



Plan de gestion

Étude des impacts cumulatifs des rejets de polluants sur un refuge thermique de la rivière Rimouski

Réalisé par

L'Organisme des bassins versants du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent

Mars 2026



UQAR

Université
du Québec
à Rimouski

ISMER
UQAR



Environment and
Climate Change Canada
Environnement et
Changement climatique Canada

Équipe de réalisation

Rédaction :

Clara Julliard

Elia Wagner-Beaulieu

Sandrine Picotte

Organisme des bassins versant du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent :

Raphaële Terrail, biologiste, Ph. D, codirectrice générale

Clara Julliard, biologiste, M. Sc, chargée de projet

Simon Tweddell, biologiste, B. Sc, directeur général (jusqu'à septembre 2024)

Karine Blouin, chimiste, M. Sc, chargée de projet (jusqu'à mai 2024)

Université du Québec à Rimouski :

Richard Saint-Louis, chimiste agréé, Ph. D, professeur de chimie de l'environnement et écotoxicologie marine, département de biologie, chimie et géographie

Emmanuelle Chrétien, biologiste, Ph. D, professeure en écologie des poissons, département de biologie, chimie et géographie

Souhir Marsit, microbiologiste, Ph. D, professeure en physiologie cellulaire, département de biologie, chimie et géographie

Sandrine Picotte, biologiste, M. Sc, étudiante

Elia Wagner-Beaulieu, biologiste, M. Sc, étudiant

Clément Vadaine, biologiste, B. Sc, stagiaire

Collaboration :

Jean-François Desgagnés, biologiste, M. Sc, ZEC Saumon Rimouski, Directeur général

Charles Tremblay, biologiste, B. Sc, Terfa, Coordonnateur des activités fauniques et récréatives

Isabelle Lavoie, biologiste, Ph. D, INRS, professeure en bio-suivi des écosystèmes d'eau douce

Ce projet a été rendu possible grâce à un financement accordé via le Fonds pour dommages à l'environnement d'Environnement et Changement Climatique Canada.

Table des matières

Table des matières	II
Liste des Figures	V
Liste des Tableaux	X
Liste des Abréviations, des Sigles et des Acronymes	XI
1. Introduction	1
1.1. Le saumon atlantique	1
1.1.1. Cycle de vie entre rivière et océan	1
1.1.2. L'importance des refuges thermiques	2
1.1.3. Le déclin d'une espèce emblématique	3
1.1.4. Le saumon atlantique et la rivière Rimouski	4
1.2. La rivière Rimouski	5
1.2.1. Le ruisseau de la Savane / cours d'eau de la Cavée	5
1.2.2. Place de l'humain dans cet environnement	6
1.3. Le lieu d'enfouissement sanitaire de Rimouski	7
1.3.1. Présentation du site	7
1.3.2. Les eaux de lixiviation	8
1.3.3. Historique et gestion des lixiviats au LES de Rimouski	9
1.4. Sources de pollution principales de la rivière Rimouski et du ruisseau Savane / Cavée	10
2. Objectifs du plan de gestion	12
3. Diagnostic environnemental	13
3.1. Description du projet	13
3.2. Sites d'étude	14
3.3. Échantillonnage	16

3.4.	Observations générales	17
3.5.	Refuge thermique au pied de la chute du ruisseau Savane / Cavée et observations du saumon atlantique	21
3.6.	Volet écotoxicologie : État de la contamination du ruisseau Savane / Cavée.....	22
3.6.1.	Critère de qualité des eaux de surface	22
3.6.2.	Paramètres physico-chimiques	24
3.6.3.	Composés inorganiques dans l'eau et les sédiments.....	26
3.7.	Volet écotoxicologie : réponses biologiques à la contamination.....	32
3.7.1.	Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la réponse de stress des macroinvertébrés (plécoptères)	32
3.7.2.	Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la composition des communautés bactériennes et fongiques	40
3.8.	Volet biologie : Intégrité du refuge thermique et du ruisseau Savane	47
3.8.1.	Qualité biologique du benthos.....	47
3.8.2.	L'Indice Diatomée de l'Est du Canada	53
3.9.	Effets des variables environnementales sur la biodiversité benthique	57
3.9.1.	Variables environnementales responsables de la composition des communautés microbiennes dans le biofilm.....	57
3.9.2.	Effets des variables environnementales sur les macroinvertébrés.....	59
3.9.3.	Effets des variables environnementales sur les diatomées	63
3.9.4.	Effet potentiel de la contamination sur les Salmonidés.....	66
4.	Identification des enjeux.....	68
4.1.	Enjeux écologiques :	68
4.1.1.	Dégradation des refuges thermiques.....	68
4.1.2.	Risque pour la biodiversité	69
4.2.	Enjeux socio-économiques.....	70

4.3.	Enjeux règlementaires.....	71
5.	Les indicateurs.....	73
5.1.	Potentiel des indicateurs.....	73
5.2.	Choix des indicateurs.....	74
5.3.	Utilisation des indicateurs.....	76
6.	Mesures de gestion	78
6.1.	Réduction des apports ponctuels	78
6.2.	Protection du refuge thermique	79
6.3.	Mise en place de zones tampons	79
6.4.	Suivi environnemental.....	80
6.5.	Suivi et gestion du LES	81
7.	Perspectives	82
7.1.	Perspectives et limites des indicateurs	82
7.2.	Acquisition de connaissance sur le saumon atlantique et son habitat en aval du barrage de la Pulpe	84
7.3.	Autres perspectives	86
8.	Conclusion	87
	Annexes.....	88
	Annexe 1	88
	Annexe 2	89
	Annexe 3	90
	Annexe 4	91
	Annexe 5	100
	Bibliographie.....	108

Liste des Figures

Figure 1 : Cycle de vie du saumon atlantique	1
Figure 2 : a. Montaison de saumons atlantique dans la zone salmonicole Q3 du Bas-Saint-Laurent et de la rive nord de la Gaspésie et b. Montaison de saumon atlantique dans la rivière Rimouski, 1997 : début des transports de saumon en amont par la compagnie Boralex.....	4
Figure 3 : Schéma conceptuel des principales sources et voies de contamination dans le ruisseau de la Savane/Cavée. Les apports issus de l'agriculture, du trafic routier et du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) comprennent notamment nutriments (N, P), pesticides, métaux traces, sels de voirie, hydrocarbures, composés synthétiques et microorganismes. Ces contaminants rejoignent le cours d'eau par érosion des sols, dépôt atmosphérique, ruissellement de surface, rejets directs et dégradation organique, puis sont transférés dans le réseau trophique par absorption directe chez les invertébrés et poissons, ingestion et transfert trophique, avec un potentiel pathogène et parasitaire pour les communautés aquatiques.....	11
Figure 4 : Carte des sites échantillonnés entre octobre 2023 et novembre 2024	15
Figure 5 : Site LES : coloration orangée persistante	18
Figure 6 : Site Refuge thermique : coloration orangée persistante	18
Figure 7 : Site Refuge thermique : chute du ruisseau Savane / Cavée	18
Figure 8 : Site agricole 1 : faible débit en saison estivale	19
Figure 9 : Site Chute Macpès : faible débit en saison estivale.....	19
Figure 10 : Site Ruisseau Savane / Cavée.....	20
Figure 11 : Site Ruisseau Savane Cavée : forte coloration orange – débit important	20
Figure 12 : Fosse à saumon n°7 : vue vers l'amont.....	20
Figure 13 : Présence de tacon dans le refuge thermique pendant la période de canicule ...	21
Figure 14 : Matrices spatio-temporelles des données des paramètres physico-chimiques de l'eau (Température (°C), Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), pH et MPS (mg.L^{-1}) des différents sites selon les mois d'échantillonnage	25
Figure 15 : Moyenne des concentrations des différents éléments dans les larves aquatiques de plécoptères échantillonnés en juillet 2024 selon les sites d'échantillonnage.....	35
Figure 16 : Concentration moyenne de MT selon les groupes d'échantillonnage de mai à juillet 2024. Les lettres représentent les différences significatives (rouge = test de Kruskal Wallis	

comparant l'activité MT entre les groupes tous mois confondus, noires = test de Kruskal Wallis comparant l'activité MT entre les groupes au sein de chaque mois)	36
Figure 17 : Modèles saisonniers et spatiaux de l'activité de la superoxyde dismutase (SOD) chez les larves de plécoptères. a. Activité totale de la SOD (TSOD) dans les groupes d'échantillonnage agricole, LES, stress cumulé et référence de mai à novembre 2024 (moyenne $\pm$ SE). b. Activité de la Cu/Zn-SOD (CuSOD) dans les mêmes groupes d'échantillonnages et les mêmes mois (moyenne $\pm$ SE). c. Comparaison des activités TSOD et CuSOD regroupées pour chaque mois sur l'ensemble des sites (moyenne $\pm$ SE). Les lettres indiquent les différences significatives.....	38
Figure 18 : Abondance relative moyenne a. des phylums, b. des genres bactériens et c. des fonctions prédites des communautés bactériennes selon les sites d'échantillonnage pour octobre et novembre 2023 et de mars à novembre 2024, la catégorie "Others" comprends les taxons dont l'abondance relative est $< 1\%$	44
Figure 19 : Abondance relative moyenne a. des genres, b. des phylums fongiques et c. des fonctions prédites des communautés fongiques selon les sites d'échantillonnage pour octobre et novembre 2023 et de mars à novembre 2024, la catégorie "Others" comprends les taxons dont l'abondance relative est $< 1\%$	46
Figure 20 : Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet (MELCCFP, 2013)	47
Figure 21 : Modèles linéaires mixtes de a. Indice de Shannon, b. indice de Pielou, c. pourcentage logarithmique d'EPT, d. pourcentage de <i>Chironomidae</i> , e. de l'abondance des macroinvertébrés récoltés d'octobre 2023 et de mai à septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives	50
Figure 22 : Résultats de l'ISB selon le <i>Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthique d'eau douce du Québec</i> (MELCCFP, 2013) des différents sites d'échantillonnage en fonction des mois d'échantillonnage. Les couleurs représentent les classes de qualité selon le Tableau 5.....	52
Figure 23 : Modèle linéaire mixte de l'ISB selon les types de perturbations entre mai et septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives.....	52
Figure 24 : Diatomées présentes sur les lames préparées pour la mesure de l'IDEC	53
Figure 25 : Modèle linéaire mixte de l'IDEC selon les types de perturbations entre mai et septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives.....	55

Figure 26 : Résultats de l'IDEC selon le <i>Guide d'identification des diatomées de l'est du Canada</i> (Lavoie et al., 2008a) des différents sites d'échantillonnage en fonction des mois d'échantillonnage. Les couleurs représentent les classes de qualité selon le Tableau 6. ...	56
Figure 27 : RDA de l'abondance et de la diversité taxonomique des bactéries et des champignons, paramètres physico-chimiques sélectionnés de la qualité de l'eau et des sédiments des échantillons fluviaux analysés. Les ellipses représentent la dispersion multivariée des sites autour du centroïde du groupe avec un niveau de confiance de 95 %. Les comparaisons entre les sites ont été résumées à l'aide d'un affichage compact des lettres (Pairwise PERMANOVA), avec des lettres en gras et en italique pour les communautés fongiques et des lettres en gras pour les communautés bactériennes.	58
Figure 28 : Relation entre les concentrations en arsenic et en fer dans les sédiments (mg kg^{-1}) et a. l'ISB, b. le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT) et c. le pourcentage de <i>Chironomidae</i> . Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	61
Figure 29 : Analyse en composante principales (ACP) intégrant l'ensemble des éléments inorganiques de l'eau et des sédiments en relation avec a. le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT (%), flèche bleue pointillée), b. le pourcentage de Chironomidé (<i>Chironomidae</i> (%), et c. l'ISB, flèche bleue pointillée). Les points représentent les observations individuelles selon le type de site. Les flèches représentent les variables actives, dont la couleur indique la contribution relative aux deux premiers axes. Les labels en gras correspondent aux variables qui expliquent le plus les pourcentages. Dim 1 et Dim 2 expliquent respectivement 42,2 % et 13,9% de la variance totale.	62
Figure 30 : Analyse en composante principales (ACP) intégrant l'ensemble des éléments inorganiques de l'eau et des sédiments en relation avec l'indice diatomée de l'est du Canada (IDEC, flèche bleue pointillée). Les points représentent les observations individuelles selon le type de site. Les flèches représentent les variables actives, dont la couleur indique la contribution relative aux deux premiers axes. Les labels en gras correspondent aux variables qui expliquent le plus l'IDEC. Dim 1 et Dim 2 expliquent respectivement 44,2 % et 14,4% de la variance totale.	65

Figure 31 : Schéma décisionnel utilisé afin de déterminer la contamination d'un cours d'eau par un LES.....	77
Figure 32 : Plan de localisation du secteur de l'ancien site d'enfouissement sanitaire de Rimouski montrant le circuit de canalisation entre le LES et l'autoroute A20. La ligne rose indique les canalisations, la ligne verte indique les limites du LES. L'étoile représente le site d'échantillonnage du LES.	88
Figure 33 : Moyennes des températures du ruisseau de la Savane / Cavée (confluence) et de la rivière Rimouski mesurées avec un thermographe HOBO (n = 8024) entre le 1 ^{er} août et le 29 août 2025	90
Figure 34 : Matrices spatio-temporelles des données d'éléments inorganiques dans l'eau et dans les sédiments d'aluminium (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), bore (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), baryum (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), calcium (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), chrome (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), cuivre (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), fer (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), potassium (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), magnésium (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), manganèse (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), sodium (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), plomb (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), zinc (mg L^{-1} et mg kg^{-1}), arsenic (mg kg^{-1}), rubidium (mg kg^{-1}), chlorure (mg L^{-1}), nitrate (mg L^{-1}), sulfate (mg L^{-1}) et phosphate (mg L^{-1}) selon les mois et les sites d'échantillonnage.....	99
Figure 35 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L^{-1}) et l'Indice de Santé du Benthos (ISB). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	100
Figure 36 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans les sédiments (mg kg^{-1}) et l'Indice de Santé du Benthos (ISB). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	101
Figure 37 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L^{-1}) et le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	102

Figure 38 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg^{-1}) et le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	103
Figure 39 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L^{-1}) et le pourcentage de Chironomidé. Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	104
Figure 40 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg^{-1}) et le pourcentage de Chironomidé. Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	105
Figure 41 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L^{-1}) et l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	106
Figure 42 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg^{-1}) et l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$	107

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des différents types de lixiviat selon l'âge de la décharge (adapté de Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008).....	9
Tableau 2 : Critère de qualité des eaux de surface et des sédiments de surface en eau douce. Adapté des valeurs fournis par le MELCCFP *critères pouvant dépendre du pH, de la dureté et / ou de la concentration en carbone organique dissous.....	23
Tableau 3 : Listes des composés inorganiques mesurés dans l'eau et dans les sédiments de surface	26
Tableau 5 : Classes de qualité pour l'ISB _{g-f} de niveau 2 (MELCCFP, 2013).....	49
Tableau 4 : Indice de santé du benthos pour substrat grossier (ISBg-f) de niveau 2 (MELCCFP, 2013) FBI : Indice de Hilsenhoff	49
Tableau 6 : Les classes de l'IDEC et leur interprétation (Lavoie et al., 2008a).....	54
Tableau 7 : Identification des indicateurs de contamination d'un cours d'eau basée sur l'expérience acquise dans cette étude	75
Tableau 8 : Total des échantillons et des analyses effectuées entre octobre 2023 et novembre 2024	89

Liste des Abréviations, des Sigles et des Acronymes

ADN	Acide désoxyribonucléique
AEE	Agence Européenne pour l'Environnement
CEF	Critère d'effets fréquents
CEO	Critère d'effets occasionnels
CEP	Critère d'effets probables
CER	Critère d'effets rares
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
CPCEO	Critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques
CSE	Critère de seuil d'effet
CVA	Critère de protection de la vie aquatique
CVAA	Critère de protection de la vie aquatique – effet aigu
CVAV	Critère de protection de la vie aquatique – effet chronique
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DPSIR	Driving forces – Pressures – State – Impacts – Responses
ECCC	Environnement et Changement Climatique Canada
EDTA	Acide éthylènediaminetétraacétique
EPT	Éphéméroptères – Plécoptères – Tricoptères
ETM	Éléments traces métalliques
FDE	Fonds pour dommages à l'environnement
FQSA	Fédération québécoise pour le saumon atlantique

HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IDEC	Indice Diatomée de l'Est du Canada
INRS	Institut national de la recherche scientifique
ISB	Indice de Santé du Benthos
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LET	Lieu d'enfouissement technique
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs
MP-AES	Spectroscopie d'émission atomique par plasma à micro-ondes
MPO	Ministère des Pêches et Océans du Canada
MPS	Matière particulaire en suspension
MRC	Municipalité régionale de comté
MT	Métallothionéines
OBVNEBSL	Organisme des Bassin Versant du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent
OSCAN	Organisation pour la Conservation du saumon de l'Atlantique Nord
PFAS	Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles
SOD	Superoxyde dismutase
UQAR	Université du Québec à Rimouski
ZEC	Zone d'exploitation contrôlée

1. Introduction

1.1. Le saumon atlantique

Le saumon atlantique est la seule espèce de saumon présente dans l'océan Atlantique nord, où il se répartit en Europe, du Portugal jusqu'en Russie et en Amérique du Nord, du Maine (États-Unis) jusqu'à la baie d'Ungava au Québec. Au Canada, on dénombre environ 550 rivières à saumon réparties dans les provinces du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'île du Prince Édouard, de Terre-Neuve et au Québec, où il est présent dans 111 rivières définies dans le Règlement de pêche du Québec. Cette espèce revêt une importance culturelle et spirituelle importante pour les peuples autochtones mais est aussi très convoités par les pêcheurs sportifs (MELCCFP, 2016; MPO, 2013).

1.1.1. Cycle de vie entre rivière et océan

Le saumon atlantique est un poisson anadrome, c'est-à-dire qu'il vit sa vie d'adulte en eau salée mais retourne se reproduire en eau douce (Figure 1). À l'automne, la femelle creuse un nid peu profond dans le gravier d'une frayère pour y déposer ses **œufs**, qui sont ensuite fécondés par le mâle. Restant

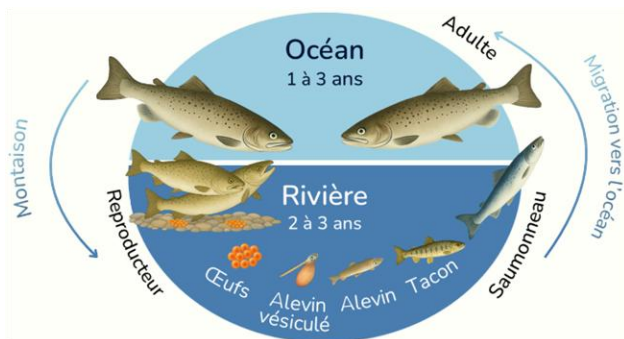


Figure 1 : Cycle de vie du saumon atlantique
Crédit : OBVNEBSL

enfouis dans le gravier tout au long de l'hiver, les œufs éclosent au début du printemps, donnant naissance à des **alevins vésiculés**. Lorsque le sac vitellin est entièrement consommé (environ un mois), les jeunes **alevins** quittent alors le gravier et commencent à se nourrir activement. En grandissant, ils arborent des bandes verticales foncées et des points rouges caractéristiques le long de leur flanc, ils deviennent alors des **tacons**. Entre 1 et 3 ans après leur éclosion, ils subissent la smoltification, un ensemble de transformations physiologiques qui leur permet de tolérer l'eau salée. Ils deviennent alors des **saumoneaux**. À la fin du printemps ou au début de l'été, ils migrent vers l'aval de la rivière pour rejoindre l'océan pour une période d'alimentation.

La durée de leur vie d'adulte dans l'océan varie de 1 à 3 ans. Les saumons **adultes** retournent ensuite dans leur rivière natale pour se reproduire : c'est la **montaison**. Contrairement aux espèces de saumons du Pacifique, cette espèce peut se reproduire plus d'une fois au cours de leur cycle de vie (Aas et al., 2010; MELCCFP, 2016, 2026; MPO, 2013; NASCO, 2019).

1.1.2. L'importance des refuges thermiques

Le saumon atlantique est une espèce d'eau froide dont les habitats diffèrent selon son stade de maturité. La température de l'eau a une grande influence sur la répartition du saumon atlantique et des autres poissons dans les rivières. Chez les ectothermes, comme les poissons, la température de l'eau influence la vitesse des processus physiologiques et conséquemment, les différentes activités telle que la croissance, l'alimentation et la reproduction ont un optimum et des limites thermiques (Fry, 1971). Ainsi, lorsque la température de l'eau dépasse 22-28°C, les poissons subissent un stress thermique qui peut altérer leurs fonctions physiologiques (Frechette et al., 2018; Quilbé et al., 2025; Breau et al., 2011; Elliott & Elliott, 2010). Le saumon atlantique va ainsi instinctivement exploiter les variations thermiques de son habitat lors de période de chaleur intense en sélectionnant des zones d'eau plus froide : ce sont les refuges thermiques (Breau et al., 2011; Frechette et al., 2018; Linnansaari et al., 2023; O'Sullivan et al., 2023). Ces refuges sont utilisés tout au long du cycle de vie du saumon, de l'alevin jusqu'au stade adulte (FQSA, 2022). Avec l'augmentation des fréquences des fortes chaleurs dues aux changements climatiques, le saumon atlantique et les autres poissons qui dépendent des refuges thermiques vont être de plus en plus souvent confrontés à des stress thermiques intenses et prolongés. Il est donc important de protéger et de préserver ces habitats (FQSA, 2022; Poesch et al., 2016; Linnansaari et al., 2023).

1.1.3. Le déclin d'une espèce emblématique

La situation du saumon atlantique est préoccupante, sa population totale diminuant de moitié entre 1983 et 2016. Le déclin le plus marqué a été observé entre 1983 et 1990, où sa population est passé d'environ sept millions à cinq millions d'individus et a continué à décliner pour atteindre les 3,38 millions en 2016 (NASCO, 2019).

Dans plusieurs régions de l'est du Canada, les déclin de population ont été tels que le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué plusieurs populations de saumon atlantique (baie de Fundy, île d'Anticosti, est du Cap-Breton et côte atlantique de la Nouvelle-Écosse) comme étant en voie de disparition en 2010. La population de l'intérieur du Saint-Laurent est, quant à elle, jugée préoccupante (COSEPAC, 2010) .

Devant la baisse généralisée des stocks de saumons en Amérique du Nord, la pêche commerciale du saumon a été définitivement interdite au Québec en 2000. La ressource est maintenant partagée entre deux groupes d'utilisateurs : les communautés autochtones et les pêcheur.euses récréatifs (MELCCFP, 2016). Comme c'est une espèce anadrome, elle est amenée à franchir les frontières internationales, la gestion des stocks doit alors se faire avec une coordination de différents pays. L'Organisation pour la Conservation du saumon de l'Atlantique Nord (OSCAN) regroupe ainsi les gestionnaires des pêches et de l'industrie de l'aquaculture du saumon pour préserver, restaurer et gérer les stocks (FQSA, 2015; MELCCFP, 2016).

Dans la zone salmonicole Q3 du Bas-Saint-Laurent et de la rive nord de la Gaspésie, en 2024, la montaison des saumons a connu une baisse historique (1821 montaisons de saumons contre 3919 en 2023 et 7820 en 2022) depuis le début du comptage en 1984. Dans la rivière Rimouski, le constat a été le même, en 2023, le déclin s'est fait ressentir avec une montaison de 335 saumons contre 816 en 2022. C'est en 2024 que les montaisons n'ont jamais été aussi basses avec 158 saumons adultes qui ont remonté la rivière Rimouski pour se reproduire (Figure 2)(MELCCFP, 2025b).

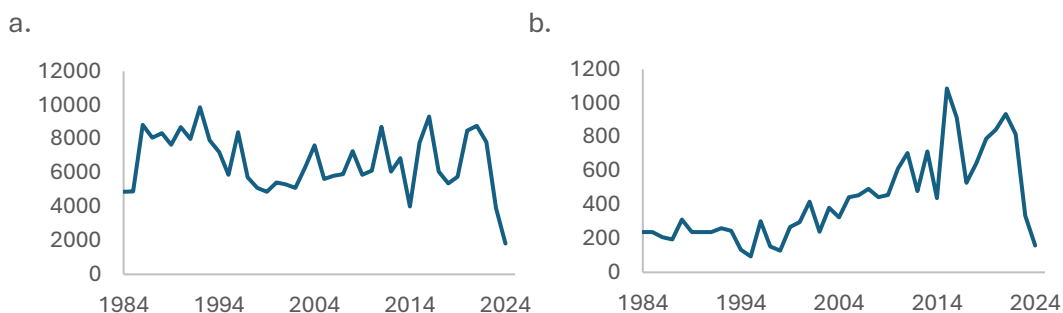


Figure 2 : a. Montaison de saumons atlantique dans la zone salmonicole Q3 du Bas-Saint-Laurent et de la rive nord de la Gaspésie et b. Montaison de saumon atlantique dans la rivière Rimouski, 1997 : début des transports de saumon en amont par la compagnie Boralex
Données tirées de (MELCCFP, 2025b)

1.1.4. Le saumon atlantique et la rivière Rimouski

La rivière Rimouski est une rivière à saumon gérée par une Zone d'Exploitation Contrôlée (ZEC) depuis 1993 (ZEC Saumon Rimouski). Le saumon atlantique fréquente l'aval de la rivière sur 28 km. Jusqu'au milieu des années 60, seulement 4,3 km de rivière étaient accessibles aux saumons en raison de chutes infranchissables et de l'installation d'un barrage hydro-électrique de la compagnie Boralex. En partenariat avec la ZEC Saumon Rimouski, cette compagnie assure depuis 1997, le transport des saumons entre l'aval et l'amont du barrage, ce qui étend l'habitat du saumon atlantique sur les 28 km à l'aval de la rivière Rimouski (Boralex; Saumon Québec; ZEC SAUMON RIMOUSKI).

1.2. La rivière Rimouski

La rivière Rimouski s'étend sur environ 121 km, prenant sa source dans le lac Miller au Nouveau Brunswick avant de traverser le Bas-Saint-Laurent pour se jeter dans la rive sud du fleuve Saint-Laurent au niveau de la ville de Rimouski. Son bassin versant couvre une superficie de 1 635 km² caractérisé par une prédominance du couvert forestier à 87 % (1 396 km²), des milieux aquatiques à 5 % (81,8 km²), des milieux agricoles à 5 % (81,5 km²), des milieux urbains à 1 % (11,3 km²) et d'autres milieux (sablères, centres de ski terrains de golf, etc.) à 2 % (41,4 km²). En 2024, son débit moyen était de 21,47 m³ s⁻¹ avec un mois de cru en avril (92,26 m³ s⁻¹) et un étiage en septembre (1,83 m³ s⁻¹) ainsi qu'un volume annuel de 679 080 153,6 m³ an⁻¹ (OBVNEBSL, 2011, 2015).

Le bassin versant chevauche les MRC de Rimouski-Neigette (qui couvre 91 % du territoire), des Basques et de Témiscouata. Il comprend 12 municipalités, dont Saint-Eugène-de-Ladrière, La Trinité-des-Monts et la ville de Rimouski, ainsi que deux territoires non organisés, comme celui du Lac-Huron. La rivière traverse également des zones naturelles protégées, telles que la réserve faunique de Rimouski, et reçoit les eaux de plusieurs affluents importants, dont la rivière Rimouski Est, la rivière du Grand Touradi, la rivière Macpès, la Petite rivière Rimouski et la rivière Rigoumabe (OBVNEBSL, 2011, 2015).

1.2.1. Le ruisseau de la Savane / cours d'eau de la Cavée

Le ruisseau de la Savane est un cours d'eau prenant sa source aux coordonnées 48°23'11" N 68°35'17" W et cours sur 4 km. Il contourne l'écocentre de la Ville de Rimouski sur 720 m puis l'ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES) sur environ 760 m. Le ruisseau de la Savane se renomme ensuite le cours d'eau de la Cavée qui traverse l'autoroute A20 par un ponceau, puis se jette dans la rivière Rimouski à proximité du pont de l'autoroute A20, au cœur du parc Beauséjour.

1.2.2. Place de l'humain dans cet environnement

Barrage Boralex de la Pulpe

Le barrage de la Pulpe dans la rivière Rimouski a été construit en 1902 à 4,8 km de son embouchure pour alimenter une usine de pâte à bois. En 1964, l'usine cesse ses activités et le barrage est laissé à l'abandon puis racheté par la compagnie Boralex en 1996 pour être transformé en centrale hydroélectrique. Cette compagnie assure le transport des saumons de l'aval vers l'amont en partenariat avec la ZEC Saumon Rimouski (Boralex). C'est d'ailleurs à partir de ce barrage que le comptage des montaisons est réalisé.

Trafic routier (autoroute A20)

L'autoroute A20 s'étend sur 642 km, reliant la frontière Québec-Ontario, près de Rivière-Beaudette en Montérégie, à Mont-Joli dans le Bas Saint-Laurent. Elle traverse la rivière Rimouski par un pont depuis 1984 et longe également le ruisseau de la Savane / Cavée sur environ 2,1 km.

Agriculture

L'agriculture occupe une place importante dans la MRC de Rimouski. Celle-ci compte une zone agricole de 53 944 hectares dont 34 466 ha sont exploités pour la production laitière et l'acériculture. L'agriculture occupe 5 % du bassin versant de la rivière Rimouski, soit 81,5 km² (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 2019) et 22,3 km² soit 31,7 % du bassin versant du ruisseau de la Savane / Cavée.

Pêche

Dans la rivière Rimouski, la pêche est principalement dédiée au saumon et est gérée par la ZEC Saumon Rimouski. Seule la pêche à la mouche y est autorisée du 15 juin au 30 septembre. Le tronçon de 28 km utilisé par le saumon comprend 61 fosses, dont 48 sont ouvertes à la pêche. L'accès à ces fosses est soumis à l'obtention d'un droit délivré par la ZEC Saumon Rimouski, certains secteurs étant contingentés (Saumon Québec; ZEC SAUMON RIMOUSKI). En vertu de l'article 35 de la Loi constitutionnelle de 1982 sur le Canada, annexe B (R.-U), c.11, le droit de pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles est protégé et, dans la rivière Rimouski, c'est la Première Nation Wolastoqiyik Wamsipekwik (anciennement Malécites de Viger) qui la pratique (AGHAMM et al., 2017). D'autres poissons peuvent

également être pêchés dans la rivière Rimouski comme le bar rayé ou encore l'omble de fontaine.

Milieu urbain et baignade

La rivière Rimouski est un point central de la Ville de Rimouski. Elle passe en effet au cœur de la ville dans le parc Beauséjour, qui propose des activités de plein air tout au long de l'année. Bien que la baignade dans la rivière Rimouski soit interdite pour des raisons de sécurité (noyade) et de protection du saumon, de nombreuses personnes s'y baignent lors de périodes de fortes chaleurs. L'aval de la rivière est prisé des baigneurs, notamment au site du Dynamo à environ 400 m en aval de la chute du ruisseau Savane / Cavée. Des tensions sur le territoire pour le partage de la rivière avec les pêcheurs sont ainsi déclarés chaque année (APSSRR, 2019).

1.3. Le lieu d'enfouissement sanitaire de Rimouski

1.3.1. Présentation du site

Le lieu d'enfouissement sanitaire de Rimouski (LES), situé sur le chemin Victor-Gauvin à environ 6 km au sud-ouest du centre-ville et 330 mètres de la rivière Rimouski, a été mis en service en 1981 et est géré par la Ville de Rimouski. Il desservait entre 46 149 (1981) et 50 531 habitants (2003) répartis sur 9 municipalités de la MRC de Rimouski-Neigette, allant de Saint-Fabien jusqu'à Pointe-au-Père. Ayant atteint sa pleine capacité d'enfouissement, il a été fermé définitivement en 2005 au profit d'un lieu d'enfouissement technique (LET) situé sur le terrain voisin, à l'ouest du LES (Blouin, 1992; Cité de Rimouski Service Génie-Travaux publics, 1979; Québec (Province), & Office de planification et de développement du Québec, 1991).

Le LES recevait les matières résiduelles d'origine résidentielle ainsi que celles provenant des industries, commerces et institutions (ICI). À noter que le LES ne disposait pas de balance à l'entrée, empêchant d'obtenir des données quantitatives précises sur la quantité de déchets reçus. Toutefois, en 2002, les estimations faisaient état d'environ 45 500 tonnes de déchets par an. Par ailleurs, environ 180 tonnes de déchets domestiques dangereux (médicaments, nettoyeurs divers, insecticides, pesticides, piles, etc.) par an, générés dans l'ensemble de la

MRC de Rimouski-Neigette, terminaient également dans le LES (Blouin, 1992; Québec (Province)., & Office de planification et de développement du , 1991).

1.3.2. Les eaux de lixiviation

Les lixiviats sont des effluents aqueux générés par la percolation des eaux de pluie à travers les déchets, en interaction avec les processus biochimiques et l'humidité intrinsèque de ces déchets (Kjeldsen et al., 2002). Ils contiennent généralement de grandes quantités de matière organique, d'azote ammoniacal, de métaux lourds, ainsi que de sels organiques et inorganiques chlorés (Christensen et al., 2001; Renou et al., 2008).

Les principaux facteurs influençant la formation et la composition des lixiviats incluent (Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008) :

- Le débit volumétrique directement lié aux précipitations, au ruissellement et à l'infiltration, eux-mêmes dépendants des conditions climatiques,
- La nature des déchets, notamment leur teneur en eau, leur nature physico-chimique et leur degré de compactage (plus les déchets sont compactés, moins l'eau peut s'y infiltrer),
- La méthode d'enfouissement, incluant l'utilisation de couvertures étanches, de revêtements en argile ou de géotextiles, qui permet de limiter l'entrée d'eau dans la décharge,
- L'âge de la décharge a un impact majeur sur la qualité des lixiviats, influençant leur composition chimique et leur biodégradabilité (Tableau 1).

Le LES de Rimouski a été exploité selon le principe d'atténuation naturelle qui consiste à laisser le sol filtrer, diluer et absorber les contaminants (BAPE, 2003). Ce mécanisme s'avère peu efficace pour limiter la contamination de l'environnement (Quintus, 2007).

Tableau 1 : Caractéristiques des différents types de lixiviat selon l'âge de la décharge (adapté de Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008)

Type de lixiviat	Âge de la décharge	Caractéristiques principales	Paramètres typiques
Jeune	< 5 ans	• Riches en matière organique biodégradable • Faible teneur en ammoniac • Faible DCO • Faible conductivité	• DBO5 / DCO élevé (> 0,5) • DCO > 5000 mg L⁻¹ • NH₄⁺ faible à modéré • pH acide à neutre (5-7)
Mature	5 – 10 ans	• Diminution de la biodégradabilité • Augmentation de l'azote ammoniacal • Apparition de composés réfractaires	• DBO5 / DCO faible (0,1-0,3) • DCO modérée (2000-5000 mg L⁻¹) • NH₄⁺ élevé (> 500 mg L⁻¹) • - pH neutre (7-8)
Vieux / Stabilisé	> 10 ans	• Très forte teneur en ammoniac • Haute minéralisation	• DCO < 2000 mg L⁻¹ • DBO5 très faible ou nulle • NH₄⁺ très élevé (> 1000 mg L⁻¹) • Conductivité élevée • pH basique (> 8)

1.3.3. Historique et gestion des lixiviats au LES de Rimouski

À partir de 1978, la ville de Rimouski cherche à identifier des terrains pour accueillir un site d'enfouissement et c'est en 1979 que le terrain actuel est retenu. Une étude hydrogéologique confirme que le site offre les garanties nécessaires en matière de protection environnementale, tout en permettant le réaménagement d'une ancienne sablière. Le concept du site, combinant enfouissement en profondeur et en surélévation, visait à favoriser l'infiltration complète des eaux de lixiviation et à éviter leur résurgence. Un fossé a été aménagé au sud-ouest pour gérer les eaux de ruissellement, tandis qu'aucun drainage n'était prévu ailleurs, car jugé inutile. Aucun système spécifique n'a été installé pour les lixiviats, ceux-ci étant supposés se filtrer naturellement à travers les couches de sable (Cité de Rimouski Service Génie-Travaux publics, 1979).

Après plusieurs années d'exploitation, la capacité filtrante du site s'est révélée inadéquate, les lixiviats réapparaissant prématurément en surface avec des concentrations de contaminants trop élevées pour être rejetées dans la rivière Rimouski sans traitement. En 1998, un réseau de drains a été installé pour capter ces eaux et les diriger vers un marais

filtrant, conformément au Règlement sur les déchets solides, tandis que des galeries d'infiltration sont construites pour intercepter d'autres fuites hors site. Cependant, en 2001, le volume d'eau intercepté dépassait la capacité du marais filtrant, ce qui a entraîné l'arrêt du pompage et des problèmes de colmatage des conduites, compromettant le traitement des eaux. Des échantillonnages ont révélé que, bien que l'eau des résurgences au nord du LES soit « pratiquement conforme » aux normes, elles présentaient des dépassements pour le fer (19 mg L^{-1}) et la demande chimique en oxygène. Le ministère de l'Environnement a alors exigé le captage et le traitement de toutes les résurgences, mais la capacité du marais filtrant demeure insuffisante pour répondre à cette exigence (Québec (Province), & Office de planification et de développement du Québec, 1991).

1.4. Sources de pollution principales de la rivière Rimouski et du ruisseau Savane / Cavée

La rivière Rimouski et son affluent, le ruisseau Savane / Cavée, sont soumis à de nombreuses pressions anthropiques (LES, autoroute, agriculture). Ce sont des sources potentielles de contaminants (métaux issus de la dégradation des déchets, matière organique provenant des fertilisants agricoles, pesticides et hydrocarbures), susceptibles d'altérer la qualité de l'eau et des habitats aquatiques. Transportés sous forme dissoute ou particulaire, ces contaminants peuvent atteindre des habitats sensibles comme des refuges thermiques de façon répétée exposant les organismes aquatiques à des apports cumulés et chroniques (Figure 3) (Öman & Junestedt, 2008; Phaenark et al., 2024).

