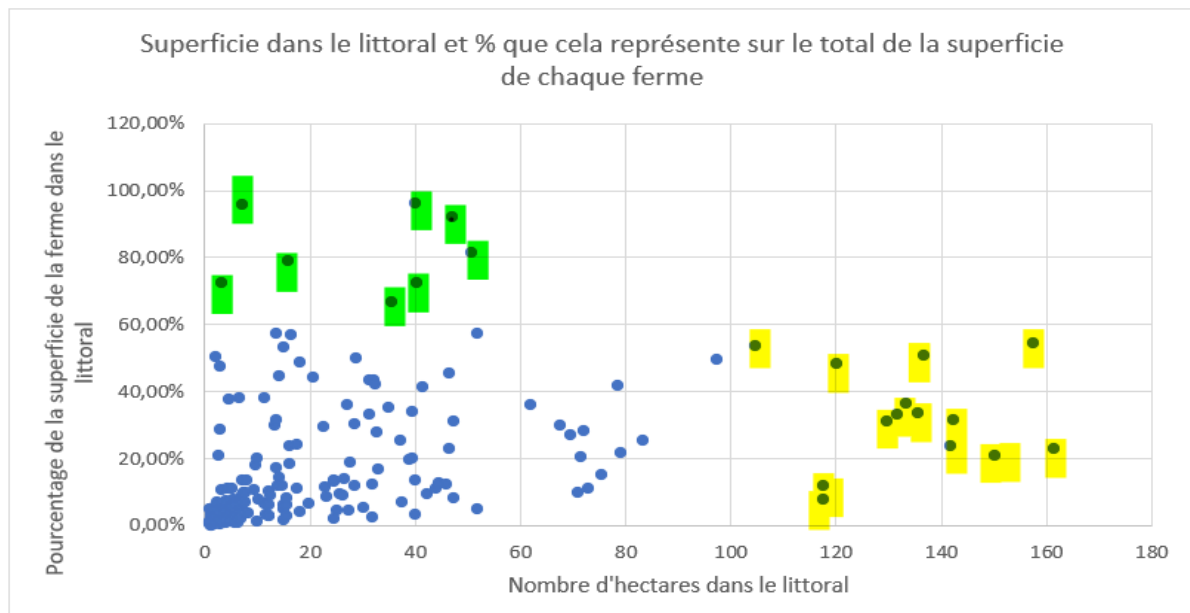


Figure W6. Superficie dans le littoral et pourcentage que cela représente sur le total de la superficie de chaque ferme.

Cette forte hétérogénéité signifie bien entendu que l'incidence pour les fermes de tout changement d'usage des terres agricoles dans le littoral entraînera des conséquences fort différentes selon les exploitations.

B/ À l'échelle des parcelles :

- Les parcelles agricoles sont inégalement présentes dans le littoral. Dans certains cas, c'est juste un bout de champ qui est concerné, dans d'autres c'est l'entièreté

de la parcelle. Ces éléments sont détaillés dans le chapitre 2 du rapport final du projet.

- La topographie, en particulier l'élévation, varie au sein des parcelles elles-mêmes. Cela influence la façon dont la crue va impacter la culture de la parcelle, mais aussi à partir de quel niveau de crue la parcelle est inondée (voir annexe 4 du rapport final du projet). Une connaissance plus fine de l'élévation des sols permettrait également de choisir l'adaptation des pratiques la plus pertinente.
- Enfin, en fonction de la géométrie des parcelles, l'implantation des bandes pérennes peut réduire considérablement la partie cultivable, au point de rendre la culture impossible ou peu intéressante. Il y aura peut-être des situations où l'implantations de prairies destinées à devenir permanentes sur la totalité de la parcelle sera plus judicieux.

Bibliographie

- Börjeson, L., M. Höjer, K. H. Dreborg, T. Ekvall et G. Finnveden (2006). “Scenario Types and Techniques: Towards a User's Guide”, *Futures*, 38 (7), p. 723-739.
- Bradfield, R., G. Wright, G. Burt, G. Cairns et K. Van Der Heijden (2005). “The Origins and Evolution of Scenario Techniques in Long Range Business Planning”, *Futures*, 37 (8), p. 795-812.
- Crawford, M. M. (2019). “A Comprehensive Scenario Intervention Typology”, *Technological Forecasting and Social Change*, 149, 119748.
- Environnement et Changement climatique Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (ECCC et MDDELCC) (2018). Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014. Environnement et Changement climatique Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 49 p.
- Financière agricole du Québec, La (FADQ) (2015 et 2017). Base de données des parcelles et productions agricoles déclarées. Version 03 : productions transposées anonymes, FADQ – Direction des technologies et de la sécurité, septembre 2018.
- Godbout, L. (2017). « La réforme abandonnée, un dossier non réglé ». Rapport sur les impacts financiers sur les entreprises agricoles de la réforme annoncée au budget de mars 2016 du Programme de crédit de taxes foncières agricoles, février 2017, 137 p.
- Levasseur, F. et P. Martin (2016). Construction de scénarios d'évolutions des territoires agricoles intégrant les dynamiques locales. Rapport Technique, Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, 34 p.
- Mehdi, B., B. Lehner, et R. Ludwig (2018). “Modelling Crop Land Use Change Derived from Influencing Factors Selected and Ranked by Farmers in North Temperate Agricultural Regions”, *Science of the Total Environment*, 631, p. 407-420.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (MDDELCC) (2015). Guide d'interprétation. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Direction des politiques de l'eau, 131 p. [En ligne :] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-interpretationPPRLPI.pdf>.
- Shearer, A. W. (2005). “Approaching Scenario-Based Studies: Three Perceptions About the Future and Considerations for Landscape Planning”, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 32 (1), p. 67-87.
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (2019a). Fiche de synthèse sur la cohabitation agriculture-faune en zone littorale, Plan de gestion intégré du lac Saint-Pierre, 50 p.
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (2019b). Plan de gestion intégré du lac Saint-Pierre, document d'introduction, 178 p.
- Théberge M., P. Brodeur et M. Mingelbier (2012). Développement d'un outil d'analyse du potentiel d'habitat de reproduction de la perchaude (*Perca flavescens*) dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 15 p.

- Vanasse A. et F. Allard F. (non daté, a). Avantage de régie des céréales d'automne, Université Laval, 3 pages. [En ligne :] <https://www.craaq.qc.ca/documents/files/EPHY1501/Vanasse.pdf>.
- Vanasse A. et F. Allard (non daté, b). Survie à l'hiver et rendement du blé d'automne selon différentes dates et densités de semis, Université Laval, 34 pages. https://www.agrireseau.net/documents/Document_91263.pdf.
- Wall, G.J., D.R. Coote, E.A. Pringle et I.J. Shelton (éditeurs) (2002). RUSLE-CAN – équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada. Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, numéro de la contribution AAC2244F, 117 p.
- Xiang, W.N. et K.C. Clarke (2003). "The Use of Scenarios in Land-use Planning". *Environment and Planning B: Planning and Design*, 30 (6), p. 885-909.

X - IMPACT DU CADRAGE DE L'INFORMATION PRÉSENTÉE SUR L'ACCEPTABILITÉ DE NOUVELLES PRATIQUES AGRONOMIQUES PAR LES AGRICULTEURS DE LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE

MAURICE DOYON (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Politiques et programmes gouvernementaux

Rincipaux collaborateurs

Stevens Azima (Université. Laval), Laure Saulais (Université. Laval) et Stéphane Bergeron (Université. Laval)

Ce projet inclus un rapport de recherche disponible dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. X). Les sections suivantes présentes une synthèse du rapport de recherche.

Résumé des travaux de recherche

Principaux constats :

1. La perception de la nouvelle réglementation ne semble pas déterminée par le nombre d'hectares cultivés dans le littoral ni le pourcentage des terres totales que ces superficies représentent pour l'entreprise.
2. La présence de rotation maïs-soya versus la présence de pâturage ou de prairie dans les terres cultivées du littoral est un facteur d'importance sur la perception de la nouvelle réglementation par les agriculteurs.
3. La majorité des agriculteurs rencontrés ne connaissait pas les répercussions de l'ancienne réglementation sur leurs activités, si cette réglementation devait être appliquée, ou, du moins, en avait une connaissance très limitée.
4. La connaissance de l'ancienne réglementation semble être un critère nécessaire, mais pas suffisant pour favoriser une ouverture à l'adoption de nouvelles pratiques. La croyance ou la perception d'une menace réelle de l'application de l'ancienne réglementation en absence de la nouvelle doit aussi être présente.
5. Tous les agriculteurs consultés et concernés perçoivent initialement la nouvelle réglementation comme une perte relativement au statu quo.
6. Après discussion où la nouvelle réglementation est mise en perspective relativement à l'ancienne, un certain nombre d'agriculteurs change ou atténue leur position quant au fait que la nouvelle réglementation représente une perte.
7. Après discussion, où la nouvelle réglementation est mise en perspective relativement à l'ancienne, le nombre de producteurs en phase de résistance (adoption de nouvelles pratiques culturales) est en baisse et ceux en déclic et contemplation en hausse.

8. Tous les agriculteurs consultés estiment que la mise en place des pratiques culturales prescrites par la nouvelle réglementation va entraîner des baisses de revenu et/ou des coûts supplémentaires.
9. De nombreux agriculteurs ne sont pas convaincus du fondement scientifique de la nouvelle réglementation.
10. Plusieurs agriculteurs signalent un manque de flexibilité dans la réglementation, qui ne prend pas en considération des cas particuliers ou la réalité spécifique de certaines terres, ce qui conduit selon eux à des impossibilités ou incohérences techniques.
11. Selon les agriculteurs consultés, la nouvelle réglementation est responsable de la chute de la valeur et de la demande des terres dans le littoral du LSP.
12. Un nombre important d'agriculteurs consultés souhaiteraient le rachat de leur terre par le gouvernement ou une autre entité.

Nous constatons que le point de référence (théorie des perspectives) combiné au cadre du processus d'adoption de nouvelles pratiques culturales de Ruiz et Dumont (2021) explique bien nos observations. Ainsi, une majorité des producteurs rencontrés sont en phase de résistance et la très grande majorité perçoit, dans un premier temps, la nouvelle réglementation comme une perte. Dans un traitement d'information, nous avons fait valoir aux participants que l'ancienne réglementation représentait un danger pour leur entreprise puisqu'elle portait, si appliquée, l'interdiction de cultiver dans le littoral du LSP. Donc, sous cet angle, la nouvelle réglementation vient régulariser une situation de non-respect réglementaire, mais sous certaines conditions. Elle représente donc un gain potentiel. Suivant ce traitement, un certain nombre d'agriculteurs ont été sensibles, à différents niveaux, à cet argument. Notons que ce « traitement » a été réalisé sur une très courte période (quelques minutes au cours de l'entrevue) et dans un contexte de faible connaissance de l'ancienne réglementation de la part des agriculteurs. Appliqué sur une plus longue période, le changement de point de référence a le potentiel d'augmenter significativement l'acceptabilité de la nouvelle réglementation et des pratiques qui y sont associées. Ajoutons que la non-application pour plus de 30 ans de l'ancienne réglementation, le fait que les transactions ont été permises sans que les notaires indiquent des limites agricoles et que les instances gouvernementales aient assuré les parcelles cultivées renforce la perception des agriculteurs quant à la présence d'un droit acquis. Bref, ces éléments limitent le déplacement du point de référence de la position de statu quo « je cultive comme sur les parcelles hors littoral » à celle de « il y a risque que je perde l'usage agricole de mes parcelles dans le littoral du LSP ».

Nos résultats nous laissent donc croire qu'une approche s'échelonnant sur plusieurs mois et basée sur les éléments suivants aurait été positive.

- Informer les agriculteurs que la réglementation en place interdit l'exploitation dans les zones sensibles du littoral du LSP ;
- Communiquer, preuves scientifiques à l'appui, que les pratiques agricoles actuelles sont contributives du déclin de la perchaude et de la détérioration de la qualité de l'eau du LSP ;
- Faire comprendre que le statu quo n'est pas une option ;

- Proposer un compromis avec le régime transitoire comme étant une alternative à la perte des usages agricoles dans le littoral du LSP.

Aujourd'hui, il semble difficile de rectifier ce point de référence. Rappelons également que selon la théorie des perspectives, une perte est plus vivement ressentie qu'un gain équivalent. Ce fait contribue à la grogne constatée lors de nos entretiens, notamment chez ceux en phase de résistance. La perception de perte a des conséquences également sur les attentes quant au niveau des compensations, comme démontré dans notre prétest. En effet, un point de référence qui amène à percevoir la nouvelle réglementation comme une perte versus un gain génère des attentes monétaires plus importantes pour une même action. L'impact du cadrage de l'information, constaté lors de notre prétest, se manifeste dans l'impression des agriculteurs que la nouvelle réglementation a été adoptée de manière verticale sans consultation de leurs points de vue. Par exemple, plusieurs agriculteurs signalent un manque de flexibilité dans la réglementation (application uniforme), qui ne prend pas en considération la diversité topologique et hydrographique des emplacements des parcelles. Une attention particulière devrait être portée à ces éléments de cadrage par la communication.

Cet impact se manifeste également dans le questionnement de la légitimité scientifique des mesures présentes dans la nouvelle réglementation. En effet, de nombreux agriculteurs ne sont pas convaincus du fondement scientifique de cette réglementation. En outre, plusieurs remettent en question l'impact de l'agriculture dans le littoral sur les écosystèmes du LSP. Cela suggère une vulgarisation scientifique insuffisante et un manque de communication. Associée à la perspective comportementale, cette analyse met en lumière le rôle de barrières, mais aussi de leviers, que les facteurs comportementaux et les biais cognitifs peuvent jouer dans la décision d'adopter une pratique agricole améliorée.

Mise en contexte

Devant le constat de la détérioration du lac Saint-Pierre (LSP), les recherches portant sur ce dernier se sont multipliées dans la dernière décennie. Ainsi, le LSP, milieu naturel important pour la biodiversité, voit son intégrité affectée par plusieurs facteurs, notamment les pratiques agricoles (Dauphin et Jobin, 2016 ; Hudon et al., 2018). Plusieurs études établissent un lien entre l'azote et le phosphore qui se retrouvent dans le LSP et les pratiques agricoles (Hébert et Blais, 2017). Similairement, Camiré (2007) montre que les résidus chimiques issus de l'agriculture ont un effet négatif sur la croissance de la perchaude qui le peuple. Une autre cause d'importance est la perte directe d'habitats, engendrée par les modifications de pratiques agricoles dans la zone littorale et la perte d'herbiers submergés dans le LSP (de La Chenelière et al., 2014 ; Giacomazzo et al., 2020). La pratique de l'agriculture (y compris de l'élevage) sur le littoral du LSP n'est pas récente. Toutefois, jusque dans les années 1980, le pâturage et la production de fourrage dominaient. Or, un changement de pratiques s'opère à partir des années 1990. Les cultures pérennes font alors place à des cultures annuelles et l'adoption de pratiques agricoles intensives en intrants et exerçant une plus forte pression sur l'environnement se répandent (OAQ, 2022). Aujourd'hui, environ 5000 hectares sont cultivés dans le littoral du LSP et le paysage est dominé par les cultures de maïs et de soya. Or, même si elle était tolérée, l'exploitation agricole du littoral était jusqu'en 2022 interdite en principe par plusieurs

textes réglementaires, comme la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI), le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) et le Code de gestion des pesticides (CGP).

Le lien entre les pratiques agricoles dans le littoral et la détérioration du LSP appelle quelques nuances. La relation entre les modes d'utilisation du territoire et la qualité des plans d'eau dans un territoire fait intervenir de façon complexe une multitude de facteurs (Baker, 2006). Ainsi, l'agriculture n'est pas la seule cause de la détérioration du LSP, elle peut même jouer un rôle positif dans sa conservation et la protection de sa biodiversité lorsqu'elle adopte des pratiques agroécologiques favorables. Toutefois, il est scientifiquement établi que l'agriculture est un facteur important de la détérioration observée du LSP (Landry et al., 2020).

Ainsi, la préservation et l'amélioration des biens et services écosystémiques du LSP nécessitent des changements au chapitre des pratiques agricoles dans son littoral, le statu quo n'étant pas une option.

En mars 2022, une nouvelle réglementation, le régime transitoire de gestion des zones inondables, des rives et du littoral¹, est entrée en vigueur. Comme son nom l'indique, elle s'applique à l'ensemble des zones inondables, des rives et du littoral du Québec, mais elle vient particulièrement redéfinir les règles du jeu dans la pratique de l'agriculture sur le littoral du LSP. En surface, le régime transitoire autorise l'activité agricole dans le littoral si elle respecte certaines conditions et si certaines pratiques agroécologiques sont adoptées, là où l'ancienne réglementation se contentait d'interdire toute activité agricole en littoral. En ce sens, elle vient encadrer des pratiques existantes et permettre, sous conditions, l'exploitation agricole du littoral. Toutefois, comme l'ancienne réglementation n'était pas appliquée et comme les agriculteurs ne pratiquaient pas, en général, l'agriculture en littoral de façon fondamentalement différente par rapport à leurs pratiques hors littoral (UPA, 2019), l'adoption des pratiques requises par la nouvelle réglementation implique pour beaucoup d'agriculteurs des changements importants ainsi que des surcoûts.

Une simulation économique réalisée par Leriche et Tamini (2022; voir fiche T du présent rapport) indique qu'en général l'adoption de nouvelles pratiques pouvait induire une réduction importante de la marge brute à l'hectare. La nouvelle réglementation pose donc de nombreux défis.

Objectif

L'objectif de cette étude est d'explorer l'impact du cadrage de l'information présentée sur l'acceptabilité de nouvelles pratiques agronomiques par les agriculteurs de la zone littorale du LSP, sous l'angle de l'économie comportementale.

¹ Le nom officiel est *Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations*. Dans ce rapport, nous utiliserons l'expression « Régime transitoire » ou « Nouvelle réglementation » pour y faire référence.

Cadre d'analyse

Caractère processuel de l'adoption de pratiques agroenvironnementales combiné à une approche par l'économie comportementale

Notre cadre d'analyse combine les travaux scientifiques sur le caractère processuel ou dynamique de l'adoption de nouvelles pratiques agricoles (de Oca Munguia et al., 2021 ; Montes de Oca Munguia et al., 2021 ; Pannell et Claassen, 2020, Jabbar, 1998) à l'économie comportementale. Plus spécifiquement, nous retenons le cadre d'analyse proposé par Ruiz et Dumont (2021; voir fiche U du présent rapport) qui développe un processus d'adoption en six étapes. Ce cadre a été préalablement testé dans divers contextes de recherche. Le tableau X1 offre une description de chaque étape du processus d'adoption.

En parallèle, les facteurs comportementaux dans la prise de décision reçoivent de plus en plus d'attention dans l'étude de l'adoption de meilleures pratiques agroenvironnementales (Dessart et al., 2019). Comme l'ont montré la littérature en économie expérimentale et les applications politiques des enseignements inspirés de cette discipline, notamment en matière de conception de politiques publiques (nudge, cadrage de l'information, etc.), une meilleure compréhension de ces facteurs peut permettre d'identifier des leviers d'action peu coûteux et efficaces pour instiller des changements de comportements. Les enseignements de l'économie comportementale sur le comportement humain peuvent aider dans la conception et l'évaluation de politiques agroenvironnementales plus efficaces (Palm-Forster et Messer, 2021 ; Thomas, 2019). L'économie comportementale est donc de plus en plus utilisée lors de l'élaboration de politiques et programmes publics, notamment en agriculture (OCDE, 2012 ; Peth et al., 2018 ; Thomas et al., 2019, Belay et Ayalew, 2020). Elle offre également des perspectives stratégiques afin de favoriser l'adoption de meilleures pratiques agronomiques par les producteurs agricoles du littoral du LSP.

La théorie des perspectives intègre les principaux enseignements issus des nombreuses expériences conduites sur des sujets humains, leur rationalité, mais aussi leurs biais et leurs heuristiques (Tversky et Kahneman, 1992). Elle est adaptée à l'étude du comportement humain en contexte de risque et d'incertitude (Wakker, 2010), comme c'est souvent le cas en agriculture. Cette théorie se montre pertinente dans l'étude des mécanismes de prise de décision en agriculture (Bocquého et al., 2014). Elle permet aussi d'expliquer les réticences des agriculteurs à investir dans des solutions qui protègent l'environnement, ces investissements étant souvent perçus comme des coûts plutôt que des gains sur le long terme (Gonzalez-Ramirez et al., 2018).

La théorie des perspectives accorde une importance particulière (Levy, 1992) :

- 1) à la façon dont les individus évaluent les gains et les pertes associés à un événement, mais aussi les gains par rapport aux pertes, les deux étant séparés et évalués par rapport à un point de référence lui-même subjectif et dynamique. Autrement dit, la façon dont les options sont présentées et perçues influence la valeur qui leur est associée.
- 2) à la façon dont les probabilités perçues ou subjectives des événements affectent la prise de décision, si bien que les individus qui ont une aversion au risque deviennent risquophiles en situation de perte.

Deux heuristiques identifiées dans la littérature retiennent particulièrement notre attention et interviennent dans la théorie des perspectives. D’abord, l’effet de cadrage survient lorsqu’un choix est influencé par la façon dont celui-ci est amené. En gardant en tête l’importance de l’effet de récence sur notre perception, la manière avec laquelle une question est posée vient influencer directement la perception, puis la réponse de l’interlocuteur. Ainsi, en maîtrisant les principes de l’effet de cadrage, il est possible d’orienter à certains égards le raisonnement et l’intuition à court terme de l’individu dans sa prise de décision. La seconde heuristique à considérer est celle du point de référence. Lorsqu’un individu juge une situation, il le fait à partir d’éléments qu’il connaît déjà — ces éléments sont les points de référence. L’idée est que le niveau d’acceptation d’une situation est fonction de ce à quoi celle-ci est comparée. Cette dernière notion est étroitement liée à la théorie sur l’aversion à la perte qui doit être comprise afin de saisir l’intérêt derrière la théorie des perspectives. Le principe d’aversion pour la perte explique qu’une perte est ressentie plus intensément qu’un gain équivalent (Cartwright, 2018).

Cette notion devient particulièrement intéressante lorsqu’elle est mise dans le contexte réglementaire de l’exploitation agricole du littoral du LSP. Ainsi, la réalité est que les zones inondables du LSP étaient, jusqu’à récemment, cultivées sans l’application de restrictions réglementaires. Toutes modifications de pratiques agronomiques contraignantes demandées aux agriculteurs dans ces zones sensibles risquent donc d’être perçues comme une perte (vis-à-vis de leur point de référence) par ces mêmes agriculteurs. Toutefois, un contexte d’application ou de menace d’application de la réglementation précédente, soit l’interdiction de cultiver, aurait fait en sorte que le point de référence aurait été associé à une interdiction (menace) de cultiver. Or, à partir de ce point de référence (interdiction), un assouplissement permettant de cultiver le littoral, mais sous certaines contraintes culturelles pourrait être perçu comme un gain.

Plusieurs recherches ont montré la pertinence de la notion de point de référence dans le contexte de l’agriculture et le fait que les agriculteurs basent leur prise de décision sur des probabilités subjectives plutôt qu’objectives (Bocquého et al., 2014). Dans le contexte de l’agriculture dans le littoral du LSP, en combinant les étapes du processus de décisions de Ruiz et Dumont (2021) à la théorie des perspectives, nous déterminons à quelle étape du processus d’adoption se retrouve l’agriculteur ainsi que le point de référence qui lui sert de cadrage pour évaluer les options comme un gain ou comme une perte, sachant aussi que les pertes ont tendance à être surévaluées, ce qui impactera les attentes de compensations. Un changement du point de référence affecte le mécanisme de décision et peut motiver l’adoption de nouvelles pratiques.

Approche méthodologique mixte

Prétest à grande échelle

Dans le cadre du Plan d’agriculture durable (PAD), plus particulièrement sur la rétribution des pratiques agroenvironnementales, les chercheurs Doyon et Saulais ont eu l’opportunité de concevoir une étude servant de prétest pour la présente étude. Ainsi, la perception des agriculteurs québécois concernant certains mécanismes de rétribution et leurs niveaux a été

testée en modifiant le cadrage de l'information pour mettre en évidence des leviers comportementaux de l'acceptation et de l'adhésion des agriculteurs québécois aux pratiques culturelles proposées par le PAD.

Dispositif expérimental et principaux résultats du prétest

Le design expérimental utilisé est un 2 X 2 avec comme premier traitement la présence ou l'absence de préambule (Figure X1).

Le préambule utilisé est le suivant :

« Les entreprises agricoles ont grandement amélioré leur productivité au cours des dernières décennies, répondant à la demande des consommateurs pour une alimentation abondante et abordable. Elles ont d'ailleurs à nouveau démontré leur importance et leur résilience lors de la pandémie de Covid-19. Cependant, des enjeux environnementaux associés à l'agriculture préoccupent la société, notamment en ce qui concerne la santé des sols et l'usage des pesticides. »

« Reconnaissant les efforts déjà faits par les entreprises agricoles québécoises et la hauteur des défis, ce volet du PAD se veut un appui des Québécoises et Québécois dans le cheminement des agricultrices et agriculteurs du Québec vers l'amélioration du bilan environnemental de leur entreprise. »

Le deuxième traitement consiste dans un cas à présenter la rétribution comme la compensation d'un coût :

« Ce montant est pour couvrir les coûts supplémentaires par hectare qu'implique la pratique X. À votre avis, cette compensation des coûts pour l'adoption de la pratique X est (échelle de Likert¹). »

et dans l'autre cas comme un encouragement, un incitatif :

« Ce montant est pour encourager l'utilisation du xxx, lequel permet de réduire les effets environnementaux négatifs qui sont associés à l'utilisation de la pratique X. À votre avis, cet incitatif monétaire pour l'adoption de la pratique X est (échelle de Likert) »

Plusieurs types d'analyses ont été réalisés. D'abord une analyse descriptive de la perception des niveaux de rétribution offerts par mesure ou pratiques culturelles testées, suivie de régressions logistiques mixtes par mesure, puis d'analyses statistiques des traitements expérimentaux (Doyon et Saulais, 2022).

De ces analyses, nous tirons les constats suivants² :

- La façon de présenter l'information aux agriculteurs a un impact sur leur perception du montant de rétribution qui leur est présenté. Il y a donc un effet de cadrage.
- Présenter l'information comme un incitatif ou un bénéfice est préférable à présenter l'information comme une compensation de coûts. L'ensemble des analyses, bien

¹ L'échelle de Likert utilisée est 1 — Nettement insuffisant, 2 — Insuffisant, 3 — Adéquate, 4 — Excessif, 5 — Nettement excessif. S'ajoute l'option « Je ne sais pas »

² Pour les résultats complets, consulter Doyon, M., et Saulais, L. (2022). *Impact du design de questions sur la perception des compensations proposées et les intentions de participation au PAD : étude de préféabilité* (2022RP-15, Rapports de projets, CIRANO.) <https://doi.org/10.54932/ZIGA3839>

que pas toujours statistiquement significatives, indiquent néanmoins que la probabilité d'accepter un niveau de rétribution donné diminue lorsque l'information est présentée comme la compensation d'un coût. En d'autres mots, pour une même probabilité d'acceptation, les agriculteurs demandent plus de compensations lorsqu'ils perçoivent une perte versus un bénéfice. Pour un montant de compensation donné, le point de référence affecte donc la probabilité d'adoption d'une nouvelle pratique culturale.

- La présence d'un préambule qui reconnaît l'effort des agriculteurs et qui les invite à poursuivre leurs efforts crée, contrairement à notre hypothèse de départ, un effet négatif. C'est-à-dire que la probabilité d'accepter un niveau de rétribution donnée diminue en présence du préambule. Il semble que celui-ci génère une émotion négative qui milite pour de plus importants niveaux de rétribution.
- Présenter l'information comme un incitatif ou un bénéfice combiné à l'absence de préambule de reconnaissance semble être la meilleure combinaison de traitement (avec un faible effet additif).
- Les répondants qui pensent que les résultats de l'enquête seront utilisés pour établir les niveaux de rétribution semblent avoir une plus faible probabilité de trouver que la rétribution proposée est suffisante.

Ce prétest à grande échelle confirme l'intérêt, dans le cadre de changements de pratiques culturales dans le littoral du LSP, d'explorer l'impact potentiel du point de référence sur le processus décisionnel des agriculteurs concernés. De même, la sensibilité des agriculteurs à l'approche faite auprès d'eux ou en d'autres mots à la façon d'aborder la problématique et son impact sur leur attitude face au changement est aussi confirmée. Ainsi, le choix d'une approche plus qualitative qui combine des processus d'adoption et des facteurs comportementaux en utilisant la théorie des perspectives comme passerelle résulte de ce prétest à grande échelle.

Une démarche qualitative avec une approche d'économie comportementale

Une approche qualitative qui intègre des principes d'économie comportementale, notamment la théorie des perspectives a été retenue. Plus spécifiquement, l'approche qualitative permet une compréhension en profondeur des expériences et des perspectives des agriculteurs par rapport à la nouvelle réglementation et ses exigences, tout en mettant en lumière les nuances et les contradictions. Les méthodes qualitatives sont particulièrement adaptées à ces besoins (Bondy et Cole, 2019 ; Soubry et al., 2020).

La collecte de données auprès d'entreprises agricoles dans le littoral du lac Saint-Pierre

La collecte de données s'est appuyée sur un guide d'entretien ainsi qu'une série de fiches informatives en lien avec le changement de réglementation. L'élaboration du guide d'entretien s'est inspirée des résultats du prétest, mais également du cadre d'analyse proposé par Doyon et Nolet (2006) pour déterminer les conditions sous lesquelles des coûts environnementaux imposés aux agriculteurs méritent une compensation. Le cadre est basé sur les concepts classiques de biens publics, d'externalités, et de droits de propriété, pour déterminer les coûts environnementaux qui méritent une compensation.

Plus spécifiquement, le guide d'entretien comportait des questions sur :

- Les caractéristiques générales de la ferme et son histoire ;
- Les valeurs et la perception de l'agriculteur sur la relation entre l'agriculture et la qualité de l'environnement ;
- La connaissance de l'agriculteur et aussi sa perception de la nouvelle réglementation (notamment en matière de gain ou de perte) ;
- La connaissance de l'agriculteur de l'existence et du contenu de l'ancienne réglementation ;
- Une demande de réévaluer l'acceptabilité de la nouvelle réglementation au regard de l'existence de l'ancienne réglementation ;
- Les pratiques agricoles ;
- La pertinence et les mécanismes d'une éventuelle compensation pour les agriculteurs du LSP.

Ainsi, du 9 août au 18 octobre 2022, 15 agriculteurs exploitant le littoral ont été rencontrés à leur ferme ou à leur domicile. Les entretiens ont duré entre 50 et 90 minutes. Le choix des premiers participants s'est fait en exploitant une base de données d'agriculteurs qui testaient sur une base volontaire les pratiques étudiées dans le cadre du Pôle. Toutefois, les participants rencontrés étaient invités à suggérer le nom d'autres agriculteurs. Ainsi, des agriculteurs non associés au Pôle ont été rencontrés. Lors du recrutement, l'équipe s'est souciée de rencontrer des agriculteurs dans chaque grand secteur géographique du LSP (Pierreville, Baie-du-Febvre, Saint-Barthélemy, Yamachiche, Ile Dupas). Notons que bien que la taille d'échantillonnage puisse sembler modeste, le critère de saturation, largement adopté en recherche qualitative pour l'établissement de la taille de l'échantillon (Hennink et Kaiser, 2022), a été utilisé pour décider quand s'arrêter. Nous avons estimé avoir atteint le point de saturation après 12 rencontres. Des rencontres supplémentaires (3) ont confirmé l'atteinte du point de saturation. Nous estimons donc que nos résultats reflètent la réalité du terrain au moment des entretiens.

Le profil des exploitations de notre échantillon se présente comme suit :

- Deux en prairies permanentes
- 13 avec principalement une rotation de maïs-soya

Une seule des entreprises de notre échantillon utilisait exclusivement des terres en location se trouvant dans le littoral. Une seule des entreprises de notre échantillon utilisait exclusivement des terres en location se trouvant dans le littoral. La figure X2 montre la distribution du pourcentage de terres qu'une entreprise possède en littoral du LSP (axe vertical) en fonction de la superficie des terres en littoral du LSP qu'elle possède (axe horizontal). Elle indique une importante hétérogénéité comprenant des entreprises agricoles exclusivement en littoral et d'autres avec une forte concentration de terres en littoral ou avec un très faible pourcentage pour des superficies totales en littoral allant de quelques dizaines à plusieurs centaines d'hectares. Notons immédiatement que la quasi-totalité de ces entreprises utilise une rotation en maïs-soya.