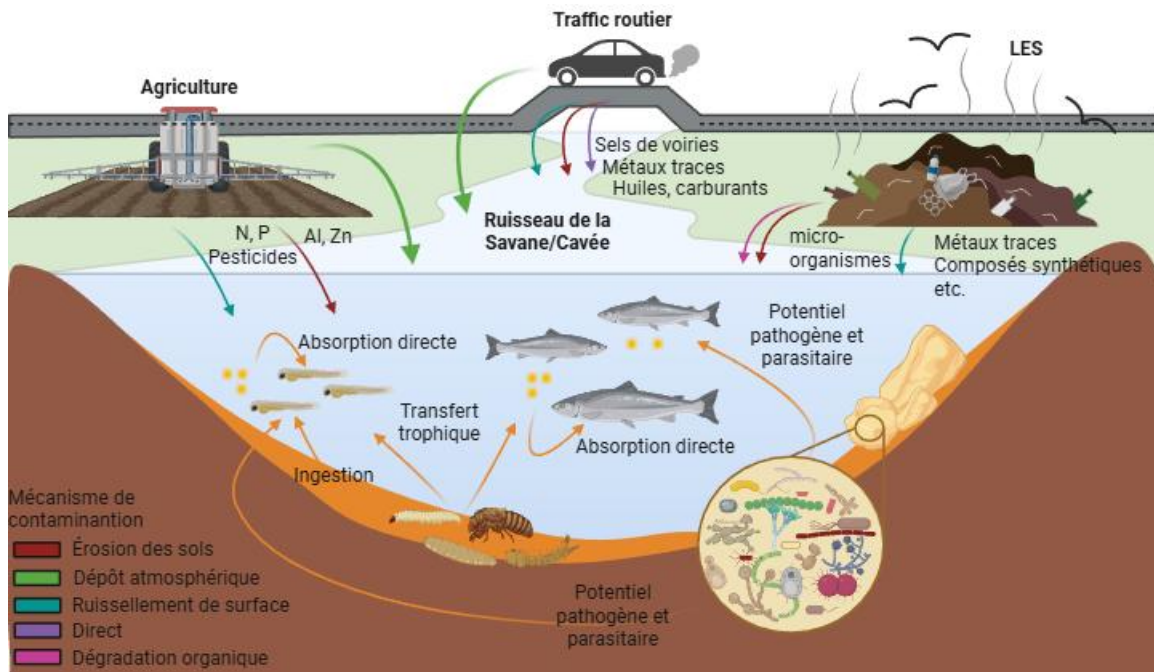


Figure 3 : Schéma conceptuel des principales sources et voies de contamination dans le ruisseau de la Savane/Cavée. Les apports issus de l'agriculture, du trafic routier et du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) comprennent notamment nutriments (N, P), pesticides, métaux traces, sels de voirie, hydrocarbures, composés synthétiques et microorganismes. Ces contaminants rejoignent le cours d'eau par érosion des sols, dépôt atmosphérique, ruissellement de surface, rejets directs et dégradation organique, puis sont transférés dans le réseau trophique par absorption directe chez les invertébrés et poissons, ingestion et transfert trophique, avec un potentiel pathogène et parasitaire pour les communautés aquatiques.

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

2. Objectifs du plan de gestion

Ce plan de gestion a pour objectif principal de fournir un outil d'évaluation environnemental en proposant des indicateurs de contamination, notamment ceux associés à un ancien lieu d'enfouissement sanitaire ainsi que des mesures de gestion visant à atténuer leurs effets afin d'assurer la préservation à long terme des refuges thermiques de la rivière Rimouski.

Le projet mené conjointement par l'Organisme des Bassins Versant du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent (OBVNEBSL) et de l'Université du Québec À Rimouski (UQAR) constitue la base scientifique de ce plan de gestion. Les indicateurs et les mesures proposées s'appuient directement sur les résultats issus de ce projet. Plusieurs sous-objectifs seront alors visés :

Identification des enjeux majeurs

Les enjeux associés au refuge thermique de la rivière Rimouski sont multiples. Ils concernent à la fois la préservation des fonctions écologiques essentielles au saumon atlantique, les retombés socio-économiques liées aux usages du milieu, les obligations réglementaires encadrant la protection des habitats des poissons, ainsi que les défis liés à la mise en place d'un suivi environnemental cohérent. La prise en compte de ces enjeux est nécessaire pour assurer une gestion durable du refuge thermique.

Proposer des indicateurs fiables pour un diagnostic environnemental

Le suivi de la qualité des habitats repose sur des indicateurs mesurables, reproductibles et sensibles aux perturbations. L'identification d'indicateurs pertinents est essentielle à la mise en place d'un suivi environnemental efficace des cours d'eau et des refuges thermiques.

Proposer des mesures de gestions adaptées

Les mesures de gestion doivent être proportionnées aux enjeux locaux, notamment à la présence d'un LES. Elles peuvent inclure des mesures de prévention ou de suivi à long terme visant à limiter les impacts sur les cours d'eau et refuges thermiques.

Favoriser la concertation et le transfert de connaissance

Ce plan vise à appuyer la collaboration entre les acteurs locaux, institutionnels et scientifiques afin d'assurer une diffusion claire et transparente des résultats et renforcer la pérennité des actions de gestion.

3. Diagnostic environnemental

3.1. Description du projet

En octobre 2023, l'OBVNEBSL et l'UQAR, ont initié un projet en partenariat visant l'étude de l'impact des différentes sources de contamination de la rivière Rimouski et les risques potentiels sur les refuges thermiques pour les poissons, dont le saumon. Le projet, se déroulant sur trois ans, s'intéresse principalement au ruisseau Savane/Cavée, dont la confluence avec la rivière Rimouski se trouve un peu en amont de la passerelle du Dynamo à Rimouski. Son apport en eau froide entretient un refuge thermique en période estivale au pied de sa chute. Subissant de nombreuses pressions anthropiques (LES, autoroute A20, agriculture), une contamination pourrait avoir des effets importants à long terme pour les organismes aquatiques. L'apport de contaminants comme les éléments traces métalliques (ETM) au ruisseau de la Savane/Cavée est préoccupant pour la qualité du refuge thermique à sa confluence.

Le projet a été soutenu par une subvention de 258 500\$ du Fonds pour dommages à l'environnement (FDE) d'Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) obtenu par l'OBVNEBSL.

Pour évaluer la contamination de ce ruisseau, deux maîtrises en recherche, en écotoxicologie et en biologie sont effectuées pour ce projet. La maîtrise en écotoxicologie a eu pour objectif général **d'évaluer l'impact cumulatif des différentes sources de contamination sur la qualité d'un refuge thermique potentiel pour le saumon atlantique de la rivière Rimouski** à travers deux sous-objectifs :

- Caractériser sur un cycle annuel, entre octobre 2023 et novembre 2024, les différentes sources de contamination inorganiques de la rivière Rimouski et un de ses vecteurs de contamination, soit le ruisseau de la Savane/Cavée;
- Évaluer les impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la composition des communautés bactériennes et fongiques et la réponse de stress des macroinvertébrés dans un contexte de transfert au sein de la chaîne trophique.

La maîtrise en biologie a eu pour objectif général d'évaluer les effets des stress cumulatifs sur la biodiversité aquatique et la qualité des habitats du saumon atlantique de la rivière Rimouski au travers de deux sous-objectifs :

- Déterminer l'effet des polluants sur l'abondance et la diversité des macroinvertébrés aquatiques et des diatomées de la rivière Rimouski sur un cycle annuel;
- Comparer l'utilisation de la confluence du ruisseau de la Savane par le saumon atlantique lors de vague de chaleur à celle d'autres tributaires de la rivière Rimouski.

A noter que, dans ce plan de gestion, les résultats présentés sont un condensé des résultats des deux maîtrises. Pour avoir des résultats plus complets, veuillez consulter les mémoires des maîtrises qui seront mis en ligne, après leur dépôt final, sur le site du Sémaphore de la bibliothèque de l'UQAR : <https://semaphore.uqar.ca/>.

3.2. Sites d'étude

Au total, dix sites ont été sélectionnés le long du ruisseau Savane / Cavée et de la rivière Rimouski afin de représenter différents contextes environnementaux (Figure 4). Ces sites ont été séparés en quatre groupes :

- Les sites de référence : trois sites, dont deux situés au cœur du Canyon des Portes de l'Enfer (Chute Macpès et Témoin Rimouski 1), ainsi qu'un site en aval à environ 120 mètres du refuge thermique (Témoin Rimouski 2),
- Les sites agricoles (Agricole 1 et 2),
- Le site localisé au niveau du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) à l'embouchure d'une canalisation reliant le drainage routier et le LES (Annexe 1 : Figure 32),
- Les sites de stress cumulés comprenant les sites en aval de toutes les sources de contamination (agriculture, LES, autoroute) dont les sites ruisseau Savane / Cavée 1 et 2, le site du refuge thermique et le site Rimouski Aval.

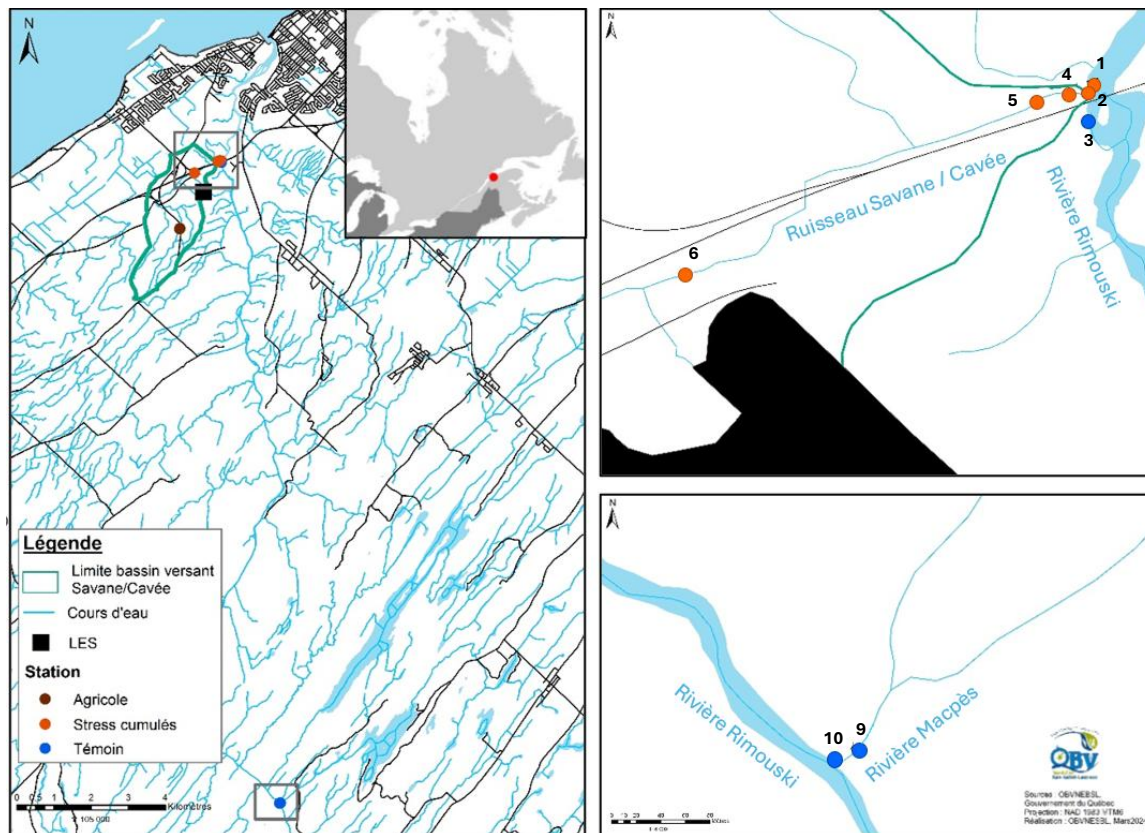


Figure 4 : Carte des sites échantillonnés entre octobre 2023 et novembre 2024

3.3. Échantillonnage

Les échantillonnages ont été réalisés une fois par mois entre octobre 2023 et novembre 2024, lorsque les conditions météorologiques et hydrologiques le permettaient.

Pour le volet écotoxicologie, 24 échantillons d'eau ont été prélevés à tous les sites à l'exception des sites ruisseau Savane / Cavée 2 et Agricole 2, dû à la proximité géographique avec les sites ruisseau Savane / Cavée 1 et Agricole 1. L'eau a été échantillonnée en triplicata afin de mesurer les éléments inorganiques dissous (voir section 3.6.3 : Composés inorganiques dans l'eau et les sédiments). Trente échantillons de sédiments en triplicata ont été échantillonnés à tous les sites afin de mesurer les éléments inorganiques labiles des sédiments de surface (voir section 3.6.3 : Composés inorganiques dans l'eau et les sédiments). À chaque site, trois répliques de biofilms ont été récoltés afin d'en extraire l'ADN environnemental. Seulement un réplique a été utilisé pour les analyses. Des macroinvertébrés de l'ordre des plécoptères ont été échantillonnés afin d'analyser les biomarqueurs cellulaires.

Pour le volet biologie, 20 échantillons de biofilm collectés sur des roches ont été prélevés pour évaluer l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC) en duplicata sur chaque site. Des macroinvertébrés ont également été échantillonnés (voir section 3.8.1 : Qualité biologique du benthos) sur chaque station avec les mêmes exceptions que pour les échantillons d'eau. De plus, en hiver, la glace ne permettait généralement pas leur échantillonnage. En Annexe 2, le Tableau 8 indique le nombre total des échantillons prélevés et analysés.

3.4. Observations générales

Au cours des campagnes d'échantillonnages réalisés en 2023, 2024 et 2025, de nombreuses observations de terrain ont été effectuées (Figure 5, Figure 6, Figure 7, Figure 8, Figure 9). Tout d'abord, les débits moyens de la rivière Rimouski en 2024 et en 2025 étaient inférieurs à la moyenne historique de la rivière. En raison des faibles niveaux d'eau, le site de la chute Macpès était presque à sec au mois d'août 2024, seul un faible filet d'eau y était observé.

Au site situé à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) et de l'autoroute, une forte odeur émanait de la canalisation et du ruisseau à chaque échantillonnage. L'eau était mousseuse et chargée de matières particulaires en suspension tandis que les sédiments présentaient une teinte orange persistante. Des sédiments de coloration similaire ont également été observés aux sites situés en aval du LES, tant dans le ruisseau de la Savane / Cavée que dans la rivière Rimouski, particulièrement au niveau du refuge thermique. Cette coloration orangée a été observée sur l'ensemble de la rive gauche de la rivière Rimouski, jusqu'au secteur du dynamo.

Lors de l'échantillonnage du 4 novembre 2024 (Figure 10, Figure 11, Figure 12), un événement ponctuel a été observé au site du ruisseau Savane / Cavée. L'eau s'est soudainement colorée en orange, accompagnée d'une forte augmentation du débit. La dilution avec l'eau de la rivière Rimouski n'a pas été immédiate, en raison de la différence de densité entre les masses d'eau. Un panache d'eau colorée a pu être observé jusqu'à la fosse 7, située un peu en amont du Dynamo. D'autres événements similaires ont été rapportés par l'équipe de l'OBVNEBSL ainsi que par la ZEC Saumon Rimouski au cours des années 2024 et 2025.

Ces observations mettent en évidence la nécessité de documenter les origines, les fréquences et les impacts potentiels de ces événements.

Observations normales



Figure 5 : Site LES : coloration orangée persistante

Octobre 2024 – novembre 2023



Figure 6 : Site Refuge thermique : coloration orangée persistante

Août 2025



Figure 7 : Site Refuge thermique : chute du ruisseau Savane / Cavée

Octobre 2023



Figure 8 : Site agricole 1 : faible débit en saison estivale

Novembre 2023 – juillet 2024



Figure 9 : Site Chute Macpès : faible débit en saison estivale

Octobre 2023 – juillet 2024

Observations du 4 novembre 2024



Figure 10 : Site Ruisseau Savane / Cavée

15h25



15h52



Figure 11 : Site Ruisseau Savane Cavée : forte coloration orange – débit important



Figure 12 : Fosse à saumon n°7 : vue vers l'amont

3.5. Refuge thermique au pied de la chute du ruisseau Savane / Cavée et observations du saumon atlantique

Le ruisseau de la Savane / Cavée apporte une eau froide dont la température ne dépasse pas les 15°C, même lors des périodes de fortes chaleurs. Le contraste marqué avec la rivière Rimouski, dont la température a atteint jusqu'à 26°C (Annexe 3 : Figure 33) lors de la vague de chaleur d'août 2025, crée au pied de sa chute et à sa confluence un refuge thermique pour les tacons de saumon atlantique. La question est donc de savoir si les tacons utilisent réellement ce refuge.

Pour y répondre, des observations ont été réalisées à l'aide de caméra Gopro et à l'œil nu avec lunettes polarisées dans le refuge thermique du ruisseau Savane / Cavée, lors des périodes de stress thermiques dans certains refuges thermiques de la rivière Rimouski (confluences des rivières Blanche et Bois-Brûlé avec la Rimouski), et par caméra et plongée dans les refuges témoins hors des périodes de stress thermique.

Dans le refuge de la Savane / Cavée, en l'absence de stress thermique, un seul tacon a été observé. En revanche, lors des épisodes de fortes chaleurs, plusieurs tacons y ont été observés, directement sous la chute (Figure 13), où ils étaient actifs et en alimentation. Dans les refuges thermiques témoins, hors périodes de stress thermique, les tacons ne fréquentaient pas les refuges, mais s'alimentaient dans la rivière Rimouski. Dans le refuge de la rivière Blanche (refuge thermique témoin), pendant les périodes de stress, une quarantaine d'adultes y étaient présents, tandis que les tacons, actifs et en alimentation, s'étaient déplacés en amont, dans la rivière Blanche, dans les eaux plus fraîches, à 21°C. Dans le refuge de la rivière Bois-Brûlé, adultes et tacons présentaient des comportements



Figure 13 : Présence de tacon dans le refuge thermique pendant la période de canicule

12 août 2025

caractéristiques de stress thermique.

Ainsi, la présence de tacons observés au pied de la chute durant les épisodes de stress thermique confirme l'utilisation de ce refuge par les tacons du saumon atlantique.

3.6. Volet écotoxicologie : État de la contamination du ruisseau Savane / Cavée

3.6.1. Critère de qualité des eaux de surface

La vie aquatique peut être affectée par les fluctuations de la qualité de l'eau et des sédiments, c'est pourquoi le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a élaboré des critères de qualité de l'eau de surface et des sédiments pour la protection de la vie aquatique (CVA) ainsi que pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPCEO) (Tableau 2). Les CPCEO sont des critères de qualité déterminés pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future. Pour les CVA, deux valeurs sont déterminées :

- Critère de qualité pour la vie aquatique **effet aiguë** (CVAA) : effet grave lié à une exposition de courte durée,
- Critère de qualité pour la vie aquatique **effet chronique** (CVAC) : risque subléthal lié à une exposition de longue durée.

Certains critères peuvent dépendre du pH, de la dureté de l'eau et de la concentration en carbone organique dissous. Notez que cette concentration n'a pas été mesurée dans cette étude donc certains critères ne seront pas présentés.

Cinq valeurs sont également déterminées pour la qualité des sédiments :

- **CER** : concentration d'effets rares
- **CSE** : concentration seuil produisant un effet
- **CEO** : concentration d'effets occasionnels
- **CEP** : concentration produisant un effet probable
- **CEF** : concentration d'effets fréquents

CER et **CSE** étant considéré comme balises de la prévention de la contamination (MELCCFP & ECCC, 2007).

Tableau 2 : Critère de qualité des eaux de surface et des sédiments de surface en eau douce. Adapté des valeurs fournis par le MELCCFP
***critères pouvant dépendre du pH, de la dureté et / ou de la concentration en carbone organique dissous**

Élément	Qualité des eaux de surface (mg.L ⁻¹)			Qualité des sédiments d'eau douce (mg.kg ⁻¹)				
	Effet Aiguë	Effet chronique	Prévention de la contamination	CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Aluminium	De 0,001 à 4,8*	De 0,028 à 5,3*	0,1	NA	NA	NA	NA	NA
Arsenic	0,68	0,34	0,01	4,1	5,9	7,6	17	23
Bore	15	1,5	0,2	NA	NA	NA	NA	NA
Baryum	$e^{1,0629 \ln(\text{dureté}) - 2,2349}$ 1000	$e^{1,0629 \ln(\text{dureté}) - 1,1928}$ 1000	1	NA	NA	NA	NA	NA
Calcium	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chrome	0,016	0,011	0,05	25	37	57	90	120
Cobalt	0,37	$e^{0,414 \ln(\text{dureté}) - 1,887}$ 1000	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cuivre	NA	$4,1 \cdot 10^{-4}$	1	22	36	63	200	700
Fer	NA	De 0,013 à 0,80*	0,3	NA	NA	NA	NA	NA
Magnésium	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Manganèse	$e^{0,8784 \ln(\text{dureté}) + 4,76}$ 1000	De 0,20 à 1,5*	0,05	NA	NA	NA	NA	NA
Potassium	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Plomb	$e^{1,273 \ln(\text{dureté}) - 1,46}$ 1000	$e^{1,273 \ln(\text{dureté}) - 4,705}$ 1000	0,01	25	35	52	91	150
Sodium	NA	NA	200	NA	NA	NA	NA	NA
Zinc	De 0,014 à 0,334*	De 0,0024 à 0,516*	7,4	80	120	170	310	770
Rubidium	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chlorures	320	120	250	NA	NA	NA	NA	NA
Nitrates	NA	3	10	NA	NA	NA	NA	NA
Phosphates	NA	0,03	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Sulfates	De 500 à 2596*	De 500 à 2596*	500	NA	NA	NA	NA	NA
MPS	+25 mg.L ⁻¹ au-dessus de la moyenne	+5 mg.L ⁻¹ au-dessus de la moyenne	NA	NA	NA	NA	NA	NA

3.6.2. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques (température, conductivité, pH et matière particulaire en suspension (MPS)) (Figure 14), présentaient des variations à la fois spatiale et temporelle marquées.

Les températures enregistrées au site du refuge thermique étaient de 5 à 10°C inférieures, entre juin et août 2024, à celles mesurées dans la rivière Rimouski. Durant cette période, les températures observées dans la rivière dépassent le seuil associé à des effets physiologiques néfastes pour le saumon (21°C) et s'approche du seuil léthal (25°C).

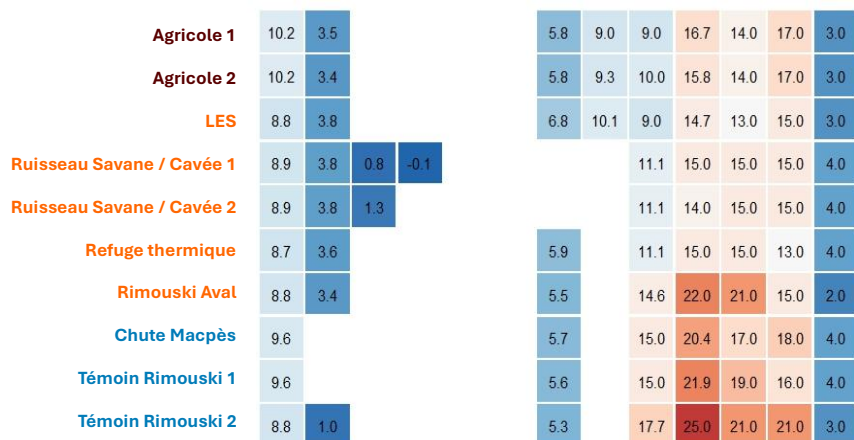
La conductivité était significativement plus élevée au site du LES et aux sites de stress cumulatifs comparativement aux sites agricoles et de référence, pour la période de juin à novembre 2024. Cette tendance indique une concentration accrue en ions dissous dans ces secteurs, suggérant des apports anthropiques en sels et en éléments traces métalliques (ETM) potentiellement associés au LES et / ou aux infrastructures routières.

Le pH demeure relativement stable dans le temps, avec de faibles variations saisonnières et intersites.

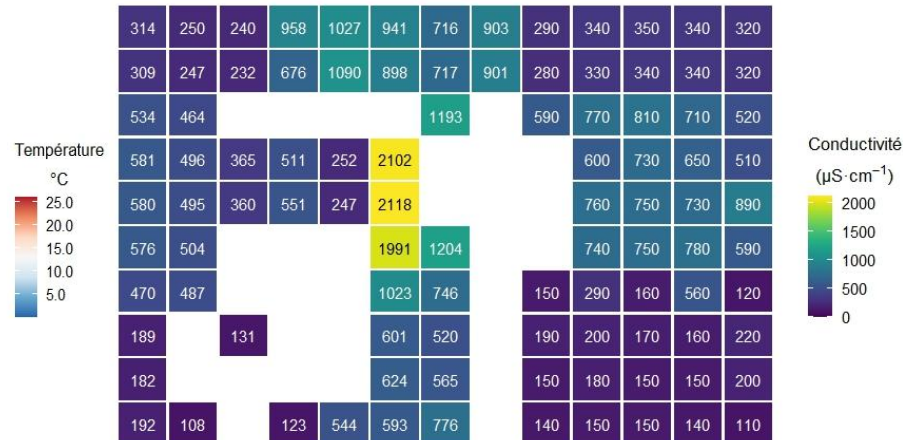
Les MPS montrent quant à elles une forte variabilité entre octobre et juin, avec des pics ponctuels à l'automne et au printemps, coïncidant avec des événements hydrologiques (précipitations, fonte des neiges, ruissellement), favorisant la mobilisation des particules fines et des contaminants associés. Un pic très important est également observé lors de l'échantillonnage du 4 novembre 2024, lors de l'observation d'eau orangée (voir section 3.4 : Observations générales) qui dépasse le critère de toxicité aiguë établie par le MELCCFP.

Enfin, la stabilité saisonnière de ces paramètres suggère un profil physico-chimique dominé par une influence chronique du LES, tandis que l'effet de l'autoroute semble davantage lié à des apports ponctuels dépendant des précipitations.

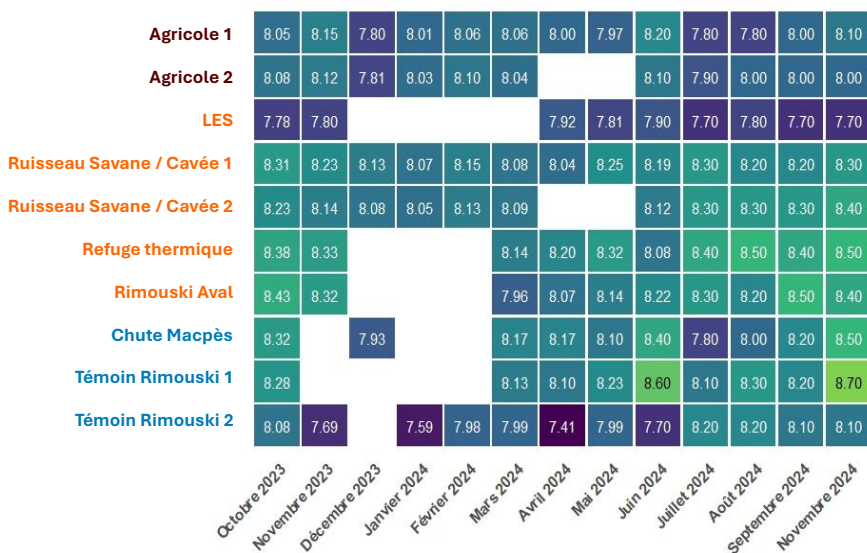
Température



Conductivité



pH



Matière particulaire en suspension

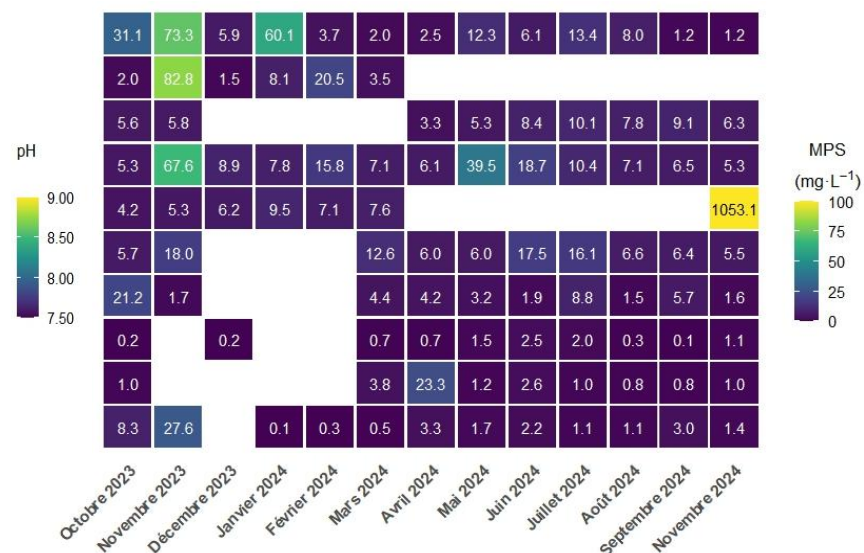


Figure 14 : Matrices spatio-temporelles des données des paramètres physico-chimiques de l'eau (Température (°C), Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH et MPS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) des différents sites selon les mois d'échantillonnage

3.6.3. Composés inorganiques dans l'eau et les sédiments

Échantillonnage et traitement des échantillons

À chaque station, des échantillons d'eau et de sédiments de surface ont été prélevés afin d'extraire et de quantifier les composés inorganiques, comprenant les éléments traces métalliques (ETM), les cations et les anions majeurs (Tableau 3). Les ETM et les cations majeurs dans l'eau filtrée et acidifiée ainsi que dans les sédiments acidifiés et digérés ont été mesurés par spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES). L'arsenic (As) a été quantifié par spectroscopie d'absorption atomique à four graphite, uniquement dans les sédiments. Enfin, les anions majeurs dans l'eau (Tableau 3) ont été quantifiés par chromatographie ionique haute pression (HPIC).

Tableau 3 : Listes des composés inorganiques mesurés dans l'eau et dans les sédiments de surface

Paramètres	Eau	Sédiments
Éléments traces métalliques	Co, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn	As, Co, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn
Cations majeurs	Al, B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na	Al, B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na
Anions majeurs	Chlorures Cl ⁻ , nitrates NO ³⁻ , phosphates PO ₄ ³⁻ , sulfates SO ₄ ²⁻	

Analyses des données

Les concentrations des différents éléments ont été comparées selon les sites et la saison après vérification des postulats de normalité (test de Shapiro-Wilk) et d'homoscédasticité (tests de Levene). Les données respectant ces conditions ont été analysées par ANOVA, suivie de test post-hoc de Tukey pour identifier les différences entre les groupes. Des corrélations de Spearman ont été réalisées afin d'examiner les relations entre les éléments.

La structure globale de la composition chimique a été évaluée par PERMANOVA (distance euclidienne) à partir des concentrations standardisées, en incluant la catégorie de sites, le mois d'échantillonnage et leur interaction.

Résultats

Gradient spatial et temporel de contamination

Concentrations en anions majeurs dans l'eau

Les concentrations en anions majeurs (novembre 2023 et de mars 2024 à novembre 2024) (Annexe 4 : Figure 34) variaient significativement selon les sites d'échantillonnage, à l'exception des concentrations de phosphate. Les résultats montrent un gradient de contamination croissant des sites de référence aux sources anthropiques. En effet, les concentrations en chlorure étaient significativement plus élevées aux sites du LES et de stress cumulés par rapport aux sites agricoles et de référence. Les valeurs maximales observées à ces sites approchaient la limite de 120 mg L^{-1} fixée pour la protection de la vie aquatique avec des effets chroniques (Tableau 2) sans toutefois la dépasser.

Les concentrations en sulfate et en nitrate suivaient une tendance similaire. Les valeurs les plus élevées étaient mesurées aux sites agricoles, du LES et de stress cumulés, dépassant ponctuellement la valeur de 3 mg L^{-1} fixée pour la protection de la vie aquatique avec des effets chroniques. À l'inverse, les sites de référence affichaient des concentrations très faibles en anions majeurs.

Concentrations en cations majeurs dans l'eau et les sédiments de surface

Les concentrations en aluminium (Al) était plus élevées aux sites agricoles avec une différence significative dans les sédiments comparé aux sites de références avec une hausse marquée au printemps. À l'inverse, le bore (B) dissous était au maximum aux sites de stress cumulés (Savane / Cavée 1 et refuge thermique) suggérant une signature du LES ou de l'autoroute. Le baryum (Ba) ne différait pas globalement entre les sites, sauf en été où les concentrations aux sites agricoles, du LES et de stress cumulés dépassaient les critères de toxicité chronique. Le rubidium (Rb), détecté uniquement dans les sédiments, était significativement plus abondant aux sites agricoles, cohérent avec une origine liée aux engrais potassiques, tendance partagée avec le potassium (K) élémentaire.

Dans l'eau, le K, le magnésium (Mg), le calcium (Ca), le sodium (Na) et le manganèse (Mn) étaient plus élevés aux sites du LES et de stress cumulé qu'aux sites de référence. Le Mg dissous suggère une origine anthropique provenant du LES, alors que le Mg sédimentaire des sites de références reflète davantage la géologie naturelle.

Globalement, ces patrons indiquent une signature du LES et / ou de l'autoroute (Ca, B, Mg, Mn, Na) et une signature agricole (Al, K, Rb).

Concentrations des éléments traces métalliques dissous dans l'eau et les sédiments de surface

Les concentrations en ETM variaient significativement entre les sites avec des niveaux généralement plus élevés aux sites du LES et de stress cumulés par rapport aux sites de référence. Dans l'eau, le plomb (Pb), et le cuivre (Cu) dissous étaient significativement plus élevés à ces sites, tandis que le fer (Fe), le zinc (Zn) et le chrome (Cr) ne différaient pas entre les sites, probablement en raison de la forte oxygénation de l'eau favorisant la précipitation des oxydes de fer. Dans les sédiments, le fer et l'arsenic (As) atteignaient aux sites du LES et des stress cumulés des valeurs typiques de milieu fortement contaminé, alors que le Zn était significativement plus élevé aux sites agricoles.

Plusieurs de ces concentrations dépassaient les critères de toxicité chronique dans l'eau fournis par le MELCCFP (Tableau 2) comme le Pb et le Cu dissous. Dans les sédiments, plusieurs seuils d'effet ont été dépassés comme le Zn (CSE : concentration seuil produisant un effet), le Pb (CEO : concentration d'effets occasionnels), le Cu (CEO), et l'As (CEF : concentration d'effets fréquents). Le fer excédait parfois 40 000 mg kg⁻¹, niveau associé à des effets sévères sur les organismes vivants (Persaud et al., 1993).

Ces résultats mettent en évidence un gradient croissant de contamination métallique depuis les sites de référence vers les sites d'activités anthropiques avec une signature du LES et / ou de l'autoroute, pour As, Fe, Pb et Cu, et une signature agricole probable pour le Zn.

Saisonnalité

La saisonnalité était le principal facteur structurant du profil chimique des sites, avec des pics printaniers et automnaux pour plusieurs ETM dissous (Cu, Co, Fe, Mn, Pb, Zn). Les sédiments montraient des variations plus stables, suggérant l'intégration à long terme des apports, plutôt que des fluctuations saisonnières rapides observées dans la colonne d'eau. Cette saisonnalité traduit l'influence des conditions hydrodynamiques des cours d'eau (débit, précipitations, crues), des apports ponctuels de contaminants (ruissellement agricole et routier, lessivage) et la dynamique de remobilisation des éléments dans les sédiments.

Signatures chimiques observées et sources de contamination

Les concentrations mesurées dans la fraction dissoute de l'eau et dans la partie labile des sédiments suivaient un gradient spatial cohérent avec les principales sources de contaminations anthropiques du bassin versant du ruisseau de la Savane / Cavée (LES, autoroute, zone agricole).

Les analyses multivariées et PERMANOVA ont montré que les sites de référence présentaient une composition chimique plus homogène et moins enrichie, tandis que les sites de stress cumulés, situés en aval des sites du LES et agricoles présentaient des signatures métalliques plus marquées et plus variables dans le temps.

Signature du LES

Les enrichissements en Cu, Fe, Pb, Mn, As, Co ainsi qu'en Cl^- , Na, Mg et SO_4^{2-} aux sites du LES et des stress cumulés suggèrent une contamination d'origine anthropique du cours d'eau. Les concentrations en ETM et en ions majeurs correspondent à la composition typique des lixiviats de dépotoirs municipaux documentés à travers le monde (Hosseini Beinabaj et al., 2023; Nagarajan et al., 2012; Öman & Junestedt, 2008; Parvin & Tareq, 2021; Wdowczyk & Szymańska-Pulikowska, 2020) qui peuvent contaminer les eaux de souterraine et de surface (Gunarathne et al., 2024; Öman & Junestedt, 2008; Silwani et al., 2025; Wdowczyk & Szymańska-Pulikowska, 2020), surtout dans les cas de lieux d'enfouissement à atténuation naturelle, comme le LES de Rimouski (Nagarajan et al., 2012; J. Wang & Qiao, 2024).

L'infiltration de l'eau de pluie à travers les déchets favorise la solubilisation des sels, de la matière organique et des métaux générant un lixiviat concentré. Dans les cours d'eau, les ETM peuvent se fixer à la surface (adsorbés) des oxydes de Fe et Mn ce qui explique les fortes concentrations dans les sédiments en aval du LES (Abdulrida et al., 2024; Abiriga et al., 2021).

Signature de l'autoroute

Le ruissellement routier constitue une source additionnelle de plusieurs ETM (Cu, Zn, Pb, Fe, Mn, Ba) ainsi qu'en chlorures issus de l'usure des freins, des pneus, des carburants et des infrastructures (Kelting & Laxson, 2010; McTaggart, 2019). L'usage hivernal massif de sels de déglacage entraîne également des apports en Na et Cl⁻ vers les fossés et cours d'eau, pouvant accroître la mobilité des ETM dans les sols et sédiments (Ebrahimi Gardeshi et al., 2024; Evans & Frick, 2001).

Contrairement au LES, dont l'influence est plus permanente et continue, la contribution routière semble événementielle et saisonnière, dépendant des précipitations et de la fonte printanière. La co-occurrence de Cu, Fe, Pb, Mn, Cl⁻ et Na reflète ainsi une double influence LES / autoroute, avec une contribution dominante du LES.

Signature des activités agricoles

Dans les sites agricoles, les enrichissements mineurs en Rb, K, Al, Ba et Zn s'expliquent par la fertilisation et l'amendement des sols agricoles ainsi que par leur érosion et leur lessivage. Les engrais potassiques constituent des sources directes de K et de SO₄²⁻ ou NO³⁻ (Howarth et al., 2005). Certains fertilisants à base de sulfate de potassium peuvent contenir du Rb, tandis que les engrais phosphatés ou azotés apportent du Ba (Senesi et al., 1983; Senesil et al., 1999). De plus, ces éléments lithogènes sont portés par les mêmes phases minérales donc ils ont tendances à varier ensemble.

Le NO³⁻, traceur classique de la fertilisation azoté, est exporté par lixiviation et drainage lorsque les apports dépassent les besoins des cultures ou que les fortes pluies favorisent les pertes par lessivage (Salem et al., 2020). Les engrais sulfatés contribuent également aux apports en SO₄²⁻ (Salem et al., 2020).

Le Zn est fréquemment utilisé dans les engrais, le lisier, les boues d'épuration et d'autres amendements organiques, favorisant son accumulation progressive dans les sols puis son exportation vers les cours d'eau (Raven & Loeppert, 1997; Salem et al., 2020). L'Al, quant à lui, est mobilisé par l'acidification et l'érosion des différentes couches du sol et le transport des particules fines riches en oxyde de fer et d'aluminium (Salem et al., 2020). La co-variabilité Al – Rb – K observée suggère un apport commun lié aux matériaux silicatés des sols agricoles.

Signatures multiples

Certains éléments (Ba, SO_4^{2-} , NO_3^-) présentent une signature mixte, étant associés à la fois aux sites agricoles et aux sites sous influence du LES et de l'autoroute. Ils peuvent provenir simultanément des fertilisants, des déchets enfouis ou de la minéralisation de la matière organique (Nagarajan et al., 2012; Senesi et al., 1983). Ainsi, les gradients observés dans l'eau et les sédiments ne reflètent pas une source commune, mais la superposition de plusieurs pressions anthropiques distinctes mais convergentes. L'interprétation des sources nécessite donc une approche intégrée combinant profils spatiaux, dynamiques saisonnières et occupation du sol afin de comprendre les mécanismes de transfert de sources dans le continuum eau-sédiment.