Les entretiens ont été retranscrits intégralement à l'aide de l'outil « Dictier » du logiciel « Microsoft Word ». Il faut noter aussi qu'une fiche a été produite pour chaque entrevue le jour même ou dans les jours ayant suivi l'entrevue, elle comportait chaque fois un résumé

des points essentiels abordés. La prochaine étape a consisté à coder le verbatim. Le logiciel d'analyse qualitative Atlas.ti a été utilisé à cet effet. Deux approches principales ont été utilisées pour l'analyse des verbatims (Gioia, 2021 ; Gioia et al., 2013 ; Tracy, 2019), soit les typologies et comparaisons (1) et l'analyse thématique abductive (2).

Résultats

Typologie et comparaison

Les agriculteurs cultivant le littoral du LSP se trouvent à diverses étapes du processus d'adoption de la nouvelle réglementation. Les entretiens menés ont souligné qu'il est crucial de différencier l'adoption des diverses pratiques agroenvironnementales préconisées par cette réglementation, considérées individuellement, et la perception globale de la réglementation en tant que telle. En effet, un grand nombre d'agriculteurs ont déjà adopté ou se montrent favorables à au moins une des pratiques recommandées par la nouvelle réglementation.

Le Tableau X2 présente un résumé des pratiques agroenvironnementales déjà adoptées par les agriculteurs interrogés, ainsi que des perspectives d'adoption de pratiques individuelles. Certaines pratiques semblent susciter une forte adhésion et de l'intérêt (bandes végétalisées le long des cours d'eau, travail minimum du sol). À l'opposé, les deux pratiques les moins populaires et décriées sont les intercalaires et le maintien d'une bande végétalisée de trois mètres le long des fossés. Le tableau indique que certaines pratiques sont déjà mises en œuvre, ce qui concorde avec les résultats d'une enquête menée par l'UPA (2019) avant l'introduction de la nouvelle réglementation.

Notons toutefois que la mise en place préalable d'une pratique agroenvironnementale à un certain niveau ne garantit pas une adhésion automatique au nouveau seuil proposé par le régime transitoire. L'extension ou le renforcement d'une pratique en vertu de cette réglementation suscite encore de la résistance de la part des agriculteurs, y compris parmi ceux qui avaient déjà initié certaines de ces pratiques agroenvironnementales de manière volontaire.

Ainsi, le fait d'avoir déjà mis en œuvre des pratiques agroenvironnementales ne prédispose pas nécessairement à accepter des conditions plus strictes. Une explication possible réside dans le fait que, selon la majorité des agriculteurs interrogés, les agriculteurs québécois font déjà suffisamment d'efforts pour protéger l'environnement (tout en admettant la persistance de certaines dérives d'intrants agricoles dans l'environnement). Ils estiment également que la société les perçoit malgré tout comme de « gros pollueurs ». Ceci semble alimenter chez eux un sentiment d'injustice ou de manque de reconnaissance pour les efforts consentis. Rappelons que les résultats du prétest vont dans le même sens, la présence du préambule réduisant, pour un montant de rétribution donné, la probabilité d'adoption d'une nouvelle pratique culturelle. Dans le cas du LSP, nous notons que ce sentiment semble particulièrement fort chez les agriculteurs ayant déjà adopté des pratiques agroenvironnementales de manière volontaire.

Ça dépend des régions, on dirait. Je ne sais pas, les régions urbaines ont l'air à nous prendre pour des pollueurs et des criminels, mais sauf qu'en même temps, si on serait pas là, y'aurait rien à manger. Mais en région, l'attitude est meilleure. (F05)

Cette perception se manifeste également dans la façon dont les agriculteurs évaluent l'impact environnemental de leurs activités. En effet, ils réfèrent rarement à la qualité de l'eau du LSP ou à la santé de l'écosystème pour évaluer cet impact. Des attitudes d'évitement ou de déresponsabilisation sont fréquemment observées : de nombreux agriculteurs soulignent que l'agriculture n'est pas la seule, ni même la principale, responsable de la détérioration du LSP. Ils estiment qu'il est important de prendre en compte les comportements à l'échelle de l'ensemble du bassin versant, y compris l'impact des rejets des grandes villes sur la qualité de l'eau du LSP.

C'est toujours nous autres le problème, mais... il va y avoir des smogs à Montréal, ça va être ma faute. Je ne dis pas que... tout était parfait, mais il y a eu des changements. (F07)

Malgré le caractère obligatoire des pratiques énoncées dans la nouvelle réglementation, l'attitude générale des agriculteurs varie considérablement. Cette observation concorde avec les résultats de Thomas (2019) dans le contexte européen, selon lesquels la nature obligatoire d'une pratique agroenvironnementale n'a pas d'impact significatif sur les chances de son adoption. Le Tableau X3 illustre la répartition des exploitations visitées en fonction de leur position dans le processus d'adoption, révélant une polarisation marquée. Les fermes sont distribuées essentiellement entre deux étapes d'adoption : la résistance et la contemplation. Les phases ultérieures à la contemplation (déclat, préparation, action) sont pratiquement inexistantes, bien que certains extraits démontrent occasionnellement une certaine préparation pour les prochaines étapes du régime transitoire.

Comme l'indique le Tableau, la résistance est la position la plus répandue. Ces agriculteurs s'opposent généralement aux nouvelles dispositions de la réglementation, à certaines d'entre elles ou même au processus d'élaboration lui-même, et montrent peu d'intention de changer. En revanche, le nombre d'agriculteurs à l'étape de « contemplation » n'est pas négligeable non plus. Si les agriculteurs en phase de contemplation peuvent également exprimer des désaccords, dans l'ensemble, ils envisagent de se conformer aux nouvelles dispositions. Cependant, ils estiment manquer de détails et d'informations précises pour les guider dans cette démarche et manifestent donc encore des incertitudes ou une certaine réserve par rapport à l'avenir de l'agriculture dans le littoral.

Analyse thématique

Les agriculteurs ont exprimé de nombreuses préoccupations concernant la nouvelle réglementation. Afin de mieux comprendre ces inquiétudes, nous avons effectué une analyse thématique pour identifier les éléments clés servant de référence aux agriculteurs pour évaluer la nouvelle réglementation.

Impacts (pratiques, coûts et rendements, valeur de la terre, qualité de l'eau et environnement)

Les agriculteurs rencontrés qui exploitent en littoral du LSP estiment que certaines exigences sont trop élevées ou irréalistes compte tenu de leur situation. Ils hésitent à s'engager dans l'implémentation de pratiques qui selon eux ont peu de chances de réussir en raison de la topographie de leur terrain, de leur système de production ou encore du contexte particulier de leur terrain. C'est ainsi qu'un agriculteur explique que son exposition aux oies blanches limite sa capacité à mettre en place des intercalaires, car ces oiseaux « mangent tout » :

Les oies blanches. Pour nous, c'est une autre réalité. On est dans le corridor des oies blanches. C'est le printemps. Ça devient blanc, avec les oies blanches. Puis on se demande si on leur laisse plus de nourriture, est-ce qu'ils vont encore venir plus? Là, ils vont venir encore détruire. Eux quand ils repartent, là, ils ne nous laissent rien à part leur fumier. C'est tout ce qu'ils nous laissent. Il n'y a plus une racine, il n'y a plus rien. Là, en faisant ces cultures-là, est-ce que ça va les ramener encore plus? Les intercalaires, les oies blanches, elles voient ça, elles vont sauter dedans. Elles vont travailler encore plus le sol, elles vont encore plus détruire la structure du sol. (F09)

Beaucoup de témoignages similaires pointent vers l'idée que la mise en œuvre de certaines pratiques (bandes végétalisées à cinq mètres pour les cours d'eau et de trois mètres pour les fossés, extension des cultures de couverture) est peu réaliste compte tenu de la situation de la ferme, de la technologie disponible (par exemple, faible disponibilité de cultures adaptées), ou encore de la réalité de l'agriculture dans le littoral, notamment au regard de la récurrence et de l'effet des inondations et des saisons. Ces témoignages semblent indiquer que même si certains agriculteurs voulaient appliquer la nouvelle réglementation, les conditions ne le leur permettraient pas.

Par ailleurs, ils sont aussi nombreux à souligner le coût supplémentaire associé à la mise en œuvre de ces pratiques (besoins en équipement, en carburant, etc.). Si certains reconnaissent quelques gains économiques marginaux sur le long terme à adopter de meilleures pratiques agroenvironnementales (étant donné la perspective d'un meilleur sol, notamment), la nécessité d'une compensation est souvent évoquée pour encourager les agriculteurs à amorcer cette transition dans l'immédiat (ce point sera davantage discuté plus loin).

D'un, il faut que tu t'achètes un autre semoir pour semer de l'intercalaire. Que tu trouves une plante qui va être capable de pousser. On a fait des tests avec le Pôle, des fois ça pousse, des fois ça ne pousse pas. Je ne sais pas honnêtement. Je n'ai aucune idée. Il n'y a rien de parfait. Il n'y a rien de... Mais c'est ça. Ce sont des coûts supplémentaires pour nous. C'est ça que ça veut dire. (F11)

Processus scientifique et politique d'implémentation de la nouvelle réglementation

En plus des impacts négatifs de la nouvelle réglementation sur leur entreprise agricole, certains agriculteurs rencontrés remettent en question le processus même de l'élaboration de la nouvelle réglementation. Sur le plan scientifique, ils se demandent si la décision n'a pas été précipitée, s'il ne valait pas mieux attendre les conclusions définitives des études du Pôle et si les mesures imposées vont réellement protéger l'écosystème du lac. Dans le

même ordre d'idée, les entrevues révèlent aussi que le sentiment de n'avoir pas été consulté est aussi source de frustration chez les agriculteurs.

Mais là, on ne savait rien. On faisait quelque chose, mais on ne savait rien de ce qui s'en venait. Quand ils ont sauté ça dans [notre] face, ça a fait comme... « Mais alors, on ne va pas finir les études ? » C'est ça qui était un peu plus... Si on peut dire, c'est choquant. C'est comme si on vient de payer une étude, mais... (F13)

Cependant, plusieurs agriculteurs reconnaissent aussi qu'ils ne sont pas contre le principe de mettre en place des mesures pour protéger le LSP, c'est plus souvent dans les détails et les conditions, jugées parfois trop exigeantes ou peu réalistes, que se trouvent les désaccords. À l'opposé, quelques agriculteurs disent ne pas comprendre l'objectif de cette nouvelle réglementation ou sa pertinence. De plus, certains ont l'impression que le régime transitoire est déconnecté de la réalité du terrain.

Aucune idée pourquoi ils se sont pressés à adopter ça. Vraiment, il y avait quelque chose de pressant là-dedans, quoi. (...) C'est une réglementation qui a été probablement faite dans un bureau et qui n'a pas vu les terrains. (F11)

Le régime transitoire versus le point de référence : Gain net ou perte ?

Avant le recadrage de l'information

Afin de déterminer le point de référence des agriculteurs de l'échantillon, nous leur avons demandé s'ils évaluaient la nouvelle réglementation comme un gain ou une perte relativement à la situation avant la mise en place du régime transitoire. Aucune référence n'était alors fournie, pas même à l'ancienne réglementation. Rappelons les deux possibilités du point de vue d'un agriculteur :

1. Connaissance du fait que l'exploitation des terres dans le littoral du LSP est réglementairement interdite et que son application peut survenir à n'importe lequel moment. → le régime transitoire régularise la situation et, bien que des contraintes s'y rattachent, il **s'agit d'un gain** (l'alternative étant la perte des superficies concernées).
2. Ignore que l'exploitation des terres dans le littoral du LSP est réglementairement interdite ou malgré la connaissance, ne croit pas que son application aurait pu survenir à n'importe quel moment, étant donné qu'elle n'est pas appliquée depuis plus de 30 ans et qu'aucun signal crédible ne laissait croire le contraire. → le régime transitoire crée des contraintes, il s'agit d'une expropriation déguisée et donc **d'une perte** (l'alternative étant le statu quo).

La totalité des agriculteurs perçoit, dans un premier temps, la nouvelle réglementation comme une perte. De plus, cette perception de perte quant au droit de propriété se combine à l'estimation de pertes monétaires nettes pour leur entreprise. Cette dernière est associée principalement au manque à gagner causé par la réduction de la superficie cultivable et aux dépenses et investissements supplémentaires qui seront nécessaires pour adopter ces pratiques. Même si certaines fermes de notre échantillon ont peu de superficies visées par le changement, d'autres anticipent une accumulation importante des pertes à l'échelle de l'exploitation. Rappelons que certaines entreprises cultivent plusieurs centaines d'hectares dans le littoral :

C'est sûr que c'est une perte, et ce sont quand même des grosses pertes parce qu'on a beaucoup de terres là. (F05)

Sur l'ensemble de l'échantillon, seulement deux cas où les agriculteurs n'ont pas initialement jugé que la nouvelle réglementation leur occasionneraient des pertes monétaires. Dans les deux cas, il s'agit d'agriculteurs qui ont des prairies. Pour ces agriculteurs, l'attitude est plutôt neutre sur les conséquences de la nouvelle réglementation pour leur entreprise. *Pour moi, ça ne m'affecte pas. Il n'y a aucune différence (F02).*

Il ressort de cela assez clairement que les agriculteurs de notre échantillon perçoivent la nouvelle réglementation comme une perte quant à leur point de référence, en plus d'une perte monétaire associée aux contraintes du régime transitoire, pour la majorité d'entre eux.

Après le recadrage de l'information

L'étape suivante a été de tester si les agriculteurs changeaient leur évaluation du régime transitoire après avoir été informés sur l'ancienne réglementation et les différences entre les deux réglementations. D'abord, notons que seulement cinq agriculteurs (F01, F11, F12, F14, F15) avaient une connaissance, mais limitée, de l'ancienne réglementation. En considérant l'ensemble de l'échantillon, il apparaît que la comparaison entre l'ancienne et la nouvelle réglementation, malgré l'interdiction de l'agriculture sur le littoral dans l'ancienne réglementation et son autorisation sous conditions dans la nouvelle, n'entraîne pas de changement fondamental dans la manière dont les agriculteurs perçoivent les impacts de cette nouvelle réglementation. La quasi-totalité d'entre eux maintient que bien qu'ils connaissent maintenant l'existence de cette ancienne réglementation, le régime transitoire demeure perçu comme une perte. La principale raison avancée est que pour eux c'est comme si cette ancienne réglementation n'avait jamais existé, puisqu'elle n'était pas appliquée et que les agriculteurs n'en avaient pas été informés.

De fait, un seul agriculteur (F01) a changé son évaluation. Il connaissait déjà l'ancienne réglementation, toutefois il a initialement estimé que la nouvelle réglementation serait une perte pour son entreprise. Lorsque l'ancienne réglementation (qu'il connaissait déjà) lui a été présentée comme référence, il a conclu que sous cet angle la nouvelle réglementation représente en fait un gain.

Ouais, non, c'est vrai que là, ça peut être un gain. Vu de même, c'est ça. Ouais. C'est ça dans le fond, quand on a la menace qui était réelle (...), puis il n'y a rien à faire, il y a juste à dire « j'ai appelé et c'est fini les gars ». Oui, et moi je me suis fait présenter ça comme ça, « bon bien regardez, on vous a toléré ça, mais aujourd'hui c'est fini. (F01)

Notons que nous avons obtenu des réponses à chaud, c'est-à-dire que les répondants n'ont pas eu quelques minutes pour réfléchir à la question. Dans ce sens, l'analyse devient un peu plus nuancée une fois sortie de la dichotomie oui/non comme réponse à la question demandant aux agriculteurs de réévaluer l'impact de la nouvelle réglementation pour leur entreprise compte tenu de l'ancienne. Si nous excluons les deux agriculteurs (F02 et F10) qui estiment que la nouvelle réglementation ne les affecte pas, nous constatons que neuf agriculteurs sur les 13 ont maintenu que la nouvelle réglementation représentait une perte

après leur avoir demandé de prendre en compte l'ancienne réglementation. Ainsi, trois autres agriculteurs ont tout de même changé leur perception de perte sur une très courte période (en quelques minutes au cours de l'entrevue) lorsque nous avons donné une information susceptible d'affecter leur point de référence :

- Un agriculteur (F01) a estimé que par rapport à l'ancienne réglementation, la nouvelle représentait un gain.
- Trois autres agriculteurs sont passés d'une perception de perte (F05, F11 et F15) à une certaine ouverture. Sans aller jusqu'à considérer que le régime transitoire est concrètement un gain, ils se sont attachés à nuancer la portée réelle de l'ancienne réglementation en notant le caractère hypothétique de notre scénario, étant donné que l'ancienne réglementation n'était dans les faits jamais appliquée.