3.7. Volet écotoxicologie : réponses biologiques à la contamination

3.7.1. Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la réponse de stress des macroinvertébrés (plécoptères)

Définition

Les macroinvertébrés benthiques constituent une ressource clé pour les alevins et tacons de saumon atlantique. Leur abondance, leur qualité nutritionnelle et leur niveau de contamination influencent directement la qualité de l'habitat alimentaire disponible (Johnson, 2013; Keeley & Grant, 1997). Les ETM et autres contaminants peuvent altérer la survie, la croissance et le comportement de ces communautés en s'accumulant dans l'exosquelette et les tissus des organismes par ingestion ou absorption directes, réduisant leur valeur nutritionnelle (Cousin & Cachot, 2014; Phaenark et al., 2024; Souto et al., 2019).

Dans le contexte de ce projet, les biomarqueurs correspondent à des réponses biochimiques, physiologiques ou tissulaires mesurables chez les organismes à la suite d'une exposition à des contaminants. Ils permettent de détecter des effets biologiques précoces, avant l'apparition de dommages visibles à l'échelle de l'individu ou de la population (Hook et al., 2014). Chez les insectes aquatiques, les biomarqueurs sont largement utilisés comme indicateur pour évaluer l'exposition à différents facteurs de stress, tels que les variations des conditions environnementales (température, pH) ou la présence de polluants (ETM, contaminants organiques), en mesurant l'induction de mécanismes de détoxification et de défense cellulaire (Berra et al., 2004; Hook et al., 2014). Ces substances peuvent induire la production de protéines et d'enzymes impliquées dans les mécanismes de détoxification et de réponse cellulaire au stress (Berra et al., 2004; Smit et al., 2009).

Dans cette étude, en plus des concentrations en ETM et en cations majeurs dans les plécoptères, différents biomarqueurs ont été analysés :

- La métallothionine (MT) : protéine capable de fixer les métaux et fréquemment utilisée comme indicateur d'exposition métallique. Elle est plus stable et moins influencée par la variabilité à court terme que les paramètres physico-chimiques (Berra et al., 2004; Hook et al., 2014);

- La superoxyde dismutase (SOD) : enzyme antioxydante impliquée dans la protection contre le stress oxydatif généré par les variations environnementales et les contaminants (Berra et al., 2004; Hook et al., 2014; Smit et al., 2009).

Échantillonnage et traitement des échantillons

Les échantillons d'insectes (Plécoptères) ont été récoltés selon la méthode décrite dans le chapitre 3.8.1. Dans ces insectes, les concentrations en As, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb et Zn sont présentées dans ce plan de gestion (pour plus d'éléments, se référer à la maîtrise de Sandrine Picotte). Ils ont été quantifiés après digestion acide des insectes assistée par micro-onde. La concentration en protéine dans les insectes a été déterminée à l'aide du test Bradford, 1976, afin de mesurer les différentes activités enzymatiques.

Différents kits et méthodes ont été utilisés pour quantifier les biomarqueurs conformément aux instructions des fabricants :

- MT : kit ELIZA Zebrafish MT. L'activité est exprimée en pictogramme de MT par milligramme de protéine et seuls les plécoptères échantillonnés pendant les mois de mai, juillet et août ont été analysés,
- SOD : kit de tests d'activité CuZn/Mn Superoxide Dismutase (CuZn-SOD/Mn-SOD). L'activité SOD est exprimée en unité d'activité SOD (U) par milligramme de protéine ;

Analyses des données

Lorsque les conditions de normalité et d'homogénéité des variances étaient respectées, les différences de concentration en élément chez les plécoptères entre les sites ont été testées par ANOVA à un facteur, suivie du test post-hoc de Tukey (HSD). En cas de non-respect des hypothèses, un test de Kruskal–Wallis a été appliqué, suivi de tests post-hoc de Wilcoxon avec correction de Holm.

Les corrélations entre les matrices (eau, sédiments, tissus de plécoptères) ont été évaluées à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman (ρ) afin d'identifier d'éventuels phénomènes de bioaccumulation. Une PERMANOVA a également été réalisée pour comparer les profils des concentrations.

Les différences d'expression de la SOD entre sites ont été analysées par ANOVA de Welch, suivie de tests t de Welch avec correction de Benjamini-Hochberg. Les concentrations médianes de MT ont été comparées à l'aide d'un test non paramétrique de Kruskal–Wallis, suivi d'un test post-hoc de Dunn, en raison de la non-normalité des données.

Résultats

Concentrations d'éléments dans les plécoptères

Les concentrations en éléments mesurées chez les larves de plécoptères (Figure 15) montraient un portrait global significativement différent entre les sites impactés (LES, stress cumulés, agricoles) et les sites de référence. Les macroéléments (Mg, Na, Ca, K) présentent leurs concentrations les plus élevées aux sites de référence, en cohérence avec leur rôle essentiel dans l'osmorégulation (Nation, 2022), le fonctionnement enzymatique (Patrick & Bradley, 2000) et la formation de l'exosquelette (Chapman, 1998; Luoma & Rainbow, 2008). Ce patron, également observé dans d'autres études (Luoma & Rainbow, 2008), suggère qu'aux sites impactés, un stress métabolique ou cellulaire pouvant altérer la régulation ionique et la croissance, limitant potentiellement l'allocation de ces éléments à la formation d'exosquelette.

À l'inverse, plusieurs ETM (Mn, Fe, Pb, et, dans une moindre mesure, As et Cu) atteignent aux sites agricoles et surtout aux sites du LES (Figure 15), des concentrations dans les plécoptères compatibles avec des milieux modérément à fortement contaminés. L'enrichissement marqué en Mn et Fe en aval du LES coïncide avec des apports particuliers et sédimentaires, ces éléments sont fréquemment associés aux oxydes et aux particules fines susceptibles d'être ingérés par les invertébrés benthiques (Horowitz, 1991; Langmuir, 1997; Saidon et al., 2024). En zone agricole, les concentrations très élevées en Pb dans les plécoptères dépassent les niveaux de fond et les niveaux rapportés pour des rivières contaminées, suggérant un potentiel vecteur de transfert trophique. Pour les macronutriments essentiels tels que Cu et Zn, les concentrations restent majoritairement dans les plages « normales », ce qui concorde avec une régulation physiologique partielle (Hare, 1992; Luoma & Rainbow, 2008; Rainbow, 2007).

Les analyses de corrélation suggèrent un lien très fort entre le Mn dans l'eau et dans les plécoptères, suggérant une bioaccumulation étroitement liée à la colonne d'eau, cohérente avec la biodisponibilité de cet élément (Rainbow, 2007). Des corrélations positives entre les concentrations dans les sédiments et les tissus (Mn, Co, Al, Cr, Fe) appuient également le rôle des sédiments comme source d'exposition, via l'ingestion des particules et le contact avec l'eau interstitielle (Hare, 1992; Luoma & Rainbow, 2008). À l'inverse, des corrélations négatives observées pour Co, suggèrent des mécanismes de régulation homéostatique (maintien de l'équilibre interne) (Rainbow, 2007).

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les plécoptères des sites impactés intègrent la contamination métallique provenant à la fois de la colonne d'eau et des sédiments. Ils constituent ainsi un bioindicateur pertinent des apports métalliques locaux et un vecteur potentiel de transfert trophique vers les niveaux supérieurs.

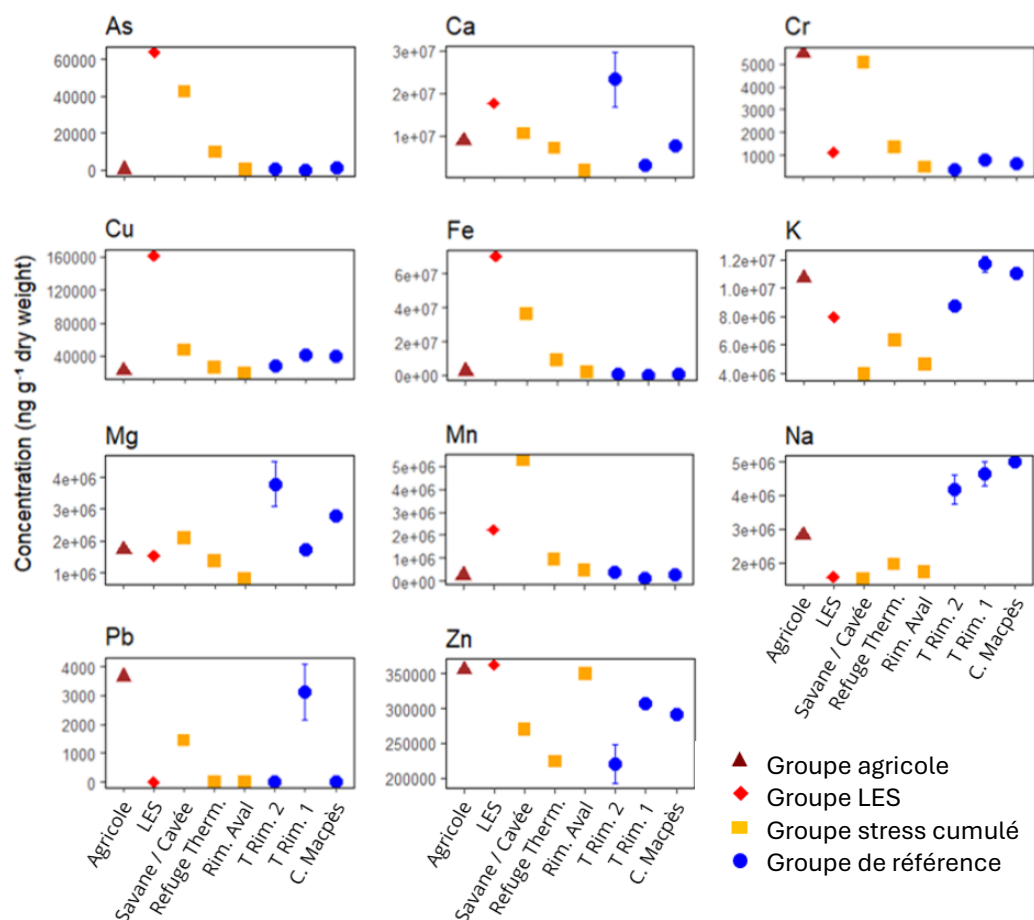


Figure 15 : Moyenne des concentrations des différents éléments dans les larves aquatiques de plécoptères échantillonnées en juillet 2024 selon les sites d'échantillonnage

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

Concentrations de métallothionéine chez les plécoptères

Les concentrations de métallothionéine (MT) dans les plécoptères suivaient les gradients spatiaux et temporels de contamination métallique observés dans les sédiments et les tissus des insectes. Globalement, les sites impactés (agricole et LES) présentent des concentrations de MT significativement plus élevées que les sites de référence, avec des valeurs particulièrement fortes en juin-juillet comparativement à mai (Figure 16). Ce gradient métallique suggère que la structure fine de l'habitat (hydrodynamique, sédimentation, granulométrie) joue un rôle dans la bioaccessibilité des métaux pour les insectes (Khan et al., 2018; Taiwo et al., 2014).

Ce patron concorde avec le rôle connu des MT dans la liaison et la détoxification des métaux. Comme ils sont plus stables et moins influencés par la variabilité à court terme que les paramètres physico-chimiques, ils sont largement utilisés comme biomarqueurs d'alerte précoce de l'exposition chroniques aux ETM chez les insectes aquatiques (Hertika et al., 2023; Khati et al., 2012).

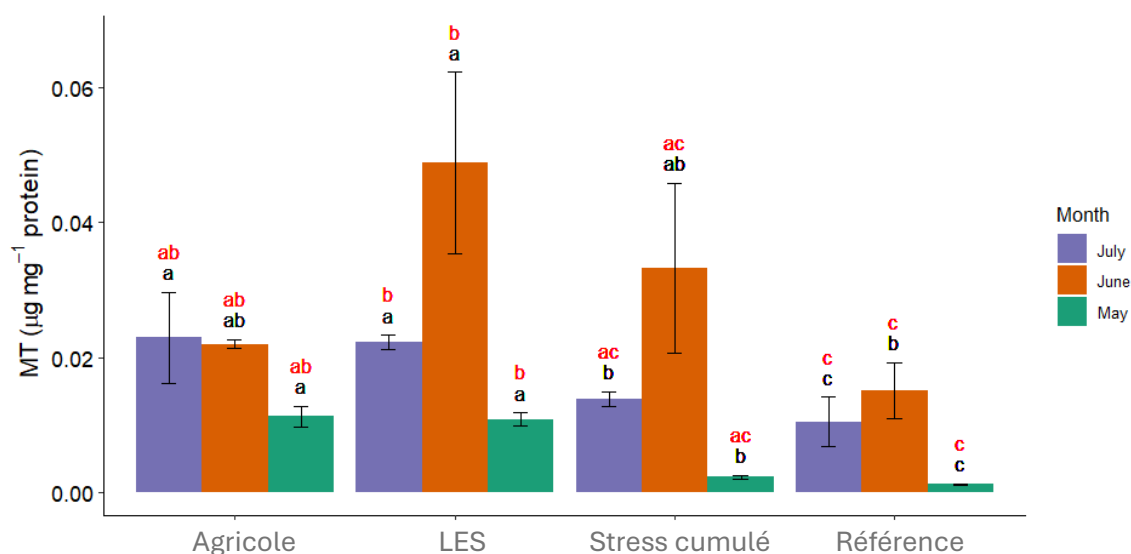


Figure 16 : Concentration moyenne de MT selon les groupes d'échantillonnage de mai à juillet 2024. Les lettres représentent les différences significatives (rouge = test de Kruskal Wallis comparant l'activité MT entre les groupes tous mois confondus, noires = test de Kruskal Wallis comparant l'activité MT entre les groupes au sein de chaque mois)

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

Activité SOD chez les plécoptères

L'activité de la superoxyde dismutase (SOD), tant totale (TSOD) que cytosolique (CuSOD), a montré une variation principalement saisonnière, avec un pic marqué en juin-juillet et des valeurs plus faibles en mai, septembre et novembre (Figure 17). La TSOD était généralement plus élevée que la CuSOD. Cette dynamique suggère que les conditions environnementales saisonnières (température, activité métabolique, disponibilité en oxygène) influencent davantage la réponse antioxydante que le gradient spatial de contamination (Tatović et al., 2024).

Le pic estival (Figure 17) concorde avec une augmentation du métabolisme et de la production de ROS en période chaude, traduisant une réponse adaptative au stress oxydatif (Božanić et al., 2018). Des tendances similaires ont été observées chez les larves d'*Ephemera danica* et d'autres insectes terrestres (Božanić et al., 2018; Hamza et al., 2025; Messi et al., 2025).

Les différences spatiales sont plus nuancées et la relation avec le gradient d'impact n'est pas toujours évidente (Figure 17). En juin, la TSOD est significativement plus élevée au site agricole, suggérant un stress oxydatif localisé possiblement lié aux intrants agricoles combinés à une hausse des températures et à une baisse des niveaux d'eau. Des réponses similaires ont été observées chez les larves de plécoptères et d'éphéméroptères en aval de piscicultures, où l'enrichissement organique stimulait des défenses antioxydantes (Božanić et al., 2018; Mirčić et al., 2016). À l'inverse, des activités plus faibles aux sites impactés en mai et novembre pourraient traduire une inhibition ou une régulation négative de la SOD sous exposition chronique, phénomène déjà décrit chez certains insectes exposés aux ETM (Mirčić et al., 2016; Prat et al., 2013; Xie et al., 2009).

Dans l'ensemble, la SOD ne suit pas un simple gradient de contamination, mais résulte d'une interaction complexe entre saisonnalité et stress locaux, avec des réponses pouvant être induites ou supprimées selon le contexte (Messi et al., 2025).

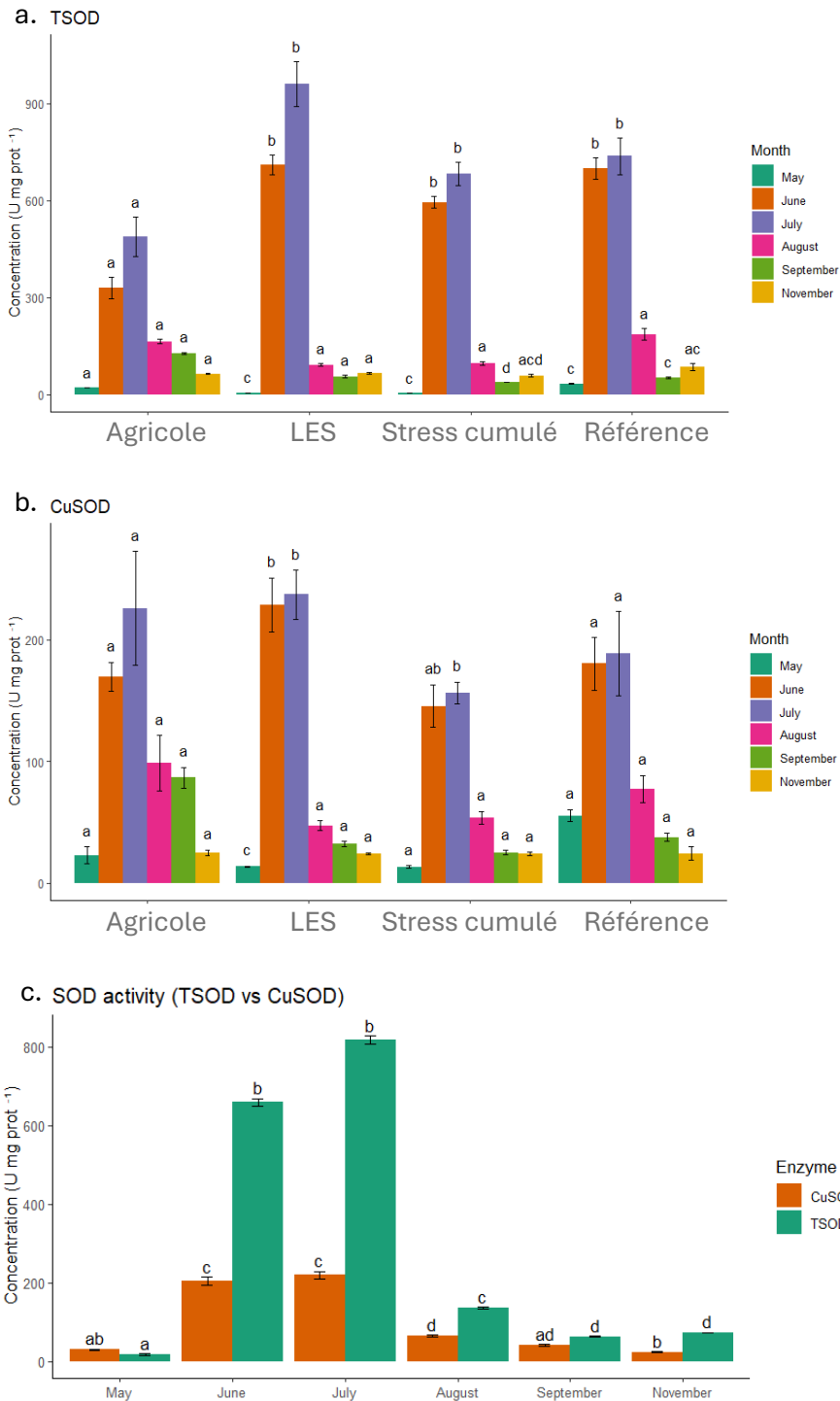


Figure 17 : Modèles saisonniers et spatiaux de l'activité de la superoxyde dismutase (SOD) chez les larves de plécoptères. a. Activité totale de la SOD (TSOD) dans les groupes d'échantillonnage agricole, LES, stress cumulé et référence de mai à novembre 2024 (moyenne $\pm$ SE). b. Activité de la Cu/Zn-SOD (CuSOD) dans les mêmes groupes d'échantillonnages et les mêmes mois (moyenne $\pm$ SE). c. Comparaison des activités TSOD et CuSOD regroupées pour chaque mois sur l'ensemble des sites (moyenne $\pm$ SE). Les lettres indiquent les différences significatives.

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

Conclusion

L'ensemble de ces résultats (MT et SOD) suggère une exposition chronique et sublétales aux ETM, où les insectes benthiques s'ajustent par séquestration et régulation homéostatique via les MT tandis que le stress oxydatif mesuré par la SOD demeure modéré.

En reliant chimie environnementale, biomarqueurs et voies trophiques, cette étude montre que les larves de plécoptères intègrent les apports métalliques issus de sources anthropiques et constituent d'excellents bioindicateurs en milieu lotique. Les MT apparaissent comme indicateur d'exposition chronique aux ETM alors que la SOD reflète surtout la variabilité environnementale. D'un point de vue écologique, les concentrations élevées de certains ETM (notamment As et Pb) soulèvent une préoccupation quant au transfert trophique notamment vers les salmonidés qui consomment ces invertébrés.

3.7.2. Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la composition des communautés bactériennes et fongiques

Définition

Les biofilms sont des assemblages microbiens caractérisés par leur grande complexité structurelle et peuvent abriter une forte diversité de contaminants, tels que des métaux traces et des pesticides (Luo et al., 2022). Ils jouent un rôle important dans le transfert des contaminants le long de la chaîne trophique (Wen et al., 2024). Les bactéries et les champignons sont des éléments clés du biofilm. Si certains peuvent provoquer des maladies ou des infections chez la faune et la flore, d'autres sont des alliés discrets qui soutiennent la vie et remplissent des fonctions cruciales dans les environnements d'eau douce (Battin et al., 2007, 2016; Gessner et al., 2010). Ils initient la décomposition de la matière organique et participent à la circulation des nutriments (Sridhar et al., 2001). Proches des influences anthropiques comme des dépotoirs ou des rejets agricoles, les communautés bactériennes et fongiques peuvent se modifier pour devenir plus tolérantes ou opportunistes (Carrell et al., 2021; Zubrod et al., 2019) et peuvent également héberger des pathogènes potentiels y compris humain (Wan et al., 2021; Zhan et al., 2025).

L'ADN environnemental correspond au matériel génétique issu des organismes eux-mêmes ou de leurs sécrétions comme des cellules mortes, récupéré directement à partir d'un échantillon de l'environnement, ici à partir du biofilm présent sur les sédiments, afin d'évaluer avec la méthode de métabarcoding, la diversité taxonomique existante sans observations directes (Çevik & Çevik, 2025; Thomsen & Willerslev, 2015).

A l'aide du métabarcoding, les effets cumulatifs de la contamination du ruisseau Savane / Cavée sur les communautés bactériennes et fongiques au cours d'un cycle annuel ont été analysés dans cette étude.

Échantillonnage et traitement des échantillons

Après l'échantillonnage du biofilm présent sur les sédiments de surface (voir section 3.3 : Échantillonnage), l'ADN total a été extrait à l'aide du kit DNeasy Power Soil Pro (Quiagen) conformément aux instructions du fabricant avec l'ajout d'EDTA pour améliorer l'extraction jusqu'à l'élution finale. La qualité et les ratios de l'ADN ont été évalués avant l'envoi des échantillons au laboratoire Integrated Microbiome Resource de l'Université Dalhousie à Halifax pour qu'ils réalisent les amplifications et les séquençages MiSeq de l'ADN. Pour l'amplification de l'ADN bactérien et fongique, des amorces universelles ont été utilisées, V3-V4 pour les bactéries et ITS2 pour les champignons.

Analyses des données

L'ensemble des données de séquençage ont été filtrées et rognées à l'aide de DADA2 (version 1.34.0) sur Rstudio (version 4.4.3) (Callahan et al., 2016).

Pour les bactéries, la taxonomie a été attribuée aux séquences de sorties à l'aide de la base de données SILVA (version 132) et les fonctions écologiques ont été attribuées à l'aide de la base de données FAPROTAX (version 1.2.12). Pour les champignons, la taxonomie a été attribuée aux séquences de sortie à l'aide de la base de données UNITE (version 10.0) et les fonctions écologiques ont été attribuées aux séquences de sortie à l'aide de la base de données FUNGuild (Nguyen et al., 2016).

Les indices de diversité Shannon, la diversité de Simpson et la richesse Chao 1 ont été utilisés pour comparer les échantillons à travers le gradient de contamination spatial. Les différences dans la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés entre les groupes de sites et les mois ont été testés avec une PERMANOVA. Une analyse RDA a été réalisée afin d'étudier les relations entre la composition des communautés bactériennes et fongiques et les variables environnementales.

Résultats

L'étude de la composition microbienne du biofilm est la première caractérisation réalisée dans la rivière Rimouski et le ruisseau Savane / Cavée à l'aide du métabarcoding de l'ADN environnemental. Ce profilage est important pour évaluer les impacts des polluants sur l'environnement naturel, en particulier dans le contexte de la hausse des températures de l'eau due aux changements climatiques, qui augmentera la fréquentation des sites de refuge thermique par les organismes aquatiques, tels que le saumon atlantique.

Diversité et richesse microbiennes du biofilm

Globalement, la richesse et l'abondance taxonomique des communautés bactériennes et fongiques étaient significativement plus élevées dans les sites du LES et les sites de stress cumulés que dans les sites agricoles et de référence. L'indice de Simpson demeure élevé et similaire entre les sites, indiquant l'absence de forte dominance taxonomique. L'indice de Shannon est plus élevé aux sites LES et de stress cumulé, particulièrement pour les bactéries, traduisant une communauté plus riche et plus équitable. La contamination présente aux sites LES et sites de stress cumulés semble favoriser la richesse bactérienne. En effet, les sites contaminés depuis longtemps présentent souvent une diversité microbienne plus élevée que les sites de référence tandis que les sites nouvellement contaminés présentent une diversité réduite (J. Li et al., 2024).

Le milieu agricole ne montre pas la même augmentation de diversité que ces sites, possiblement en raison de l'usage de pesticides (dont des fongicides et des bactéricides) inhibiteurs de certaines populations microbiennes, contrairement aux apports organiques riches associés à des lixiviats (Abdulrida et al., 2024).

La saisonnalité module ces patrons : l'automne est la période la plus riche et avec une plus large diversité d'espèces, particulièrement aux sites de stress cumulés, probablement en lien avec les apports de matière organique fraîche (Cereghetti et al., 2025), tandis que le printemps et l'été montrent une diversité plus faible. Les sites de référence présentent des communautés plus stables et moins dispersées, cohérentes avec des conditions environnementales plus homogènes.

Outre la toxicité des ETM, des facteurs naturels comme le pH, la matière organique et les nutriments influencent également la structure, la diversité, la richesse et l'uniformité des communautés (Azarbad et al., 2013; Balabane et al., 1999).

Enfin, les résultats suggèrent que les pressions anthropiques modérées, combinées à des apports nutritifs, peuvent accroître la richesse microbienne. Les communautés bactériennes apparaissent particulièrement sensibles au gradient de contamination, tandis que les communautés fongiques montrent une réponse plus marquée à la saisonnalité.

Composition taxonomique des communautés bactériennes

La composition des communautés bactériennes varie selon le gradient de contamination. Les protéobactéries et les actinobactéries dominent l'ensemble des échantillons (Figure 18 a.), comme dans d'autres milieux d'eau douce (Kiersztyn et al., 2019; Newton et al., 2011; Sun et al., 2017).

Abondantes dans les sites de référence, les cyanobactéries, sont souvent sensibles aux métaux et aux toxines (Bozan et al., 2025; Facey et al., 2019; Surosz & Palinska, 2004). Ces sites abritent également des bactéries hautement spécialisées, impliquées dans les cycles de l'azote, du méthane et du soufre comme *Candidatus* ou encore *Methylocaldum* (Jensen et al., 2023; Kalam et al., 2020). La présence de ces bactéries confirme que ces stations conservent un fonctionnement écologique proche de l'état naturel et indiquent l'absence de stress liés à la contamination. D'autres taxons associés à des milieux oxygénés, à des substrats stables et à des apports en matières organiques naturelles y sont retrouvés.

Les sites agricoles montrent une augmentation de taxons associés aux apports organiques et particuliers comme *Flovabacterium* (Figure 18 b.). Ils sont communs dans les sédiments touchés par l'enrichissement venant du ruissellement agricole et dans des environnements eutrophes (Bissett et al., 2008; S. Liu et al., 2024; Seo et al., 2024).

Les sites du LES et de stress cumulés présentent des proportions plus élevées de bactéries résistantes aux polluants, opportunistes et parasitaires ou pathogènes. Les agents pathogènes importants (*Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Enterococcus*), zoonotiques humains (*Campylobacter*, *Arcobacter*), respiratoires chez les oiseaux (*Ornithobacterium*), et des salmonidés et des poissons (*Renibacterium*, *Aeromonas sobria* et *popoffi*) n'ont été observés que dans ces sites.

Des genres associés à la dégradation de composés aromatiques et à la bioremédiation y sont également plus abondants, suggérant une contamination organique et métallique chronique.

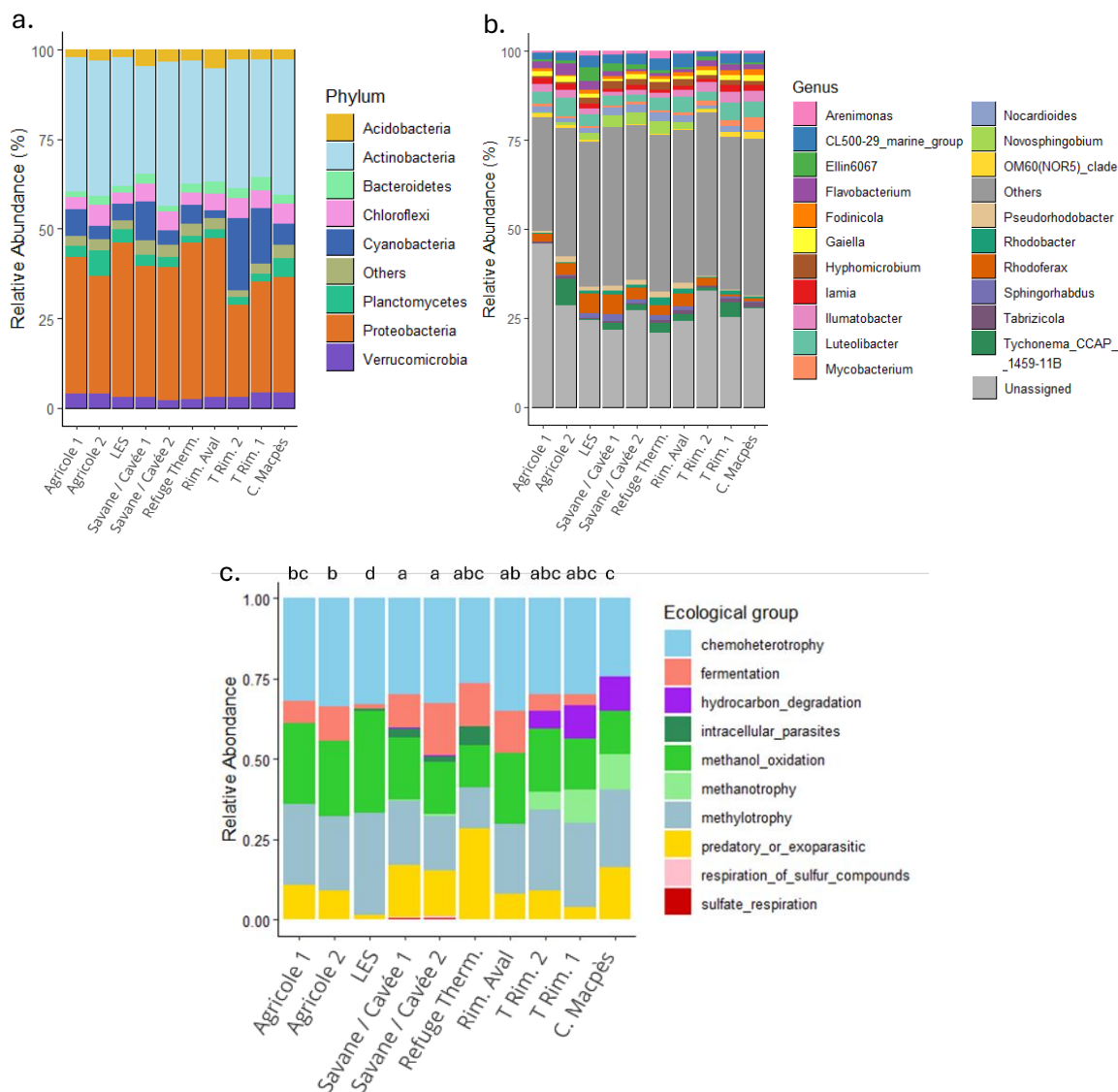


Figure 18 : Abondance relative moyenne a. des phylums, b. des genres bactériens et c. des fonctions prédites des communautés bactériennes selon les sites d'échantillonnage pour octobre et novembre 2023 et de mars à novembre 2024, la catégorie "Others" comprends les taxons dont l'abondance relative est < 1%

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

Composition taxonomique des communautés fongiques

Les communautés fongiques sont dominées par les *Ascomycota* sur l'ensemble des sites (Figure 19 b.), phylum reconnu pour sa grande compétitivité et sa tolérance écologique (Egidi et al., 2019; Proaño-Cuenca et al., 2025). Toutefois, leurs structures taxonomique et fonctionnelle varient fortement selon le gradient de contamination.

Les sites de référence abritent davantage de *Mortierellomycota* et de *Basidiomycota* saprotrophes (Figure 19 b.), ainsi qu'une proportion plus élevée de symbiotrophes (notamment mycorhiziens), traduisant des biofilms fonctionnellement équilibrés typiques d'habitats peu perturbés (Krauss et al., 2011), contribuant au cycle du carbone et à la décomposition de la matière organique dans les sols (Neupane et al., 2025; Ozimek & Hanaka, 2021; Qiu et al., 2024). Ils présentent aussi une diversité élevée de taxons non assignés, suggérant une richesse encore mal documentée dans ces milieux.

Les sites agricoles sont enrichis en genres phytopathogènes ou associés aux cultures végétales (ex. *Cladosporium*, *Ramularia*, *Epicoccum*) (Figure 19 a.), résultats cohérents avec les apports de résidus végétaux et de spores agricoles (Bensch et al., 2012; Y. Li et al., 2024; Rodriguez-Sanchez et al., 2022; Tièche et al., 2024). Les saprotrophes (qui absorbent la matière organique en sécrétant des enzymes digestives dans l'environnement), notamment lignicoles, y sont plus abondants, reflétant une disponibilité accrue en matière organique (Francioli et al., 2021; Y. Li et al., 2020), tandis que certains parasites et taxons liés aux intrants agricoles sont plus fréquents.

Les sites de stress cumulés ont montré l'écart le plus important avec les sites de référence. Ils montrent une présence exclusive de *Rozellomycota*, champignons parasites liés à des environnements riches en nutriments ou stressés (Harpke et al., 2022; Lin et al., 2019; Okrasińska et al., 2022; Rosenqvist et al., 2025), une augmentation de taxons tolérants aux métaux et opportunistes (ex. *Fusarium*, *Aureobasidium*, *Chaetomium*) (Costa et al., 2006; Kurowski et al., 2016; Ma et al., 2014), et forte proportion de parasites de plantes, d'animaux et de lichens (Figure 19 c.). Les symbiotrophes étaient à leur abondance relative la plus faible, indiquant que les champignons opportunistes et tolérants à la pollution prospèrent au détriment des taxons symbiotiques et mutualistes sensibles à la pollution (Anthony et al., 2017; X. Wang et al., 2025).

Globalement, l'agriculture favorise les champignons liés aux plantes, la contamination du LES / autoroute sélectionne des taxons opportunistes et résistants aux polluants, tandis que les sites de référence conservent des communautés fongiques plus stables, diversifiées et caractéristiques des milieux non perturbés.

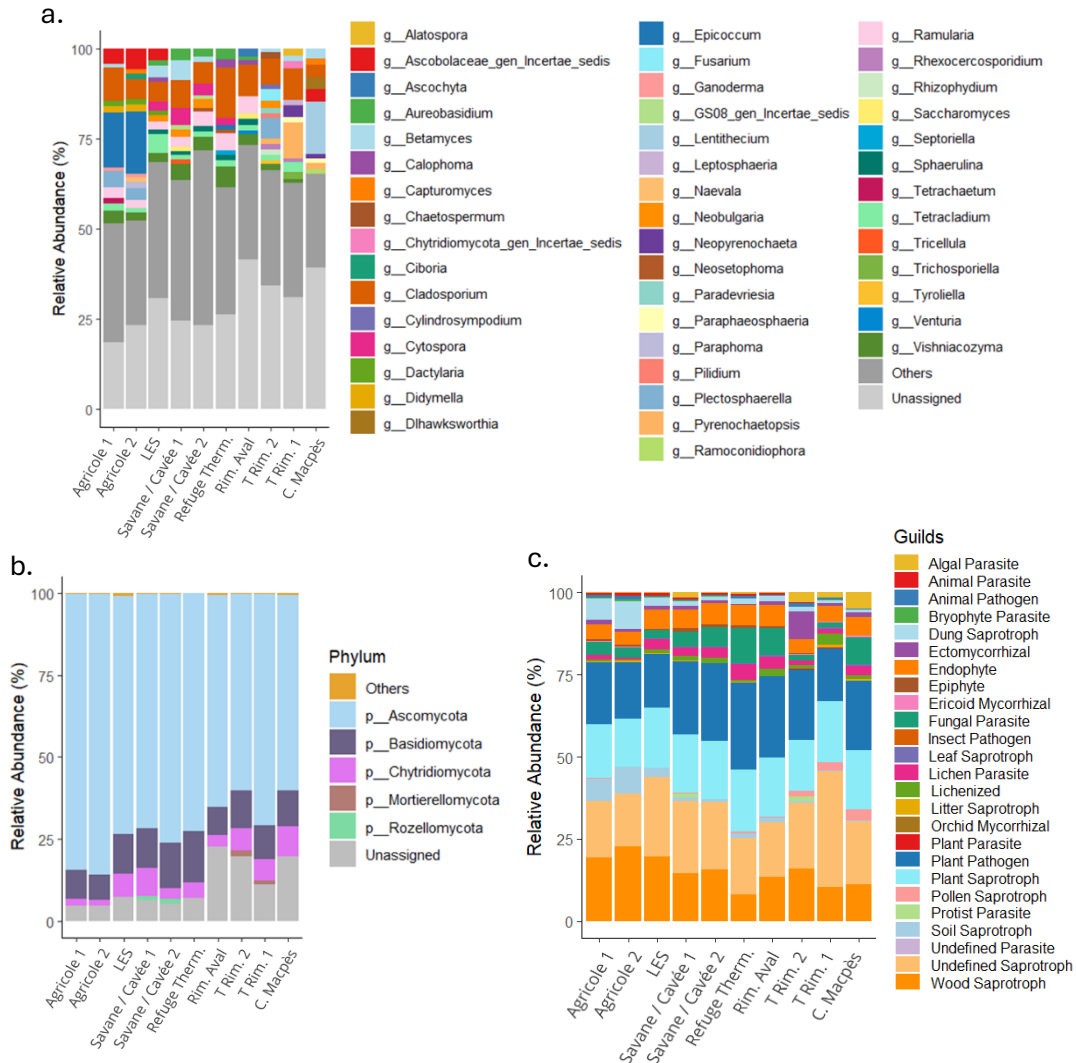


Figure 19 : Abondance relative moyenne a. des genres, b. des phylums fongiques et c. des fonctions prédites des communautés fongiques selon les sites d'échantillonnage pour octobre et novembre 2023 et de mars à novembre 2024, la catégorie "Others" comprend les taxons dont l'abondance relative est < 1%

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

3.8. Volet biologie : Intégrité du refuge thermique et du ruisseau Savane

3.8.1. Qualité biologique du benthos

Définition

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers vivant sur le fond des lacs et des rivières (Moisan, 2010). Ils constituent une source de nourriture essentielle pour des espèces de plus haut niveau trophique, comme le saumon atlantique, les amphibiens et les oiseaux (Moisan, 2010). En raison de leur cycle de vie, de leur sédentarité, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation des habitats, ces communautés sont utilisées comme indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques (Moisan, 2010). Présents en abondance et faciles à échantillonner, leur collecte est peu nuisible pour les écosystèmes (Moisan, 2010). L'analyse de ces communautés permet de détecter les effets du stress environnemental en comparant des sites perturbés à des sites de référence. En général, plus un cours d'eau est perturbé, plus il est dominé par des taxons tolérants, traduisant une perte d'intégrité écologique (MELCCFP, 2013).