Ben c'est un gain par rapport à l'ancienne, mais l'ancienne n'a jamais été appliquée, donc c'est une perte. C'est, c'est comme ça qu'il faut que je voie ça. (F05)

Ainsi, quoique la perception de la nouvelle réglementation reste ancrée et difficile à changer, notamment parce que la plupart des agriculteurs semblent maintenir le statu quo comme point de référence, il est intéressant de noter que le portrait est moins tranché plus que la discussion avance.

Ancrage et déplacement du point de référence : entre processus d'adoption, facteurs comportementaux et facteurs contextuels

Nous faisons maintenant le pont entre les résultats sur le processus d'adoption, l'évaluation de la nouvelle réglementation et la notion de point de référence. Nous combinons donc la notion de phase d'adoption (Tableau X3) et de perception de perte ou de gain face au point de référence qu'est l'ancienne réglementation. Ceci nous permet d'identifier trois groupes post-traitement, soit les agriculteurs en phase de contemplation, ceux en phase de déclic (ou neutre positif) et ceux en phase de résistance (Tableau X4).

Les agriculteurs en phase de contemplation sont dans une première phase de conscience dans leur processus d'adoption de nouvelles pratiques et leur perception de perte (en relation avec le point de référence) est moins ferme qu'avant traitement. Le traitement a donc eu pour effet dans certains cas d'altérer la perception de perte et de déplacer des producteurs de la phase de résistance (ou entre-deux) à l'adoption des nouvelles pratiques à une phase de contemplation ou de la phase de contemplation à celle du déclic. Notons que certains agriculteurs en phase de contemplation et de déclic ont toutefois émis des objections contre certaines pratiques prescrites dans le régime transitoire. Soulignons également que parmi les cinq agriculteurs qui avaient initialement une connaissance de l'ancienne réglementation, deux se retrouvent toujours (post-traitement) en phase de résistance (F12 et F14), un en phase de déclic (F01) et deux en phase de contemplation (F11 et F15). Ainsi, il semble que la connaissance soit un critère nécessaire, mais insuffisant pour induire une ouverture à l'adoption de nouvelles pratiques. En fait, la croyance ou perception d'une menace réelle de l'application de l'ancienne réglementation doit aussi être présente.

Nous constatons également que bien que les agriculteurs à l'étape de résistance voient la nouvelle réglementation comme une perte, les agriculteurs dans les autres phases du processus décisionnel perçoivent aussi des coûts monétaires associés à l'adoption des nouvelles pratiques. D'où l'intérêt d'examiner les attentes des agriculteurs en matière de compensation.

Compensation : entre rationalisation et incertitude

En simplifiant les différentes conditions justifiant une compensation suivant un changement réglementaire décrites par Doyon et Nolet (2006), nous retenons : 1 — les pratiques compensées doivent être supérieures à la réglementation ou aux normes (compétiteur, etc.); 2 — les coûts individuels des producteurs doivent être supérieurs à leurs bénéfices individuels¹; 3 — la réglementation doit avoir un caractère imprévisible, notamment lors de l'acquisition de la terre; 4 — le caractère déraisonnable des coûts supplémentaires qui incombent aux producteurs versus les bénéfices sociétaux. Il est intéressant de constater que les rétributions offertes dans le cadre du PAD satisfont ces critères, puisqu'elles ont pour objet d'encourager les agriculteurs à dépasser la norme. De plus, il est estimé que les coûts sont supérieurs aux gains individuels des producteurs alors que des gains sociétaux seront obtenus.

Toutefois, dans le cas du littoral du LSP, la situation est plus complexe. En effet, sur la base de la réglementation existante avant mars 2022 interdisant la culture dans le littoral du LSP, la nouvelle réglementation ne satisfait pas le critère d'imprévisibilité. Les agriculteurs ne devraient donc pas être dédommagés suivant la mise en place du régime transitoire. En d'autres mots, la fin d'une utilisation non permise ne devrait pas être récompensée. Toutefois, la non-application pour plus de 30 ans de l'ancienne réglementation, le fait que les transactions ont été permises sans mentions de restrictions par les notaires, que le gouvernement ait assuré les parcelles cultivées et le manque de connaissance de cette réglementation de la part des producteurs militent en faveur de la reconnaissance du critère d'imprévisibilité. Dans pareil cas, les agriculteurs devraient être dédommagés. Ce point peut être argumenté et réfère au point de référence qui sera finalement retenu par les instances gouvernementales ou judiciaires.

Sur ce point, les réponses des agriculteurs ont confirmé la perception d'avoir acquis un droit du fait que l'ancienne réglementation n'était pas appliquée. Ainsi, pour la majorité des agriculteurs rencontrés, étant donné la situation de laisser-aller, seul le statu quo est une référence raisonnable. Les entrevues révèlent que la plupart des agriculteurs pensent qu'une compensation est requise pour adopter les pratiques améliorées prévues par le régime transitoire.

Nous avons présenté aux agriculteurs diverses options hypothétiques en matière de compensation, dont l'une était que les autorités rachètent les terres dans le littoral plutôt que d'octroyer un montant qui compense le manque à gagner provoqué par l'adoption de

¹ Par bénéfices ou gain individuels, nous entendons les bénéfices ou gains que l'entreprise peut internaliser.

pratiques améliorées. Sur les 15 agriculteurs rencontrés, 11 d'entre eux (F01, F03, F05, F06, F07, F09, F11, F12, F13, F14, F15) affichent une préférence pour la vente de leurs terres au gouvernement ou une autre entité. Notons que pour ceux en phase de résistance après traitement (N=7), c'est la principale option envisagée alors que les autres sont prêts à considérer, à différents degrés, l'adoption de pratiques améliorées pourvu qu'ils reçoivent une compensation conséquente.

Questionnés sur la façon dont la nouvelle réglementation affectait la valeur des terres, les agriculteurs estiment tous que les valeurs sont à la baisse. Plusieurs indiquaient que depuis la nouvelle réglementation très peu sinon aucune transaction n'avait été observée et qu'eux-mêmes évitaient l'achat de nouvelle terre en littoral, en raison des incertitudes liées à l'avenir de l'agriculture dans le littoral. Seulement deux agriculteurs envisageraient l'achat de nouvelles terres dans le littoral, mais uniquement si ces dernières étaient vendues avec un escompte significatif.

Conclusion

Au terme de cette étude, nous constatons que les perceptions et les attitudes des agriculteurs envers la nouvelle réglementation sont complexes et reflètent autant des préoccupations légitimes que subjectives quant à l'impact économique de la perte de superficies cultivables.

Ce qui est aussi révélé, c'est l'importance d'une discussion sur les mesures de soutien adaptées. Parmi les options à considérer figurent : la mise en place de compensations financières, de programmes de rachat de terres et d'incitatifs pour la mutualisation des ressources. Par ailleurs, une communication efficace, des initiatives de sensibilisation peuvent encourager les agriculteurs à développer des pratiques durables.

Cette étude doit également être mise en perspective par rapport au prétest quantitatif effectué préalablement. Le design expérimental a permis de démontrer, à grande échelle, que le point de référence est modifiable et peut être influencé pour favoriser l'acceptabilité de nouvelles mesures. En revanche, l'analyse qualitative spécifique offre une perspective plus nuancée en identifiant des facteurs susceptibles d'affecter le point de référence dans le contexte du littoral du LSP et du régime transitoire. Ainsi, les deux approches se complètent et soulignent le potentiel d'une approche comportementale de l'adoption. De plus, le déficit de communication et l'absence de prise en compte du point de référence peuvent diminuer la réceptivité des agriculteurs à la nouvelle réglementation. En somme, nos résultats révèlent que le fait que le statu quo soit le point de référence de la majorité des agriculteurs est un facteur crucial dans l'hésitation à accepter la nouvelle réglementation et adopter les nouvelles pratiques culturelles jugées importantes pour protéger les écosystèmes du LSP, et ce, à un coût raisonnable pour l'état, selon les principes de droit ou non à des compensations.

Bibliographie

- Agee, J. (2009). Developing qualitative research questions: A reflective process. *International Journal of Qualitative Studies in Education*, 22(4), 431–447.
- Baker, A. (2006). Land use and water quality. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*.
- Bocquého, G., Jacquet, F., & Reynaud, A. (2014). Expected utility or prospect theory maximisers? Assessing farmers' risk behaviour from field-experiment data. *European Review of Agricultural Economics*, 41(1), 135–172.
- Bondy, M., & Cole, D. (2019). Farmers' health and wellbeing in the context of changing farming practice: A qualitative study. *European Journal of Public Health*, 29(Supplement_4), ckz186.597.
- Cartwright, E. (2018). Behavioral economics. Routledge.
- de La Chenelière, V., Brodeur, P., & Mingelbier, M. (2014). Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste Canadien*, 138(2), 50-61.
- de Oca Munguia, O. M., Pannell, D. J., Llewellyn, R., & Stahlmann-Brown, P. (2021). Adoption pathway analysis: Representing the dynamics and diversity of adoption for agricultural practices. *Agricultural Systems*, 191, 103173.
- Dessart, F. J., Barreiro-Hurlé, J., & Van Bavel, R. (2019). Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: A policy-oriented review. *European Review of Agricultural Economics*.
- Doyon, M., & Bergeron, S. (2016). Understanding strategic behavior and its contribution to hypothetical bias when eliciting values for a private good. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue Canadienne d'Agroeconomie*, 64(4), 653–666.
- Doyon, M., & Nolet, J. (2006). Coûts environnementaux et compensations en agriculture : développement d'une grille d'analyse. *Vecteur Environnement*.
- Doyon, M., & Saulais, L. (2022). Impact du design de questions sur la perception des compensations proposées et les intentions de participation au pad : étude de préfaisabilité ((No. 2022-15 Rp).).
- Démarcher, A., Lewis, N., & Ruiz, J. (2022). Mise en place d'institutions collaboratives pour la réhabilitation de grands écosystèmes. Opportunités et défis, rapport de synthèse et Annexes, remis au Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, 58p. + annexes 200p.
- Giacomazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., Massicotte, P., Goyette, J.-O., & Magnan, P. (2020). Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of the Total Environment*, 717, 135377.
- Gioia, D. (2021). A systematic methodology for doing qualitative research. *The Journal of Applied Behavioral Science*, 57(1), 20–29.
- Gioia, D. A., Corley, K. G., & Hamilton, A. L. (2013). Seeking qualitative rigor in inductive research: Notes on the Gioia methodology. *Organizational Research Methods*, 16(1), 15–31.
- Gollier, C., Hilton, J., & Raufaste, E. (2003). Daniel Kahneman et l'analyse de la décision face au risque. *Revue d'Économie Politique*, 113(3), 295-307.
- Gonzalez-Ramirez, J., Arora, P., & Podesta, G. (2018). Using insights from prospect theory to enhance sustainable decision making by agribusinesses in Argentina. *Sustainability*, 10(8), 2693.

- Gouvernement du Québec. (2013). Le lac Saint-Pierre : un joyau à restaurer. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/doc-synthese.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2015). Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI). Guide d'interprétation. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-interpretationpprpli.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2022). Aide-mémoire. Fiche d'identification et délimitation des milieux hydriques. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/delimitation.pdf>
- Guiraud, N., & Mundler, P. (n.d.). Travaux du Pôle en bref... Scénarios économiques d'occupation du sol. Repéré à https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC5765/O0003729264_Vignette__Guiraud.pdf
- Hébert, S., & Blais, D. (2017). Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte Contre.
- Hennink, M., & Kaiser, B. N. (2022). Sample sizes for saturation in qualitative research: A systematic review of empirical tests. *Social Science & Medicine*, 292, 114523.
- Jabbar, M. A. (1998). Adoption pathways for new agricultural technologies: An approach and an application to Vertisol management technology in Ethiopia (Vol. 23). ILRI (aka ILCA and ILRAD).
- Jacob, B. (2012). Importance des transitions alimentaires sur l'activité enzymatique des poissons [Université du Québec à Trois-Rivières].
- Knickel, K., Kroeger, M., Bruckmeier, K., & Engwall, Y. (2009). The challenge of evaluating policies for promoting the multifunctionality of agriculture: when 'good' questions cannot be addressed quantitatively and "quantitative answers are not that good". *Journal of Environmental Policy & Planning*, 11(4), 347–367.
- Korzun, M. (2015). The relationship between different approaches to multifunctionality of agriculture and choice of methods: A critical review. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 5(2), 109–128.
- Kuckartz, U. (2019). Qualitative text analysis: A systematic approach. *Compendium for Early Career Researchers in Mathematics Education*, 181–197.
- Landry, C., Houde, M., Brodeur, P., & Boily, M. (2020). Biological markers to establish a relationship between the health status of the St. Lawrence River yellow perch (*Perca flavescens*) with a gradient of anthropogenic disturbances. *Science of the Total Environment*, 726, 138515.
- Langlois, C., Lapierre, L., Léveillé, M., Turgeon, P., & Ménard, C. (1992). Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de lac Saint-Pierre : rapport technique, zone d'intérêt prioritaire no. 11. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.
- Leriché, P., & Tamini, L. D. (2022). Pratiques agricoles améliorées-Évaluation coûts-bénéfices à l'échelle des exploitations agricoles du littoral du Lac Saint-Pierre-Le cas des grandes cultures.
- Levy, J. S. (1992). An introduction to prospect theory. *Political Psychology*, 171–186.
- Lusk, J. L., McLaughlin, L., & Jaeger, S. R. (2007). Strategy and response to purchase intention questions. *Marketing Letters*, 18, 31–44.

- Mailhot, Y., & Dumont, P. (2003). Another Yellow Perch Population Decline in the 1990s: The Lake St. Pierre Case Study, St., Lawrence River, Quebec. Proceedings of Percis III: The Third International Percid Fish Symposium, University of Wisconsin Sea Grant Institute. Madison, WI.
- Marshall, C., & Rossman, G. B. (2014). Designing qualitative research. Sage publications.
- Martinez, F. (2010). L'individu face au risque : l'apport de Kahneman et Tversky. *Idées Économiques et Sociales*(3), 15-23.
- Montes de Oca Munguia, O., Pannell, D. J., & Llewellyn, R. (2021). Understanding the adoption of innovations in agriculture: A review of selected conceptual models. *Agronomy*, 11(1), 139.
- Morange, M., & Schmoll, C. (2016). Les outils qualitatifs en géographie : Méthodes et applications. Armand Colin.
- OAQ. (2022). Régime transitoire Gestion des zones inondables, des rives et du littoral Secteur agricole. Formation pour les agronomes (3 mars 2022).
- Palm-Forster, L. H., & Messer, K. D. (2021). Experimental and behavioral economics to inform agri-environmental programs and policies. In *Handbook of Agricultural Economics* (Vol. 5, pp. 4331-4406). Elsevier.
- Pannell, D. J., & Claassen, R. (2020). The roles of adoption and behavior change in agricultural policy. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42(1), 31–41.
- Rist, G. (2010). L'économie ordinaire entre songes et mensonges.
- Ruiz, J., & Dumont, A. (2021). Analyse du processus de changement vers l'adoption de pratiques agroenvironnementales.
- Soubry, B., Sherren, K., & Thornton, T. F. (2020). Are we taking farmers seriously? A review of the literature on farmer perceptions and climate change, 2007–2018. *Journal of Rural Studies*, 74, 210–222.
- Stapley, E., O'Keeffe, S., & Midgley, N. (2021). Essentials of ideal-type analysis: A qualitative approach to constructing typologies. *Essentials of Qualitative Methods Series*.
- Thomas, F. (2019). Behavioral economics of agri-environmental policies. Universität Osnabrück.
- Thomas, F., Midler, E., Lefebvre, M., & Engel, S. (2019). Greening the common agricultural policy: a behavioural perspective and lab-in-the-field experiment in Germany. *European Review of Agricultural Economics*, 46(3), 367–392.
- Tracy, S. J. (2019). Qualitative research methods: Collecting evidence, crafting analysis, communicating impact. John Wiley & Sons.
- Tversky, A., & Kahneman, D. (1992). Advances in prospect theory: Cumulative representation of uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty*, 5, 297–323.
- UNESCO. (n.d.). Réserves de biosphère. Repéré à <https://fr.unesco.org/biosphere>
- UPA. (2019). Portrait des pratiques agricoles dans le littoral du Lac Saint-Pierre.
- Wakker, P. P. (2010). Prospect theory: For risk and ambiguity. Cambridge University Press.