Échantillonnage et traitement des échantillons

La récolte des échantillons a été effectuée avec la méthode décrite dans le *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec* (MELCCFP, 2013). À l'aide d'un filet troubleau, les macroinvertébrés ont été récoltés en remuant le substrat sur 50 cm (Figure 20).

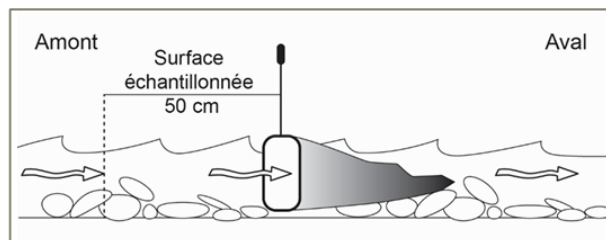


Figure 20 : Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet (MELCCFP, 2013)

Le traitement des échantillons en laboratoire a également été réalisé selon la méthode présentée dans le même guide. Tous les organismes ont été entièrement triés et identifiés au deuxième niveau de surveillance (soit le niveau d'identification principalement basé sur la famille) quand cela était possible. Le *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec* (Moisan, 2010), et le recueil de clés *Insectes aquatiques d'Amérique du Nord* de Merritt & Cummins (1996) ont été utilisés pour l'identification des macroinvertébrés.

Analyse des données

Les échantillons du mois de mai à septembre 2024 ont été utilisés puisque pour cette période, toutes les stations ont pu être échantillonnées. Pour évaluer l'intégrité écologique des stations, plusieurs indices ont été utilisés tel que l'indice de diversité de Shannon, l'indice d'équitabilité de Pielou et l'indice multimétrique ISB (Indice de Santé du Benthos). Ce dernier indice combine six variables simples de communauté décrites dans le Tableau 4 en une seule valeur. Les valeurs de ces variables ont été standardisées, puis les moyennes ont été utilisées pour obtenir une cote finale interprétée à l'aide d'une échelle de santé du benthos (Tableau 5).

Afin d'explorer les effets des éléments inorganiques dans l'eau et dans les sédiments sur la composition des macroinvertébrés, des analyses en compositions principales (ACP) ont été effectuées. De plus, pour chaque élément inorganique dans l'eau et/ou les sédiments, des graphiques de relation ont été réalisés pour chaque indice (ISB, pourcentage des ordres Éphéméroptères Plécoptères, Trichoptères (EPT) et pourcentage de *Chironomidae*) (voir Annexe 5 : Figure 35, Figure 36, Figure 37, Figure 38, Figure 39, Figure 40, Figure 41, Figure 42). La corrélation de Spearman a été utilisée car les données ne respectaient pas les paramètres de distributions normales.

Tableau 5 : Indice de santé du benthos pour substrat grossier (ISBg-f) de niveau 2 (MELCCFP, 2013)
FBI : Indice de Hilsenhoff

Variable ou indice (X)	Réponse prévue selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons (i)	↓	27	$(X \div 27) \times 100$
Nombre de taxons EPT (i)	↓	17	$(X \div 17) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae (i)	↓	72,5	$(X \div 72,5) \times 100$
% de Chironomidae	↑	4,1	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants (i)	↑	32	$[(100 - X) \div 100 - 32] \times 100$
FBI (voir p. 62)	↑	3,04	$[(10 - X) \div (10 - 3,04)] \times 100$

Légende : f : identification à la famille

N. B. : Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées) à une station donnée puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation ne peut être supérieur à 100.

Tableau 4 : Classes de qualité pour l'ISBg-f de niveau 2 (MELCCFP, 2013)

0 – 45	46 – 74	75 – 100
<i>MAUVAISE</i>	<i>PRÉCAIRE</i>	<i>BONNE</i>

Résultats

Composition des communautés de macroinvertébrés

L'objectif de cette partie de l'étude était d'évaluer l'effet des différents types de perturbations (LES, agricole, autoroute) sur les communautés de macroinvertébrés de la rivière Rimouski et du ruisseau Savane / Cavée.

Dans les échantillons, les ordres les plus couramment retrouvés sont les Éphéméroptères, les Plécoptères, les Trichoptères, les Coléoptères, et les Diptères, dont la famille des *Chironomidae* fait partie. D'autres ordres sont également présents mais en moindre abondance.

La composition des communautés benthiques variait significativement selon les types de perturbations et selon les mois d'échantillonnage. Les sites du LES et de stress cumulés se distinguaient nettement des sites témoins, tandis que les sites agricoles présentaient des différences plus modérées. Les indices de diversité Shannon et d'équitabilité de Pielou (Figure 21 a., b.) présentaient des valeurs intermédiaires aux sites agricoles et étaient significativement plus faibles au site du LES alors que l'abondance totale ne différait pas entre les groupes (Figure 21 e.). Ce patron suggère un remplacement des taxons sensibles par des taxons tolérants plutôt qu'une diminution de la diversité totale, phénomène déjà

observé en milieu perturbé (Benstead et al., 2003; Schneider et al., s. d.). En effet, la proportion d'*Ephemeroptera*, *Plecoptera* et *Trichoptera* (EPT), ordres reconnus comme sensibles aux perturbations de la qualité de l'eau (Rumschlag et al., 2023; Wright & Ryan, 2016) diminue significativement aux sites du LES et de stress cumulés, tandis que celle des *Chironomidae*, plus tolérant (Rumschlag et al., 2023) augmente (Figure 21 c., d.).

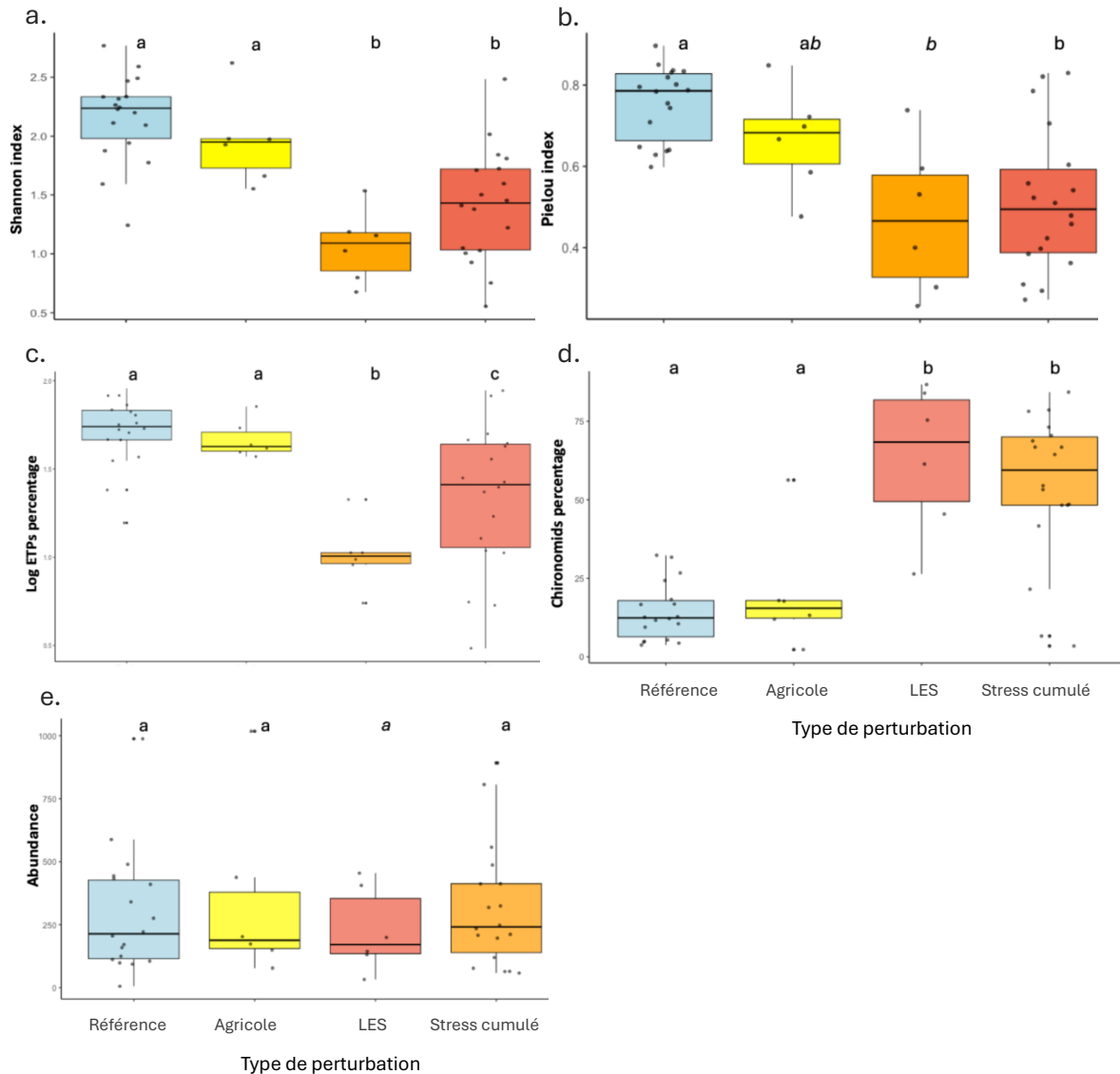


Figure 21 : Modèles linéaires mixtes de a. Indice de Shannon, b. indice de Pielou, c. pourcentage logarithmique d'EPT, d. pourcentage de *Chironomidae*, e. de l'abondance des macroinvertébrés récoltés d'octobre 2023 et de mai à septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives

Tirée du mémoire de maîtrise d'Elia Beaulieu-Wagner

L'Indice de Santé du Benthos (ISB)

L'indice multimétrique ISB variait significativement entre les sites d'échantillonnage (Figure 22, Figure 23), confirmant que la qualité du benthos est fortement influencée par les perturbations anthropiques. Les sites du LES et de stress cumulés présentaient des valeurs d'ISB significativement plus faibles que les sites de référence, alors que le site agricole ne se distinguait pas significativement des sites de référence.

Selon la grille d'évaluation des classes de qualité (Tableau 5, Figure 22), les sites du LES et de stress cumulés se classaient majoritairement dans la catégorie « mauvaise qualité », ce qui reflète une dégradation importante de l'intégrité écologique. Ces faibles valeurs sont cohérentes avec la forte abondance de taxons tolérants, notamment les *Chironomidae*, et la faible proportion des taxons sensibles EPT, deux valeurs déterminantes dans le calcul final de l'ISB. À l'inverse, les sites de référence présentaient des valeurs d'ISB élevées et une qualité du benthos majoritairement « bonne qualité », indiquant un écosystème peu perturbé et une communauté benthique intacte. Le refuge thermique présentait une situation intermédiaire : sa qualité du benthos est en moyenne « qualité précaire » (46,5) et plusieurs mois frôlaient la classe « mauvaise qualité ». Cela soulève des préoccupations étant donné que le refuge thermique est un habitat pour les tacons en période de stress thermique. Une diminution de l'intégrité benthique pourrait affecter la disponibilité des ressources alimentaires et la qualité globale de cet habitat.

En règle générale, les résultats montrent un gradient clair de la dégradation biologique, avec une perte d'intégrité benthique marquée dans les sites situés en aval du LES, alors que les sites témoins conservent une communauté en bon état. L'ISB s'avère ici un très bon indicateur de la contamination des milieux aquatiques.

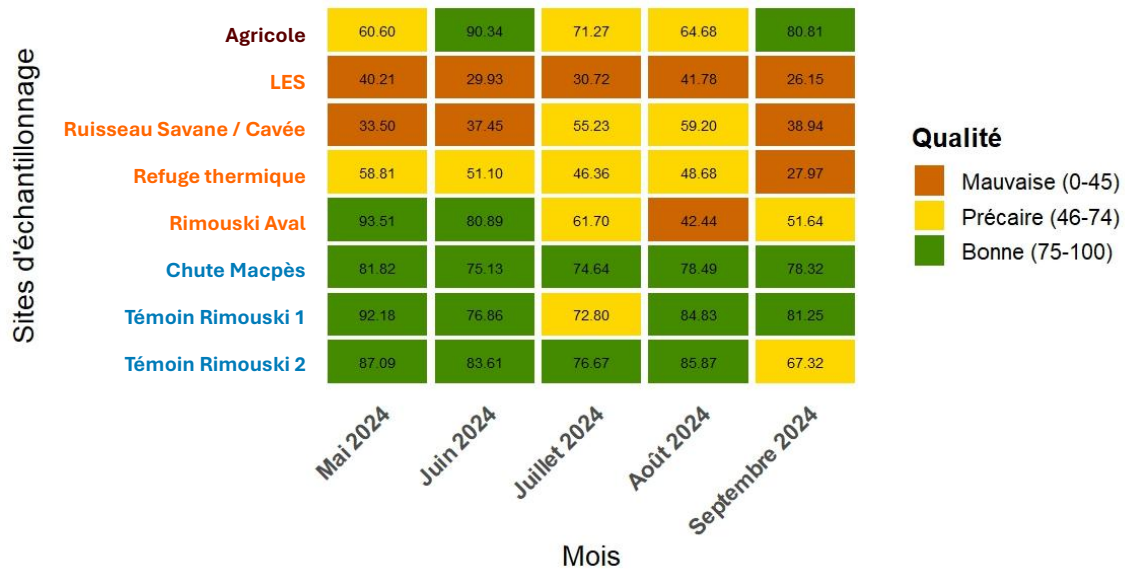


Figure 22 : Résultats de l'ISB selon le *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthique d'eau douce du Québec* (MELCCFP, 2013) des différents sites d'échantillonnage en fonction des mois d'échantillonnage. Les couleurs représentent les classes de qualité selon le Tableau 4.

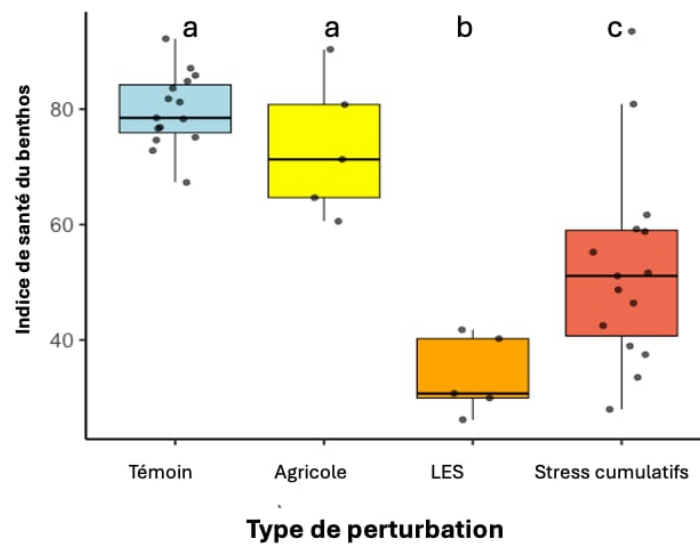


Figure 23 : Modèle linéaire mixte de l'ISB selon les types de perturbations entre mai et septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives.

3.8.2. L'Indice Diatomée de l'Est du Canada

Définition de l'indice

Les diatomées benthiques sont des algues microscopiques (Figure 24) qui vivent à la surface du substrat en communauté avec des organismes tels que des algues, des bactéries, des champignons et des protozoaires; ces communautés formant le périphyton. En tant que producteurs primaires, elles jouent un rôle majeur à la base des écosystèmes aquatiques. Leur sensibilité aux variations de concentrations en éléments nutritifs (notamment azote et phosphore), ainsi qu'aux apports organiques et minéraux généralement issus du ruissellement agricole, en

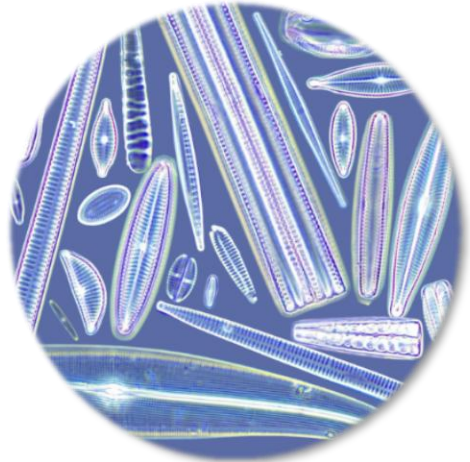


Figure 24 : Diatomées présentées sur les lames préparées pour la mesure de l'IDEC

Montage fait à partir des photos de diatomée réalisées par Clara Julliard

font de précieux indicateurs de la qualité de l'eau. Certaines espèces déclinent rapidement sous l'effet de la pollution tandis que d'autres, plus tolérantes, prolifèrent dans les cours d'eau eutrophisés. L'identification des assemblages de diatomées benthiques permet ainsi de calculer l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC), qui situe chaque communauté le long d'un gradient de pollution diffuse dans les rivières (Lavoie et al., 2008a).

Échantillonnage et traitement des échantillons

Chaque station des mois de juillet, août et septembre ont été échantillonnées pour le calcul de l'IDEC. Pour échantillonner des diatomées benthiques, du biofilm exposé à la lumière de 5 roches a été récolté.

Les échantillons de biofilm ont été digérés afin d'éliminer les carbonates de calcium et de ne conserver que les frustules siliceux des diatomées. Les échantillons ont ensuite été montés sur des lames pour observation microscopique.

Chaque espèce de diatomée possède une ornementation particulière qui permet l'identification du taxon. À l'aide du *Guide d'identification des diatomées de l'est du Canada* (Lavoie et al., 2008a), 400 diatomées ont été identifiées sur chaque lame.

Analyses des données

Après l'identification des diatomées, les données ont été envoyées au laboratoire de l'INRS pour que l'IDEC y soit calculé.

Tableau 6 : Les classes de l'IDEC et leur interprétation (Lavoie et al., 2008a)

État écologique	IDEC	Cote et couleur	Interprétation
Très bon état	81-100	A Bleu	La communauté de diatomées correspond aux conditions de référence (non perturbées). Il s'agit de la communauté type propre aux conditions de pH neutre ou légèrement acide (IDEC-neutre) ou aux conditions alcalines (IDEC-alcalin). Il n'y a pas ou très peu d'altérations d'origine humaine. Les concentrations en nutriments et la pollution organique étaient très faibles au cours des semaines précédentes.
Bon état	61-80	B Vert	Il y a de légères modifications dans la composition et l'abondance des espèces de diatomées par rapport aux communautés de référence. Ces changements signifient de faibles niveaux d'altération résultant de l'activité humaine. Les concentrations en nutriments et la pollution organique étaient faibles au cours des semaines précédentes.
État moyen	41-60	C Jaune	La composition de la communauté de diatomées diffère modérément de la communauté de référence et est sensiblement plus perturbée que celles cotées en bon état. Les valeurs montrent des signes modérés d'altération résultant de l'activité humaine. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes où les concentrations en nutriments et/ou la pollution organique étaient élevées.
Mauvais état	21-40	D Orange	La communauté de diatomées est sérieusement altérée par l'activité humaine. Les espèces sensibles à la pollution sont absentes. Il y eut, au cours des semaines précédentes, des épisodes fréquents où les concentrations en nutriments et/ou la pollution organique étaient élevées.
Très mauvais état	0-20	E Rouge	La communauté est parmi les communautés de diatomées les plus dégradées des rivières du Québec. Elle est très affectée par les activités humaines. Elle est exclusivement composée d'espèces très tolérantes à la pollution. Les concentrations en nutriments et/ou la pollution organique étaient constamment élevées au cours des semaines précédentes.

Résultats

L'objectif ici était d'évaluer l'effet des types de perturbation sur les assemblages de diatomées dans la rivière Rimouski et le ruisseau de la Savane / Cavée. L'IDEC différait significativement selon le type de perturbation (Figure 25). Les sites de référence présentaient les valeurs d'intégrité écologique les plus élevées avec un état écologique très bon au cours des trois mois échantillonnés.

À l'inverse, les sites agricoles et du LES montraient des valeurs significativement plus faibles en variant d'un état écologique moyen à mauvais. Les sites de stress cumulés présentaient également un état écologique réduit mais avec un gradient marqué suivant le gradient de contamination avec des sites d'état écologique moyen et mauvais dans le ruisseau de la Savane / Cavée à des sites en bon et très bon état écologique au refuge thermique et l'aval de la rivière Rimouski (Figure 26).

Ainsi, les sites agricoles présentaient un état écologique faible pouvant être associé à l'enrichissement nutritif, tandis que les sites de stress cumulés et du LES montraient une altération plus marquée pouvant sûrement être liée aux concentrations plus élevées en ETM. Ces résultats confirment la sensibilité des diatomées aux pressions chimiques et leur pertinence comme bioindicateurs des perturbations anthropiques.

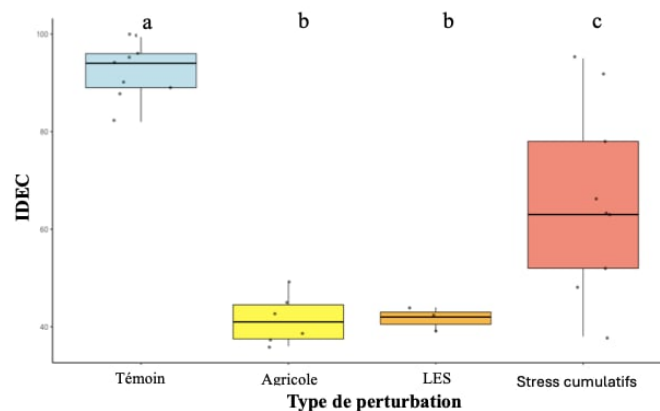


Figure 25 : Modèle linéaire mixte de l'IDEC selon les types de perturbations entre mai et septembre 2024. Les lettres indiquent les différences significatives.

Tirée du mémoire de maîtrise d'Elia Beaulieu-Wagner

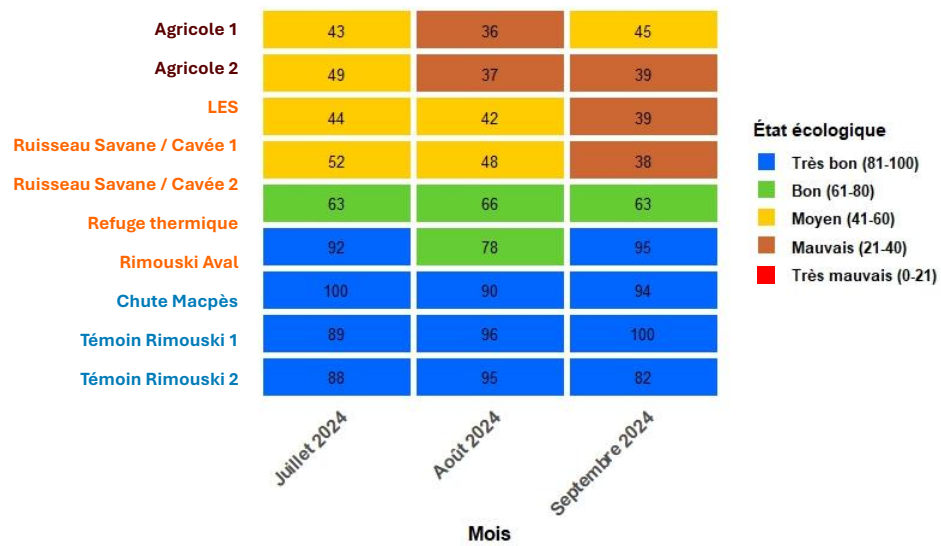


Figure 26 : Résultats de l'IDEC selon le *Guide d'identification des diatomées de l'est du Canada* (Lavoie et al., 2008a) des différents sites d'échantillonnage en fonction des mois d'échantillonnage. Les couleurs représentent les classes de qualité selon le Tableau 6.

3.9. Effets des variables environnementales sur la biodiversité

3.9.1. Variables environnementales responsables de la composition des communautés microbiennes dans le biofilm

Les variables environnementales qui expliquaient le mieux la composition taxonomique des communautés bactériennes et fongiques dans le biofilm étaient principalement liées aux contaminants. Les ETM (Al, As, Co, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) et certains ions majeurs (Cl^- , Na, NO_3^- , SO_4^{2-} , Rb) étaient étroitement liés à la composition des communautés (Figure 27).

Dans les sédiments des sites agricoles, les concentrations plus élevées en Al peuvent exercer une pression sélective sur les bactéries et les champignons, favorisant les taxons tolérants et modifiant la composition et la fonction des biofilms benthiques (Jones et al., 2019). En forte concentration, le Rb peut entrer en compétition avec le potassium, qui est essentiel au métabolisme cellulaire, et inhiber certaines enzymes (Ramos & Rodríguez-Navarro, 1986). Ces concentrations élevées sont probablement liées à l'érosion des sols argileux, à la dynamique du potassium et aux fongicides à base d'aluminium (MELCCFP & DMDP, 2025; Ramos & Rodríguez-Navarro, 1986). De plus, ces résultats indiquent que les pratiques agricoles favorisent des communautés associées aux plantes, tandis que les apports associés aux lixiviats et au ruissellement routier sélectionnent des taxons résistants, opportunistes, parasitaires ou pathogènes, au détriment des taxons mutualistes et sensibles à la pollution.

Dans les sites de stress cumulés, des concentrations accrues en Cu dissous ont été observées au printemps. Bien que ce soit un oligoélément essentiel impliqué dans la respiration et la réponse oxydative (J. Gao et al., 2024), le Cu devient toxique à forte concentration au détriment de la diversité, favorisant ainsi des taxons tolérants aux métaux (Ahmed et al., 2020; Signorini et al., 2023).

Globalement, la faible contamination des sites de référence couplée à la stabilité des communautés bactériennes et fongiques suggère que les gradients de contamination exercent un contrôle plus fort sur la structure des biofilms que les paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité) comme observé dans d'autres écosystèmes

aquatiques contaminés, notamment en contexte minier, riches en Pb, Zn ou sous influence des usages du territoire (Laperriere et al., 2020; C. Li et al., 2024; J. Li et al., 2024).

De telles modifications à la base du réseau trophique pourraient affecter le transfert d'énergie et de nutriments vers les niveaux supérieur mais aussi provoquer des maladies. Cela pourrait affecter la qualité des habitats et la santé du saumon atlantique, espèce particulièrement sensible aux altérations de l'environnement.

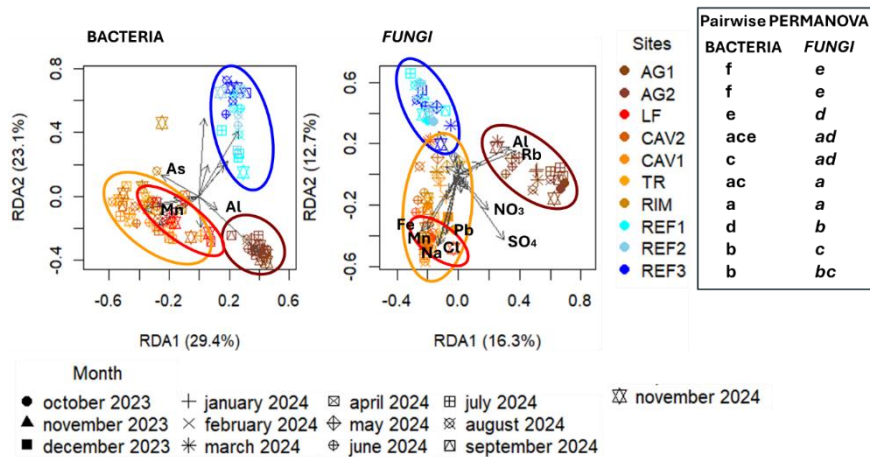


Figure 27 : RDA de l'abondance et de la diversité taxonomique des bactéries et des champignons, paramètres physico-chimiques sélectionnés de la qualité de l'eau et des sédiments des échantillons fluviaux analysés. Les ellipses représentent la dispersion multivariée des sites autour du centroïde du groupe avec un niveau de confiance de 95 %. Les comparaisons entre les sites ont été résumées à l'aide d'un affichage compact des lettres (Pairwise PERMANOVA), avec des lettres en gras et en italique pour les communautés fongiques et des lettres en gras pour les communautés bactériennes.

Tirée du mémoire de maîtrise de Sandrine Picotte

3.9.2. Effets des variables environnementales sur les macroinvertébrés

Les macroinvertébrés aquatiques sont utilisés comme indicateurs d'intégrité écologique en raison de leurs différents niveaux de tolérance aux perturbations anthropiques (Moisan et Pelletier, 2013).

Les résultats des corrélations de Spearman entre les ETM et l'ISB ou le pourcentage des EPT montrent que l'ISB et les EPT présentent des corrélations négatives significatives avec plusieurs éléments dissous (B, Ca, Mg, Mn, Na, Pb, Cl⁻ et SO₄²⁻) ainsi qu'avec des éléments sédimentaires (As, Ba, Fe, Mn, Pb) (Figure 28, Annexe 5 : Figure 37 et Figure 38). Cela confirme leur sensibilité à la dégradation conjointe de la qualité de l'eau et des sédiments. Les résultats des analyses en composantes principales (ACP) (Figure 29) montrent que l'ISB et les EPT sont fortement structurés par le gradient global de contamination ($r = -0,754$, $r = -0,653$), c'est-à-dire que plus il y a de contamination, plus l'ISB est faible. Les ACP distinguent nettement les sites de référence, caractérisés par des valeurs élevées, des sites de stress cumulé.

Dans la littérature, les macroinvertébrés sont connus pour être très sensibles à certains éléments, notamment le Fe et l'As (Figure 28) (Chi et al., 2017; Peters et al., 2011; Valenti et al., 2005) éléments qui ont été retrouvés en fortes concentrations dans les plécoptères prélevés au site du LES (voir section 3.7.1 : Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la réponse de stress des macroinvertébrés (plécoptères)). En effet, les fortes concentrations d'As peuvent réduire le taux de survie et le succès de reproduction de certains macroinvertébrés comme les EPT (Chi et al., 2017; Valenti et al., 2005). Les oxydes de fer, même en faible concentration, peuvent avoir des effets négatifs sur les macroinvertébrés (Cadmus et al., 2017) en réduisant leur habitat disponible en colmatant les espaces interstitiels (Cadmus et al., 2017; Kotalik et al., 2019; Linton et al., 2007) et peuvent également réduire la quantité de nourriture disponible en diminuant la capacité du périphyton à faire de la photosynthèse (Cadmus et al., 2017; Kotalik et al., 2019; Linton et al., 2007). Au niveau de l'individu, les oxydes de fer peuvent réduire les capacités respiratoires des macroinvertébrés, endommager leurs membranes cellulaires et leur ADN (Cadmus et al., 2017; Kotalik et al., 2019; Linton et al., 2007).

À l'inverse, les *Chironomidae* montrent des corrélations positives marquées avec ces mêmes éléments, dans l'eau (B, Ca, K, Mg, Mn, Na, Cl⁻, SO₄²⁻) et dans les sédiments (As, Ba, Ca, Fe, Mn, Pb) (Annexe 5 : Figure 39 et Figure 40), ce qui reflète une tolérance aux environnements enrichis en contaminants. En effet, les *Chironomidae* sont connus pour être particulièrement tolérants aux ETM et peuvent devenir dominants dans les milieux contaminés (Armitage et al., 2007; Szarek-Gwiazda et al., 2013) comme ici où ils représentent jusqu'à 86% au site du LES en juin 2024. Cependant, au sein de la famille des *Chironomidae*, certaines espèces peuvent présenter une instabilité génétique importante lorsqu'il y a de fortes concentrations en Cu et Zn (Szarek-Gwiazda et al., 2013).

La structure de la composition des macroinvertébrés peut également dépendre d'autres éléments dont les concentrations dépassent les seuils de toxicité chronique, mais pour lesquels aucune corrélation n'a été observée dans cette étude. Par exemple, le cuivre, dont de fortes concentrations ont été retrouvées dans les plécoptères du site du LES (voir section 3.7.1 : Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la réponse de stress des macroinvertébrés (plécoptères)), peut être nocif pour plusieurs taxons de macroinvertébrés qui ont des fonctions clés dans les écosystèmes lotiques, comme les brouteurs et les détritivores (Phryganeidae, Nemouridae, Tipulidae) (Joachim et al., 2017; Merritt et al., 2017). En absence de ces taxons, le fonctionnement des écosystèmes est perturbé (Joachim et al., 2017). De plus, en zone agricole, la pollution organique comme les pesticides peut avoir des effets sur les communautés de macroinvertébrés (Berenzen et al., 2005). L'intégration des contaminants organiques dans de futures études serait alors pertinente pour connaître leur rôle dans la répartition des macroinvertébrés.

La diversité des macroinvertébrés benthiques peut être également liée aux communautés bactérienne et fongique dans le biofilm. En effet, ceux-ci jouent un rôle déterminant dans la décomposition de la matière organique provenant de la végétation riveraine (Altermatt, 2013; Clarke et al., 2008; Oester et al., 2023). La composition de ces communautés peut ainsi influencer la disponibilité et la valeur nutritive des ressources pour les macroinvertébrés détritivores, collecteurs et filtreurs (Acharya et al., 2025; Ferreira et al., 2016). La diversité et l'activité des champignons peuvent par exemple améliorer la valeur nutritive de la litière et favoriser une plus grande richesse taxonomique de macroinvertébrés (Ferreira et al., 2016).

En contrôlant la qualité de la ressource, ils peuvent donc jouer un rôle clé sur la diversité et l'assemblage des macroinvertébrés.

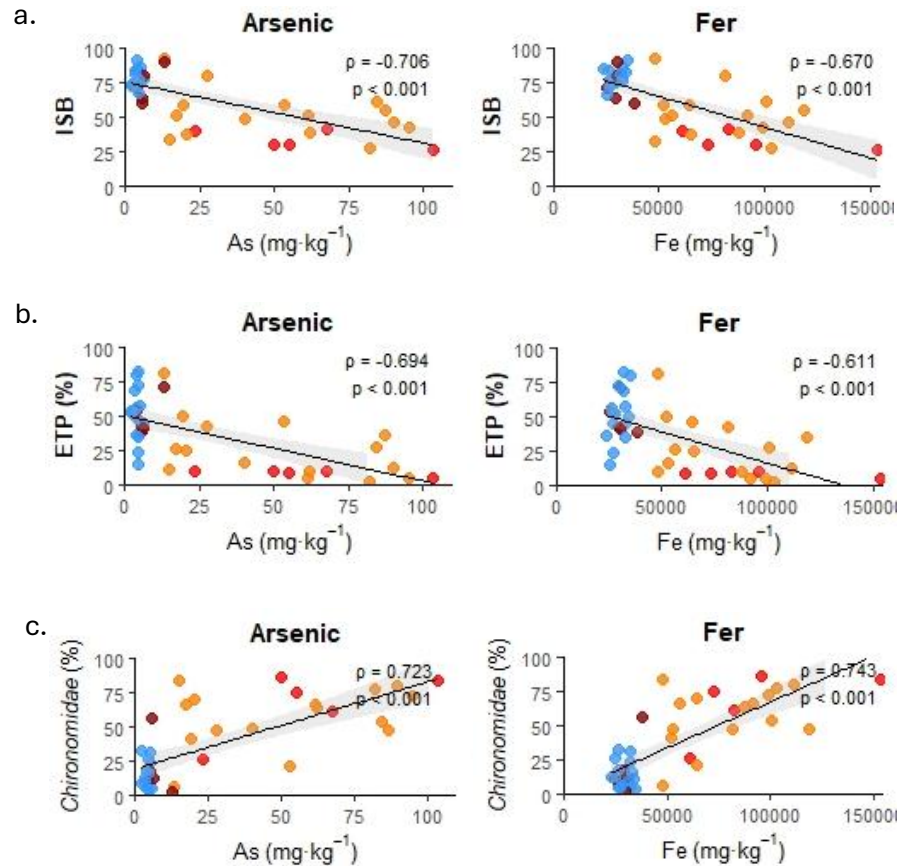


Figure 28 : Relation entre les concentrations en arsenic et en fer dans les sédiments ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) et a. l'ISB, b. le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT) et c. le pourcentage de *Chironomidae*. Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$.

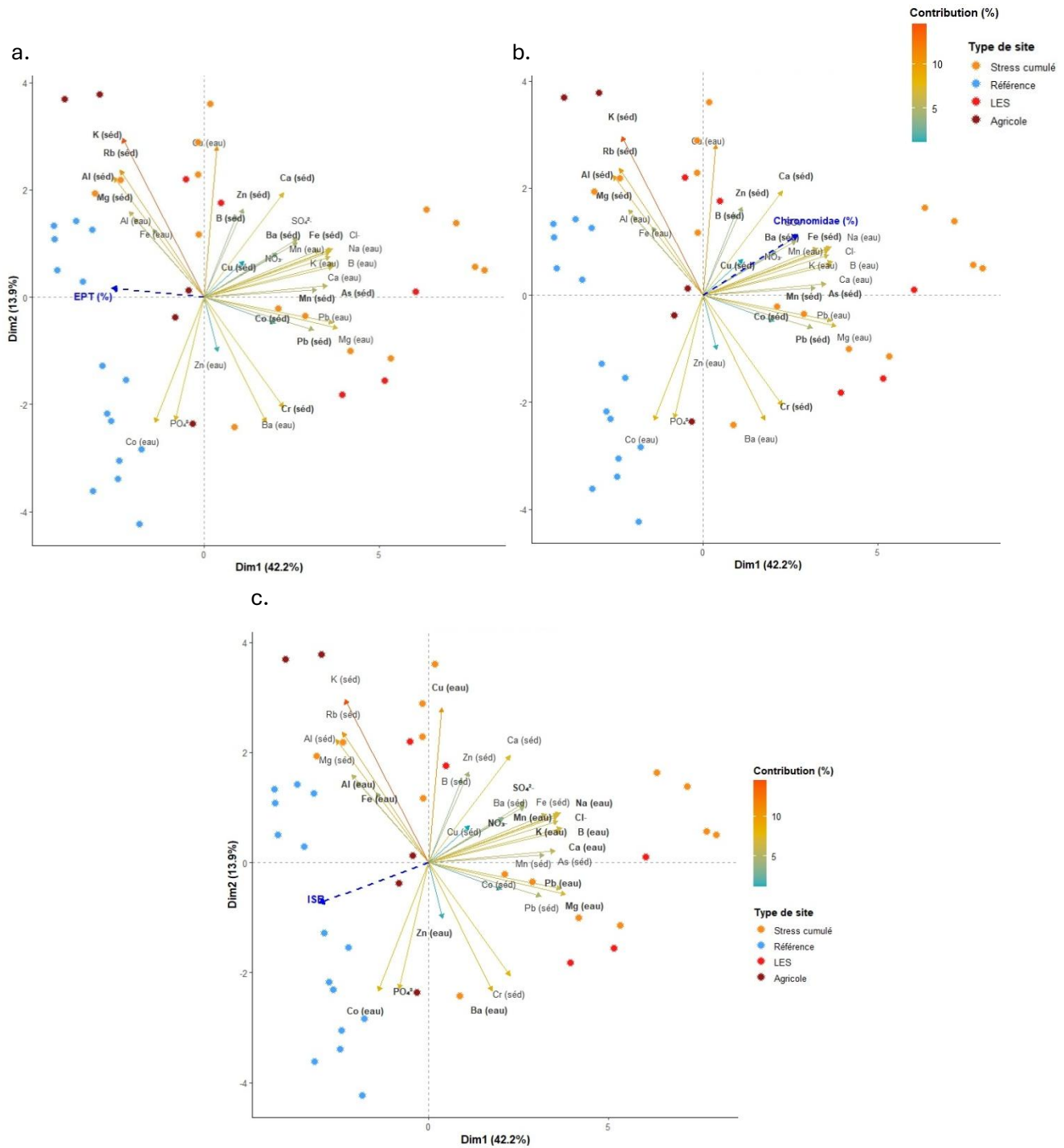


Figure 29 : Analyse en composante principale (ACP) intégrant l'ensemble des éléments inorganiques de l'eau et des sédiments en relation avec a. le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT (%), flèche bleue pointillée), b. le pourcentage de Chironomidé (*Chironomidae* (%), et c. l'ISB, flèche bleue pointillée). Les points représentent les observations individuelles selon le type de site. Les flèches représentent les variables actives, dont la couleur indique la contribution relative aux deux premiers axes. Les labels en gras correspondent aux variables qui expliquent le plus les pourcentages. Dim 1 et Dim 2 expliquent respectivement 42,2 % et 13,9% de la variance totale.