Figures et tableaux X

Tableau X1. Étapes du processus d'adoption de nouvelles pratiques agroenvironnementales.

Étape	Description
Précontemplation	Inconscience du problème, aucune intention de changer
Résistance	Évitement du problème, déresponsabilisation
Contemplation	Premières prises de conscience
Déclat	Intérêt pour le changement
Préparation	Construction d'une vision précise
Action	Investissement et mise en œuvre de la pratique

Source : Adapté de Ruiz et Dumont (2021)

	Coûts	Bénéfices
Sans préambule	Q1	Q3
Avec préambule	Q2	Q4

Q1 à Q4 identifie les quatre traitements

Figure X1. Design expérimental.

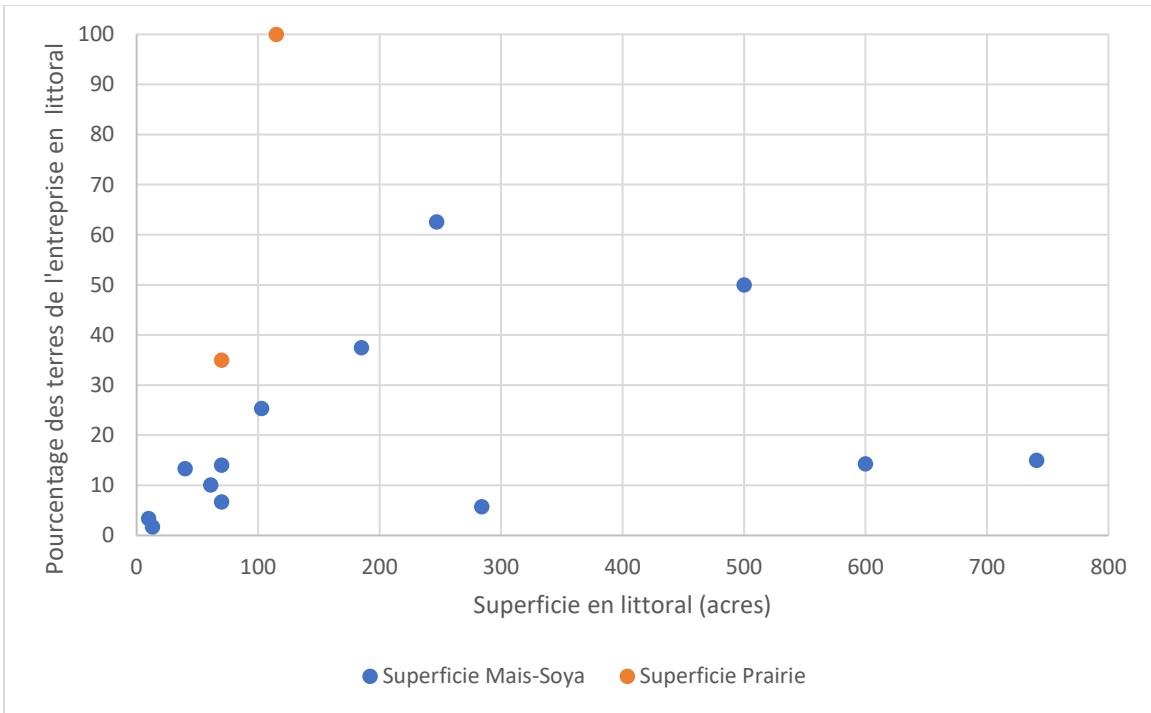


Figure X2. Distribution des fermes selon leur pourcentage de terres en littoral au lac Saint-Pierre et leur superficie dans le littoral.

Tableau X2. Pratiques adoptées ou envisagées et position des agriculteurs sur les conditions imposées par le régime transitoire.

Pratiques	Fermes ayant adopté la pratique ou envisageant de l'adopter	Fermes exprimant des préoccupations ou des désaccords avec les exigences de la nouvelle réglementation	Motifs de contestation des directives
Bandes végétalisées/ – Cours d'eau – Fossés	F02, F03, F05, F12, F13, F15	F04, F09, F11	Perte de superficie
Intercalaires	F01, F03, F05, F13	F01, F03, F05, F06, F11, F12, F14	Perte de superficie, obstacles techniques
Travail minimal du sol, pas de travail du sol à l'automne	F01, F05, F12, F13, F14, F15	F01, F04, F06, F07, F11, F12, F13	Sans intérêt, coûts supplémentaires, obstacle technique
Prairies	F01, F05, F12, F13, F14, F15	F01, F06, F11	Ça dépend du contexte, contrainte logistique
Réduction engrais et pesticides	F02, F10	F09, F05, F11, F14	Faible appétence du foin ; implique un changement radical de type d'agriculture, manque d'équipement pour la transition
	F04, F05, F07, F14	F06, F07, F11	Baisse de rendements

Note : F (XX) est un numéro de ferme aléatoirement accordée à une entreprise

Tableau X3. Distribution des agriculteurs selon les phases d'adoption de la nouvelle réglementation avant traitement.

Phase	Fermes	Description	Citations clés ou motivation du classement
Résistance	F03, F07, F09, F11, F12, F13, F14, F15	Mécontentement et doutes concernant la nouvelle réglementation, évitement et résistance à certaines parties de cette réglementation, remise en question de son efficacité et accent sur les contraintes qu'elle impose sur l'exploitation agricole, faible volonté de changer.	Estime que le gouvernement impose une réglementation pendant que les études ne sont pas encore conclues ; « on veut empêcher les producteurs de produire » (F03).
Entre-deux	F05, F06	Plutôt opposés à la nouvelle réglementation, mais reconnaissent certains éléments.	Chercheur : « vous dites qu'il y a pas mal de producteurs qui sont en désaccord. Est-ce que vous pensez que quand même la nouvelle réglementation va être appliquée et respectée malgré tout ? F05 : « Je crois que non. Ben elle pourra l'être en partie, mais pas à 100 % . »
Contemplation*	F01, F02, F04, F08, F10	Une prise de conscience des défis liés à la réglementation et une ouverture à l'idée de changement, sans toutefois avoir élaboré une vision précise ou investi dans des actions concrètes.	« Ça fait quand même un couple d'années qu'on s'en fait parler tout le temps. On ne sait pas trop ce qui arrive. » (F01) ; « Je sais que c'est important de protéger l'environnement, mais il ne faut pas oublier que nous, les agriculteurs, on a besoin de gagner notre vie aussi. » (F08) ; « Si on m'impose de faire de l'intercalaire dans le maïs, je vais le faire, même si je ne suis pas convaincu que ça aide vraiment le lac. » (F04)

* Notons que dans ce lot, deux entreprises sont principalement en prairies ou pâturages et se sentent donc peu concernées par la nouvelle réglementation.

Tableau X4. Typologie d'agriculteurs selon leur perception de la nouvelle réglementation post-discussion sur l'ancienne réglementation.

Position	Phase de contemplation. Le régime transitoire n'est pas nécessairement une perte.	de	Phase de déclic ou neutre positive. Le régime transitoire est un gain ou n'est pas une perte.	Résistance- perception stable du régime transitoire comme une perte.
Fermes de l'échantillon	F04, F05, F11, F15	F08,	F01, F02, F10	F03, F06, F07, F09, F12, F13, F14

Y - MISE EN PLACE D'INSTITUTIONS COLLABORATIVES POUR LA RÉHABILITATION DE GRANDS ÉCOSYSTÈMES : OPPORTUNITÉS ET DÉFIS

AMÉLIE DUMARCHER (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)
NATHALIE LEWIS (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI)
JULIE RUIZ (UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES)

Thème

Gouvernance environnementale

Ce projet inclus un rapport de recherche disponible dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. Y). Nous ne reproduisons ici que le résumé des travaux de recherche

Résumé des travaux de recherche

Pour contribuer à alimenter les réflexions en vue de la mise en place d'une gestion durable du lac Saint-Pierre (LSP), deux objectifs sont poursuivis par ce projet : (1) analyser les situations initiales qui, ailleurs dans le monde, ont contribué à la mise en place de larges initiatives concertées de réhabilitation des écosystèmes (notamment de plaines inondables) ; (2) sur la base des enseignements tirés de ces premières analyses, examiner les défis que pose la mise en place d'une initiative concertée au LSP.

Partie 1 – Analyse de 10 cas de réhabilitation à travers le monde

- 10 cas de réhabilitation impliquant des plaines inondables ont été choisis et la littérature scientifique relative à ces cas a été analysée.
- Les analyses des cas internationaux montrent que de nombreux facteurs influencent la mise en place des initiatives. Ils relèvent du contexte institutionnel et local dans lequel elles s'inscrivent, mais aussi du projet et des relations entre les acteurs dans le cadre du projet. De plus, il n'y a pas de « recette miracle » pour la mise en place d'initiatives collaboratives de réhabilitation de grands écosystèmes. En effet, selon le contexte local et institutionnel, des éléments deviennent des forces motrices ou des contraintes. L'important est de comprendre l'organisation et les interactions des éléments qui composent l'initiative : le contexte local, le projet, les relations entre les acteurs, et le contexte institutionnel. C'est l'agencement de ces éléments qui permet de saisir la mise en place de ces initiatives.
- Malgré les différences observées entre nos cas à l'étude, trois mécanismes semblent aider à enclencher une forme de cercle vertueux favorable à la mise en place et à la progression d'initiatives collaboratives de réhabilitation de grands écosystèmes.

Ces mécanismes ne constituent pas en eux même une garantie de réussite, mais leur absence pose des difficultés aux initiatives. Ils sont interdépendants :

1. Une complexité de projet limitée : réduire la complexité des projets, par exemple en priorisant des objectifs ou en réduisant le territoire d'intervention a des impacts sur la faisabilité du projet, sur sa durée et son agenda, sur ses résultats, et finalement sur le soutien des acteurs.
 2. Un projet considéré légitime et bénéficiant du support d'un grand nombre d'acteurs différents : cette légitimité évolue souvent dans le temps en reposant au début sur les leaders ou les organisations et ensuite, sur le support d'une diversité d'acteurs et les financements.
 3. Un projet capable de maintenir son dynamisme et un *momentum* d'engagement : des résultats concrets dans des délais réduits ont souvent un effet positif important sur la légitimité du projet et le soutien qui lui est accordé.
- Par ailleurs, quatre éléments, qui concernent plus particulièrement la politique publique, sont à surveiller pour assurer une certaine maîtrise des projets :
 1. Prendre en compte la profondeur temporelle et historique des projets et des territoires et s'y engager dans la durée.
 2. Investir dans la production de connaissances aux différentes étapes des projets.
 3. Prendre en compte l'évolution des grands paradigmes de gestion et leur traduction dans des instruments de financement appropriés et flexibles.
 4. Définir des mesures de compensation et/ou d'incitation claires et équilibrées.

Partie 2 – Analyse du cas du lac Saint-Pierre

- L'analyse des cas internationaux a permis de construire un cadre d'analyse pour le cas du LSP comportant les dimensions à documenter pour comprendre les défis que pose la mise en place d'une initiative concertée. Ce cadre d'analyse a été alimenté par des groupes de discussion et l'analyse des discours de 17 acteurs clés, professionnels d'organisations de divers secteurs et niveaux de gestion. Ces analyses ont permis de poser un double diagnostic qui est avant tout celui des acteurs territoriaux : sur les facteurs facilitant et limitant une initiative concertée, sur les facteurs les plus déterminants quant à la mise en place des trois mécanismes clés susceptibles d'enclencher un cercle vertueux favorable à la mise en place d'une initiative concertée.
- Une synthèse disponible à la fin du chapitre 6 permet d'apprécier les éléments qui constituent des opportunités ou des défis en regard du contexte local ou institutionnel, et ceux qui constituent une force motrice ou une faiblesse en regard du projet de réhabilitation du littoral ou des réseaux d'acteurs dans le cadre de ce projet en émergence.
- Les résultats montrent également que les facteurs qui freinent la mise en place des trois mécanismes clés identifiés dans la partie 1 de la recherche sont plus nombreux que ceux qui les facilitent, et ce, pour les trois mécanismes. Ainsi, ces trois mécanismes peinent à se déployer au LSP, ce qui constitue un défi important pour la mise en place et la progression d'une initiative concertée. Cela étant, pour chacun

des mécanismes, il semble possible de prendre appui sur des forces motrices ou des opportunités pour aider à leur mise en place, notamment :

- l'implication des acteurs locaux dans des petits projets de réhabilitation,
 - les nombreuses connaissances accessibles et les études en cours,
 - l'implication des acteurs clés du territoire dans la concertation,
 - une reconnaissance partagée de la dégradation environnementale,
 - une reconnaissance partagée qu'il faut agir,
 - des relations nombreuses et de longues dates entre les acteurs territoriaux,
 - l'existence de nombreux petits projets de réhabilitation.
- Globalement, dans le cas du LSP, il semble que pour favoriser les progrès et résultats concrets, eux-mêmes garants du *momentum* et de la légitimité du projet, il faille encourager des projets courts et réalisables, et être capable d'en faire un suivi efficace et pertinent. Cela apparaît devoir passer par les orientations suivantes :
 - développer une vision à long terme, incarnée dans une stratégie rassembleuse qui contribue à mieux définir le problème et son échelle, pour avoir une direction d'ensemble solide et une démarche incrémentale dans laquelle inscrire des petits projets et résultats modestes, et entraîner un véritablement un *momentum* durable ;
 - définir une organisation qui pourrait mener à bien cette stratégie et être porteuse d'un projet de réhabilitation plus vaste, capable d'impliquer la diversité des acteurs concernés, en portant une attention particulière à sa légitimité et ses ressources ;
 - travailler à une amélioration de la communication et de la coopération, à tous les niveaux, ce qui pourrait favoriser l'émergence d'une vision commune de long terme et atténuer les difficultés institutionnelles que rencontrent actuellement les projets ;
 - développer des conditions plus favorables à l'émergence de projets modestes, et au suivi de leurs résultats, notamment du côté des financements et des exigences réglementaires ;
 - renforcer, voire réparer, les liens et la communication entre les acteurs et les secteurs concernés par la réhabilitation du lac pour relancer le *momentum* social.
 - Sur la base de ces orientations, quatre pistes d'action interdépendantes sont proposées :
 1. recréer le dialogue social entre acteurs territoriaux et gouvernementaux ;
 2. poursuivre les efforts de cadrage du problème et des solutions de manière concertée et élargir l'engagement des acteurs concernés ;
 3. mettre en place un système de gouvernance dédié à la réhabilitation du LSP comportant un comité interministériel, une table de concertation, un réseau de comités locaux et un comité scientifique indépendant ;
 4. mettre en place un financement dédié à la réhabilitation du LSP qui permet de supporter un « panier de solutions » ainsi que l'évaluation des retombées des projets locaux.

Z - ÉTUDE DE PRÉFAISABILITÉ DE L'OPPORTUNITÉ D'UNE APPELLATION RÉSERVÉE OU D'UN TERME VALORISANT POUR LES PRODUCTIONS ANIMALES S'APPROVISIONNANT EN FOURRAGES PRODUITS DANS LE LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE

RÉMY LAMBERT (UNIVERSITÉ LAVAL)

Thème

Appellations réservées, Réserve de biosphère, Lac Saint-Pierre, Marketing territorial,

Principaux collaborateurs

Grégoire Moron-Garreau (Université Laval), Laurent Bourdeau (Université Laval).

Ce projet inclus un rapport de recherche disponible dans la section des matériels supplémentaires (annexe C, Mat. Sup. Z). Les sections suivantes constituent une synthèse des travaux de recherche.

Contexte

Plusieurs travaux ont été menés au cours des quatre dernières années par le Pôle dans la recherche de solutions pour favoriser la cohabitation harmonieuse entre l'agriculture, l'environnement et la faune au lac Saint-Pierre (LSP). Ces travaux montrent le potentiel environnemental et faunique intéressant des cultures pérennes (par exemple le foin) comparativement aux cultures annuelles intensives. Ainsi, parmi les solutions envisagées, on suggère la valorisation du fourrage pour l'alimentation animale.