3.9.3. Effets des variables environnementales sur les diatomées

Les diatomées sont d'importants producteurs primaires à la base de la chaîne alimentaire des écosystèmes lotiques (Fenoglio et al., 2020). Dans ces milieux, elles dominent les autres algues du périphyton (Lee et al., 2019). Elles sont utilisées comme indicateur d'intégrité écologique en raison de leur rapidité de réponse et de leurs différents niveaux de tolérance aux perturbations anthropiques (Lavoie et al., 2008b).

Les corrélations de Spearman et les résultats de l'ACP (Figure 30) ont démontré que l'IDEC est négativement corrélé au gradient principal de contamination ($r = -0,602$), traduisant une diminution de la qualité écologique avec la proximité des activités anthropiques. Les corrélations les plus fortes concernent les ions majeurs et la minéralisation de l'eau (Ca, K, Mg, Mn, Na, Pb, Cl⁻, SO₄²⁻) tandis que les associations avec les éléments inorganiques dans les sédiments sont plus limitées. L'IDEC semble donc davantage sensible aux apports dissous qu'à la contamination accumulée dans les sédiments.

En zone agricole, les états moyens à mauvais étaient attendus étant donné que les assemblages de diatomées sont sensibles à l'excès de nutriments (Munn et al., 2018; Rott et al., 1998; Tang et al., 2017) comme le K et le SO₄²⁻ qui peuvent être utilisés dans les engrais potassiques. Les nitrates, dont les concentrations dépassaient parfois les seuils de toxicité chronique, sont susceptibles de favoriser ou d'inhiber la croissance de certaines diatomées et de modifier la composition de leurs assemblages (Walsh & Wepener, 2009). De plus, le potentiel de pollution par les pesticides, principalement par les herbicides, pourrait également jouer un rôle dans la modification de l'assemblage de diatomées (Morin et al., 2009; Munn et al., 2018; Rimet et Bouchez, 2011).

À la sortie du LES, l'état écologique faible montré par l'IDEC peut être dû aux concentrations au-dessus des seuils de toxicité chronique du Pb et le Mn, mais aussi de la salinisation de l'eau avec les teneurs plus élevées en Na et Cl⁻. Certaines diatomées étant sensibles aux ETM, une exposition à des concentrations trop élevées peut avoir différents effets sur leur métabolisme, leur survie, réduire leur abondance et modifier leur assemblage (Morin et al., 2012; Mu et al., 2018).

Les fortes concentrations en Pb dans l'eau, dépassant les seuils de toxicité chronique dans les sites du LES et de stress cumulés dont le site du refuge thermique, négativement corrélé avec l'IDEC ($p = 0.001$), et le cadmium peuvent affecter directement la physiologie des diatomées en inhibant la croissance cellulaire, en perturbant la photosynthèse et en induisant un stress oxydatif important (Mu et al., 2018). Ces effets peuvent également provoquer des déformations morphologiques et des modifications de l'expression des gènes impliqués dans les systèmes photosynthétiques (Mu et al., 2018).

D'autres ETM dont le Cu, l'As et le Fe peuvent avoir des effets négatifs sur les diatomées sans qu'il n'y ait de corrélation. Des concentrations élevées de Cu peuvent réduire la croissance et la biomasse algale du périphyton tout en modifiant la structure de la communauté en favorisant les algues vertes et les cyanobactéries (Serra et Guasch, 2009; Barrangu et al., 2002; Genter et al., 1987; Roussel et al., 2007). De fortes concentrations d'As dans les sédiments, combinées à de faibles teneurs en phosphate, peuvent également modifier l'assemblage des diatomées et en réduire la richesse spécifique (Barral-Fraga et al., 2016). Les oxydes de fer peuvent, par ailleurs, réduire l'abondance des diatomées et favoriser le développement de bactéries hétérotrophes qui entrent en compétition avec les diatomées, réduisant ainsi leur abondance et modifiant leurs assemblages (Wellnitz & Sheldon, 1995).

Les chlorures peuvent également modifier l'assemblage des communautés en faveur des espèces plus tolérantes à la salinisation sans toutefois faire diminuer la diversité totale (Porter-Goff et al., 2013).

Au sein du biofilm, les interactions entre diatomées et bactéries jouent également un rôle clé dans la régulation des communautés de diatomées benthiques (D'Costa & Anil, 2011). Ces interactions reposent notamment sur des échanges de ressources tels que le carbone organique, les nutriments et les vitamines, qui peuvent stimuler la croissance et la productivité des diatomées (Amin et al., 2015; Bruckner et al., 2008; Cirri et al., 2018; Meyer et al., 2017). Les bactéries interviennent dans le cycle de vie des diatomées, notamment dans la reproduction (Cirri et al., 2018). Elles influencent également la composition taxonomique des diatomées en modifiant la compétition entre espèces (Koedooder et al., 2019), en favorisant ou en inhibant certaines d'entre elles par la production, par exemple, de composés algicides (Meyer et al., 2017).

Les différents éléments provenant du LES de l'autoroute et des zones agricoles bordant le ruisseau de la Savane / Cavée peuvent ainsi influencer la structure des assemblages de diatomées. Ces changements pourraient avoir un impact sur le reste de la chaîne trophique dans le ruisseau de la Savane / Cavée étant donnée l'importance de celle-ci dans l'alimentation de certains macroinvertébrés et poissons.

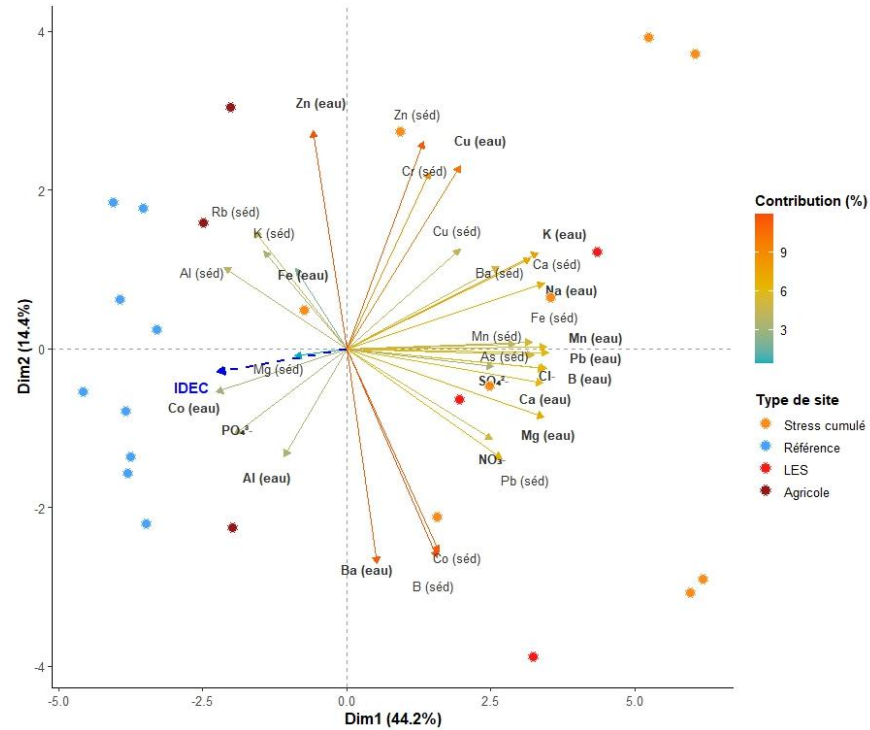


Figure 30 : Analyse en composante principales (ACP) intégrant l'ensemble des éléments inorganiques de l'eau et des sédiments en relation avec l'indice diatomée de l'est du Canada (IDEC, flèche bleue pointillée). Les points représentent les observations individuelles selon le type de site. Les flèches représentent les variables actives, dont la couleur indique la contribution relative aux deux premiers axes. Les labels en gras correspondent aux variables qui expliquent le plus l'IDEC. Dim 1 et Dim 2 expliquent respectivement 44,2 % et 14,4% de la variance totale.

3.9.4. Effet potentiel de la contamination sur les Salmonidés

Les éléments traces métalliques provenant du LES ou de l'autoroute (Pb, Cu, As, Fe) peuvent avoir des effets potentiels sur le saumon atlantique. Ils peuvent les contaminer par deux voies : via l'eau ou leur nourriture (Moiseenko & Gashkina, 2020). Les ETM peuvent être accumulés en grande quantité dans le périphyton et être transférés aux macroinvertébrés et aux poissons à travers la chaîne trophique (Serra & Guasch, 2009) et leur accumulation dans les poissons peut avoir des effets négatifs sur leur santé (Moiseenko & Gashkina, 2020; Svecevičius et al., 2014).

En effet, en concentration élevée, le Pb, le Cu, l'As et le Fe peuvent avoir des impacts sur la santé des saumons. L'accumulation de Pb peut nuire à la survie des poissons en dérégulant certaines fonctions essentielles du métabolisme comme par exemple la signalisation cellulaire, l'apoptose (phénomène naturel de mort cellulaire) et le transport ionique (Moiseenko & Gashkina, 2020). Le Cu peut causer des dysfonctions et des déformations cellulaires dans le métabolisme de l'organisme (Delahaut et al., 2020; Kamunde & MacPhail, 2008). Il peut aussi modifier le comportement du poisson en augmentant le temps de réponse à une situation de stress et il peut réduire la croissance et la fécondité du poisson (Delahaut et al., 2020; Liao et al., 2023). L'As peut causer des lésions sur la peau et sur certains organes comme le foie (Chételat et al., 2019; Kumari et al., 2017) et peut aussi entraîner une réduction de la fécondité chez les poissons (Chételat et al., 2019). Le Fe peut causer des dommages au système nerveux, au système immunitaire, causer des stress oxydatifs (Agbugui, 2022; Zahran et al., 2025) et des difficultés respiratoires (Agbugui, 2022).

Les effets du Pb, du Cu, de l'As et du Fe, cumulé dans un milieu naturel, sont difficiles à prévoir, car les effets synergiques ou antagonistes des ETM en milieu naturel sont mal compris (Svecevičius et al., 2014). Dans l'étude de Svecevičius et al. (2014) deux groupes de saumons atlantiques juvéniles ont été comparés, ceux exposés à un mélange d'ETM contenant du Zn, du Cu, du Ni, du Cr, du Pb et du Cd et ceux non exposés (Svecevičius et al., 2014). Les saumons exposés au mélange d'ETM avaient subi des modifications physiologiques importantes notamment au niveau des branchies qui étaient plus grandes et contenaient plus de cellules sécrétrices de mucus. Il est très probable que les ETM présents dans le ruisseau de la Savane / Cavée aient des effets importants sur les saumons juvéniles

utilisant le refuge thermique étudié en période de stress thermique, lorsqu'ils sont déjà vulnérables.

En plus de la vulnérabilité des poissons associée à la présence d'ETM, la détection de certaines bactéries pathogènes dans les sites de stress cumulés tels que *Renibacterium* ou *Aeromonas* (voir section 3.7.2 : Impacts cumulatifs des différentes sources de contamination sur la composition des communautés bactériennes et fongiques), peut également avoir un impact sur la santé des salmonidés et autres poissons utilisant le refuge thermique du ruisseau de la Savane / Cavée. En effet, *Renibacterium* est un agent de la maladie bactérienne du rein (BKD) pouvant affecter le saumon atlantique (Brynildsrud et al., 2014; Starliper et al., 1997) et est associé à une mortalité importante, plus élevée en basse température (Purcell et al., 2016; Starliper et al., 1997). Les propriétés immunodépressives de la bactérie peuvent également favoriser l'apparition de co-infections (Fredriksen et al., 1997; Purcell et al., 2016).

De même, l'espèce *Aeromonas sobria* est une bactérie pathogène opportuniste chez les poissons, pouvant provoquer des lésions cutanées, des infections et de la mortalité (Wahli et al., 2005).

4. Identification des enjeux

4.1. Enjeux écologiques :

4.1.1. Dégradation des refuges thermiques

La confluence du ruisseau de la Savane / Cavée avec la Rivière Rimouski est un refuge thermique qui demeure à une température inférieure à 18 °C tout au long de l'année. En période de températures extrêmes, celui-ci est utilisé par des saumons juvéniles pour éviter les températures au-dessus de 21 °C observées dans la rivière Rimouski, leur permettant de continuer à s'alimenter. Ils sont alors exposés à la contamination cumulée provenant du LES, de l'autoroute et des zones agricoles situées en amont.

Cependant, la qualité et la quantité de nourriture disponible dans le refuge thermique du ruisseau de la Savane/Cavée pourraient être limitantes en raison des perturbations anthropiques. Le long du ruisseau de la Savane / Cavée ainsi que dans le refuge thermique, les communautés de macroinvertébrés et les assemblages de diatomées ont été modifiés. La modification de ces assemblages, combinée à la contamination aux ETM, a eu un effet sévère sur la diversité des macroinvertébrés, principalement sur les espèces sensibles comme les éphémères, les trichoptères et les plécoptères.

Les macroinvertébrés sont une source importante de nourriture pour le saumon atlantique (Aas et al., 2011; Guo et al., 2016) et en milieu naturel, ces derniers sont des prédateurs opportunistes. Les alevins et les petits tacons vont préférentiellement s'alimenter de petits chironomidés et d'éphémères (Aas et al., 2011) et les tacons de plus grandes tailles vont s'alimenter d'insectes plus grands comme des plécoptères et des trichoptères (Aas et al., 2011). La diminution des EPT, principalement des trichoptères et plécoptères, qui sont de plus gros insectes, et l'augmentation du pourcentage de *Chironomidae*, insectes plus petits, pourraient augmenter la compétition alimentaire entre les différentes cohortes de saumons juvéniles. De plus, les insectes consommés dans le ruisseau de la Savane / Cavée peuvent contenir de fortes concentrations d'ETM comme l'As. La contamination potentielle des saumons juvéniles en période de stress thermique pourrait donc nuire à leur développement et à leur survie.

4.1.2. Risque pour la biodiversité

La dégradation du ruisseau de la Savane / Cavée par les activités anthropiques tels que le LES, le trafic routier et les zones agricoles, a des impacts négatifs sur toute la chaîne alimentaire, des producteurs primaires jusqu'au saumon atlantique.

En effet, les ions majeurs et les ETM ont plusieurs impacts négatifs sur le périphyton, qui est à la base de la chaîne alimentaire. Sur les communautés bactériennes et fongiques, les perturbations anthropiques favorisent les taxons opportunistes et résistants à la contamination. La modification de leurs communautés peut avoir des impacts sur leur rôle dans les écosystèmes tels que la décomposition et la recirculation des nutriments (H. Gao et al., 2026). Sur les diatomées, ces éléments modifient leur assemblage, réduisent leur abondance et remplacent la dominance des diatomées dans le périphyton (Barranguet et al., 2002; Genter et al., 1987; Morin et al., 2012; Roussel et al., 2007). La modification ou la diminution des assemblages de diatomées dans le périphyton peut avoir des effets négatifs sur les insectes aquatiques dépendant de cette source de nourriture.(Fenoglio et al., 2020; Guo et al., 2016).

Les organismes clés des écosystèmes lotiques comme les insectes aquatiques brouteurs et détritivores qui ont un rôle majeur dans le cycle des nutriments sont les plus perturbés par les activités anthropiques (Fenoglio et al., 2020; Guo et al., 2016; Torres-Ruiz et al., 2007).

Ces insectes aquatiques peuvent dégrader jusqu'à 70 % de la matière grossière organique comme les feuilles (Guo et al., 2016) et en leur absence, celle-ci n'est que partiellement décomposée (Suter & Cormier, 2014) pouvant alors nuire aux salamandres ainsi qu'aux œufs et aux poissons juvéniles qui utilisent les interstices des roches comme habitats (Suter & Cormier, 2014).

De plus, les insectes au stade larvaire aquatique et adulte ailé sont des proies importantes pour plusieurs animaux (Guo et al., 2016) comme les poissons, les amphibiens, plusieurs espèces d'oiseaux tels que les hirondelles, les parulines et certains canards (Johnsgard, 2010; Suter & Cormier, 2014) et indirectement certaines espèces piscivores comme le héron et le martin-pêcheur puisque les insectes aquatiques nourrissent leur proies (Suter & Cormier, 2014). Certains mammifères, comme les chauves-souris, les musaraignes, les ratons laveurs, les visons et les loutres, se nourrissent également de ces insectes

(Suter & Cormier, 2014). Par exemple, la chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), espèce en voie de disparition présente dans tout le Québec, en période d'élevage des petits se nourrit de 32 % d'éphéméroptères (Canada, 2012; Clare et al., 2011).

Ainsi, les activités anthropiques comme le LES, le trafic routier et les zones agricoles ont des effets négatifs sur l'ensemble de la chaîne trophique. En plus de réduire la diversité de proies pour les prédateurs, ceux-ci pourraient bioaccumuler des contaminants, ce qui nuirait à leur survie.

4.2. Enjeux socio-économiques

Le saumon atlantique est une espèce emblématique du Canada et du Québec (Fisheries and Oceans Canada, 2025). Il revêt une importance culturelle, alimentaire et économique pour plusieurs canadiens (Fisheries and Oceans Canada, 2025) et est en effet utilisé par plusieurs Premières Nations (Fisheries and Oceans Canada, 2025; MELCCFP, 2016). Pour les Mi'kmaqs et les Maliseets, le saumon atlantique, *plamu* en mi'gmaq et *polam* en malécite, fait partie de leur culture, car sa pêche est pratiquée depuis des temps immémoriaux et servait, en plus de l'alimentation, à faire des échanges, créer des liens, pour des pratiques spirituelles ou cérémoniales, comme appât pour la pêche à l'éperlan ainsi que pour l'artisanat (AGHAMM et al., 2017; Maritime Aboriginal Peoples Council & IKANAWTIKET Environmental Inc, 2013). Dans la rivière Rimouski, les Maliseets de la Première Nation Wolastoqiyik Wamsipekwik pêchent toujours le saumon atlantique. Les techniques et le savoir-faire traditionnel sont toujours enseignés aux membres de la Première Nation. Au Québec, 5000 saumons sont pêchés par année pour des pêches alimentaires et spirituelles par les Premières Nations (MELCCFP, 2016) dont 15 en 2024 dans la rivière Rimouski, et 7 en 2023 (MELCCFP, 2025a).

Par ailleurs, environ 17 000 saumons sont pêchés par la pêche sportive au Québec chaque année dont la majorité sont remis à l'eau (MELCCFP, 2016). La pêche sportive au saumon attire environ 3000 pêcheur.euses de l'extérieur du Québec et environ 12 000 pêcheur.euses du Québec par année (MELCCFP, 2016). Les retombées économiques de cette pêche sont estimées à 50 millions de dollars dans la province (MELCCFP, 2016) et permet de créer 405 emplois ETC (équivalent temps complet) (FQSA, 2015).

Pour la région du Bas-Saint-Laurent, on estime les retombées à 4,3 millions de dollars (Bureau d'études stratégiques et techniques en économique, 2020). Dans la rivière Rimouski, il y a eu un total de 519 jours de pêche en 2024 et de 1020 en 2023 (MELCCFP, 2025a).

Le saumon atlantique est une ressource de grande valeur pour les régions salmonicoles du Québec. Son déclin, voire sa disparition, aurait un impact immense sur le plan économique, alimentaire et culturel. La perte de cette espèce affecterait plusieurs emplois, des pratiques traditionnelles et l'identité de plusieurs communautés de Première Nations.

4.3. Enjeux règlementaires

La gestion d'un ancien site d'enfouissement sanitaire (LES) soulève d'importants défis règlementaires. En effet, le cadre légal encadrant la conception, l'exploitation et la fermeture des sites d'enfouissement a fortement évolué au cours des dernières décennies. Depuis 2009, le *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles* (REIMR) encadre les lieux d'enfouissement technique (LET) ainsi que les modalités de fermeture et de suivis post-fermeture. Ce règlement impose notamment la mise en place de barrières d'étanchéité, de systèmes de captage et de traitement des lixiviats, ainsi que des obligations de surveillance environnementale pour les LET (comme celui avoisinant le LES de Rimouski). Ces surveillances comprennent des mesures de divers paramètres et de substances dans les lixiviats, les eaux recueillies dans les systèmes de captage ainsi que dans les eaux souterraines.

Le LES de Rimouski, fermé avant 2009, était régi par le *Règlement relatif à la gestion des déchets solides*. Or, ce règlement ne prévoit aucune exigence de suivi environnemental après la fermeture des sites mais des impacts persistants potentiels peuvent néanmoins engager la responsabilité légale du gestionnaire.

En effet, la présence de résurgences de lixiviats issues du LES représente un défi réglementaire important, puisque ces écoulements peuvent atteindre les milieux naturels adjacents. Des résurgences et des déversements pourraient représenter des enjeux juridiques.

Au niveau fédéral, la *Loi sur les pêches* (L.R.C., 1985, ch. F-14) s'applique en vertu de l'article 36(3), et interdit le dépôt de substances nocives dans les eaux fréquentées par des poissons : « *Il est interdit d'immerger ou de rejeter une substance nocive – ou d'en permettre l'immersion ou le rejet – dans des eaux où vivent des poissons, ou en quelques autres lieux si le risque existe que la substance ou toute autre substance nocive provenant de son immersion ou rejet pénètre dans ces eaux.* ». La loi définit une substance nocive comme « *Toute substance qui, si elle était ajoutée à l'eau, altérerait ou contribuerait à altérer la qualité de celle-ci au point de rendre nocive, ou susceptible de le devenir, pour les poissons ou son habitat, ou encore de rendre nocive l'utilisation par l'homme du poisson qui y vit.* ». Afin d'établir le caractère nocif d'une substance, les autorités compétentes peuvent exiger ou s'appuyer sur des analyses scientifiques comme des bioessais (sur des truites arc-en-ciel ou des daphnies) comme preuve.

A l'échelle provinciale, c'est la *Loi sur la qualité de l'environnement* (RLRQ c Q-2) qui s'applique par l'article 20 : « *Nul ne peut rejeter un contaminant dans l'environnement ou permettre un tel rejet au-delà de la quantité ou de la concentration déterminée conformément à la présente loi* ».

Ainsi, tout rejet influencé par les écoulements d'un LES, ou d'eau contaminée par les déversements susceptible d'atteindre un cours d'eau récepteur peut constituer une infraction, indépendamment du caractère ponctuel ou non intentionnel du rejet. Le non-respect de ces cadres législatifs peut entraîner des sanctions administratives, incluant notamment des amendes substantielles.

5. Les indicateurs

Un indicateur environnemental est une mesure permettant d'évaluer l'état d'un environnement, d'en suivre l'évolution au cours du temps et de fixer des objectifs environnementaux. Sa présence, son absence ou ses variations peuvent fournir des signaux précoces d'alerte quant aux changements environnementaux (Dale & Beyeler, 2001; Heink & Kowarik, 2010). Un bon indicateur doit être scientifiquement fondé, sensible aux pressions étudiées, reproductible, applicable dans le temps et économiquement viable pour les gestionnaires (Dale & Beyeler, 2001; Heink & Kowarik, 2010). Dans le contexte d'un ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES) situé à proximité d'un écosystème aquatique sensible, la sélection d'indicateurs doit permettre de caractériser l'intensité de la contamination et d'en évaluer les effets écologiques.

5.1. Potentiel des indicateurs

Dans un contexte de contamination d'un cours d'eau par un LES, il est nécessaire d'avoir des outils logiques capables de démontrer les liens de causalité entre les activités humaines, leurs effets sur l'environnement et les réponses mises en place. Pour cela, l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a développé le modèle DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses) comme base d'analyse (Niemeijer & de Groot, 2008; Bouscaren, 2010; Jabbar & Cruz, 2025) :

- Les forces motrices sont les influences humaines induisant un changement environnemental (transport, agriculture ou présence d'un LES),
- Les pressions sur l'environnement sont les contraintes que les activités humaines exercent sur l'environnement (rejet de contaminants dans le cours d'eau),
- L'état de l'environnement décrit les conditions physico-chimiques du milieu et permet de mesurer et de caractériser l'état de la contamination des cours d'eau (concentrations et conditions physico-chimiques),
- L'impact sur l'environnement sont les effets biologiques utilisés pour décrire les répercussions que peuvent avoir les contaminations sur le cours d'eau et répondent directement à l'état de l'environnement,

- Les réponses de la société sont les réponses du gouvernement et de la société à la situation environnementale.

Pour répondre aux objectifs de ce plan de gestion et à partir des résultats de cette étude, plusieurs indicateurs d'état et d'impact peuvent être proposés en fonction de ce modèle. Ils vont donner une idée générale de l'intégrité et de l'état des cours d'eau.

Dans cette étude, les indicateurs d'état comprennent :

- Les paramètres physico-chimiques,
- Les concentrations en ions majeurs,
- Les concentrations en éléments traces métalliques dans l'eau et dans les sédiments,

Les indicateurs d'impact comprennent :

- Les biomarqueurs dans les macroinvertébrés,
- L'ADN environnemental bactérien et fongique,
- L'Indice de Santé du Benthos (ISB),
- L'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC).

5.2. Choix des indicateurs

Afin d'optimiser le suivi à long terme et de proposer une stratégie réaliste pour les gestionnaires, les indicateurs retenus doivent combiner pertinence écologique, sensibilité aux pressions associées au LES, simplicité de mettre en œuvre et avoir un coût raisonnable.

Sur la base des résultats obtenus (voir section 3 : Diagnostic environnemental) et de l'analyse comparative présentée au Tableau 7, les indicateurs retenus sont donc :

- Indicateurs d'état :
 - Conductivité,
 - Éléments traces métalliques dans l'eau : cuivre, manganèse, plomb
 - Éléments traces métalliques dans les sédiments : arsenic, fer, plomb
 - Ions majeurs : chlorures, magnésium, sodium
- Indicateurs d'impact :
 - Indice de santé du benthos (ISB).

Tableau 7 : Identification des indicateurs de contamination d'un cours d'eau basée sur l'expérience acquise dans cette étude

Méthode	Coût	Temps requis	Fiabilité	Reproductibilité	Accessibilité	Compétences nécessaires
Paramètres physico-chimiques (incluant ions chlorures)	\$	🕒	★★★	★★★	Trousse commerciale / sonde multiparamétriques	Habiletés techniques sur le terrain
Éléments traces métalliques / ions majeurs	\$\$	🕒🕒	★★★	★★★	Laboratoire universitaire / privé	Chimie analytique, interprétation des données
Biomarqueurs	\$\$\$	🕒🕒	★★★	★★★	Laboratoire universitaire / privé	Biochimie, manipulation d'échantillons biologiques
ADN environnemental	\$\$\$	🕒🕒🕒	★★★	★★	Laboratoire universitaire / privé	Biologie moléculaire, bio-informatique
Macroinvertébrés	\$	🕒🕒	★★★	★★★	Salle avec loupe binoculaire / à l'interne ou privé	Taxonomie, écologie aquatique
Indice IDEC	\$	🕒🕒🕒	★★	★★	Laboratoire universitaire spécialisé (INRS uniquement)	Taxonomie, écologie aquatique

5.3. Utilisation des indicateurs

L'utilisation des indicateurs repose sur une approche hiérarchisée (Figure 31) permettant d'évaluer de manière structurée l'influence potentielle d'un LES sur un écosystème aquatique.

La première étape consiste à observer si des anomalies visuelles ou olfactives sur l'état d'un cours d'eau, comme des colorations orange ou blanchâtre de celui-ci. La deuxième étape consiste à mesurer les indicateurs d'état les plus simples (chlorure et conductivité) en comparant systématiquement les concentrations observées en aval du LES à celles mesurées en amont. Ces premières vérifications visent d'abord à prioriser les cours d'eau nécessitant un suivi.

En cas d'anomalie sur ces premiers indicateurs, l'évaluation de l'Indice de Santé du Benthos (ISB) permet de déterminer s'il existe des stress environnementaux ayant un effet sur la biodiversité aquatique. Cet indicateur va permettre de mettre en évidence les sites les plus touchés par ces stress.

Enfin, si la classe de qualité de l'ISB est mauvaise ou précaire, une investigation sur les concentrations en ETM dans l'eau et dans les sédiments ainsi que les ions majeurs, déterminés en Choix des indicateurs 5.2 ci-dessus, est nécessaire pour connaître l'étendue de la contamination. Cet indicateur intervient en dernier car c'est le plus coûteux pour les gestionnaires.

La fréquence de suivi recommandée est d'une campagne d'échantillonnage mensuelle entre mai et octobre. Cet intervalle englobe la période d'étiage estival lorsque les cours d'eau sont les plus vulnérables en raison des faibles débits et des températures élevées. Elle coïncide également avec le pic de production primaire ainsi qu'avec la période de forte utilisation des milieux aquatiques. La période automnale, quant à elle, offre les meilleures conditions pour l'évaluation de la biodiversité totale des macroinvertébrés (Hill et al., 2016).

Un minimum de quatre stations d'échantillonnage est recommandé : deux en amont, faisant office de référence, et deux en aval du LES. Cette configuration améliore la robustesse statistique, réduit l'effet des variations locales et permet de mieux caractériser un éventuel gradient de contamination. Attention cependant, des résurgences peuvent être présentes en amont des LES, le mieux étant de sélectionner les sites de référence hors de cette influence.

Enfin, cette stratégie hiérarchiser permet une gestion adaptative en fonction des résultats. Si les indicateurs d'état demeurent stables et que l'ISB indique un bon état écologique, le suivi peut être maintenu à une fréquence annuelle en période estivale. En revanche, la détection répétée de dépassement des critères de qualité de l'eau et des sédiments ou la dégradation de l'ISB doit déclencher une intensification temporelle du suivi et la mise en place de mesures de gestion pour limiter la dégradation de l'état des cours d'eau.

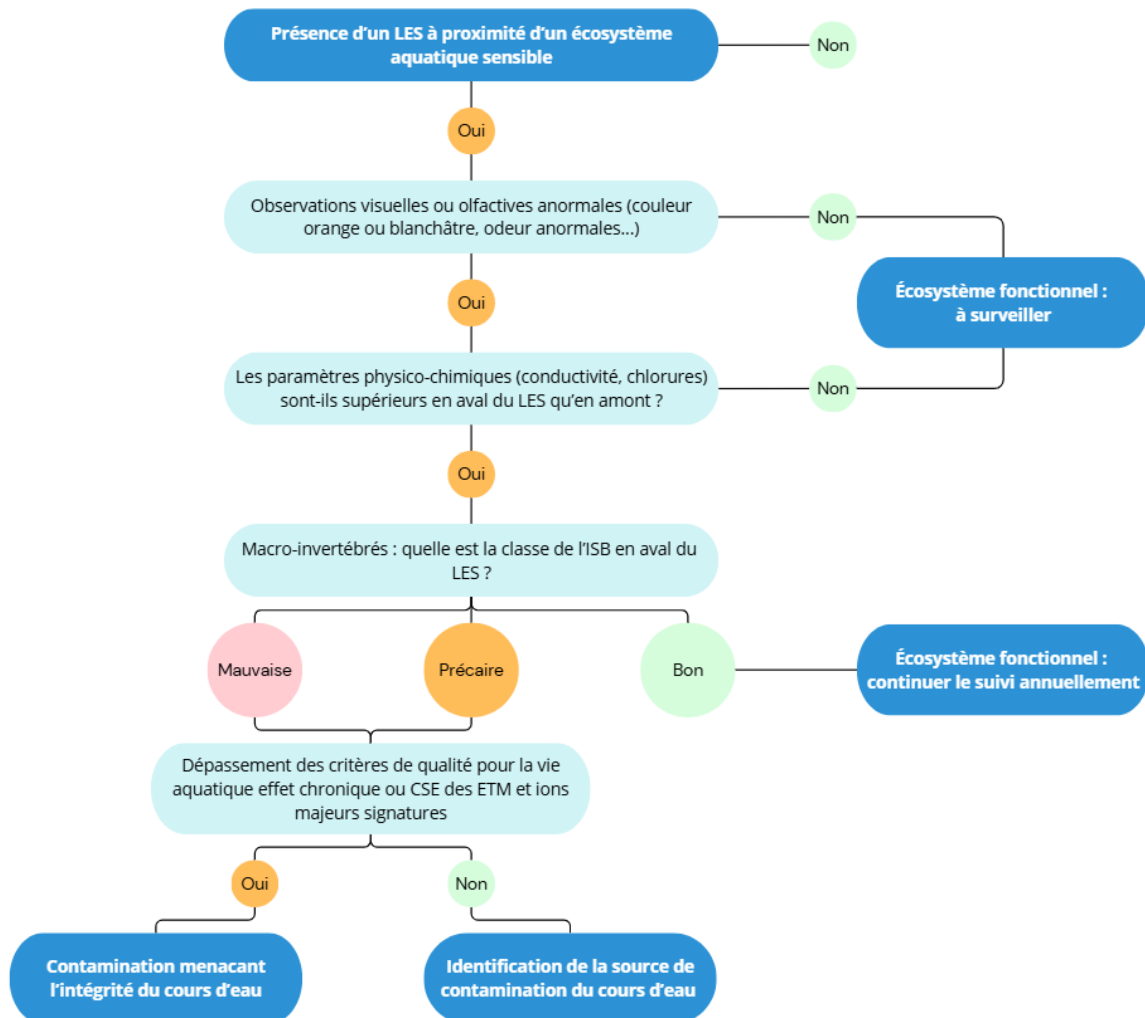


Figure 31 : Schéma décisionnel utilisé afin de déterminer la contamination d'un cours d'eau par un LES

6. Mesures de gestion

La gestion d'un cours d'eau affecté par de nombreuses activités anthropiques dont un ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES) et de l'agriculture nécessite des mesures combinant la réduction des sources, l'atténuation des impacts et le suivi à long terme des pressions et des réponses biologiques. Cette gestion doit aussi comprendre des outils de suivi pour informer la prise de décision adaptative. Les résultats de cette étude ont montré une contamination persistante en éléments traces métalliques (ETM) et en ions majeurs ainsi qu'une altération significative de l'intégrité écologique mesurés par l'ISB et l'IDEC. Mis ensemble, ces résultats peuvent avoir un impact majeur sur la santé des poissons qui dépendent de ce refuge thermique lors de fortes chaleurs.

Même si le LES de Rimouski a été fermé en 2005, les lixiviats continuent à migrer vers les eaux de surface et souterraines, dont les résurgences peuvent apparaître autour du LES et des cours d'eau environnants.

6.1. Réduction des apports ponctuels

Les rejets orangés observés lors de l'échantillonnage du 4 novembre, probablement dû aux opérations municipales de nettoyage des canalisations, constituent une source de matière en suspension. Ces matières sont vraisemblablement composées d'oxyde de fer (d'où la couleur orange) qui ont précipité, entraînant des ETM adsorbés par les oxydes, expliquant les fortes concentrations dans les sédiments (Abdulrida et al., 2024; Abiriga et al., 2021). Ces particules peuvent avoir des effets négatifs sur la qualité des habitats, les micro-organismes composant les biofilms, les macroinvertébrés (Cadmus et al., 2017) et les poissons (voir section 3.9 : Effets des variables environnementales sur la biodiversité).

La première mesure recommandée consiste donc à éliminer ou encadrer strictement ces rejets directs dans le ruisseau. Les opérations de nettoyage devraient inclure des mécanismes de rétention, décantation ou filtration avant tout rejet dans le milieu naturel. Une simple limitation de ces rejets ne constitue pas une solution durable, puisqu'elle peut favoriser l'accumulation de précipités dans les conduites et entraîner des épisodes de relargage massif ultérieurs, favorisant une toxicité aigüe sur les organismes. Une diminution

des écarts de temps entre les rejets ne peut être une solution envisageable, cela favoriserait des effets de toxicité chronique sur les communautés biologiques.

6.2. Protection du refuge thermique

Au cours des observations dans les refuges thermiques de la rivière Rimouski, il a été documenté (voir section 3.5 : Refuge thermique au pied de la chute du ruisseau Savane / Cavée et observations du saumon atlantique) que les juvéniles de saumon atlantique utilisent le refuge thermique de la confluence entre le ruisseau Savane / Cavée et la rivière Rimouski lors des épisodes de stress thermique estival. Bien que l'idée de déplacer les poissons ou de bloquer l'accès au refuge puisse être envisagée théoriquement, ces options ne sont pas recommandées à ce stade. En l'absence de données sur la présence et l'état des autres refuges thermiques de la rivière, une telle intervention pourrait augmenter les stress pour les poissons. La priorité devrait donc être d'accroître les connaissances sur l'ensemble des refuges thermiques de la rivière avec une caractérisation complète de ces refuges (qualité d'eau, contamination, accessibilité pour le poisson) et un suivi de la fréquentation de l'ensemble des refuges dont celui du ruisseau Savane / Cavée, par les tacons.

6.3. Mise en place de zones tampons

Les zones tampons sont des bandes végétalisées situées entre une source de pollution et un cours d'eau, permettant de réduire le ruissellement, capter les nutriments et retenir certains contaminants (Breune et al., 2013; C. Liu et al., 2023; Tsai et al., 2022).

Dans les secteurs agricoles, l'implantation ou l'élargissement de la bande riveraine végétalisée permettrait de réduire les apports en nitrates, phosphates et ETM associés au ruissellement agricole (Breune et al., 2013; C. Liu et al., 2023; Tsai et al., 2022). En périphérie du LES, une zone tampon pourrait contribuer à atténuer la migration de certains contaminants (Del Moro et al., 2014). L'utilisation de taillis de saule à courte rotation a démontré une capacité intéressante d'absorption de l'azote, du phosphore et de la matière

organique dans des expérimentations avec du lixiviat de décharge (Benoist et al., 2023; Lachapelle, 2019; Sas et al., 2021).

Cette approche ne constitue pas une solution complète, mais un outil d'atténuation.

6.4. Suivi environnemental

Le suivi du dossier du ruisseau Savane / Cavée est crucial, non seulement pour la préservation à long terme de l'intégrité du cours d'eau, mais également pour assurer la coordination des actions et le partage des connaissances entre les différents acteurs impliqués.