Une avenue possible pour valoriser le produit animal qui utilise le fourrage du LSP serait de mettre en place une appellation réservée ou encore un terme valorisant prévu dans la loi sur les appellations réservées et les termes valorisants (LARTV) du Québec. Dans le cas du LSP un deuxième aspect intéressant qui pourrait aussi valoriser les produits issus de cet espace est le fait que cette région est désignée « Réserve de biosphère » de l'UNESCO. Cette étude analyse le potentiel d'utilisation d'une appellation réservée ou encore de la désignation de Réserve de Biosphère pour la valorisation de la ressource en foin du littoral du LSP.

Objectifs et méthodologie

L'objectif général de ce projet est de présenter les tenants et les aboutissants permettant de faire ressortir les prérequis et les options possibles avant d'entreprendre une étude d'opportunité d'une appellation réservée ou d'un terme valorisant tel que défini par le CARTV pour le foin ou encore des produits agricoles issus d'une production animale alimentée avec du fourrage issu du littoral du LSP. Le projet vise aussi la formation des

intervenants sur les exigences que requiert l'obtention et l'usage d'une appellation ou d'un terme valorisant.

Pour atteindre ces objectifs, des entrevues semi-directives ont été effectuées avec des intervenants et des producteurs de la région du littoral du LSP. Une revue de la littérature en deux temps a aussi été effectuée. Ainsi nous avons voulu mieux appréhender les possibilités qu'offrent les appellations réservées pour la valorisation d'une ressource telle que le foin du littoral du LSP, et ce dans le contexte de régions désignées Réserves de Biosphère de l'UNESCO et dans lesquelles on retrouve également des produits d'appellation.

Résultats

Au Québec, la loi sur les appellations réservées et les termes valorisants (ARTV) vise à promouvoir, protéger et garantir l'origine d'un produit alimentaire. Ainsi, la loi vise à protéger les producteurs contre les pratiques déloyales et à préserver la réputation des produits favorisant ainsi la pérennité d'un savoir-faire spécifique. Elle assure également aux consommateurs une traçabilité fiable des produits et garantit la qualité. Finalement, la loi vise à fournir des outils de marketing permettant de mettre de l'avant la qualité du produit et ainsi espérer un prix plus élevé.

Dans le littoral du LSP, l'absence de cohésion parmi les producteurs, la qualité du foin limitée par sa teneur élevée en potassium, la faible appétence du foin, l'inadaptation des équipements agricoles, la réputation incertaine du foin du LSP et le manque de reconnaissance commerciale limitent la recommandation de valorisation par une indication géographique protégée (IGP). Ceci dans un contexte plus général que, déjà, les marques de certifications régionales au Québec manquent de reconnaissance auprès des consommateurs.

L'étude met en évidence que le label « Réserve de biosphère », en associant une image de nature préservée aux produits agricoles, peut stimuler l'afflux touristique en mettant en valeur un paysage attractif et naturel, ce qui, à son tour, bénéficie à leur visibilité et à leur vente.

L'étude révèle que malgré l'attribution du label de « Réserve mondiale de biosphère » au LSP et dans les environs, celui-ci n'est pas pleinement exploité comme un outil de développement. À cet égard, ce label pourrait être davantage utilisé pour mettre en valeur le territoire du littoral du LSP dans sa globalité.

Il apparaît que la réhabilitation du foin dans le littoral du LSP peut représenter une solution pour améliorer l'esthétique des paysages locaux tout en adaptant les pratiques agricoles aux crues et en respectant l'environnement. Une stratégie prometteuse pour le développement du LSP serait de positionner la région saint-pierroise comme le « Bayou du nord » ou le « Bayou nordique », mettant en valeur ses paysages uniques durant les crues printanières.

Discussion et conclusion

À la suite des analyses des résultats et des entrevues ciblées avec les acteurs du milieu, l'étude de pré faisabilité sur l'opportunité d'une appellation réservée pour les productions animales du littoral du LSP remet en question la faisabilité à court terme de cette stratégie, car elle ne répond pas à certains critères importants pour l'obtention d'une telle appellation au Québec (figure Z1).

1) Phase de production	- Production, transformation ou élaboration doivent se dérouler dans la zone géographique spécifiée dans le cahier des charges
	- Pour les végétaux : doit mentionner lieu de culture, stockage et conditionnement.
	- Pour les animaux (viande) : doit préciser lieu d'élevage, d'abattage et de découpe.
2) Origine du produit	- L'existence du produit doit provenir de la zone d'appellation ou y avoir existé pendant longtemps.
	- Historique détaillé du produit attestant de sa durée dans l'aire géographique.
3) Caractéristiques distinctives	- Différenciation par rapport aux produits similaires : caractéristiques finales, modes d'élaboration, etc.
	- Notoriété locale, qualité perçue, tradition régionale doivent être mises en avant.
4) Avantages de la production	- Mettre en évidence les avantages de ce type de production par rapport aux autres.
5) Données économiques	- Présenter les données économiques de la production : marché, volumes, concurrents, cible commerciale, etc.
6) Réseau de distribution	- Décrire le réseau de distribution prévu pour le produit.
7) Problèmes potentiels d'imitation	- Identifier les risques d'imitation ou de contrefaçon et proposer des solutions préventives.
8) Perspectives économiques	- Présenter les perspectives économiques : viabilité du projet, impacts sur l'agriculture régionale, retombées.

Figure Z1. Les exigences réglementaires pour l'obtention d'une appellation réservée au Québec.

À l'image des expériences passées visant le développement d'appellations réservées au Québec, nos résultats montrent que l'absence d'un collectif de producteurs désireux de porter le projet d'appellation, les obstacles économiques et le manque de perspectives économiques représentent des éléments qui entravent les démarches de valorisation, surtout lorsque le lien historique ou traditionnel avec le territoire est récent ou inexistant.

D'autre part, comme le soulignent Fayard et Brosse (2020), le patrimoine n'est pas une entité figée, mais plutôt le résultat d'une construction sociale qui évolue dans le temps. Dans le cas du LSP, la valorisation du foin implique de façonner activement le territoire agricole pour ensuite redéfinir le patrimoine social et culturel de la région. Contrairement à d'autres initiatives de labélisation où la production existait déjà depuis longtemps, cette démarche vise à valoriser une culture spécifique à travers une éventuelle labélisation, ce qui peut être perçu comme une motivation pour une production plus durable plutôt que la reconnaissance d'un savoir-faire traditionnel.

À cet égard, bien que le littoral du LSP ait historiquement été considéré comme propice à la culture du fourrage en raison de ses terres fertiles et de sa capacité portante élevée, plusieurs obstacles entravent actuellement tout projet de valorisation du foin dans cette région. En outre, le foin du LSP a vu sa reconnaissance diminuer en raison de la prédominance de la culture du maïs et du soya sur ces terres fertiles. Avec le temps, les pratiques qui se sont installées sont celles d'une agriculture plus industrielle que de terroir. Cette situation rend difficile l'établissement d'une identité distincte et d'une réputation associée à ces productions, éléments clés pour obtenir une appellation réservée ou un terme valorisant.

Ainsi, malgré la volonté des producteurs de protéger leur environnement, la revue de littérature et nos entretiens montrent que les contraintes matérielles et économiques peuvent rendre la transition vers de nouvelles cultures difficile. Les agriculteurs sont souvent réticents à abandonner des cultures rentables telles que le maïs ou le soya pour se tourner vers la production de foin, surtout si celle-ci ne semble pas offrir une perspective économique viable à court terme. Cette réticence est d'autant plus forte lorsque les investissements en équipement nécessaire à la production de foin ne sont pas compatibles avec les pratiques et les ressources disponibles.

Une autre avenue analysée soit ; la combinaison des labels de Réserve mondiale de biosphère et d'Appellation réservée au LSP soulève également des questionnements. L'analyse met en évidence que dans de nombreux cas, le label de Réserve de biosphère prend le pas sur celui d'Appellation réservée.

Malgré ces obstacles, à l'image des exemples tirés de la revue de littérature sur les « Réserves de biosphère », une approche intégrée de valorisation du territoire peut engendrer une dynamique positive bénéfique tant pour les producteurs que pour les acteurs locaux. En utilisant le label de réserve de biosphère comme un levier pour promouvoir la qualité et la durabilité des produits, les agriculteurs ont réussi à diversifier leurs sources de revenus et à attirer les touristes, contribuant ainsi au développement économique local.

Dans le contexte spécifique du LSP, une réflexion sur la valorisation du paysage agricole et ses retombées touristiques potentielles est essentielle. Comme le soulignent Cohen et coll. (2013), les paysages agricoles peuvent devenir des atouts majeurs pour le tourisme, offrant des expériences uniques et contribuant à la vitalité économique des régions rurales.

Selon les résultats de l'étude, un développement marketing touristique adapté au LSP pourrait mettre en avant les particularités du territoire, telles que le paysage de la plaine inondable, la faune et la flore diversifiées, l'esthétique des champs de foin, la pêche et la chasse, ainsi que les opportunités d'apprentissage offertes par les centres d'interprétation en milieu naturel. Il apparaît alors essentiel que la réhabilitation du foin dans le littoral du LSP ou des secteurs plus à risques, soit une façon de développer l'esthétisme des paysages tout en transformant les contraintes imposées par les crues en pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. De plus, le territoire unique du LSP pourrait être associé à une image touristique de bayou nordique (figure Z2).

Mode d'approche	Nature > culture
Image comparée	Authenticité et nature
Nature	Biodiversifiée : zones humides, diversité faunistique, paysse agricole
Culture	Tradition agricole, patrimoine rural, authenticité
Fonction	Agrotourisme, expériences authentiques, traditions préservées, écotourisme
Bénéfice	Évasion, sérénité
Positionnement	Patrimoine agricole vivant, bien-être
Agroalimentaire	Foin du littoral de la réserve du lac Saint-Pierre, production laitière, grandes cultures de céréales et d'oléagineux, production porcine et bovine.
Tourisme	Peu développé
Destination	Vivante, authentique, accessible

Figure Z2. Positionnement de marque territoriale pour le lac Saint-Pierre.

En somme, à l'avenir, une étude de faisabilité de marketing territoriale du LSP approfondie devrait prendre en compte ces aspects et explorer les différentes stratégies de valorisation du paysage agricole du LSP, en collaboration avec les acteurs locaux et les parties prenantes concernées.

Bibliographie

- Cohen, M., S. Angles, E. A. JIMENEZ et C. M. Thomas (2013). L'oliveraie entre espace productif et patrimoine paysager. Une comparaison Andalousie (Espagne) et Alpes du Sud (France). Dans Luginbühl, Y., Terrasson, D. (dir), *Paysage et développement durable*, Versailles, Quæ, pp. 143-156.
- Fayard, D. et A.-L. Brosse (2020). La multiplicité des démarches de labellisation dans un même territoire : opportunité ou confusion patrimoniale? Le cas du Charolais-Brionnais, en Bourgogne du Sud ». Dans Tanchoux, P. et Priet, F. (dir.). 2020. *Les labels dans le domaine du patrimoine culturel et naturel*. Rennes, Presses universitaires de Rennes, pp. 401-410.

ANNEXES

ANNEXES A. TABLEAUX SYNTHÈSE DES VARIABLES MESURÉES

Les annexes A présentent les tableaux synthèses des variables mesurées pour chacun des dispositifs de recherche du Pôle au cours de la période du 1^{er} février 2019 au 31 janvier 2022. Ainsi, les tableaux permettent de faire le compte rendu des traitements réalisés ainsi que les variables mesurées dans ceux-ci par les différentes équipes de recherche des axes agriculture et environnement et faune. À noter que les années 2022-2023 et 2023-2024 n'est pas incluse dans l'Annexe A.

Annexe A.1	Légendes des tableaux
Annexe A.2	Suivis des mesures de variables agronomiques effectuées dans le projet à grande échelle. Les moyennes (\pm écart-type) sont indiquées lorsque connues.
Annexe A.3	Suivis des échantillonnages pour mesurer différents indicateurs d'impact environnemental et faunique dans le projet à grande échelle pendant la période d'inondation du littoral.
Annexe A.4	Suivis des échantillonnages pour mesurer différents indicateurs d'impact environnemental et faunique dans le projet à grande échelle pendant la saison de croissance.
Annexe A.5	Suivis des mesures en laboratoire des différents indicateurs d'impact environnemental et faunique provenant d'échantillons prélevés dans le projet à grande échelle.
Annexe A.6	Suivis des mesures de variables agronomiques, environnementales et fauniques effectuées dans les projets à petite échelle.
Annexe A.7	Suivis des mesures de variables agronomiques et environnementales du projet sur les bandes pérennes herbacées et dans les fossés de drainage.

Annexe 2A. Tableaux des essais agronomiques des dispositifs

Tableau 2A.1. Comparaison des rendements (t MS/ha) obtenus en grandes parcelles des cultures annuelles de maïs-grain et de soya avec pratique conventionnelle et avec pratiques améliorées et notes relatives aux points forts et aux points faibles observés par le Pôle (Vanasse, Bourgeois et collab., 2023).

Maïs-grain et soya: Pratiques améliorées vs conventionnelles (grandes parcelles)					
Année	Site	Traitement effectué	Rendement (t MS ha ⁻¹)	Points forts	Points faibles
2019	-	Crue tardive/maïs non semé			
2020	BAIE02	Maïs conventionnel	9.35		
	BART07	Maïs conventionnel	7.00		
	DUPA05	Maïs conventionnel	9.21		
	PIER04	Maïs conventionnel	11.07		
2021	BAIE03	Maïs conventionnel	7.88		
	BART07	Maïs conventionnel	8.15		
	DUPA01	Maïs conventionnel	11.64		
	PIER04	Maïs conventionnel	13.14		
2019	-	Crue tardive/maïs non semé			
2020	BAIE01	Maïs amélioré + B.P. ¹	9.83		
	BART06	Maïs amélioré + B.P.	6.54		
	BART08	Maïs amélioré + B.P.	9.58		
	DUPA04	Maïs amélioré + B.P.	8.04		
	PIER03	Maïs amélioré + B.P.	7.32		
	PIER05	Maïs amélioré + B.P.	11.28		
2021	BAIE04	Maïs amélioré + B.P.	7.67		
	BART08	Maïs amélioré + B.P.	10.33		
	DUPA02	Maïs amélioré + B.P.	11.09		
	PIER05	Maïs amélioré + B.P.	14.10		
2019	BAIE02	Soya conventionnel	2.69		
	BART07	Soya conventionnel	--		
	DUPA05	Soya conventionnel	2.24		
2020	BAIE03	Soya conventionnel	2.95		
	BART13	Soya conventionnel	2.16		
	DUPA01	Soya conventionnel	3.28		
2021	BAIE02	Soya conventionnel	2.91		
	BART05	Soya conventionnel	--		
	DUPA05	Soya conventionnel	9.47		
2022	BAIE02	Soya conventionnel	1.42		
	BART05	Soya conventionnel	2.67		
2019	BAIE01	Soya amélioré + B.P.	2.55		
	BART08	Soya amélioré + B.P.	--		
	DUPA04	Soya amélioré + B.P.	2.35		
	PIER03	Soya amélioré + B.P.	2.12		
2020	BAIE04	Soya amélioré + B.P.	2.97		
	BART12	Soya amélioré + B.P.	2.16		
	DUPA02	Soya amélioré + B.P.	2.87		
2021	BAIE01	Soya amélioré + B.P.	2.84		
	BART06	Soya amélioré + B.P.	9.97		
	DUPA04	Soya amélioré + B.P.	6.73		
	PIER03	Soya amélioré + B.P.	3.72		
2022	BAIE01	Soya amélioré + B.P.	1.51		
	BART06	Soya amélioré + B.P.	2.06		
	BART07	Soya amélioré + B.P.	2.31		
	BART08	Soya amélioré + B.P.	1.84		
	DUPA01	Soya amélioré + B.P.	3.50		

¹B.P. = bandes pérennes herbacées (ray-grass annuel et alpiste roseau)

Tableau 2A.2. Comparaison de rendements (t MS/ha) obtenus en grandes parcelles de nouvelles et vieilles prairies et notes relatives aux points forts et aux points faibles observés par le Pôle (Seguin et collab., 2023).