Le suivi de la qualité de l'eau vise à documenter l'évolution de la contamination et à mieux comprendre les effets à long terme des décisions mises en œuvre pour limiter les impacts sur le cours d'eau. Ces données permettent d'anticiper les épisodes de contamination et de soutenir l'organisation des acteurs locaux face à ces événements, notamment par la mise en place de mesures préventives telles que la fermeture de la pêche en aval ou encore des campagnes de sensibilisation pour aviser les éventuels baigneurs de la qualité de l'eau de la rivière. Ce type de suivi contribue également à assurer une meilleure traçabilité des événements de contamination. Il constitue un outil essentiel d'aide à la décision pour les gestionnaires du LES en appuyant la planification et l'adaptation des actions futures.

Dans cette optique, la mise en place d'un comité de surveillance regroupant l'OBVNEBSL, la Zec Saumon Rimouski, l'UQAR, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) ainsi que le ministère de la Santé et des Services sociaux, a été mis en place sous la coordination de la Ville de Rimouski. Ce comité pourra assurer un suivi à long terme de l'état de la contamination en lien avec le LES et de centraliser les données disponibles pour favoriser la prise de décision des gestionnaires.

6.5. Suivi et gestion du LES

Le suivi environnemental du ruisseau de la Savane / Cavée doit être accompagné d'un suivi rigoureux du site d'enfouissement avec des contrôles des systèmes de collecte des lixiviats, et des drains, un suivi des eaux souterraines en amont et en aval ainsi qu'une cartographie des résurgences et des zones à fortes concentrations. Ces mesures permettront d'identifier les points chauds de la contamination, d'évaluer leur évolution et d'adapter les mesures de gestion.

Dans la littérature, beaucoup d'études font l'état des lieux de la contamination de l'environnement, dont des cours d'eau, par des lixiviats d'anciennes décharges. Cependant, ces études n'incluent pas de solutions à long terme pour une élimination complète de la contamination à la source. Il est donc difficile aujourd'hui de proposer une solution finale pour limiter les apports. Cette solution demandera un développement technologique, pour traiter des écoulements continus à l'émissaire du LES, que nous avons observés même en période de faibles pluies. À l'image des vastes programmes de subvention dans les années 1980, pour implanter des systèmes de traitement des eaux usées adéquats dans les municipalités; il faudra des programmes de subvention pour soutenir les municipalités dans leurs efforts pour réduire les impacts environnementaux des anciens dépotoirs sur les rivières.

7. Perspectives

7.1. Perspectives et limites des indicateurs

Dans la continuité de cette étude, plusieurs axes peuvent ouvrir des pistes claires pour des travaux futurs.

Une bourse délivrée par le regroupement EcotoQ, centre de recherche en écotoxicologie du Québec, a été attribuée à Richard St-Louis et Sandrine Picotte de l'UQAR afin de mesurer un instantané de la contamination par les PFAS (Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées). Pour cela, un échantillonnage a été effectué en novembre 2025 dans les sites LES, agricoles 1, ruisseau Savane / Cavée 1, refuge thermique, témoin Rimouski 2. Le site témoin à Terfa a été modifié pour un site plus en amont que la chute Macpès qui n'était pas accessible à cette période de l'année. Ces substances, identifiées comme polluants éternels, sont utilisées dans l'imperméabilisation des vêtements, les tissus des meubles, les tapis, comme revêtements hydrofuges pour ustensiles de cuisine ou encore dans les mousses anti-incendie, ont des impacts sur l'environnement aquatique et sur la santé de nombreux organismes aquatique ou terrestre. En effet, les PFAS peuvent modifier la bioaccumulation et la toxicité de certaines substances et peuvent induire une forte toxicité pour les organismes (ex. toxicité reproductive) (Nayak et al., 2023).

En plus des contaminants ciblés dans ce projet, d'autres classes de contaminants, auxquelles les saumons sont particulièrement sensibles, ont récemment été rapportées dans la littérature. C'est notamment le cas du 6PPD, un agent antioxydant utilisé dans la fabrication des pneus, qui se transforme dans l'environnement en 6PPD-quinone, un composé hautement toxique pour le saumon coho. La source principale est le trafic routier mais également les anciens dépotoirs qui ont reçu pendant des décennies des pneus usagés (Greer et al., 2026).

Au-delà du suivi des indicateurs classiques comme ceux utilisés ici, des nouveaux outils devraient devenir plus efficaces et accessibles à l'avenir. Par exemple, le suivi de l'ADN environnemental pourra se démocratiser pour la mesure de l'IDEC, dont la réalisation prend aujourd'hui du temps et un besoin accru de personnel qualifié pour effectuer l'identification des diatomées en microscopie (Lavoie et al., 2026). La même technique peut également être

utilisée pour identifier les macroinvertébrés présents dans les cours d'eau (Verdier, 2022). Pris individuellement, les indicateurs fournissent une information partielle du portrait global de l'état de santé de l'habitat du saumon. Une approche intégrant ces indicateurs permettrait de bonifier la portée des résultats de suivi; c'est le cas de l'indice de réponse intégrée des biomarqueurs (IBR, *Integrated Biomarker Response*) (Nombré, 2025; Nombré et al., 2025). L'IBR vise à intégrer des données biologiques, mais aussi chimiques et environnementales, afin de produire un indice qui, sur une échelle prédéfinie, reflète l'état de santé d'un milieu. Cette approche a été appliquée récemment dans les cours d'eau au Québec soumis à des pressions agricoles. L'un des principaux avantages de cet indice réside dans sa flexibilité, puisqu'il peut être adapté par l'ajout de nouveaux indicateurs (Nombré, 2025; Nombré et al., 2025).

Bien qu'il n'ait pas été étudié ici et qu'il ne soit pas obligatoire dans des suivis environnementaux, le test de toxicité de la truite peut être effectué ou demandé par Environnement Canada dans le cadre de suivi de qualité de l'eau lié à la *Loi sur les pêches*. Ce test de toxicité présente cependant des limites. En effet, réalisé en environnement contrôlé, ce test exclut les variations attendues dans la nature (âge des poissons, état nutritionnel, conditions physico-chimiques quotidienne et saisonnière) et se limite à vérifier la toxicité aiguë en écartant l'évaluation de la toxicité chronique. La biodisponibilité et la toxicité des polluants chimiques dépendent parfois de ces divers facteurs (Wedekind et al., 2007). Dans le ruisseau de la Savane / Cavée, les variations physico-chimiques peuvent changer d'une minute à l'autre comme l'a montré l'échantillonnage du 4 novembre 2024. Des tests de toxicité en laboratoire ne peuvent alors montrer qu'un intérêt limité.

Pour compléter le suivi au long terme de la contamination du ruisseau de la Savane / Cavée, il sera nécessaire d'intégrer ces nouveaux outils. Ce maillage de méthodes permettra non seulement de mieux détecter et comprendre les impacts des contaminants, mais aussi de développer des stratégies de gestion adaptatives.

7.2. Acquisition de connaissance sur le saumon atlantique et son habitat en aval du barrage de la Pulpe

Avant le rachat du barrage de la Pulpe par la compagnie Boralex qui est situé à 4,8 km de l'embouchure, le saumon atlantique était présent uniquement dans le tronçon aval de la rivière Rimouski. Depuis 1996, le partenariat entre Boralex et la ZEC Saumon Rimouski permet le transport des saumons vers l'amont, augmentant ainsi l'habitat accessible à l'espèce, qui occupe désormais 28 km de la rivière. Toutefois, le comptage des montaisons effectué au niveau du barrage ne permet pas de connaître le nombre de saumons adultes qui frayent exclusivement dans le tronçon aval de la rivière.

Au cours des discussions portant sur le devenir du refuge thermique du ruisseau de la Savane / Cavée, il est apparu que la méconnaissance de cet environnement ne permet pas d'établir un plan de gestion à long terme adapté à cet habitat. Une étude complémentaire, dont l'objectif principal serait de déterminer le nombre de saumons utilisant exclusivement le tronçon aval de la rivière Rimouski et d'identifier leurs habitats clés, tels que les frayères et les refuges thermiques, apparaît donc essentielle. Cette étude permettrait de mieux cerner les enjeux et les défis liés à la gestion du saumon atlantique et de ses habitats dans le tronçon aval de la rivière Rimouski.

Plusieurs interrogations pourraient ainsi être abordés :

- Quelle est le nombre de saumons utilisant les habitats du tronçon aval de la rivière Rimouski ?

Afin d'estimer le nombre de saumons utilisant exclusivement le tronçon aval, indépendamment des individus migrant vers et depuis le tronçon amont, un inventaire spécifique devrait être réalisé. À ce jour, le nombre de saumons présents à tous les stades de vie dans ce tronçon demeure inconnu.

Une pêche électrique pourrait être envisagée afin de réaliser cet inventaire pour les juvéniles. Un taux de survie très faible pourrait indiquer que la population de saumon atlantique aurait progressivement disparu du tronçon aval sans la mise en place du transport vers l'amont.

- Quels sont les refuges thermiques persistants présents dans le tronçon aval de la rivière ?

Le saumon atlantique étant une espèce particulièrement sensible à la température de l'eau, la gestion durable de ses populations dans le tronçon aval de la rivière Rimouski nécessite un recensement exhaustif des refuges thermiques potentiels. Pour ce faire, l'utilisation d'imagerie thermique aérienne pourrait être envisagée en période de fortes chaleurs et en dehors de ces périodes.

Afin de confirmer l'utilisation de ces refuges thermiques par les saumons, des observations complémentaires pourraient être réalisées, notamment par imagerie ou par des relevés de présence / absence des individus.

Dans un contexte de changements climatiques, chaque refuge thermique peut jouer un rôle crucial dans la pérennité de l'espèce au sein de la rivière. En effet, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des épisodes caniculaires est susceptible d'augmenter la température de l'eau, affectant tant la rivière que ses refuges thermiques.

- Quelles sont les caractéristiques de ces refuges thermiques ?

Au-delà de leur localisation, les caractéristiques des refuges thermiques devront être déterminées. Cela inclut notamment :

- Les stades de vie des saumons utilisant ces refuges,
- Les différences de température entre les refuges thermiques et la rivière lors des périodes de forte chaleur,
- La qualité de l'eau et le potentiel de contamination de ces refuges,
- Le volume couvert par le refuge et sa pérennité durant la saison estivale.

En effet, outre la contamination du refuge thermique du ruisseau de la Savane / Cavée, d'autres refuges thermiques pourraient être exposés à des sources de contamination d'origine agricole, liées à l'autoroute A20 ou au LES.

En répondant à ces interrogations, cette étude permettrait de formuler des recommandations éclairées quant au devenir du refuge thermique du ruisseau de la Savane / Cavée. Actuellement, le manque d'informations empêche, dans le cadre du présent plan de gestion, de proposer des mesures de gestion spécifiques et adaptés à ce refuge.

Plusieurs questions demeurent donc ouvertes : ce refuge est-il essentiel à la population du saumon atlantique ? Peut-il être abandonné ou fermé si d'autres refuges thermiques fonctionnels sont présents ? Est-il le seul refuge thermique contaminé du tronçon aval ?

7.3. Autres perspectives

Au cours de nombreuses discussions portant sur les impacts cumulés du lieu d'enfouissement sanitaire (LES), il est apparu que les connaissances actuelles sur l'état de la contamination de l'environnement autour du LES sont très limitées.

La mise en place de projets complémentaires permettrait ainsi une acquisition de connaissances essentielle à la protection du bassin versant de la rivière Rimouski. Par exemple, le développement d'un projet visant l'acquisition des connaissances sur la contamination des eaux souterraines permettrait d'en savoir plus sur :

- Le transfert des contaminants vers la nappe souterraine et leur transfert par résurgence vers les eaux de surface,
- La localisation et les impacts des résurgences de lixiviats.

Apporter des réponses à ces questions apparaît essentiel afin de mieux comprendre l'ampleur et la dynamique de la contamination associée au LES et d'orienter les mesures de gestion et de protection à mettre en œuvre.

Par ailleurs, le cocktail de métaux observé dans le refuge thermique du ruisseau de la Savane / Cavée semble être spécifique au LES. Une étude portant sur les effets cumulés et la bioaccumulation de cette contamination sur les juvéniles de saumon atlantique serait pertinente afin d'évaluer les impacts potentiels à l'échelle des individus, notamment en termes de survie, de croissance et de conditions physiologiques.

Une meilleure compréhension des sources, des voies de transfert et des effets biologiques de la contamination associée au LES, est essentielle pour l'élaboration de stratégies de gestion visant la protection des refuges thermiques et la population de saumon atlantique.

8. Conclusion

Ce plan de gestion s'inscrit dans un contexte où la préservation de l'intégrité écologique de la rivière Rimouski, la protection de ses habitats et de la santé du saumon atlantique constituent un enjeu environnemental majeur, notamment dans un contexte de diminution globale de la biodiversité et de changements climatiques. Le diagnostic réalisé le long du ruisseau Savane / Cavée a permis de mettre en évidence un gradient spatial et temporel de contamination inorganique lié aux activités anthropiques du bassin versant, notamment l'ancien lieu d'enfouissement (LES), le ruissellement routier et les activités agricoles.

Ces pressions combinées contribuent à une contamination chronique des eaux et des sédiments, se traduisant par des modifications dans la structure des communautés microbiennes, de diatomées et de macroinvertébrés. Les résultats indiquent que les apports inorganiques favorisent la sélection d'organismes tolérants au détriment des espèces plus sensibles, ce qui suggère une dégradation localisée de la qualité écologique de l'habitat. Les indicateurs ainsi mesurés témoignent d'un stress environnemental chronique susceptible d'affecter la base de la chaîne trophique et, à long terme, la fonctionnalité du refuge thermique utilisé par les tacons de saumon atlantique.

Dans ce contexte, la gestion du site doit privilégier une approche d'atténuation progressive de la contamination, une élimination totale étant difficilement réalisable selon l'état actuelle des connaissances. La mise en place de zones tampon, la réduction des rejets ponctuels ainsi qu'un suivi environnemental continu apparaissent comme des stratégies réalistes pour limiter la migration des contaminants vers le cours d'eau. La collaboration entre les acteurs et la transparence dans le suivi de la qualité de l'eau est essentielle pour assurer la conservation écologique de la rivière.

Annexes

Annexe 1



Figure 32 : Plan de localisation du secteur de l'ancien site d'enfouissement sanitaire de Rimouski montrant le circuit de canalisation entre le LES et l'autoroute A20. La ligne rose indique les canalisations, la ligne verte indique les limites du LES. L'étoile représente le site d'échantillonnage du LES. Plan donnée par la ville de Rimouski

Annexe 2

Tableau 8 : Total des échantillons et des analyses effectuées entre octobre 2023 et novembre 2024

Mois	Volet écotoxicologie					Volet biologie		
	Eau (éléments inorganiques)	Sédiments (éléments inorganiques)	Biofilm (ADNe)		Macroinvertébrés (biomarqueurs)	Biofilm (diatomées)		Macroinvertébrés (identification)
			Échantillonné	Analysé		Échantillonné	Analysé	
Octobre 2023	30	30	30	10	10	20	0	10
Novembre 2023	24	24	24	8	8	16	0	8
Décembre 2023	12	3	3	1	1	2	0	1
Janvier 2024	15	12	15	5	5	18	0	5
Février 2024	27	12	15	5	4	10	0	4
Mars 2024	24	21	21	7	7	10	0	7
Avril 2024	24	24	24	8	8	16	0	8
Mai 2024	24	30	30	10	8	16	0	8
Juin 2024	24	30	30	10	8	20	0	8
Juillet 2024	24	30	30	10	8	20	9	8
Août 2024	24	30	30	10	8	20	9	8
Septembre 2024	24	30	30	10	8	20	9	8
Novembre 2024	25	30	30	10	8	20	0	8
Total	292	306	312	104	91	210	27	91

Annexe 3

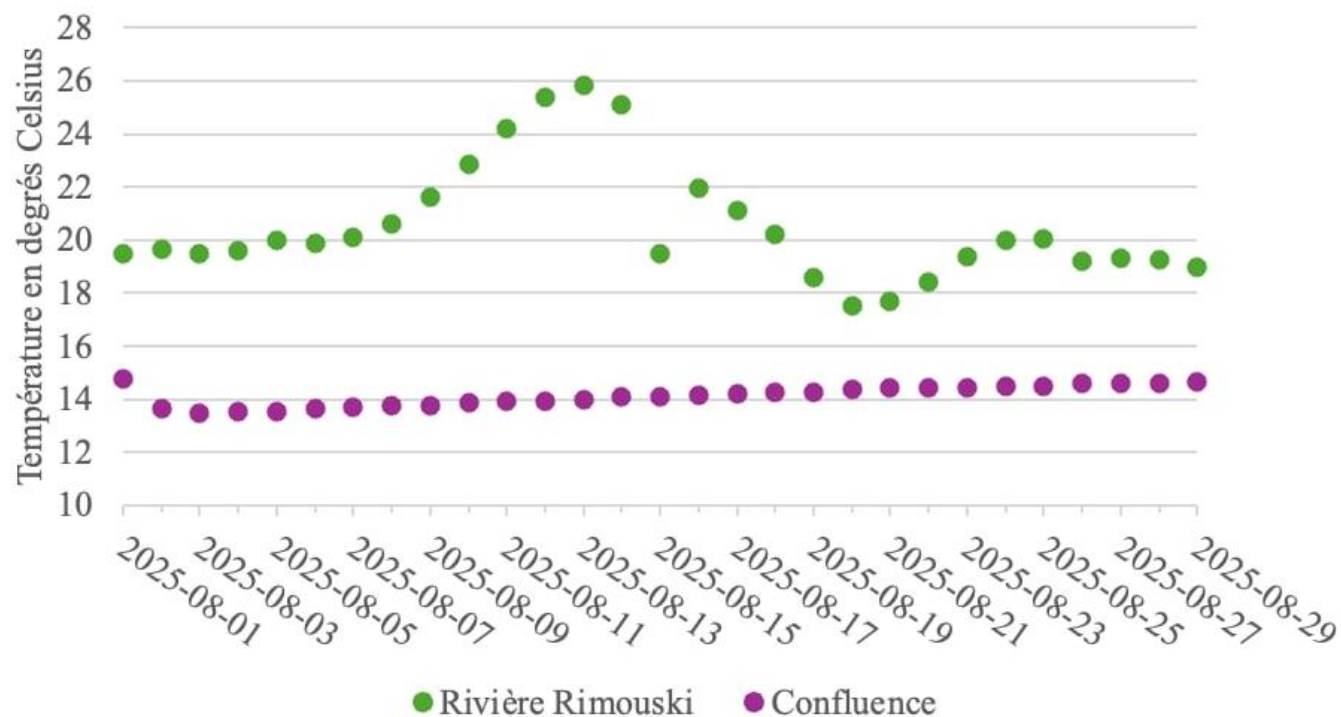
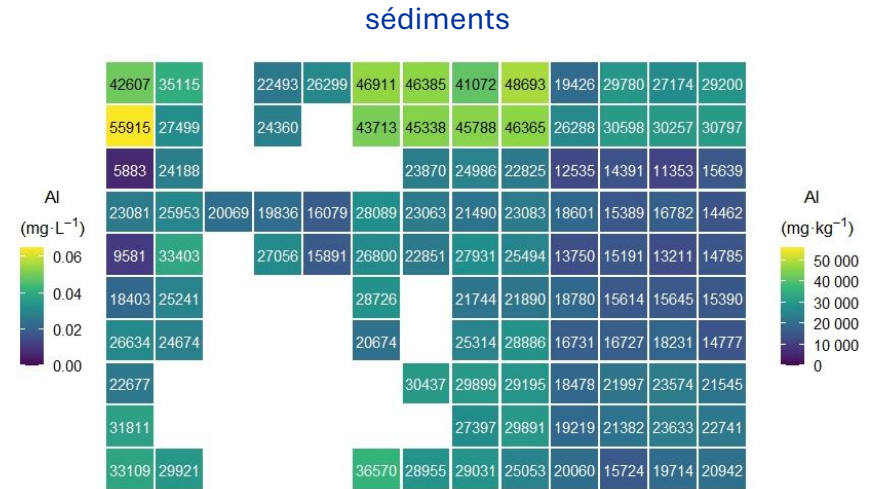
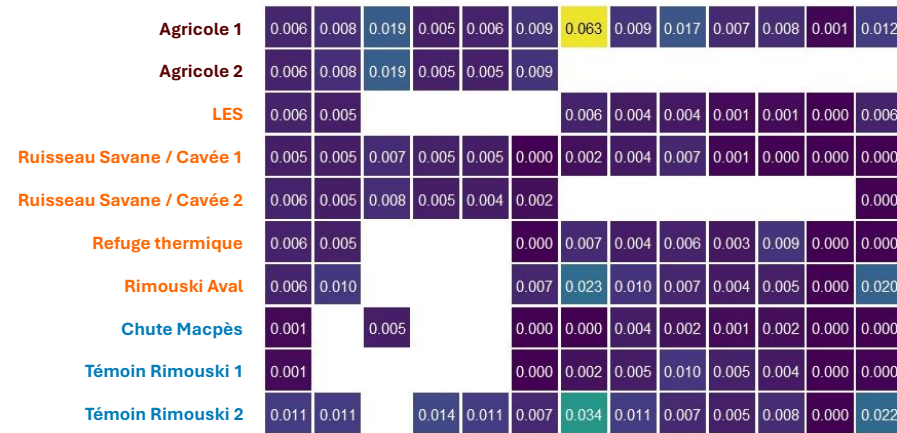


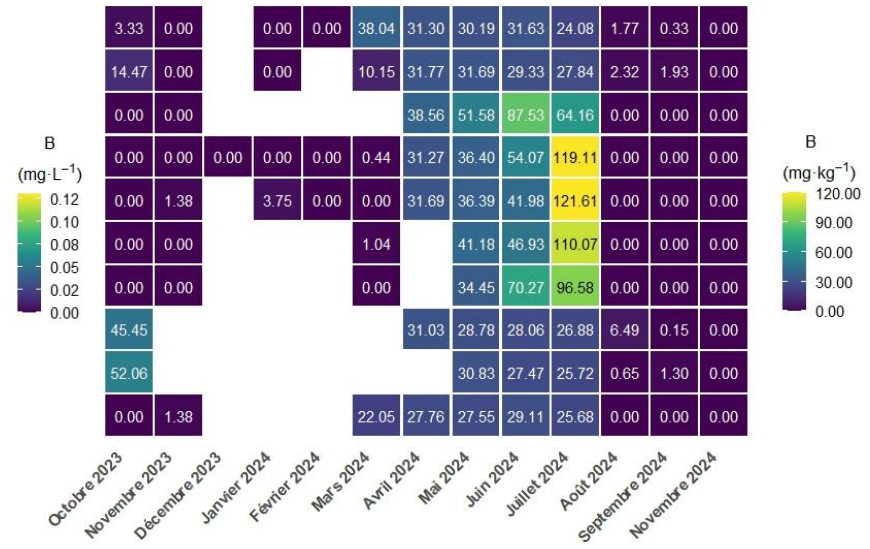
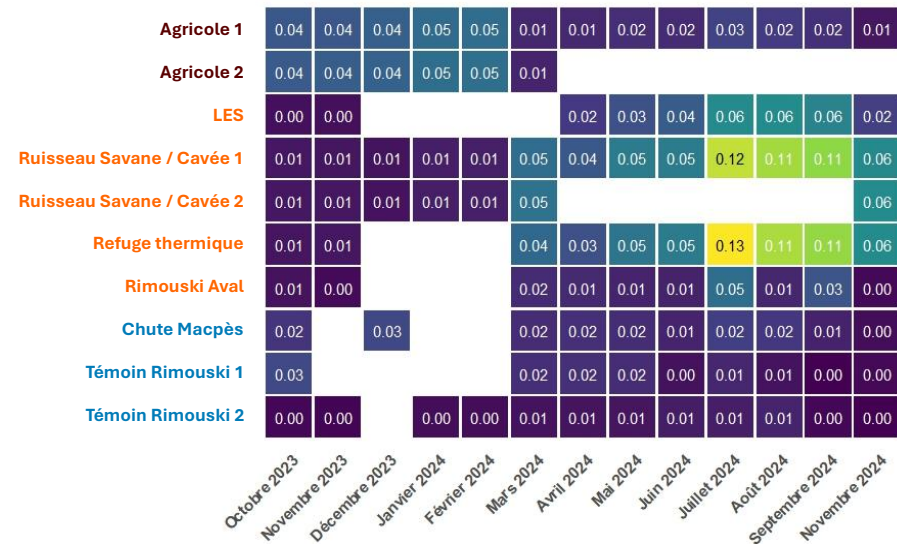
Figure 33 : Moyennes des températures du ruisseau de la Savane / Cavée (confluence) et de la rivière Rimouski mesurées avec un thermographe HOBO (n = 8024) entre le 1^{er} août et le 29 août 2025

Crédit : Elia Wagner-Beaulieu

eau



Bore



Baryum

eau

Agricole 1	0.12	0.13	0.11	0.12	0.11	0.10	0.09	0.10	0.12	1.49	1.39	0.13	0.10
Agricole 2	0.11	0.12	0.11	0.13	0.11	0.09							
LES	0.11	0.11					0.10	0.10	0.11	1.19	1.16	0.12	0.10
Ruisseau Savane / Cavée 1	0.11	0.11	0.12	0.12	0.12	0.09	0.09	0.10	0.10	1.28	1.23	0.12	0.10
Ruisseau Savane / Cavée 2	0.11	0.11	0.11	0.12	0.12	0.10						0.35	
Refuge thermique	0.11	0.11				0.09	0.08	0.10	0.10	1.19	1.26	0.12	0.11
Rimouski Aval	0.10	0.09				0.07	0.06	0.07	0.07	0.93	0.76	0.08	0.06
Chute Macpès	0.09		0.10			0.07	0.08	0.08	0.08	1.06	0.98	0.08	0.08
Témoin Rimouski 1	0.09					0.08	0.08	0.08	0.06	0.73	0.63	0.05	0.07
Témoin Rimouski 2	0.08	0.08		0.07	0.07	0.06	0.04	0.06	0.07	0.72	0.66	0.05	0.05

sédiments

541	325		184	247	416	483	483	431	263	487	476	460
572	265		241		353	503	551	499	369	481	543	535
1053	224					226	328	440	293	388	911	535
400	202	178	144	172	190	207	232	408	665	415	576	439
864	258		209	267	159	178	255	295	642	279	219	404
357	190				262		265	400	693	308	736	638
283	167				196		290	566	639	832	687	435
402						240	191	249	197	361	262	140
390							269	390	217	198	263	218
259	198					239	235	227	207	157	182	134

Calcium

Agricole 1	41.11	35.45	43.77	58.65	52.10	42.01	36.09	47.68	47.02	51.36	48.90	51.51	47.47
Agricole 2	40.26	34.53	40.76	61.38	53.03	41.41							
LES	53.82	51.10					43.09	65.33	72.39	133.55	113.90	101.51	66.97
Ruisseau Savane / Cavée 1	58.57	56.81	48.82	78.19	81.01	59.69	48.20	70.36	68.08	116.60	123.89	108.68	101.57
Ruisseau Savane / Cavée 2	56.90	56.85	46.75	75.68	74.13	61.72						96.49	
Refuge thermique	60.48	57.91				60.86	45.76	69.05	70.19	107.57	94.43	103.78	76.39
Rimouski Aval	61.20	29.15				36.34	27.40	35.63	26.96	52.89	30.79	49.84	35.48
Chute Macpès	26.62		31.15			31.20	30.61	35.36	32.74	39.99	34.51	34.59	35.25
Témoin Rimouski 1	25.44					31.52	28.61	33.64	23.34	32.08	29.33	25.89	32.18
Témoin Rimouski 2	29.79	20.80		32.50	35.88	26.01	16.08	24.69	25.89	33.56	29.23	26.55	23.78

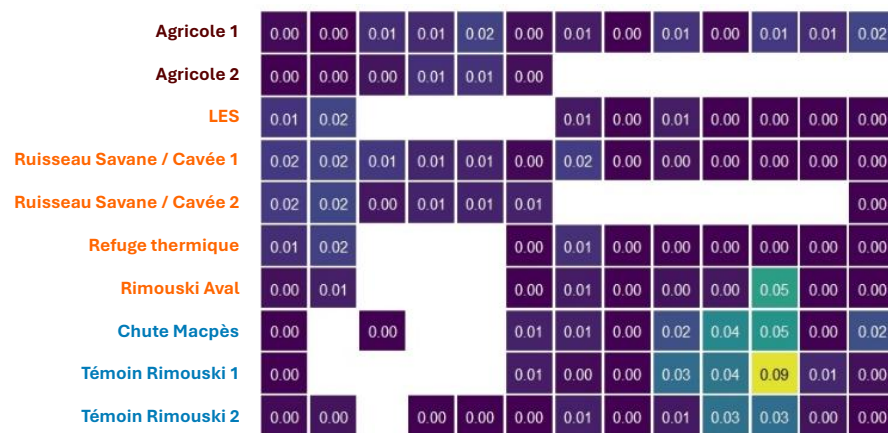
11062	5248		25845	23115	13352	10714	9397	10190	6567	11982	12271	14429
13205	7744		22912		19343	15291	14319	16707	10083	11866	13407	15955
33465	8759					5002	9484	19172	11645	13240	20631	19115
19038	20044	9362	12261	8522	13533	13505	20217	52416	27406	23872	32714	23080
63508	12160		35964	11128	8950	12972	19591	21769	24527	22403	24824	27495
125703	13276					17667		18262	40685	29029	25878	50107
20929	17000					14056		12113	33310	27682	20591	26798
16813							15826	26532	25666	6720	10109	7688
13323								6555	10596	7698	5803	7991
4931	4158											6073

Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

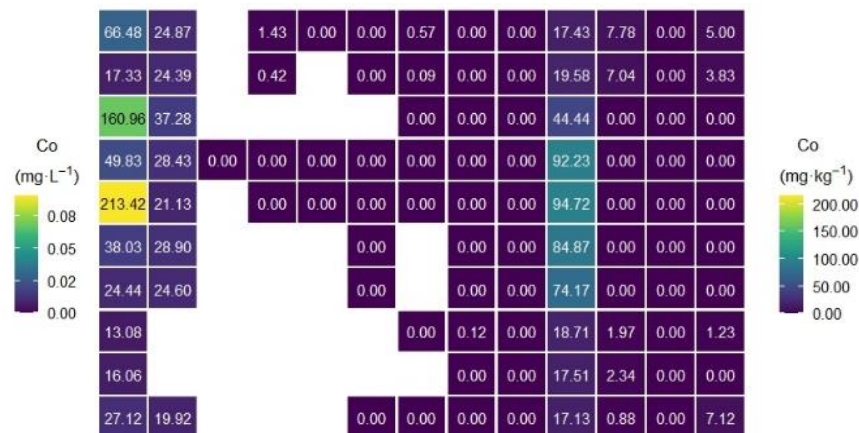
Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

Cobalt

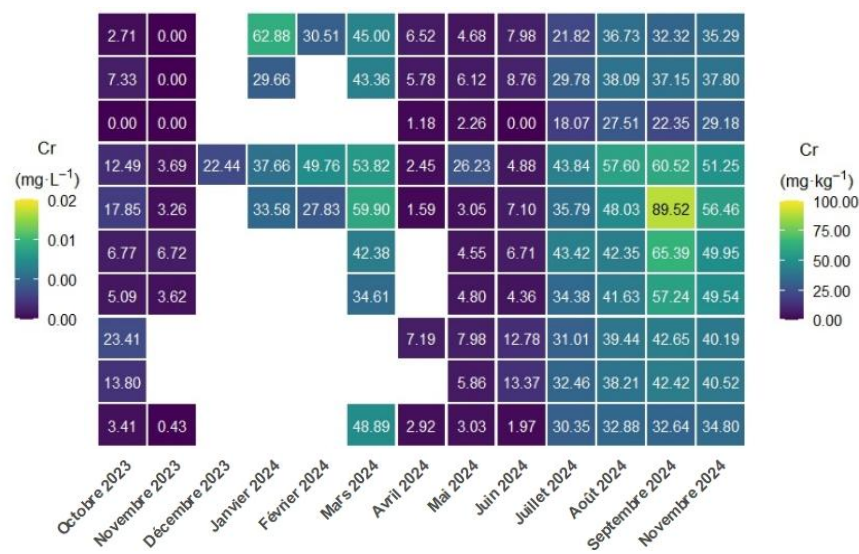
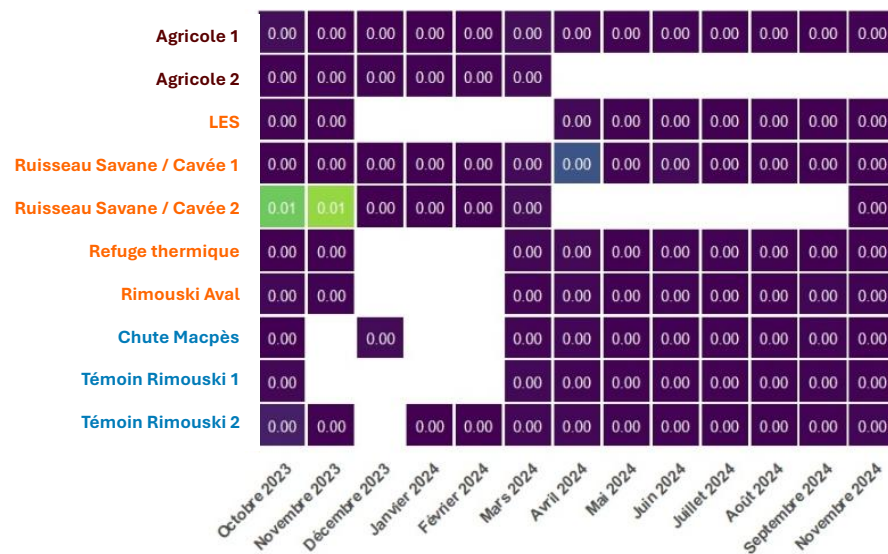
eau



sédiments

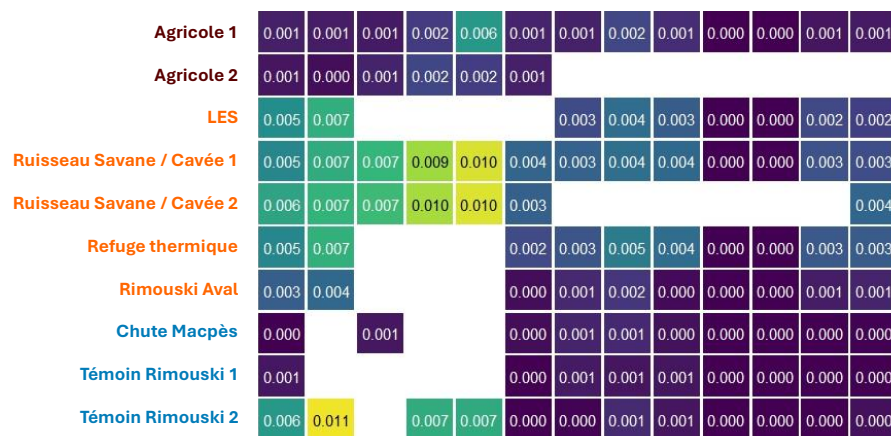


Chrome

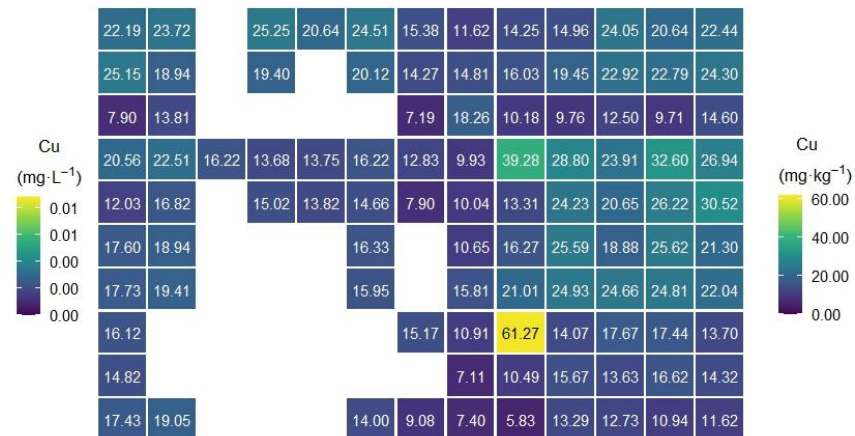


Cuivre

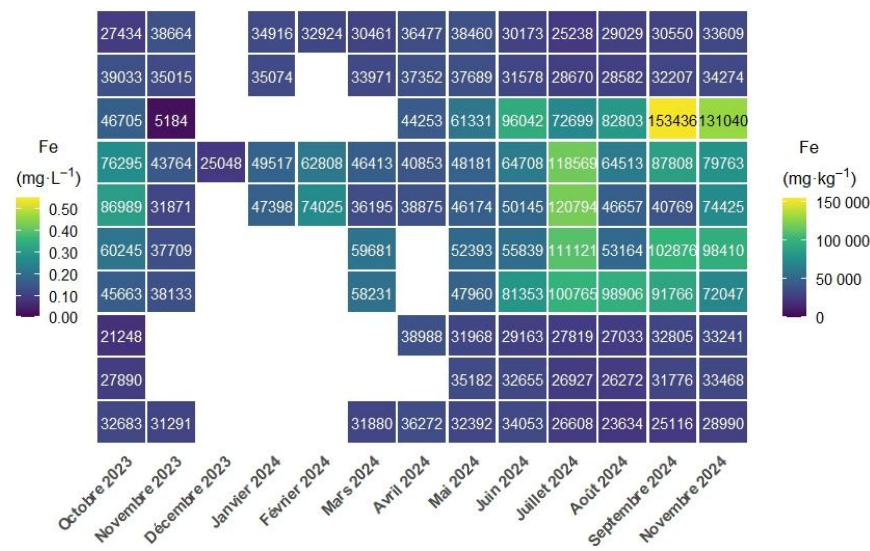
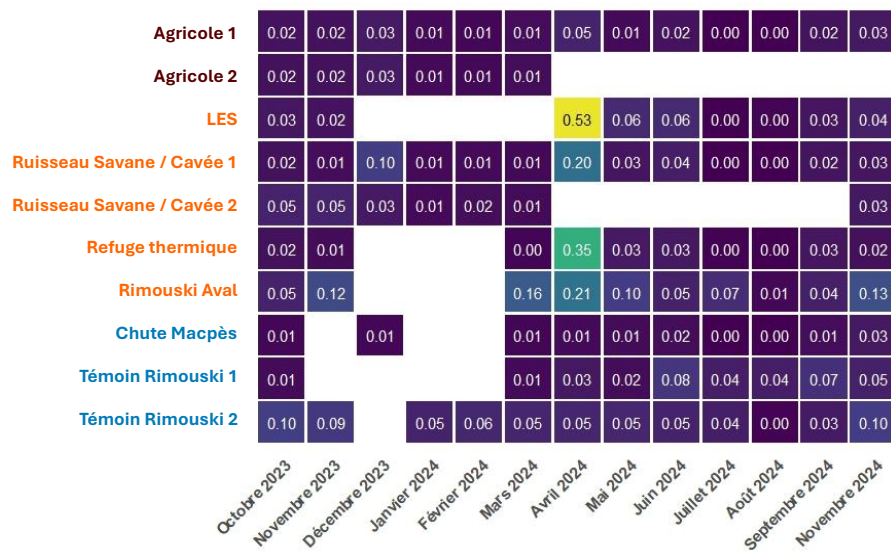
eau



sédiments



Fer



Potassium

eau

Agricole 1	1.69	1.39	0.90	17.35	18.41	1.32	1.32	2.21	2.09	2.91	2.88	6.39	3.96
Agricole 2	1.71	1.40	0.93	18.93	18.16	1.32							
LES	3.01	2.52					1.69	3.77	4.25	7.23	6.01	12.40	8.48
Ruisseau Savane / Cavée 1	3.50	2.92	0.73	68.85	77.56	3.93	2.05	4.37	4.00	8.05	7.49	14.87	10.39
Ruisseau Savane / Cavée 2	3.49	2.98	1.76	71.94	68.81	6.83							15.07
Refuge thermique	3.18	3.15				2.48	1.85	4.46	4.07	8.47	8.31	14.77	10.28
Rimouski Aval	2.99	0.99				2.27	0.88	1.38	1.25	3.59	0.88	5.29	2.58
Chute Macpès	0.54		0.00			0.66	0.64	0.95	0.92	1.76	1.09	2.26	2.05
Témoin Rimouski 1	0.51					0.69	0.57	0.87	0.57	0.82	0.60	1.06	1.81
Témoin Rimouski 2	0.82	0.37		3.97	5.26	0.46	0.32	0.53	0.88	0.84	0.91	1.46	1.41

sédiments

K (mg·L ⁻¹)	12903	9105		12220	17865	42805	15093	14991	13001	3857	5832	6320	8381
	17540	6414		14809		38997	14738	15378	13616	5580	5807	7675	9471
	1583	5598					6357	6879	5740	1679	1670	1542	2873
	6300	6398	3044	15920	8612	29379	5900	5933	7869	3264	2287	2875	2757
	3019	9520		24899	8517	24860	5986	8577	7347	2362	2187	1823	2836
	6088	5987				29715		5884	7656	2858	2010	2284	2931
	7042	6162				15335		7777	9727	3053	3067	3037	2688
	9139						10091	9999	9416	2708	3650	4492	5057
	10119							7226	8960	2903	2461	4287	4756
	8758	7724				38688	8059	7744	7570	2944	2240	2309	3934
K (mg·kg ⁻¹)													

Magnésium

Agricole 1	5.52	5.13	5.36	6.31	6.29	5.63	4.72	6.11	6.09	13.00	12.72	10.71	9.71
Agricole 2	5.54	5.10	4.88	7.36	6.28	5.48							
LES	8.67	8.15				5.89	9.54	10.09	29.21	23.66	21.43	13.27	
Ruisseau Savane / Cavée 1	10.39	10.04	7.47	14.10	15.12	9.85	7.37	11.06	9.79	31.25	28.72	25.29	18.03
Ruisseau Savane / Cavée 2	10.31	9.82	6.83	14.44	13.13	10.07							21.14
Refuge thermique	9.57	10.27				9.68	7.03	11.33	10.05	31.48	29.25	25.20	17.95
Rimouski Aval	9.50	5.34				6.09	4.28	5.26	4.21	17.36	8.82	11.59	8.31
Chute Macpès	5.21		5.70			5.83	5.75	6.36	6.11	13.53	12.31	9.69	9.39
Témoin Rimouski 1	5.11					5.91	5.29	5.93	3.71	9.41	7.87	5.58	8.37
Témoin Rimouski 2	4.46	3.92		4.65	5.52	4.48	2.69	3.80	4.06	9.26	8.35	6.00	5.76

Mg (mg·L ⁻¹)	12881	9082		8244	6756	9482	9636	10140	8200	5318	6240	5949	7301
	17517	6391		7526		8163	9912	9617	9035	6647	6258	6663	7322
	1560	5575					9294	10604	7870	5642	6602	5214	7117
	6277	6376	5575	13562	14579	13907	10554	10943	10773	9216	7639	8771	7357
	2996	9497		15029	17143	12951	10795	12098	11540	7103	8095	8327	9007
	6066	5965				20540		10604	11716	9922	7060	8028	7431
	7020	6140				14413		12274	11704	8322	6970	8090	7918
	9117						17211	15122	13673	9879	9480	10492	13874
	10097							13722	11961	9677	9297	10536	11113
	8736	7701				13853	13168	11720	11978	9111	7576	8569	9523
Mg (mg·kg ⁻¹)													

Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

Manganèse

eau

Agricole 1	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00
Agricole 2	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00								
LES	0.39	0.57					0.15	0.29	0.41	0.51	0.55	0.62	0.25	
Ruisseau Savane / Cavée 1	0.43	0.57	0.38	0.73	0.88	0.35	0.22	0.30	0.31	0.52	0.54	0.63	0.41	
Ruisseau Savane / Cavée 2	0.47	0.58	0.39	0.73	0.89	0.36							0.26	
Refuge thermique	0.39	0.59				0.34	0.20	0.30	0.31	0.48	0.50	0.52	0.40	
Rimouski Aval	0.25	0.13				0.10	0.08	0.07	0.01	0.14	0.00	0.16	0.03	
Chute Macpès	0.00		0.03			0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Témoin Rimouski 1	0.00					0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	
Témoin Rimouski 2	0.05	0.02		0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	

sédiments

Mn (mg·L ⁻¹)	4047	814		1437	884	1945	1327	1199	1886	1877	2975	3850	2682	
	2698	1509		1205		889	1173	1499	1873	1516	2176	3431	2951	
	11947	1734					1487	3632	6213	6212	4784	6943	8368	
	6100	2865	2103	1983	3059	1789	1405	1926	3877	11382	6511	6898	5428	
	17623	1327		3240	4814	1299	1019	1593	2398	11053	2472	3281	3640	
	5867	3683				4261		2461	3047	11690	4336	10549	10030	
	3610	2373				2621		2454	4925	10833	12443	10120	7909	
	7200						1411	1519	3280	1887	3828	2071	1242	
	4255							1293	3527	2302	1265	2449	1415	
	1508	835					980	504	511	400	528	1840	764	376

Sodium

Agricole 1	20.69	17.95	13.27	1.77	2.11	15.69	10.10	18.96	20.56	33.36	36.20	67.65	30.35	
Agricole 2	19.21	17.52	13.44	2.08	1.89	14.82								
LES	53.62	53.19					27.94	56.60	62.59	104.05	85.62	140.25	71.89	
Ruisseau Savane / Cavée 1	56.88	57.93	16.91	4.50	4.64	49.46	33.63	62.88	60.13	98.34	97.54	152.64	98.94	
Ruisseau Savane / Cavée 2	58.45	58.85	31.61	4.32	4.07	52.74							115.42	
Refuge thermique	50.29	61.28				47.09	30.74	63.94	62.99	96.84	97.99	152.40	97.46	
Rimouski Aval	48.18	18.93				17.01	13.37	17.04	5.81	35.17	6.69	51.43	17.70	
Chute Macpès	7.56		3.44			5.42	5.45	7.18	6.86	8.36	7.76	13.21	11.21	
Témoin Rimouski 1	7.30					5.70	4.92	6.57	4.04	5.59	4.81	7.36	10.21	
Témoin Rimouski 2	11.64	7.20		0.40	0.50	4.24	2.41	3.91	4.65	5.55	5.74	8.83	8.18	

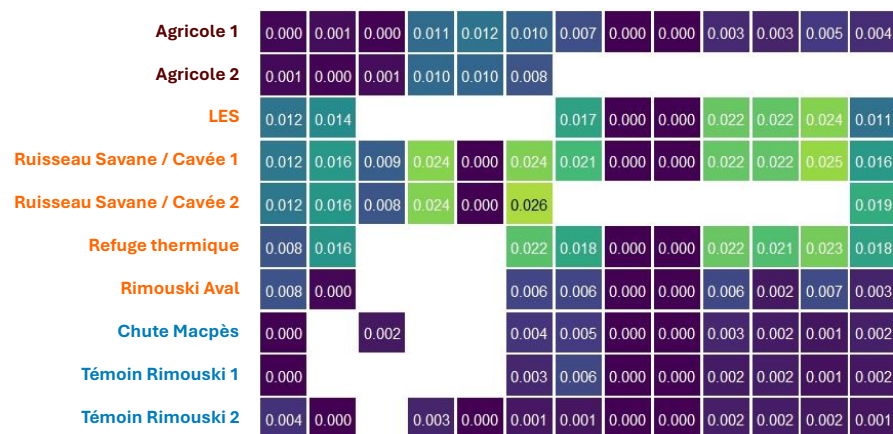
Na (mg·L ⁻¹)	6900	7852		865	1424	2344	435	609	318	233	308	534	381	
	9237	7962		739		1177	332	345	366	288	212	538	290	
	1837	8650					8	174	356	349	210	408	229	
	7597	9968	149	1242	995	1748	239	267	424	610	254	315	286	
	3626	8933		1398	1419	1455	247	345	261	622	166	581	239	
	5823	10313				1838		271	376	530	290	368	378	
	9045	9167				1328		233	592	555	298	272	537	
	7318						177	102	134	183	124	258	44	
	10090							103	190	162	65	220	69	
	10922	11016					1238	112	134	81	181	57	63	178

Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

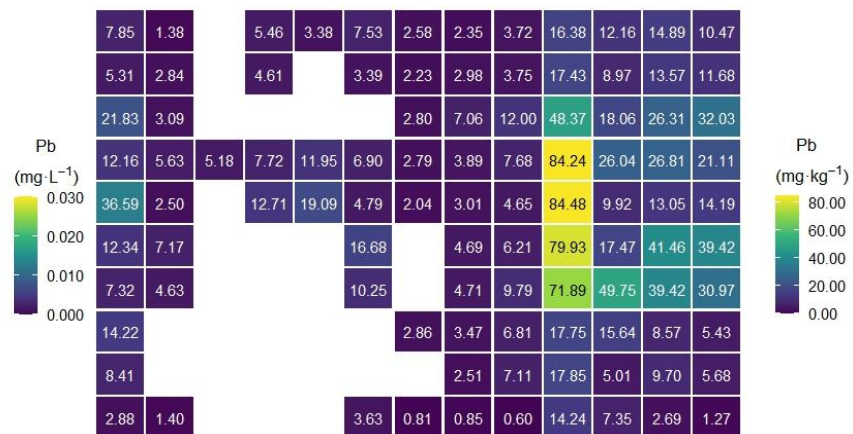
Octobre 2023
Novembre 2023
Décembre 2023
Janvier 2024
Février 2024
Mars 2024
Avril 2024
Mai 2024
Juin 2024
Juillet 2024
Août 2024
Septembre 2024
Novembre 2024

Plomb

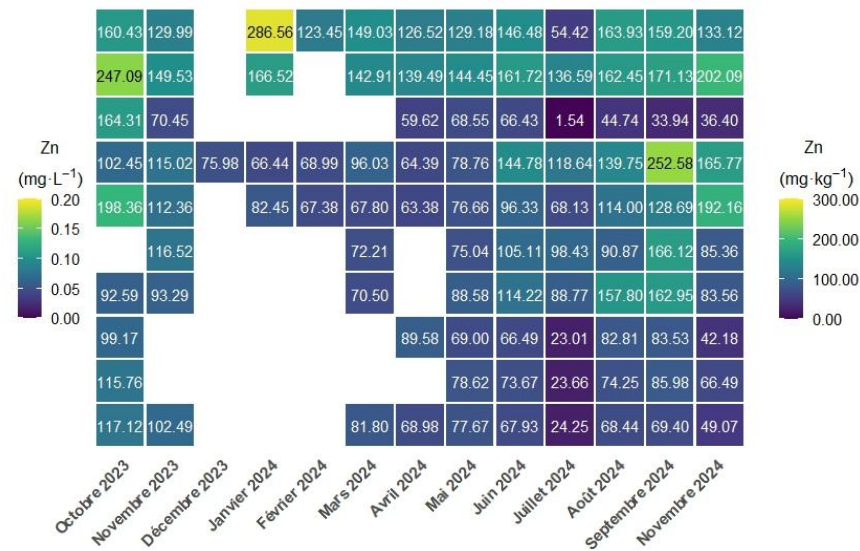
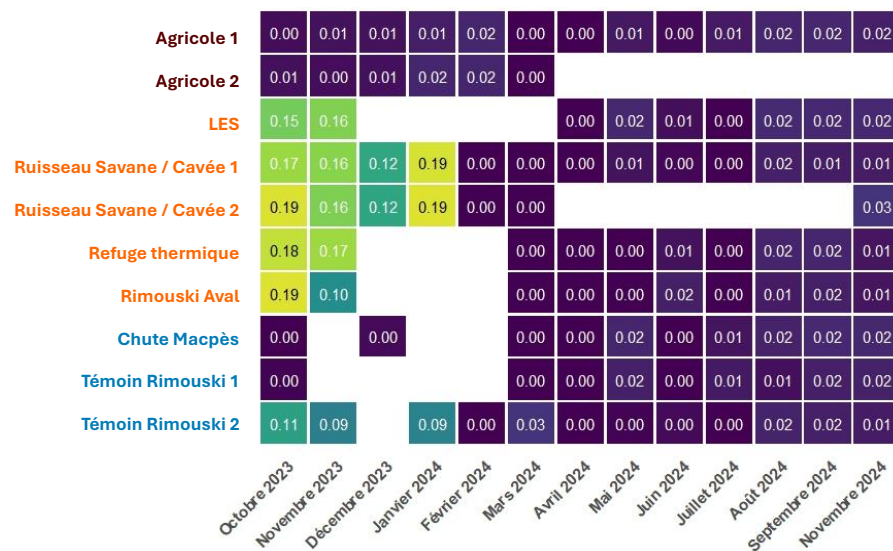
eau



sédiments



Zinc



Arsenic

sédiments

Agricole 1	37.20	7.22		5.79	5.43	18.28	0.00	5.62	12.79	3.76	5.30	6.05	2.94
Agricole 2	12.11	7.10		6.14		4.29	12.89	4.45	5.91	3.08	4.97	4.88	2.27
LES	272.89	19.77					7.69	23.31	49.84	54.96	67.60	103.40	42.04
Ruisseau Savane / Cavée 1	47.97	18.63	11.99	11.49	20.50	0.00	5.02	14.87	20.21	86.88	53.02	62.06	32.89
Ruisseau Savane / Cavée 2	205.15	10.50		11.00	28.20	6.04	2.06	13.31	12.76	78.74	28.93	22.56	21.60
Refuge thermique	79.01	26.35				13.96		19.15	17.27	89.81	39.99	82.14	42.91
Rimouski Aval	28.91	19.09				30.62		13.16	27.53	84.11	95.06	61.42	26.65
Chute Macpès	8.34					24.53	4.17	4.65	2.21	5.86	4.45	3.29	
Témoin Rimouski 1	7.83						4.04	5.17	1.93	4.06	3.50	4.20	
Témoin Rimouski 2	10.17	8.28				0.00	2.28	4.75	3.35	4.38	3.52	4.28	2.22

Rubidium

sédiments

As (mg·kg ⁻¹)	66.99	45.65		26.25	36.38	76.94	74.77	65.26	79.12	27.29	55.17	46.97	52.00
	86.60	33.66		31.41		63.68	76.52	73.69	80.55	40.23	54.52	57.23	56.45
	5.50	26.32					30.03	28.91	29.57	6.63	10.94	7.59	14.59
	28.40	27.26	18.93	18.03	10.98	32.90	27.54	25.47	32.64	14.93	14.49	16.15	13.18
	5.94	41.02		32.56	9.93	27.87	26.70	35.42	32.41	9.85	13.84	9.40	12.69
	17.37	25.49				32.62		25.91	31.47	12.32	13.80	12.99	13.85
	33.53	27.10				17.82		32.78	42.17	13.41	18.41	19.63	11.53
	37.97						47.60	45.72	46.00	13.74	24.52	25.17	19.58
	46.65							34.01	42.87	15.07	19.42	24.77	22.38
	47.41	38.47					47.97	38.17	39.29	34.51	16.12	13.51	18.48
Rb (mg·kg ⁻¹)													

Chlorure

eau

Agricole 1	21.62	15.59	14.70	13.76	15.76	11.01	18.46	16.00	34.18	36.94	39.99	22.05
Agricole 2	20.13	15.00	13.62	12.57	14.65							
LES	79.79					38.28	49.02	64.11	106.57	96.42	90.81	60.74
Ruisseau Savane / Cavée 1	84.78	47.94	62.72	57.67	55.22	43.56	50.02	57.90	109.47	102.25	89.97	65.97
Ruisseau Savane / Cavée 2	84.07	48.70	62.55	58.06	58.82							142.65
Refuge thermique	86.29				52.73	40.02	47.51	61.27	104.70	101.95	93.12	65.82
Rimouski Aval	25.88				20.55	15.83	37.22	4.02	24.88	4.27	34.31	7.69
Chute Macpès		4.73			4.16	5.01	11.15	4.29	6.15	5.18	5.14	5.41
Témoin Rimouski 1					4.31	4.41	22.65	1.94	3.48	2.51	2.12	4.57
Témoin Rimouski 2	5.83		2.01	2.04	2.54	1.40	27.90	2.19	2.54	2.84	2.62	2.85
	Novembre 2023	Décembre 2023	Janvier 2024	Février 2024	Mars 2024	Avril 2024	Mai 2024	Juin 2024	Juillet 2024	Avril 2024	Septembre 2024	Novembre 2024

Nitrate

eau

Cl ⁻ (mg·L ⁻¹)	2.28	2.28	2.92	1.80	3.65	4.27	4.89	0.00	4.00	0.00	0.35	1.44
	2.33	2.25	2.93	1.84	3.38							
	1.84					2.54	2.69	0.00	1.51	0.00	0.84	1.09
	2.37	2.20	2.45	1.66	2.74	2.98	3.13	0.00	4.35	1.24	2.46	1.82
	2.34	2.81	2.43	1.69	3.83							1.97
	2.47				2.81	2.97	3.00	0.00	4.69	1.52	2.87	1.89
	0.86				1.64	1.40	0.17	0.00	1.08	0.00	1.06	0.37
		1.90			0.00	0.62	0.22	0.00	1.09	0.00	0.00	0.04
					0.67	1.05	0.58	0.00	1.14	0.00	0.02	0.07
	0.33		0.51	0.36	0.96	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.24
NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)												

Annexe 5

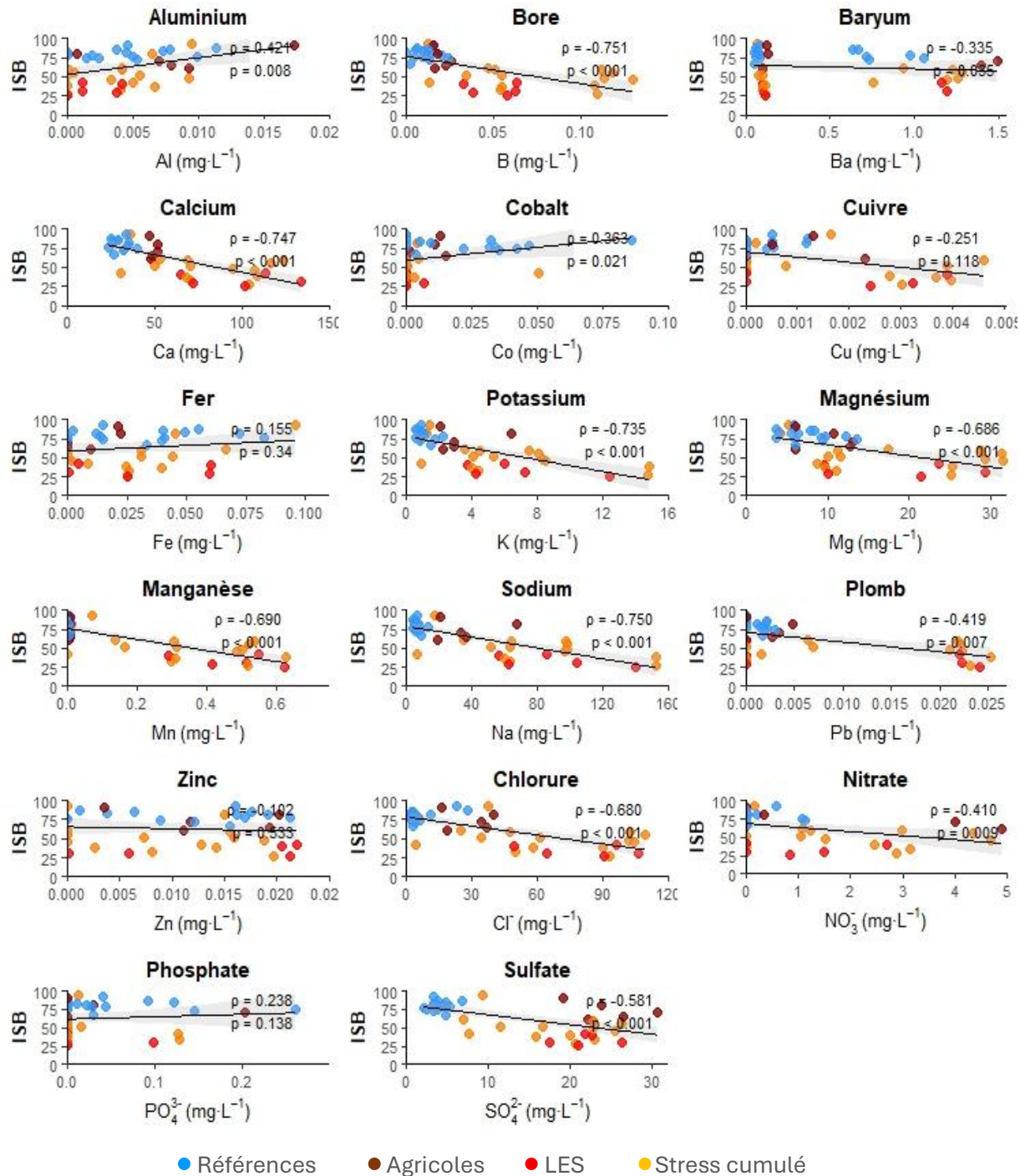


Figure 35 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg·L⁻¹) et l'Indice de Santé du Benthos (ISB). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si p < 0.05.

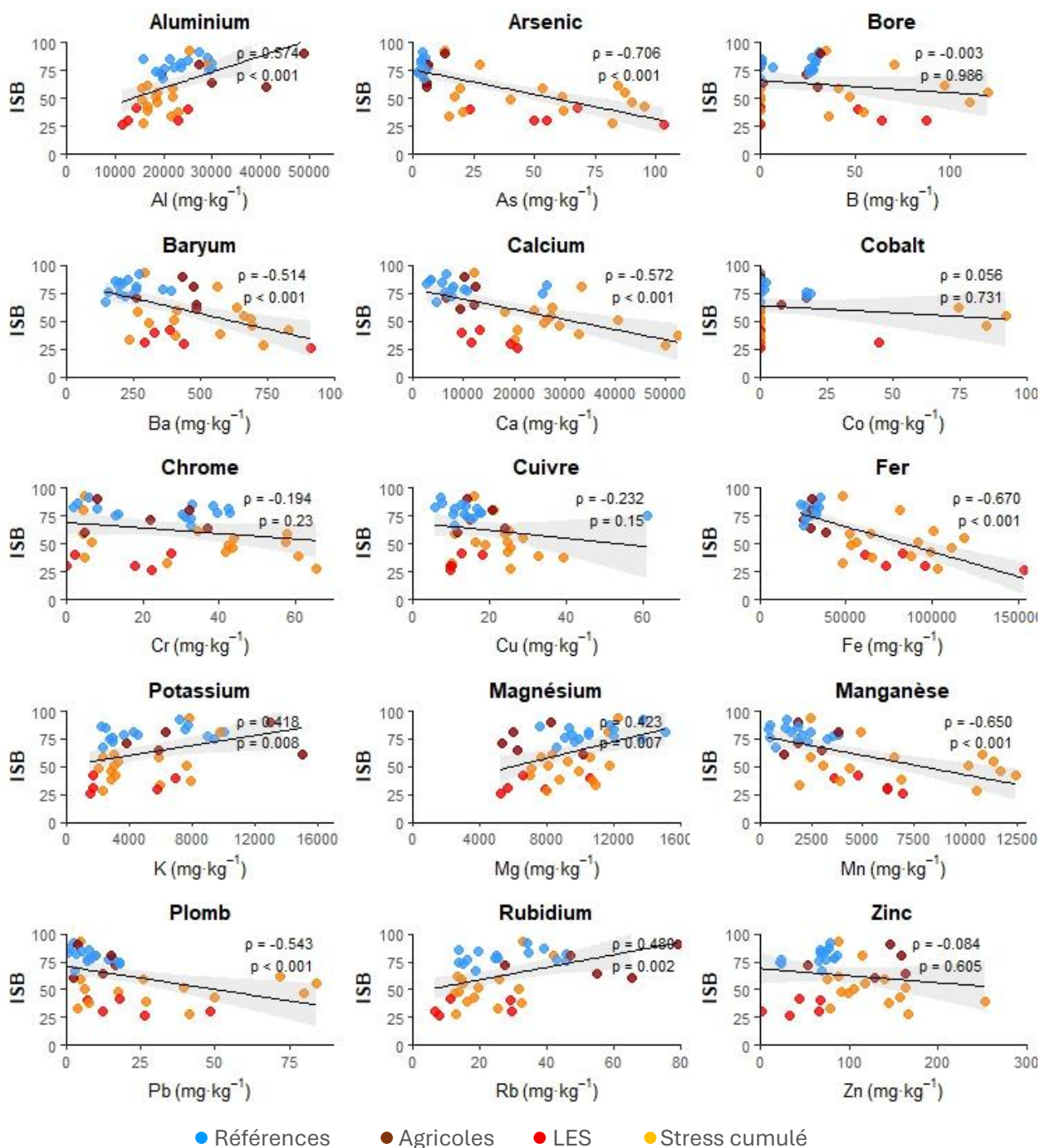


Figure 36 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans les sédiments (mg kg⁻¹) et l'Indice de Santé du Benthos (ISB). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si p < 0.05.

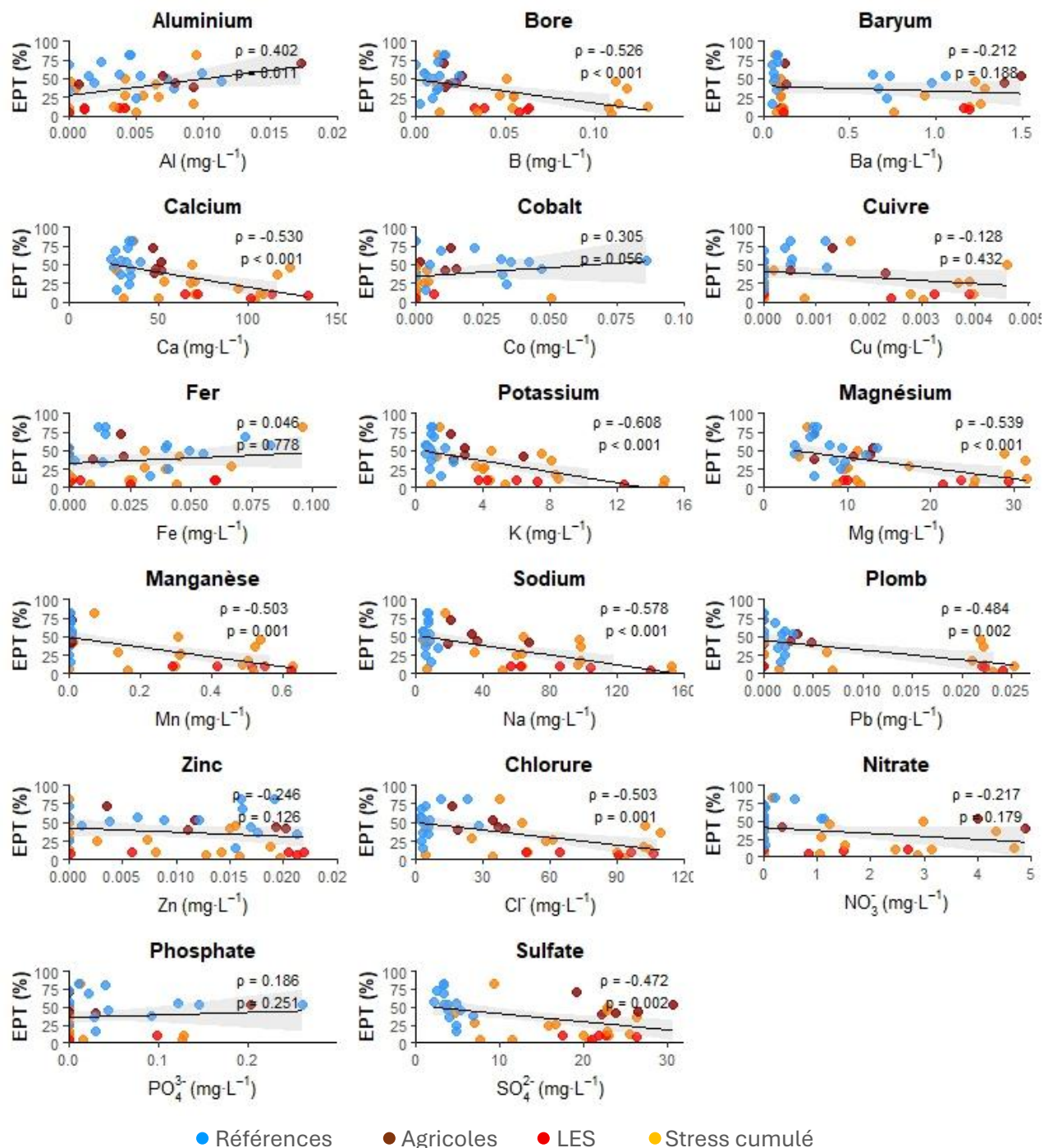


Figure 37 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L⁻¹) et le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$.

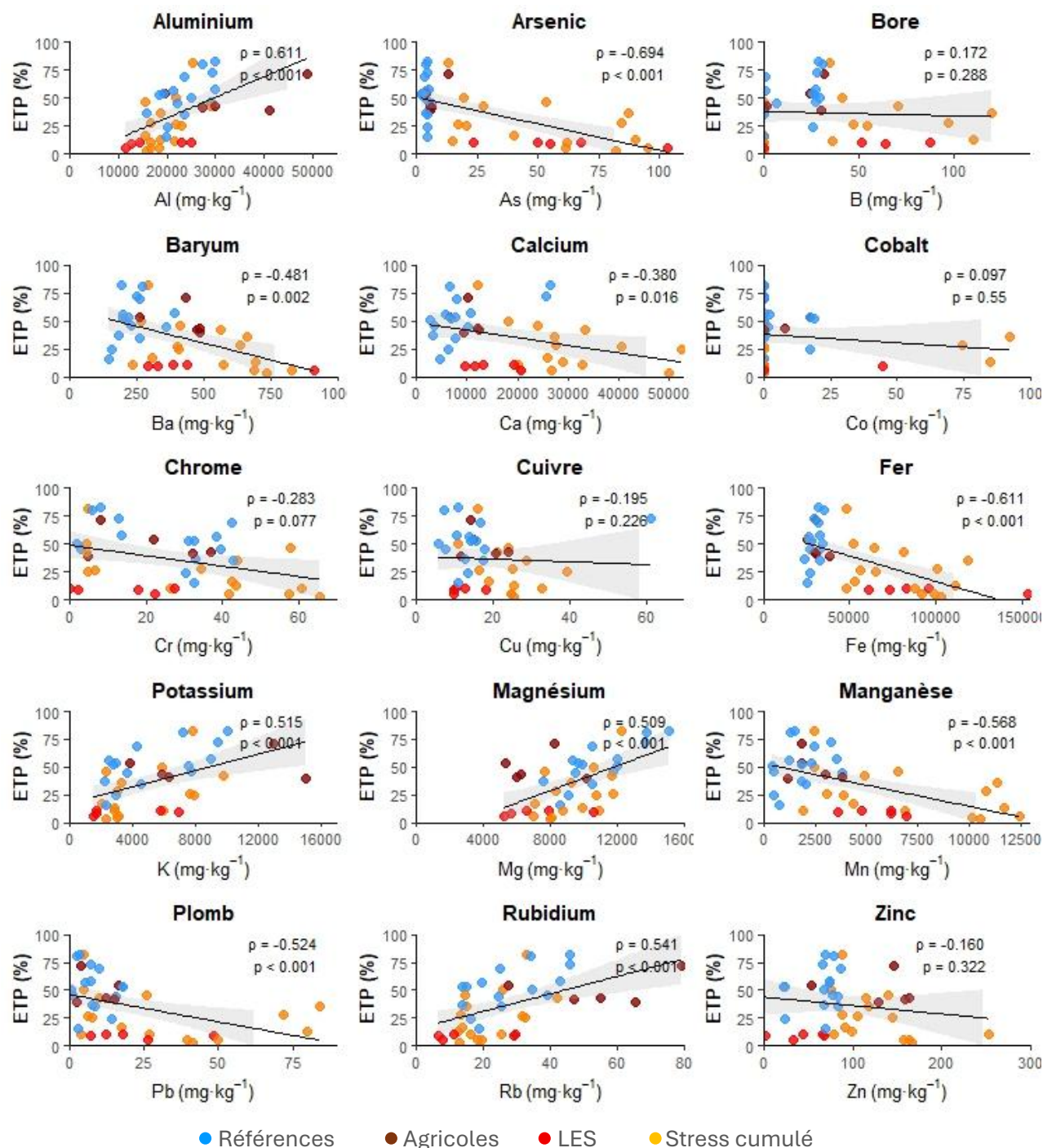


Figure 38 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg⁻¹) et le pourcentage d'Éphéméroptère-Plécoptère-Trichoptère (EPT). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si p < 0.05.

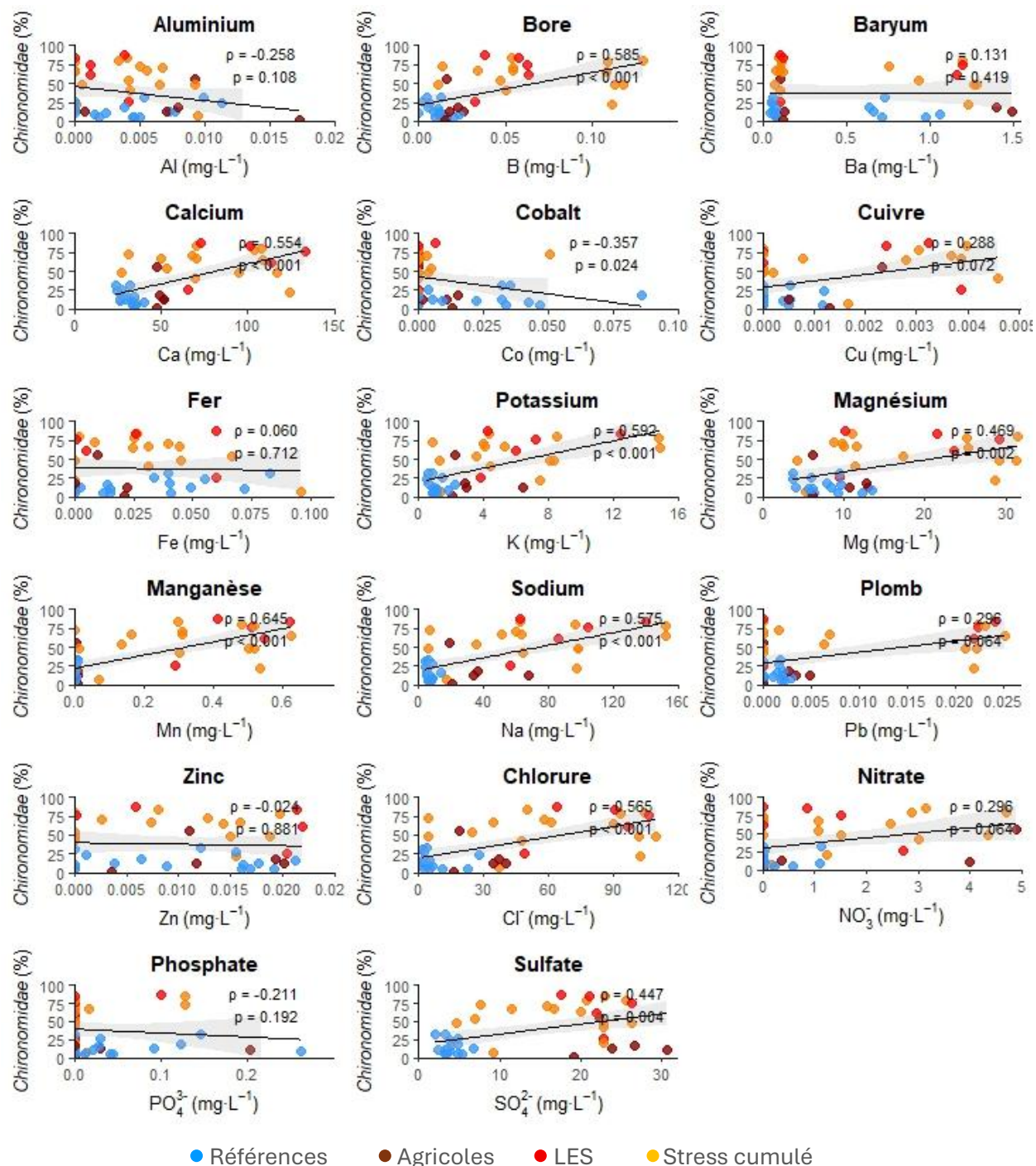


Figure 39 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L⁻¹) et le pourcentage de Chironomidae. Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si p < 0.05.

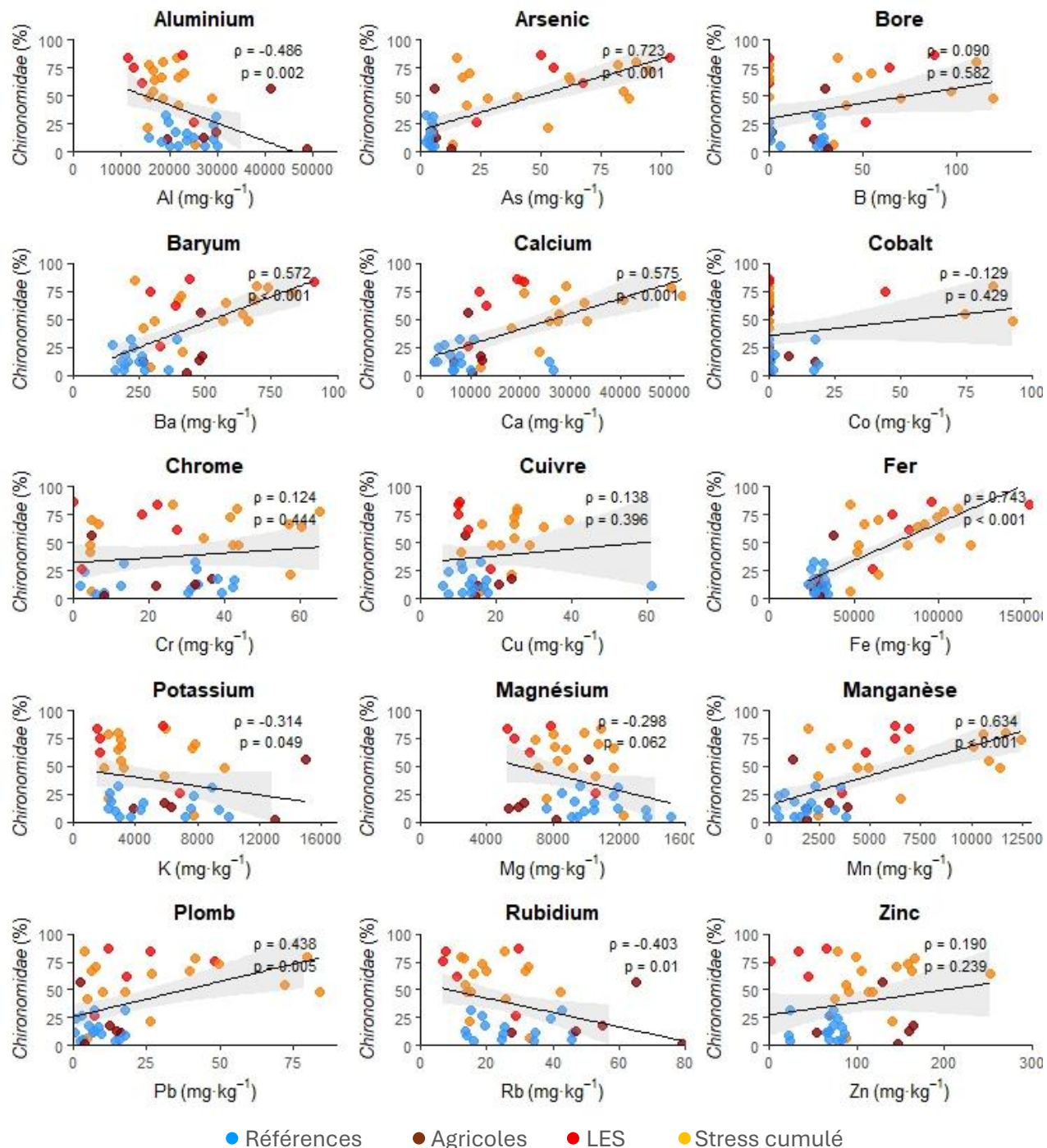


Figure 40 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg⁻¹) et le pourcentage de Chironomidé. Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$.