Prairies (grandes parcelles)					
Année	Site	Traitement effectué	Rendement (t MS ha ⁻¹)	Points forts	Points faibles
2019	BAIE09	Vieille prairie (> 5 ans)	4.76	Rendements des nouvelles prairies établies en 2018 > moyenne provinciale; 80% d'alpiste roseau; bonne valeur nutritive. Résidus printaniers variables (bon potentiel de réduire l'érosion).	Nouvelles prairies se sont mal établies (forte pression MH); autres méthodes de semis ou stratégies de lutte aux MH à prévoir. Variations de rendement selon le nombre de coupes qui a varié selon les périodes d'inondation. Mauvais rendement et mauvaise valeur nutritive des vieilles prairies autres qu'établies en 2018. La majorité des prairies n'a pas atteint 30 cm en fin de saison. Résidus offrent peu de potentiel pour un habitat faunique.
	BART09	Vieille prairie (> 5 ans)	3.79		
	DUPA03	Vieille prairie (> 5 ans)	4.84		
2020	BAIE09	Vieille prairie (> 5 ans)	4.34		
	BART09	Vieille prairie (> 5 ans)	6.17		
	DUPA03	Vieille prairie (> 5 ans)	2.41		
2021	BAIE09	Vieille prairie (> 5 ans)	5.17		
	BART09	Vieille prairie (> 5 ans)	3.01		
	DUPA03	Vieille prairie (> 5 ans)	4.26		
2022	BAIE09	Vieille prairie (> 5 ans)	3.88		
	BART09	Vieille prairie (> 5 ans)	6.89		
	DUPA03	Vieille prairie (> 5 ans)	2.52		
2019	BAIE07	Nouvelle prairie (semis d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	4.00		
2019	BART10	Nouvelle prairie - semis d'avoine fourragère (CC) ¹	1.63		
2020	BAIE07	Nouvelle prairie (resemis 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	5.88		
2020	BAIE10	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (établie en 2018)	5.08		
2020	BART10	Nouvelle prairie (resemis 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	5.47		
2020	BART11	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (établie en 2018)	6.38		
2020	DUPA07	Nouvelle prairie ajoutée en 2020 (semis 2020 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	5.19		
2021	BAIE07	Nouvelle prairie (resemis 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	6.20		
2021	BAIE10	Nouvelle prairie (établie en 2018)	7.59		
2021	BART10	Nouvelle prairie (resemis 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	6.81		
2021	BART11	Nouvelle prairie (établie en 2018)	9.29		
2021	DUPA07	Nouvelle prairie (resemis 2021 d'alpiste roseau et d'avoine fourragère)	2.78		

¹En 2019, en raison de la crue printanière, ces sites ont été semés en cultures de couverture de pleine saison

Tableau 2A.3. Essai en phytoprotection ([Gravel et collab., 2023](#)).

Insectes ravageurs du sol (grandes parcelles)				
Présence du ver fil-de-fer (VFF)				
Cultures	Année	Abondance (nb VFF/piège)	Niveau de risque	Bilan
Maïs; Soya; Prairies	2019	0-0,48	Faible	Faibles populations de VFF et de mouches des semis (<i>Delia platura</i>). Eau au printemps pourrait affecter la migration des larves. Variations probables selon les crues. Remise en question de l'utilisation de semences traitées dans le littoral du LSP.
Maïs; Soya; Prairies	2020	0-0,55	Faible	
Maïs; Soya; Prairies	2021	0-0,73	Faible	

Tableau 2A.4. Essai de cultures de couverture en petites parcelles et notes relatives aux points forts et aux points faibles observés par le Pôle (Halde et collab., 2023).

Cultures de couverture (petites parcelles)							
INTERCALAIRE DANS LE MAÏS-GRAIN (BAIE06)							
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation	Rendement		Succès implantation / Survie	Points forts	Points faibles
Semis 2020							
			entre-rang 76 cm	entre-rang 152 cm			
	(kg ha ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)			
Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	22,0	17 juin	151.7 ± 33.1	149.3 ± 106.6	Bonne implantation.	Mélange 3 espèces = bonne répression MH; meilleure biomasse; corridor solaire = biomasse CC augmentée de 87 %.	Rendements médiocres (manque d'eau puis excès [problème de drainage]); problème de battage avec le lin; corridor solaire = maïs diminué de 31 %.
Mélange: Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	11	17 juin					
Trèfle incarnat (<i>Trifolium incarnatum</i>)	7,5		283.0 ± 99.6	381.6 ± 86.6			
Mélange: Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	11	17 juin					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	7,5						
Lin (<i>Linum usitatissimum</i>)	16,5		1339.6 ± 292.1	2794.0 ± 411.4			
	(grain ha ⁻¹)		(T ha ⁻¹)	(T ha ⁻¹)			
Maïs-grain (<i>Zea mays</i>)	76 cm : 79 000 ; 152 cm : 88 900	25 mai	7.56 ± 0.43	5.35 ± 0.49			
Semis 2021							
			entre-rang 76 cm	entre-rang 152 cm			
	(kg ha ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)			
Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	22	18 juin	1098.7 ± 160.3	2143.9 ± 536.4	Bonne implantation.	Bons rendements; CC = forte répression des MH; mélange 3 espèces = meilleure biomasse; corridor solaire = biomasse CC augmentée de 202 %.	Corridor solaire = maïs diminué de 31 %.
Mélange: Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	11	18 juin					
Trèfle incarnat (<i>Trifolium incarnatum</i>)	7,5		831.5 ± 156.4	2596.3 ± 539.8			
Mélange: Ray-grass annuel (<i>Lolium perenne</i>)	11	18 juin					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	7,5						
Radis fourrager (<i>Raphanus sativus</i>)	5		1122.1 ± 388.3	4479.4 ± 792.0			
	(grain ha ⁻¹)		(T ha ⁻¹)	(T ha ⁻¹)			
Maïs-grain (<i>Zea mays</i>)	76 cm : 79 000 ; 152 cm : 79 000	25 mai	6.04 ± 0.87	4.19 ± 0.75			

(suite)

Cultures de couverture (petites parcelles)								
INTERCALAIRE DANS LE SOYA (BAIE06 ET BART14)								
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation	Rendement		Succès implantation / Survie	Points forts	Points faibles	
Semis 2021								
		BAIE06	BART14	BAIE06	BART14	Bonne implantation à BAIE06; faible implantation à BART14.	À Baie06 : biomasses élevées de mélilot et vesce; bonne répression des MH; aucun effet des CC sur le soya.	Lotier et trèfle = peu de biomasses; à Baie06, mélilot, vesce = biomasse nuisible à la récolte du soya.
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	(kg ha ⁻¹)			(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)			
	15	18 juin	18 juin	736.7 ± 201.5	513.1 ± 89.7			
Mélilot jaune (<i>Melilotus officinalis</i>)	20	18 juin	18 juin	5411.5 ± 214.8	1123.0 ± 117.5			
Trèfle blanc nain (<i>Trifolium repens</i>)	12	18 juin	18 juin	223.8 ± 92.6	362.0 ± 100.7			
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	22	18 juin	18 juin	1958.6 ± 327.8	166.6 ± 33.9			
Soya (<i>Glycine max</i>)	(grain ha ⁻¹)			(T ha ⁻¹)	(T ha ⁻¹)			
	450 000	25 mai	18 mai	1.75 ± 0.20	3.14 ± 0.05			
Semis 2022								
		BAIE06	BART14	BAIE06	BART14	Bonne implantation.	Mélilot, vesce, lotier et trèfle = biomasses élevées; bonne répression des MH => espèces près du sol à recommander; aucun effet des CC sur le soya (très faible rendement à BART14 car pucerons).	Mélilot, vesce = biomasse nuisible à la récolte du soya.
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	(kg ha ⁻¹)			(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)			
	15	15 juillet	15 juillet	709.0 ± 46.6	1660.9 ± 253.9			
Mélilot jaune (<i>Melilotus officinalis</i>)	20	15 juillet	15 juillet	2598.8 ± 283.8	3035.4 ± 196.4			
Trèfle blanc nain (<i>Trifolium repens</i>)	12	15 juillet	15 juillet	1150.3 ± 322.1	1163.3 ± 348.2			
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	22	15 juillet	15 juillet	1897.0 ± 193.7	1723.3 ± 254.2			
Soya (<i>Glycine max</i>)	(grain ha ⁻¹)			(T ha ⁻¹)	(T ha ⁻¹)			
	450 000	15 juin	15 juin	1.39 ± 0.146	0.63 ± 0.064 (pucerons)			

(suite)

Cultures de couverture (petites parcelles)								
CC PLEINE SAISON (BAIE06 ET BART14)								
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement		Succès implantation / Survie	Points forts	Points faibles
Semis 2019								
	(kg ha ⁻¹)	BAIE06	BART14	BAIE06 (kg ha ⁻¹)	BART14 (kg ha ⁻¹)	Bonne implantation.	CC (sauf ray-grass)=bonne répression des MH; mélange de CC d'avoine, de vesce velue et de lin = biomasse la plus élevée; les tiges de lin étaient encore debout après la décrue des eaux, pouvant être potentiellement un habitat pour la ponte	Ray-grass vivace, seigle d'automne, trèfle rouge, seuls ou en mélange, ont moins bien performé; avoine et lin : graines pourraient se transformer en mauvaises herbes l'année suivante? tiges de lin problématiques pour le travail du sol au printemps?
Ray-grass vivace (<i>Lolium perenne</i>)	15	4 juillet	25 juillet	989.9 ± 238.7	422.3 ± 157.4			
Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	135	4 juillet	25 juillet	223.7 ± 114.1	1111.8 ± 194.3			
Mélange: Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	81	4 juillet	25 juillet					
Trèfle rouge (<i>Trifolium pratense</i>)	6			2139.8 ± 329.5	920.2 ± 153.9			
Mélange: Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	81	4 juillet	25 juillet					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	12			2589.8 ± 185.6	1115.8 ± 200.0			
Mélange: Avoine (<i>Avena sativa</i>)	52	4 juillet	25 juillet					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	10,5							
Lin (<i>Linum usitatissimum</i>)	16,5			4052.5 ± 571.5	2512.1 ± 250.0			
Semis 2020								
	(kg ha ⁻¹)	BAIE06	BART14	BAIE06 (kg ha ⁻¹)	BART14 (kg ha ⁻¹)	Bonne implantation.	CC (sauf raygrass)=bonne répression des MH; mélange de CC d'avoine, de vesce velue et de lin = biomasse la plus élevée; les tiges de lin étaient encore debout après la décrue des eaux, pouvant être potentiellement un habitat pour la ponte.	Ray-grass vivace, seigle d'automne, trèfle rouge, seuls ou en mélange, ont moins bien performé; avoine et lin : graines pourraient se transformer en mauvaises herbes l'année suivante? tiges de lin problématiques pour le travail du sol au printemps?
Ray-grass vivace (<i>Lolium perenne</i>)	15	4 juin	9 juin	1401.1 ± 213.0	0			
Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	135	4 juin	9 juin	1286.6 ± 157.9	653.2 ± 130.0			
Mélange: Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	81	4 juin	9 juin					
Trèfle rouge (<i>Trifolium pratense</i>)	6			2458.4 ± 326.8	728.9 ± 177.5			
Mélange: Seigle d'automne (<i>Secale cereale</i>)	81	4 juin	9 juin					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	12			2300.5 ± 337.2	1481.7 ± 257.8			
Mélange: Avoine (<i>Avena sativa</i>)	52	4 juin	9 juin					
Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>)	10,5							
Lin (<i>Linum usitatissimum</i>)	16,5			4949.1 ± 549.2	2428.0 ± 553.6			

Tableau 2A.5. Essais de prairies (plantes fourragères) en petites parcelles et notes relatives aux points forts et aux points faibles observés par le Pôle (Seguin et collab., 2023).

Prairies (petites parcelles)							
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)	Succès implantation / Survie (au printemps suivant)	Points forts	Points faibles
Semis 2019							
	(kg ha ⁻¹)	Zone haute	Zone basse				
Saint-Barthélemy							
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	11	Semis a été impossible (trop tardif)					
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	10						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)	13						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	9						
Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	7						
Brome inerme (<i>Bromus inermis</i>)	10						
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	7						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						

(suite)

Prairies (petites parcelles)							
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)	Succès implantation / Survie (au printemps suivant)	Points forts	Points faibles
Semis 2019							
	(kg ha ⁻¹)	Zone haute	Zone basse				
Baie-du-Febvre							
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	11	4 juillet 2019	18 juillet 2019	2519 kg/ha en moyenne (57% d'avoine; 42% de MH; ≤1% de pérennes) en 2019; 1076 kg/ha en moyenne en 2020 en zone haute (arrêt essai en zone basse).	Bonne implantation; Survie minime en zone haute (résidus végétaux issus de la crue) et nulle en zone basse (sédiments durcis).	Meilleure couverture du sol et rendement avec le mélange complexe (lotier ++). Meilleure croissance en zone haute. Rendement augmente avec ajout de fertilisant ou 2 récoltes. Une seule récolte + fertilisant favorise la biomasse résiduelle potentiellement bénéfique à la ponte des poissons.	Forte présence de MH; espèces pérennes <1%; rendement très faible en 2020.
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	10						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)	13						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	9						
Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	7						
Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)	8						
Brome inerme (<i>Bromus inermis</i>)	10						
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	7						
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60						

(suite)

Prairies (petites parcelles)								
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)		Succès implantation / Survie (au printemps suivant)	Points forts	Points faibles
Semis 2020								
	(kg ha ⁻¹)	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse			
Saint-Barthélemy								
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	11	18 juin 2020	18 juin 2020				Meilleurs couverture du sol et rendement avec le mélange complexe (lotier ++). Rendement augmente avec ajout de fertilisant ou 2 récoltes. Une seule récolte + fertilisation favorise la biomasse résiduelle potentiellement bénéfique à la ponte des poissons.	Forte présence de MH; espèces pérennes <1%.
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Fétuque rouge (<i>Festuca rubra</i>)	8							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	10							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60			1511 kg MS/ha (10% avoine; 89% MH, ≤1% de pérennes)		Faible implantation (sécheresse, MH); Survie minime en zone haute (résidus végétaux issus de la crue).		
Mélange: Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)					Pas d'implantation			
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	9							
Fétuque rouge (<i>Festuca rubra</i>)	8							
Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	7							
Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)	8							
Brome inerme (<i>Bromus inermis</i>)	10							
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	7							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							

(suite)

Prairies (petites parcelles)								
Nom	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)		Succès implantation / Survie (au printemps suivant)	Points forts	Points faibles
Semis 2020								
	(kg ha ⁻¹)	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse			
Baie-du-Febvre								
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	11	2 juin 2020	2 juin et 16 juin 2020					
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Fétuque rouge (<i>Festuca rubra</i>)	8							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	10							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60			6561 kg MS/ha (26% avoine; 74% MH; ≤1% de pérennes)				
Mélange: Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)					Pas d'implantation			
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							
Mélange: Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	9							
Fétuque rouge (<i>Festuca rubra</i>)	8							
Fléole des près (<i>Phleum pratense</i>)	7							
Vulpin des près (<i>Alopecurus pratensis</i>)	8							
Brome inerme (<i>Bromus inermis</i>)	10							
Lotier corniculé (<i>Lotus corniculatus</i>)	7							
Avoine (plante-abri) (<i>Avena sativa</i>)	60							

(suite)

Prairies (Alpiste roseau) (petites parcelles)				
Nom	Date de semis	Rendement	Points forts	Points faibles
Régies de récoltes et fertilisation				
Prairie Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	2018	à Saint-Barthélémy : 5581 kg MS/ha (2.4% MH) à Baie-du-Febvre : 3993 kg MS/ha (19% MH) 1 récolte : 2600 kg MS/ha (6% MH) 2 récoltes : 6974 kg MS/ha (11% MH)	Une seule récolte + fertilisant favorise la biomasse résiduelle potentiellement bénéfique à la ponte des poissons.	Valeur nutritive faible; Pas d'augmentation significative avec plus de fertilisation.
Méthodes d'implantation				
Prairie Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)	2021	Saint-Barthélémy Parcelles désherbées: 1051 kg MS/ha (7% MH) Parcelles enherbées: 2212 kg MS/ha (44% MH)	Bonne implantation.	Pas d'effet de l'enrobage
Prairie Alpiste roseau (<i>Phalaris arundinacea</i>)		Baie-du-Febvre Site abandonné		Très mauvaise implantation (sécheresse).

Tableau 2A.6. Essai de cultures alternatives et notes relatives aux points forts et aux points faibles observés par le Pôle (Gravel et collab., 2023).

Cultures alternatives								
Nom - Type (An, annuelle; Vi, vivace; Ar, arbuste)	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)		Succès implantation/ survie	Points forts	Points faibles
Semis 2019								
	(nombre de plants/ha)	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse			
Aronie à fruits noirs (<i>Aronia melanocarpa</i>)	Ar 5,000	10-juil	30-juil	-	-	Bonne implantation pour la plupart des espèces (taux > 80%); Après la crue de 2020: Vivaces herbacées: 3 à 53% survie; Vivaces arbustives: aucune survie.		Aucun résidu post-crue; repousses de vivaces broutées par les oies des neiges.
Asclépiade incarnate (<i>Asclepias incarnata</i>)	Vi 62,500	13-août	30-juil	-	-			
Bourrache (<i>Borago officinalis</i>)	An 70,000	10-juil	30-juil	Fleurs: 485 ± 302; Grains: 42 ± 34	Fleurs: 20 ± 16; Grains: 7 ± 6			
Camerise (<i>Lonicera caerulea</i>)	Ar 5,000	10-juil	30-juil	-	-			
Chou frisé (kale) (<i>Brassica oleracea</i> var. <i>acephala laciniata</i>)	An 52,500	10-juil	13-août	228 ± 238	2,493 ± 3,293			
Ciboulette (<i>Allium schoenoprasum</i>)	Vi 105,000	30-juil	30-juil	2,936 ± 1008	3,242 ± 922			
Courges sp. (<i>Cucurbita</i> sp.)	An 13,333	10-juil	30-juil	26,287 ± 16,450	13,806 ± 940			
Fougère à l'autruche (<i>Matteuccia struthiopteris</i>)	Vi 5,000	10-juil	30-juil	-	-			
Livèche (céleri vivace) (<i>Levisticum officinale</i>)	Vi 25,000	10-juil	-	0	-			
Menthe du Canada (<i>Mentha canadensis</i>)	Vi 43,333	13-août	13-août	490 ± 99	418 ± 173			
Noisetier américain (<i>Corylus americana</i>)	Ar 5,000	30-juil	30-juil	-	-			
Persil (<i>Petroselinum crispum</i>)	An 125,000	10-juil	-	74 ± 34	-			
Sureau blanc (<i>Sambucus canadensis</i>)	Ar 5,000	10-juil	30-juil	-	-			
Tournesol (<i>Helianthus annuus</i> L.)	An 203,333	10-juil	30-juil	8,509 ± 947 (Grains: 0)	5,584 ± 1,521 (Grains: 0)			

(suite)

Cultures alternatives								
Nom - Type (An, annuelle; Vi, vivace; Ar, arbuste)	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)		Succès implantation/ survie	Points forts	Points faibles
Semis 2020								
	(nombre de plants/ha)	Zone haute	Zone basse	Zone haute	Zone basse			
Aronie à fruits noirs (<i>Aronia melanocarpa</i>)	Ar 10,000	15-juin	15-juin	Aucun, implantation seulement				
Asclépiade incarnate (<i>Asclepias incarnata</i>)	Vi Zone haute : 4,167; Zone basse: 3,889			43 ± 40	232 ± 269			
Bourrache (<i>Borago officinalis</i>)	An 77,778	09-juin	10-juin	Fleurs : 154 ± 55 Grains : 12 ± 7	Fleurs : 0 Grains : 0			
Caméline (<i>Camelina sativa</i> L. Crantz)	An 8,331,667	06-juin	06-juin	369 ± 217	93 ± 44			
Camerise (<i>Lonicera caerulea</i>)	Ar 10,000	10-juin	10-juin	Aucun, implantation seulement				
Ciboulette (<i>Allium schoenoprasum</i>)	Vi Zone haute : 18,210; Zone basse: 5,889			1,566 ± 1,492	74 ± 67			
Courges d'été (<i>Cucurbita</i> sp.)	An 14,815	09-juin	10-juin	75,516 ± 27,594	0			
Courges d'hiver (<i>Cucurbita</i> sp.)	An 14,815	09-juin	10-juin	3,404 ± 1,449	0			
Foin d'odeur (<i>Hierochloa odorata</i>)	Vi 11,111	20-juil	20-juil	Aucun, implantation seulement				
Fougère à l'autruche (<i>Matteuccia struthiopteris</i>)	Vi 10,000	15-juin	15-juin	Aucun, implantation seulement				
Haricot var. Black bean (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	1,100 ± 295	0	En zone haute, implantation réussie En zone basse, échec d'implantation (fortes précipitations- saturation en eau).	Quelques caméline et lin ont survécu en zone basse à la saturation en eau Foin d'odeur, menthe, ciboulette et asclépiade = potentiel de reousse.	Aucun résidu post-cruce; repousses de vivaces broutées par les oies des neiges.
Haricot var. Cranberry (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	591 ± 163	0			
Haricot var. Navy (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	1,127 ± 334	0			
Haricot var. Pinto (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	1,121 ± 594	0			
Haricot var. Red kidney (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	816 ± 202	0			
Haricot var. Small red (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An 424,533	06-juin	06-juin	788 ± 198	0			
Lin var. CDC Bethune (<i>Linum usitatissimum</i>)	An 20,648,093	06-juin	06-juin	349 ± 124	93 ± 78			
Menthe du Canada (<i>Mentha canadensis</i>)	Vi NA			2,210 ± 2,984	2,481 ± 209			
Pois jaune var. CDC Amarillo (<i>Pisum sativum</i>)	An 1,072,570	06-juin	06-juin	371 ± 105	0			
Sarrasin var. Mancan (<i>Fagopyrum esculentum</i>)	An 4,562,421	06-juin	06-juin	265 ± 143	0			
Sarrasin var. Manisoba (<i>Fagopyrum esculentum</i>)	An 4,795,708	06-juin	06-juin	336 ± 225	39 ± 95			
Saule (<i>Salix miyabeana</i>)	Ar 54,645	09-juin	10-juin	Aucun, implantation seulement				
Sureau blanc (<i>Sambucus canadensis</i>)	Ar 10,000	15-juin	15-juin	Aucun, implantation seulement				
Tournesol var. Hornet (<i>Helianthus annuus</i>)	An 166,667	10-juin	10-juin	Biomasse : 2,344 ± 559 Grains : 647 ± 128	Biomasse : 541 ± 936 Grains : 122 ± 211			

(suite)

Cultures alternatives						
Nom - Type (An, annuelle; Vi, vivace; Ar, arbuste)	Taux de semis	Date de semis / plantation		Rendement (kg MS/ha)	Succès implantation/survie	Points forts
Semis 2021						
		(kg ha ⁻¹)	Zone haute	Zone basse		
Bourrache (<i>Borago officinalis</i>)	An				Échec (fortes précipitations - accumulation d'eau en zones haute et basse).	
Cameline + Pois jaune var. CDC Amarillo (<i>Camelina sativa</i> L. Crantz + <i>Pisum sativum</i>)	An					
Haricot var. Navy (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An					
Haricot var. Pinto (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	An					
Panic érigé (<i>Panicum virgatum</i>)	Vi					
Sarrasin var. Mancan (<i>Fagopyrum esculentum</i>)	An					
Sarrasin var. Manisoba (<i>Fagopyrum esculentum</i>)	An					

ANNEXES B. DÉFINITION DES TRAITEMENTS ET DES SITES DES DISPOSITIFS EXPÉRIMENTAUX

Tableau B.1 Sites expérimentaux du dispositif à grande échelle situés dans quatre régions autour du lac Saint-Pierre : Baie-du-Febvre (BAIE), Pierreville (PIER), Saint-Barthélemy (BART) et Ile Dupas (DUPA) et description des traitements du dispositif à grande échelle représentant un gradient d'utilisation des terres allant des milieux naturels de conservation à la culture annuelle intensive de maïs et de soya.

Degré de naturalité	Gradient d'utilisation des terres	Définition	Sites
1	Forêt naturelle (Marécage, Érablière)	Milieu non cultivé caractérisé par une association végétale arborée adaptée à l'intensité et la fréquence des inondations dans la zone de récurrence 0-2 ans	BAIENA01, BAIENA04, BARTNA01A, BARTNA03A, BARTNA04, BARTNA05, DUPANA01, DUPANA02, PIERNA01, PIERNA02, PIERNA03, PIERNA04
2a	Prairie naturelle humide, marais	Milieu non cultivé caractérisé par une association végétale herbacée adaptée à et maintenue en place par l'intensité et la fréquence des inondations dans la zone de récurrence 0-2 ans	BAIENA02, BAIENA03, BARTNA02, BARTNA03B, BARTNA06
2b	Prairie abandonnée (friche)	Milieu non cultivé caractérisé par i) une association végétale herbacée mise en place depuis plus de 5 ans, ii) en transition vers un stade climacique, iii) résistante à l'intensité et la fréquence des inondations.	BARTNA01B, DUPANA03
3	Vieille prairie (Prairie permanente)	Milieu cultivé caractérisé par i) une association végétale herbacée mise place depuis plus de sept ans, ii) résistante à l'intensité et la fréquence des inondations, et iii) maintenue par une activité de fauche	BAIE09, BART09, DUPA03
4a	Nouvelle prairie (Prairie temporaire)	Milieu cultivé caractérisé par i) une association végétale herbacée mise en place depuis deux à trois ans, ii) résistante à l'intensité et la fréquence des inondations, et iii) maintenue par une activité de fauche.	BAIE10, BART11, DUPA06

4b	Nouvelle prairie (nouvelle implantation)	Milieu cultivé caractérisé par i) une association végétale herbacée mise en place depuis moins d'un an, ii) résistante à l'intensité et la fréquence des inondations, et iii) maintenue par une activité de fauche.	BAIE07, BART10, DUPA07
5	Régie améliorée (Soya ou maïs avec culture de couverture et bandes pérennes de 4 mètres ou culture de couverture)	Milieu cultivé caractérisé par i) une culture annuelle de maïs ou de soya ou une culture de couverture (en remplacement du maïs) si inondation trop importante; ii) en association avec des pratiques agro-environnementales qui incluent une culture de couverture en inter-rang (ray-grass dans le maïs, blé automne dans le soya), et des bandes enherbées d'alpiste roseau de type prairie temporaire. La culture de couverture et les bandes enherbées restent pendant l'hiver.	BAIE01, BAIE04, BART06, BART08, BART12, DUPA02, DUPA04, PIER03, PIER05
6	Régie conventionnelle (Soya, maïs ou culture de couverture)	Milieu cultivé caractérisé par une culture annuelle de maïs ou de soya ou une culture de couverture (en remplacement du maïs) si inondation trop importante.	BAIE02, BAIE03, BART05, BART07, BART13, DUPA01, DUPA05, PIER01, PIER02, PIER04
7	Régie conventionnelle (Soya, maïs) avec sol nu	Milieu cultivé caractérisé par une culture annuelle de maïs ou de soya. Le sol est à nu pendant l'hiver. Remplace les parcelles en régie conventionnelle lorsque celles-ci sont semées en cultures de couverture.	BAIELA01, BAIENU01, BAIENU02, PIERNU01, PIERNU02, BARTLA01, BARTLA02, BARTNU01, BARTNU02, BARTNU03, DUPANU01

La classification des sites **en rouge** est sujette à interprétation. Le détail des traitements effectués en grandes parcelles en régies conventionnelle et améliorée est présenté au Tableau A1 (projet de Vanasse et collaborateurs).

La catégorie 7 ne fut pas l'objet d'un suivi par les chercheurs de l'Axe Environnement et Faune.

Les cultures de maïs et de soya des traitements en *régie améliorée* et *régie conventionnelle* sont remplacées par une culture de couverture lorsque la durée de l'inondation ne permet pas leur implantation.

Des parcelles avec des sols à nu sont ajoutées au dispositif expérimental lorsque le traitement en *régie conventionnelle* est converti en culture de couverture pour permettre de maintenir ce traitement dans l'évaluation des composantes environnementales.

Tableau B.2 : Turbidité mesurée (FNU) pour les huit secteurs du plan d'échantillonnage alternatif de 2020 et 2021. Les données de turbidité mesurées directement sur le terrain sont divisées en fonction d'un gradient d'apports agricoles comprenant des fossés agricoles (++), des forêts (+) et le lac (-).

Secteurs	Fossés agricoles (++)		Forêts (+)		Lac (-)	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
LDT	na	na	23,64	na	17,04	na
GIR	na	na	3,19	na	2,32	1,83
MAS	0,07	2,89	3,13	na	1,35	0
YAM	30,8	na	na	na	3,4	na
ANS	na	na	0,40	na	0,26	0,7
LON	na	na	0,18	na	0,24	3
BDF	4,13	30,04	na	na	0,27	0,54
LOU	11,66	17,40	na	4,53	na	na
Moyenne	14,80	17,09	9,03	4,53	2,99	1,3

Langue de terre (LDT), Girodeau (GIR), Maskinongé (MAS), Yamachiche (YAM) et Louiseville (LOU) constituent les secteurs pour la rive nord alors qu'Anse-du-Fort (ANS), Longue Point2 (LON) et Baie-du-Febvre constituent les secteurs de la rive sud.

La turbidité a été estimée par une analyse d'une section de 50 X 50 m de 5 images disponibles pour chaque période.

Ce dispositif a été utilisé par les équipes de François Guillemette et Gilbert Cabana.

ANNEXE C. MATÉRIELS SUPPLÉMENTAIRES

Mat. Sup. A. (A. Vanasse)	Comparaison de systèmes culturaux de grandes cultures dans quatre secteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre.
Mat. Sup. F (M. Poulin)	Développer des méthodes d'aménagement de fossés végétalisés dans la zone littorale du lac Saint-Pierre.
Mat. Sup. G (Z. Qi)	Évaluation de la performance des bandes végétatives filtrantes dans la prévention de l'érosion des sols et des dépôts dans les fosses de drainage agricole de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Mat. Sup. H (C. Kallenbach)	Interactions entre les inondations et la gestion des sols cultivés en zone littorale du lac saint-pierre sur la solubilité et la rétention du phosphore, de l'azote et du carbone dans le sol.
Mat. Sup. K (F. Guillemette)	Impacts des pratiques agricoles sur la production à la base du réseau trophique aquatique dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre
Mat. Sup. M (M. Rodriguez)	Réponses des populations de poissons aux activités agricoles et milieux naturels dans la zone littorale du lac Saint-Pierre.
Mat. Sup. Q (V. Maire)	Influence de l'usage des terres sur la séquestration et les flux de carbone du sol dans la zone littorale du lac Saint-Pierre
Mat. Sup. T (L. D. Tamini)	Analyse de l'impact économique, technique et environnemental des pratiques de gestion bénéfiques au lac Saint-Pierre.
Mat. Sup. U (J. Ruiz)	Rapport final - Les agriculteurs face aux changements de pratiques agricoles: quel potentiel au lac Saint-Pierre ?
Mat. Sup. V (J. Ruiz)	Rapport final - Le conseil agroenvironnemental et les conseillers agricoles au lac Saint-Pierre: quels sont leurs rôles dans la réhabilitation du littoral?
Mat. Sup. W1 (P. Mundler)	Descriptif du fichier d'évaluation économique d'un assolement agricole de la zone de récurrence 0-2 ans du lac Saint-Pierre – feuille de calcul.

Mat. Sup. W2 (P. Mundler)	Rapport final - Évaluer les coûts-bénéfices de scénarios d'occupation du sol
Mat. Sup. X (M. Doyon)	Rapport final - Impact du cadrage de l'information présentée sur l'acceptabilité de nouvelles pratiques agronomiques par les agriculteurs de la zone littorale du lac Saint-Pierre
Mat. Sup. Y (Lewis)	Rapport final - Mise en place d'institutions collaboratives pour la réhabilitation de grands écosystèmes opportunités et défis
Mat. Sup. Z (Lambert)	Rapport final - Étude de préfaisabilité de l'opportunité d'une appellation réservée ou un terme valorisant pour les productions animales s'approvisionnant en fourrages produits dans le littoral du lac Saint-Pierre

Les chercheurs du Pôle tiennent à remercier chaleureusement l'ensemble des partenaires et les producteurs agricoles qui partagent régulièrement avec eux leur connaissance du littoral du lac Saint-Pierre et qui contribuent ainsi au développement de la recherche scientifique.

POUR EN SAVOIR PLUS

Consultez le site Web au
www.polelsp.ca

POUR NOUS JOINDRE

Écrivez à l'adresse
liaison.polelsp@uqtr.ca