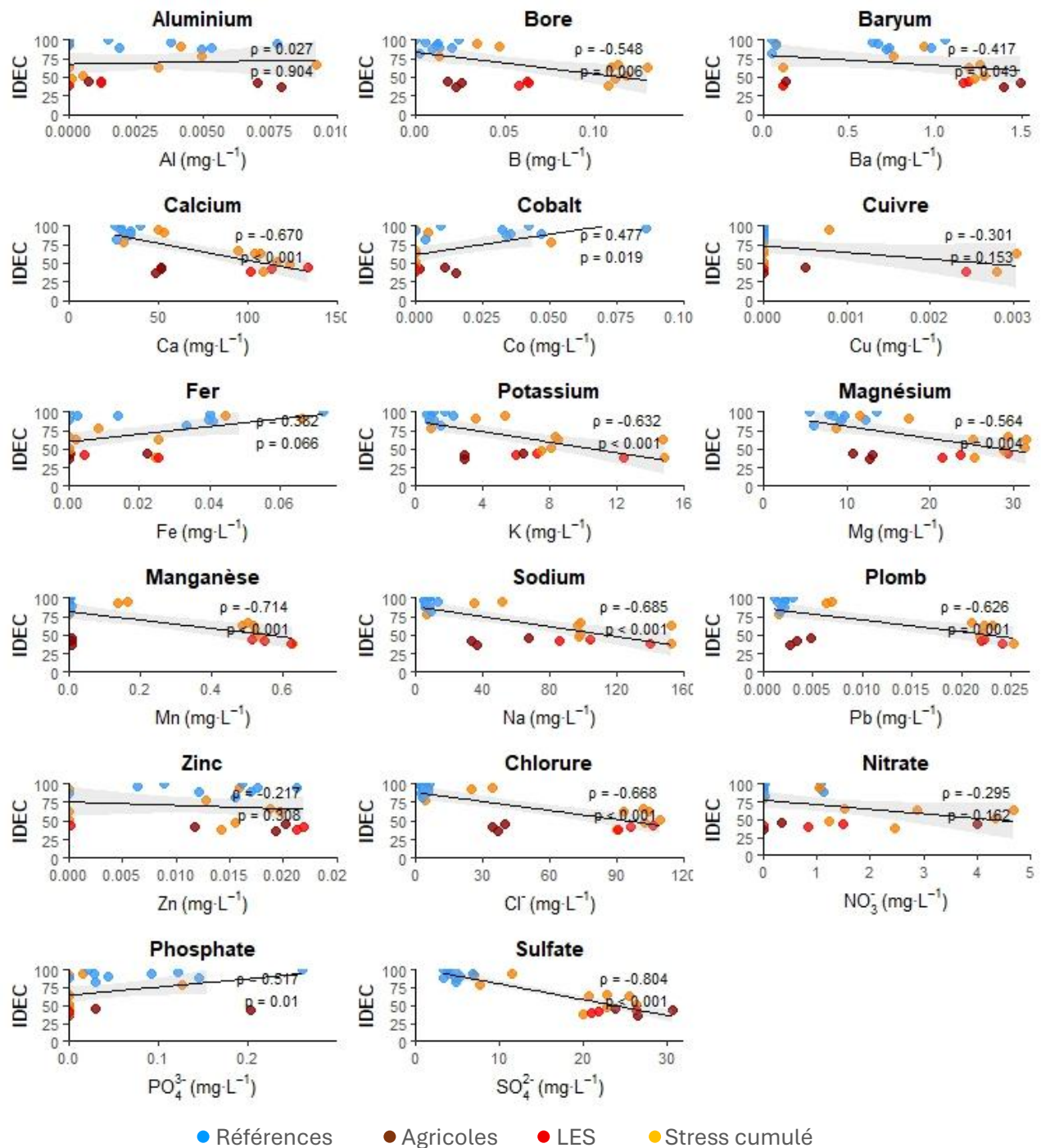


Figure 41 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg L⁻¹) et l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si $p < 0.05$.

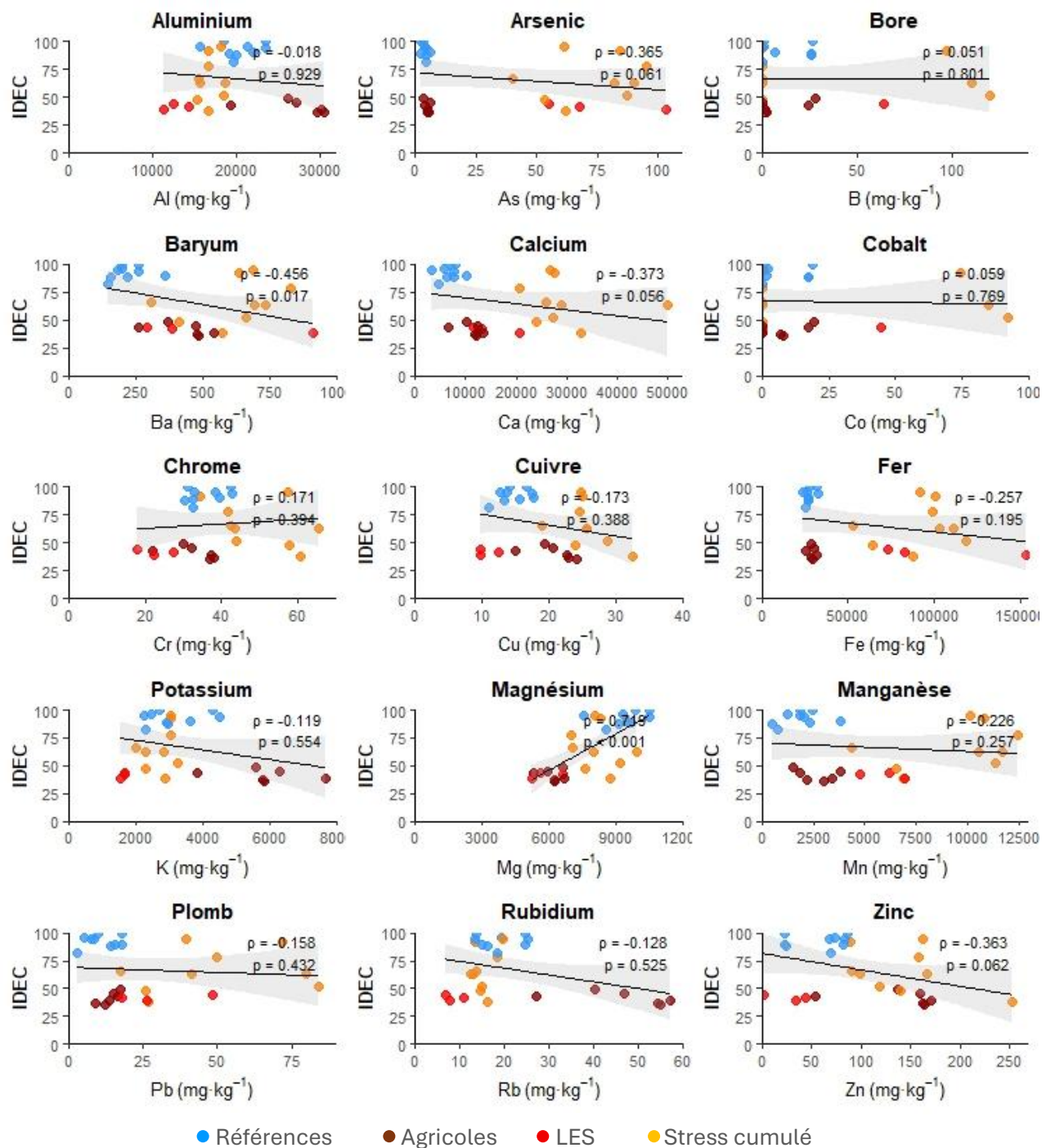


Figure 42 : Relation entre les concentrations en éléments inorganiques dans l'eau (mg kg⁻¹) et l'Indice Diatomée de l'Est du Canada (IDEC). Chaque point représente une observation individuelle selon le type de site. La droite de régression est accompagnée de l'intervalle de confiance à 95 % (zone grise). Les coefficients de corrélation de Spearman (ρ) et la p-value (p) qui présente une corrélation significative si p < 0.05.

Bibliographie

- Aas, Ø., Klemetsen, A., Einum, S., & Bogardi, J. (2011). *Atlantic salmon ecology*. Blackwell Pub.
- Aas, Ø., Policansky, D., Einum, S., & Skurdal, J. (2010). Atlantic Salmon Ecology (p. 445-456). <https://doi.org/10.1002/9781444327755.ch17>
- Abdulrida, J. H., Jumaah, G. F., & Al-Wakel, S. F. A. (2024). A review of landfill waste leachate and the functional performance of the lining layers. *AIP Conference Proceedings*, 3105(1), 050076. <https://doi.org/10.1063/5.0212190>
- Abiriga, D., Jenkins, A., Vestgarden, L. S., & Klempe, H. (2021). A nature-based solution to a landfill-leachate contamination of a confined aquifer. *Scientific Reports*, 11(1), 14896. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94041-7>
- Acharya, P., Yegon, M. J., Haferkemper, L., Misteli, B., Griebler, C., Vitecek, S., & Attermeyer, K. (2025). Leaf Conditioning and Shredder Activity Shape Microbial Dynamics on Fine Particulate Organic Matter Produced During Decomposition of Different Leaf Litter in Streams. *Microbial Ecology*, 88(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s00248-025-02515-2>
- Agbugui, M. (2022). Heavy Metals in Fish : Bioaccumulation and Health. *British Journal of Earth Sciences Research*, 47-66. <https://doi.org/10.37745/bjesr.2013>
- AGHAMM, Arsenault, L. M., Racine, M.-J., & Lambert Koizumi, C. (2017). *Atlas des sites et usages mi'gmaqs et malécites du Saint-Laurent marin des communautés de Gesgapegiag, Gespeg et Viger*. Association de gestion halieutique autochtone Mi'gmaq et Malécite (AGHAMM).
- Ahmed, M. A., Tardy, V., Bonneau, C., Billard, P., Pesce, S., & Lyautey, E. (2020). Changes in sediment microbial diversity following chronic copper-exposure induce community copper-tolerance without increasing sensitivity to arsenic. *Journal of Hazardous Materials*, 391, 122197. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122197>
- Altermatt, F. (2013). Diversity in riverine metacommunities : A network perspective. *Aquatic Ecology*, 47(3), 365-377. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9450-3>
- Amin, S. A., Hmelo, L. R., van Tol, H. M., Durham, B. P., Carlson, L. T., Heal, K. R., Morales, R. L., Berthiaume, C. T., Parker, M. S., Djunaedi, B., Ingalls, A. E., Parsek, M. R., Moran, M. A., & Armbrust, E. V. (2015). Interaction and signalling between a cosmopolitan phytoplankton and associated bacteria. *Nature*, 522(7554), 98-101. <https://doi.org/10.1038/nature14488>
- Anthony, M. A., Frey, S. D., & Stinson, K. A. (2017). Fungal community homogenization, shift in dominant trophic guild, and appearance of novel taxa with biotic invasion. *Ecosphere*, 8(9), e01951. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1951>
- APSSRR. (2019). *Plan de conservation du saumon atlantique et mise en valeur de la pêche sportive sur la rivière Rimouski* (p. 47). Association des pêcheurs sportifs de saumon de la rivière Rimouski.
- Armitage, P. D., Bowes, M. J., & Vincent, H. M. (2007). Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream : The river Nent (Cumbria, UK) after 28 years. *River Research and Applications*, 23(9), 997-1015. <https://doi.org/10.1002/rra.1022>
- Azarbad, H., Niklińska, M., van Gestel, C. A. M., van Straalen, N. M., Röling, W. F. M., & Laskowski, R. (2013). Microbial community structure and functioning along metal pollution gradients. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(9), 1992-2002. <https://doi.org/10.1002/etc.2269>
- Balabane, M., Faivre, D., van Oort, F., & Dahmani-Muller, H. (1999). Mutual effects of soil organic matter dynamics and heavy metals fate in a metallophyte grassland. *Environmental Pollution*, 105(1), 45-54. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00209-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00209-7)

- BAPE. (2003). *Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement sanitaire de Rimouski—Rapport d'enquête et d'audience publique* (No. 185).
- Barranguet, C., Plans, M., Van Der Grinten, E., Sinke, J. J., & Admiraal, W. (2002). Development of photosynthetic biofilms affected by dissolved and sorbed copper in a eutrophic river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9), 1955-1965. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210925>
- Battin, T. J., Besemer, K., Bengtsson, M. M., Romani, A. M., & Packmann, A. I. (2016). The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 14(4), 251-263. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.15>
- Battin, T. J., Sloan, W. T., Kjelleberg, S., Daims, H., Head, I. M., Curtis, T. P., & Eberl, L. (2007). Microbial landscapes: New paths to biofilm research. *Nature Reviews Microbiology*, 5(1), 76-81. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1556>
- Benoist, P., Parrott, A., Lachapelle-T., X., Barbeau, L.-C., Comeau, Y., Pitre, F. E., & Labrecque, M. (2023). Treatment of Landfill Leachate by Short-Rotation Willow Coppice Plantations in a Large-Scale Experiment in Eastern Canada. *Plants*, 12(2), 372. <https://doi.org/10.3390/plants12020372>
- Bensch, K., Braun, U., Groenewald, J. Z., & Crous, P. W. (2012). The genus *Cladosporium*. *The genus*, 72, 1-401. <https://doi.org/10.3114/sim0003>
- Benstead, J. P., Douglas, M. M., & Pringle, C. M. (2003). Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern madagascar. *Ecological Applications*, 13(5), 1473-1490. <https://doi.org/10.1890/02-5125>
- Berenzen, N., Kumke, T., Schulz, H. K., & Schulz, R. (2005). Macroinvertebrate community structure in agricultural streams : Impact of runoff-related pesticide contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(1), 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.10.010>
- Berra, E., Forcella, M., Giacchini, R., Marziali, L., Rossaro, B., & Parenti, P. (2004). Evaluation of enzyme biomarkers in freshwater invertebrates from Taro and Ticino river, Italy. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 40(3), 169-180. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1051/limn/2004015>
- Bissett, A., Bowman, J., & Burke, C. (2008). Flavobacterial response to organic pollution. *Aquatic Microbial Ecology*, 51, 31-43.
- Blouin, A. (1992). *Plan d'action pour une gestion intégrée des déchets solides sur le territoire de la MRC de Rimouski-Neigette : Problématique et solutions régionales*. Municipalite regionale de comte Rimouski-Neigette.
- Boralex. (s. d.-a). *Hydroélectricité, notre expertise en centrales hydroélectriques* | Boralex Canada. Boralex. Consulté 27 janvier 2026, à l'adresse <https://ca.boralex.com/fr/solutions/hydro>
- Boralex. (s. d.-b). *Rimouski, centrale hydroélectrique au Canada* | Boralex Canada. Boralex. Consulté 27 janvier 2026, à l'adresse <https://ca.boralex.com/fr/projets-et-sites/hydroelectrique-rimouski>
- Bouscaren, R. (2010). Retour aux sources—La recherche et l'identification des sources de pollution. Pourquoi ? Comment ? *Pollution atmosphérique, Numéro spécial*, 9-11.
- Bozan, M., Berreth, H., Lindberg, P., & Bühler, K. (2025). Cyanobacterial biofilms : From natural systems to applications. *Trends in Biotechnology*, 43(2), 318-332. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2024.08.005>
- Božanić, M. L. J., Todorović, D. D., Živić, M. Ž., Perić-Mataruga, V. D., Marković, Z. Z., & Živić, I. M. (2018). Influence of a trout farm on antioxidant defense in larvae of *Ephemera danica* (Insecta : Ephemeroptera). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, (419). <https://doi.org/10.1051/kmae/2018036>
- Breau, C., Cunjak, R. A., & Peake, S. J. (2011). Behaviour during elevated water temperatures : Can physiology explain movement of juvenile Atlantic salmon to cool water? *Journal of Animal Ecology*, 80(4), 844-853. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01828.x>

- Breune, I., Bibeau-Mercier, L., Bibeau, R., & Goulet, J. (2013). *L'implantation de zones tampons en milieu agricole*. Agriculture et Agroalimentaire Canada - Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec.
- Bruckner, C. G., Bahulikar, R., Rahalkar, M., Bernhard, S., & Kroth, P. G. (2008). Bacteria Associated with Benthic Diatoms from Lake Constance : Phylogeny and Influences on Diatom Growth and Secretion of Extracellular Polymeric Substances. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(24), 7740-7749. <https://doi.org/10.1128/AEM.01399-08>
- Brynildsrud, O., Feil, E. J., Bohlin, J., Castillo-Ramirez, S., Colquhoun, D., McCarthy, U., Matejusova, I. M., Rhodes, L. D., Wiens, G. D., & Verner-Jeffreys, D. W. (2014). Microevolution of *Renibacterium salmoninarum* : Evidence for intercontinental dissemination associated with fish movements. *The ISME Journal*, 8(4), 746-756. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.186>
- Bureau d'études stratégiques et techniques en économie. (2020). *Retombées économiques des activités de chasse, de pêche et de piégeage au Québec : Rapport synthèse (estimations pour 2018)*. https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/statistiques/RA_synthese_Retombees_economiques_CPP_2018.pdf
- Cadmus, P., Guasch, H., Herdrich, A. T., Bonet, B., Urrea, G., & Clements, W. H. (2017). Structural and functional responses of periphyton and macroinvertebrate communities to ferric Fe, Cu, and Zn in stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(5), 1320-1329. <https://doi.org/10.1002/etc.4070>
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2 : High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581-583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Canada, E. et C. climatique. (2012, février 23). *Petite chauve-souris brune (Myotis lucifugus) : Résumé technique pour évaluation d'urgence de 2012* [Évaluations;recherche]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-cosepac/petite-chauve-souris-brune-resume-technique-2012.html>
- Carrell, A. A., Schwartz, G. E., Cregger, M. A., Gionfriddo, C. M., Elias, D. A., Wilpiseski, R. L., Klingeman, D. M., Wymore, A. M., Muller, K. A., & Brooks, S. C. (2021). Nutrient Exposure Alters Microbial Composition, Structure, and Mercury Methylating Activity in Periphyton in a Contaminated Watershed. *Frontiers in Microbiology*, Volume 12-2021. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.647861>
- Cereghetti, E., Bossart, R., Bruder, A., Krähenbühl, A., Wolf, F., & Altermatt, F. (2025). The year of a leaf : Tracking the fate of leaf litter and its nutrients during aquatic decomposition and consumption. *Ecology*, 106(1), e4520. <https://doi.org/10.1002/ecy.4520>
- Çevik, T., & Çevik, N. (2025). Environmental DNA (eDNA) : A review of ecosystem biodiversity detection and applications. *Biodiversity and Conservation*, 34(9), 2999-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-025-03112-y>
- Chapman, R. F. (1998). *The insects : Structure and function*. Cambridge university press.
- Chételat, J., Cott, P. A., Rosabal, M., Houben, A., McClelland, C., Belle Rose, E., & Amyot, M. (2019). Arsenic bioaccumulation in subarctic fishes of a mine-impacted bay on Great Slave Lake, Northwest Territories, Canada. *PLOS ONE*, 14(8), e0221361. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221361>
- Chi, S., Hu, J., Zheng, J., & Dong, F. (2017). Study on the effects of arsenic pollution on the communities of macro-invertebrate in Xieshui River. *Acta Ecologica Sinica*, 37(1), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.09.003>
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7), 659-718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)

- Cirri, E., Vyverman, W., & Pohnert, G. (2018). Biofilm interactions—Bacteria modulate sexual reproduction success of the diatom *Seminavis robusta*. *FEMS Microbiology Ecology*, 94(11), fiy161. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy161>
- Cité de Rimouski Service Génie-Travaux publics. (1979). *Le site régional d'enfouissement sanitaire à Rimouski*. Cité de Rimouski.
- Clare, E. L., Barber, B. R., Sweeney, B. W., Hebert, P. D. N., & Fenton, M. B. (2011). Eating local : Influences of habitat on the diet of little brown bats (*Myotis lucifugus*): MOLECULAR DETECTION OF VARIATION IN DIET. *Molecular Ecology*, 20(8), 1772-1780. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05040.x>
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., & Lake, P. S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams : A review. *Freshwater Biology*, 53(9), 1707-1721. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x>
- COSEPAC. (2010). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (Salmo salar) au Canada* (p. 162). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. http://www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm
- Costa, I. P. M. W., Cavalcanti, M. A. Q., Fernandes, M. J. S., & Lima, D. M. M. (2006). Hyphomycetes from soil of an area affected by copper mining activities in the State of Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, 37.
- Cousin, X., & Cachot, J. (2014). PAHs and fish—Exposure monitoring and adverse effects—From molecular to individual level. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(24), 13685-13688. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3161-8>
- Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1(1), 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- D'Costa, P. M., & Anil, A. C. (2011). The effect of bacteria on diatom community structure – the ‘antibiotics’ approach. *Research in Microbiology*, 162(3), 292-301. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2010.12.005>
- Del Moro, G., Barca, E., Cassano, D., Di Iaconi, C., Mascolo, G., & Brunetti, G. (2014). Landfill wall revegetation combined with leachate recirculation : A convenient procedure for management of closed landfills. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(15), 9366-9375. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2878-8>
- Delahaut, V., Rašković, B., Salvado, M. S., Bervoets, L., Blust, R., & De Boeck, G. (2020). Toxicity and bioaccumulation of Cadmium, Copper and Zinc in a direct comparison at equitoxic concentrations in common carp (*Cyprinus carpio*) juveniles. *PLOS ONE*, 15(4), e0220485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220485>
- Ebrahimi Gardeshi, M., Arab, H., Benguit, A., & Drogui, P. (2024). Runoff water loaded with road de-icing salts : Occurrence, environmental impact and treatment processes. *Water and Environment Journal*, 38(1), 20-31. <https://doi.org/10.1111/wej.12897>
- Egidi, E., Wood, J. L., Celestina, C., May, T. W., Mele, P., Edwards, J., Powell, J., Bissett, A., & Franks, A. E. (2019). Delving into the dark ecology : A continent-wide assessment of patterns of composition in soil fungal communities from Australian tussock grasslands. *Fungal Ecology*, 39, 356-370. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.03.001>
- Elliott, J. M., & Elliott, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus* : Predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1793-1817. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x>
- Evans, M., & Frick, C. (2001). *The effects of Road Salts on Aquatic Ecosystems*.
- Facey, J. A., Apte, S. C., & Mitrovic, S. M. (2019). A Review of the Effect of Trace Metals on Freshwater Cyanobacterial Growth and Toxin Production. *Toxins*, 11(11), 643. <https://doi.org/10.3390/toxins11110643>

- Fenoglio, S., Tierno De Figueroa, J. M., Doretto, A., Falasco, E., & Bona, F. (2020). Aquatic Insects and Benthic Diatoms: A History of Biotic Relationships in Freshwater Ecosystems. *Water*, 12(10), 2934. <https://doi.org/10.3390/w12102934>
- Ferreira, V., Castela, J., Rosa, P., Tonin, A. M., Boyero, L., & Graça, M. A. S. (2016). Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquatic Ecology*, 50(4), 711-725. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9588-x>
- Fisheries and Oceans Canada. (2025). *Canada's national strategy to ensure the future of Atlantic salmon 2024–2036*. Fisheries and Oceans Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41286686.pdf>
- FQSA. (2015). *Mémoire sur la gestion du saumon atlantique au Québec*. Fédération québécoise pour le saumon atlantique.
- FQSA. (2022). *Mémoire sur les enjeux, préoccupations et pistes de solution sur l'adaptation de l'industrie de la pêche au saumon du Québec face aux changements climatiques* (p. 32).
- Francioli, D., van Rijssel, S. Q., van Ruijven, J., Termorshuizen, A. J., Cotton, T. E. A., Dumbrell, A. J., Raaijmakers, J. M., Weigelt, A., & Mommer, L. (2021). Plant functional group drives the community structure of saprophytic fungi in a grassland biodiversity experiment. *Plant and Soil*, 461(1), 91-105. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04454-y>
- Frechette, D. M., Dugdale, S. J., Dodson, J. J., & Bergeron, N. E. (2018). Understanding summertime thermal refuge use by adult Atlantic salmon using remote sensing, river temperature monitoring, and acoustic telemetry. *The Ocean Tracking Network: Advancing aquatic research and management*, 01(01), 1999-2010. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0422@cjfas-otn.issue01>
- Fredriksen, Å., Endresen, C., & Wergeland, H. I. (1997). Immunosuppressive effect of a low molecular weight surface protein from *Renibacterium salmoninarum* on lymphocytes from Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Fish & Shellfish Immunology*, 7(4), 273-282. <https://doi.org/10.1006/fsim.1997.0082>
- Fry, F. E. J. (1971). The Effect of Environmental Factors on the Physiology of Fish. *Fish Physiology*, 6, 1-98.
- Gao, H., Khan, S., Wang, Y., & Wu, N. (2026). Ecosystem functions of freshwater biofilms: Progress and prospects. *Water Biology and Security*, 100539. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2025.100539>
- Gao, J., Zhu, Y., Zeng, L., Liu, X., Yang, Y., & Zhou, Y. (2024). Recent advances on environmental behavior of Cu-based nanomaterials in soil-plant system: A review. *Journal of Environmental Management*, 361, 121289. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121289>
- Genter, R. B., Cherry, D. S., Smith, E. P., & Cairns, J. (1987). Algal-periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosms. *Hydrobiologia*, 153(3), 261-275. <https://doi.org/10.1007/BF00007213>
- Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H., & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 372-380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010>
- Greer, J. B., Hansen, J. D., Bachand, P., & Dalsky, E. M. (2026). Toxicity of 6PPD alternatives to salmonids. *U.S. Geological Survey data release*. <https://doi.org/10.5066/P1DHCMMZ>
- Gunarathne, V., Phillips, A. J., Zanoletti, A., Rajapaksha, A. U., Vithanage, M., Di Maria, F., Pivato, A., Korzeniewska, E., & Bontempi, E. (2024). Environmental pitfalls and associated human health risks and ecological impacts from landfill leachate contaminants: Current evidence, recommended interventions and future directions. *Science of The Total Environment*, 912, 169026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169026>

- Guo, F., Kainz, M. J., Sheldon, F., & Bunn, S. E. (2016). The importance of high-quality algal food sources in stream food webs – current status and future perspectives. *Freshwater Biology*, 61(6), 815-831. <https://doi.org/10.1111/fwb.12755>
- Hamza, Y. I., Bream, A. S., Mahmoud, M. A., & El-Tabakh, M. A. M. (2025). Tracing industrial pollution : Unveiling environmental health via insects' biomarkers. *Sustainable Environment Research*, 35(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s42834-025-00246-0>
- Hare, L. (1992). Aquatic Insects and Trace Metals : Bioavailability, Bioaccumulation, and Toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22(5-6), 327-369. <https://doi.org/10.3109/10408449209146312>
- Harpke, M., Pietschmann, S., Costa, F. S., Gansert, C., Langenhorst, F., & Kothe, E. (2022). Biomineralization by Extremely Halophilic and Metal-Tolerant Community Members from a Sulfate-Dominated Metal-Rich Environment. *Microorganisms*, 10(1), 79. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10010079>
- Hawkes, J. P. (2024). *Annual report of the U.S. Atlantic Salmon Assessment Committee : Report no. 36—2023 activities*. <https://doi.org/10.25923/hq9a-hg76>
- Heink, U., & Kowarik, I. (2010). What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3), 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
- Hertika, A. M. S., Arfiati, D., Lusiana, E. D., & Putra, R. B. D. S. (2023). Performance of Metallothionein Biomarker from *Sulcospira testudinaria* to Assess Heavy Metal Pollution in the Brantas River Watershed, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, 24, 276-286. <https://doi.org/10.12911/22998993/157470>
- Hill, M. J., Sayer, C. D., & Wood, P. J. (2016). When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment? *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(3), 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5178-6>
- Hook, S. E., Gallagher, E. P., & Batley, G. E. (2014). The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10(3), 327-341. <https://doi.org/10.1002/ieam.1530>
- Horowitz, A. J. (1991). A primer on sediment-trace element chemistry. *US Geological Survey*.
- Hosseini Beinabaj, S. M., Heydariyan, H., Mohammad Aleii, H., & Hosseinzadeh, A. (2023). Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran's landfill : Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Heliyon*, 9(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13017>
- Howarth, R., Ramakrishna, K., Choi, E., Elmgren, R., Martinelli, L., Mendoza, A., Moomaw, W., Palm, C., Roy, R., Scholes, M., & Zhao-Liang, Z. (2005). Nutrient Management. *Ecosystems and human wellbeing: policy responses*, 3, 295-2311.
- Jabbar, S., & Cruz, C. (2025). *Le modèle DPSIR : analyse et application dans le contexte environnemental*. Université Bourgogne Europe.
- Jensen, S., Siljanen, H. M. P., & Dörsch, P. (2023). Activity and abundance of methanotrophic bacteria in a northern mountainous gradient of wetlands. *Environmental Microbiology Reports*, 15(3), 206-215. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.13137>
- Joachim, S., Roussel, H., Bonzom, J.-M., Thybaud, E., Mebane, C. A., Van Den Brink, P., & Gauthier, L. (2017). A long-term copper exposure in a freshwater ecosystem using lotic mesocosms : Invertebrate community responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(10), 2698-2714. <https://doi.org/10.1002/etc.3822>
- Johnsgard, P. (2010). Ducks, Geese, and Swans of the World, Revised Edition [complete work]. *Ducks, Geese, and Swans of the World by Paul A. Johnsgard*. <https://digitalcommons.unl.edu/biosciducksgeeseswans/1>
- Johnson, J. H. (2013). Habitat use and diet composition of juvenile Atlantic salmon in a tributary of Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 39(1), 162-167. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.12.001>

- Jones, D. L., Cooledge, E. C., Hoyle, F. C., Griffiths, R. I., & Murphy, D. V. (2019). pH and exchangeable aluminum are major regulators of microbial energy flow and carbon use efficiency in soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 138, 107584. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107584>
- Kalam, S., Basu, A., Ahmad, I., Sayyed, R. Z., El-Enshasy, H. A., Dailin, D. J., & Suriani, N. L. (2020). Recent Understanding of Soil Acidobacteria and Their Ecological Significance : A Critical Review. *Frontiers in Microbiology, Volume 11-2020*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580024>
- Kamunde, C., & MacPhail, R. (2008). Bioaccumulation and Hepatic Speciation of Copper in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) During Chronic Waterborne Copper Exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(3), 493-503. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9046-9>
- Keeley, E. R., & Grant, J. (1997). Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8), 1894-1902. <https://doi.org/10.1139/f97-096>
- Kelting, D. L., & Laxson, C. L. (2010). *Review of Effects and Costs of Road De-icing with Recommendations for Winter Road Management in the Adirondack Park*.
- Khan, M. I., Khisroon, M., Khan, A., Gulfam, N., Siraj, M., Zaidi, F., Ahmadullah, Abidullah, Fatima, S. H., Noreen, S., Hamidullah, Shah, Z. A., & Qadir, F. (2018). Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments, and Tissues and Their Histopathological Effects on *Anodonta cygnea* (Linea, 1876) in Kabul River, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *BioMed Research International*, 2018(1), 1910274. <https://doi.org/10.1155/2018/1910274>
- Khati, W., Ouali, K., Mouneyrac, C., & Banaoui, Ali. (2012). Metallothioneins in Aquatic Invertebrates: Their Role in Metal Detoxification and their Use in Biomonitoring. *Terragreen 2012: Clean Energy Solutions for Sustainable Environment (CESSE)*, 18, 784-794. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.094>
- Kiersztyn, B., Chróst, R., Kaliński, T., Siuda, W., Bukowska, A., Kowalczyk, G., & Grabowska, K. (2019). Structural and functional microbial diversity along a eutrophication gradient of interconnected lakes undergoing anthropopressure. *Scientific Reports*, 9(1), 11144. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47577-8>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate : A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Koedooder, C., Stock, W., Willems, A., Mangelinckx, S., De Troch, M., Vyverman, W., & Sabbe, K. (2019). Diatom-Bacteria Interactions Modulate the Composition and Productivity of Benthic Diatom Biofilms. *Frontiers in Microbiology, Volume 10-2019*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01255>
- Kotalik, C. J., Cadmus, P., & Clements, W. H. (2019). Indirect Effects of Iron Oxide on Stream Benthic Communities : Capturing Ecological Complexity with Controlled Mesocosm Experiments. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11532-11540. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04236>
- Krauss, G.-J., Solé, M., Krauss, G., Schlosser, D., Wesenberg, D., & Bärlocher, F. (2011). Fungi in freshwaters : Ecology, physiology and biochemical potential. *FEMS Microbiology Reviews*, 35(4), 620-651. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2011.00266.x>
- Kumari, B., Kumar, V., Sinha, A. K., Ahsan, J., Ghosh, A. K., Wang, H., & DeBoeck, G. (2017). Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*, 15(1), 43-64. <https://doi.org/10.1007/s10311-016-0588-9>
- Kurowski, T. P., Przemieniecki, S. W., Grabowski, K., Damszel, M., & Kwiatkowska, E. (2016). Change in Microbiological Conditions of Lawn Grass Root Zones as a Result of Fertilization with Sewage Sludge. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25(5), 2015-2026. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62643>
- Lachapelle, A. (2019). *Complémentarité fonctionnelle en phytoremédiation dans un sol à contamination mixte* [Université de Montréal]. <https://doi.org/10.71781/20555>
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous environmental geochemistry*.

- Laperriere, S. M., Hilderbrand, R. H., Keller, S. R., Trott, R., & Santoro, A. E. (2020). Headwater Stream Microbial Diversity and Function across Agricultural and Urban Land Use Gradients. *Applied and Environmental Microbiology*, 86(11), e00018-20. <https://doi.org/10.1128/AEM.00018-20>
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Campeau, S., Grenier, M., & Dillon, P. J. (2008a). *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada* (1^{re} éd.). Presses de l'Université du Québec. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/j.ctv18ph4tz>
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Campeau, S., Grenier, M., & Dillon, P. J. (2008b). *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presses de l'Université du Québec.
- Lavoie, I., Kiulia, N. M., Fortin, J., Veilleux, É., Grenier, M., Comte, J., & Mohit, V. (2026). Giving the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) a makeover using metabarcoding : First considerations and challenges. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 83, 1-15. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2025-0209>
- Lee, S. S., Bishop, I. W., Spaulding, S. A., Mitchell, R. M., & Yuan, L. L. (2019). Taxonomic harmonization may reveal a stronger association between diatom assemblages and total phosphorus in large datasets. *Ecological Indicators*, 102, 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.061>
- Li, C., Zhong, M., Guo, E., Xu, H., Wen, C., Zhu, S., Li, Q., Zhu, D., & Luo, X. (2024). Response of bacterial and fungal communities in natural biofilms to bioavailable heavy metals in a mining-affected river. *Water Research*, 267, 122470. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122470>
- Li, J., Zheng, Q., Liu, J., Pei, S., Yang, Z., Chen, R., Ma, L., Niu, J., & Tian, T. (2024). Bacterial–fungal interactions and response to heavy metal contamination of soil in agricultural areas. *Frontiers in Microbiology*, Volume 15-2024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1395154>
- Li, Y., Li, Z., Arafat, Y., & Lin, W. (2020). Studies on fungal communities and functional guilds shift in tea continuous cropping soils by high-throughput sequencing. *Annals of Microbiology*, 70(1), 7. <https://doi.org/10.1186/s13213-020-01555-y>
- Li, Y., Wang, Y., Wang, H., Shi, T., & Wang, B. (2024). The Genus Cladosporium : A Prospective Producer of Natural Products. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(3), 1652. <https://doi.org/10.3390/ijms25031652>
- Liao, W., Zhu, Z., Feng, C., Yan, Z., Hong, Y., Liu, D., & Jin, X. (2023). Toxicity mechanisms and bioavailability of copper to fish based on an adverse outcome pathway analysis. *Journal of Environmental Sciences*, 127, 495-507. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.06.002>
- Lin, Y., Ye, Y., Hu, Y., & Shi, H. (2019). The variation in microbial community structure under different heavy metal contamination levels in paddy soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, 557-564. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.057>
- Linnansaari, T., O'Sullivan, A. M., Breau, C., Corey, E. M., Collet, E. N., Curry, R. A., & Cunjak, R. A. (2023). The Role of Cold-Water Thermal Refuges for Stream Salmonids in a Changing Climate—Experiences from Atlantic Canada. *Fishes*, 8(9), 471. <https://doi.org/10.3390/fishes8090471>
- Linton, T. K., Pacheco, M. A. W., McIntyre, D. O., Clement, W. H., & Goodrich-Mahoney, J. (2007). Development of bioassessment-based benchmarks for iron. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(6), 1291-1298. <https://doi.org/10.1897/06-431.1>
- Liu, C., Qu, L., Clausen, J., Lei, T., & Yang, X. (2023). Impact of Riparian Buffer Zone Design on Surface Water Quality at the Watershed Scale, a Case Study in the Jinghe Watershed in China. *Water*, 15(15), 2696. <https://doi.org/10.3390/w15152696>
- Liu, S., Lu, J., Adriaenssens, E. M., Wang, J., McCarthy, A. J., & Sekar, R. (2024). Industrial and agricultural land uses affected the water quality and shaped the bacterial communities in the inflow rivers of Taihu Lake. *Frontiers in Environmental Science*, Volume 12-2024. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1340875>

- Luo, X., Yang, Y., Xie, S., Wang, W., Li, N., Wen, C., Zhu, S., & Chen, L. (2022). Drying and rewetting induce changes in biofilm characteristics and the subsequent release of metal ions. *Journal of Hazardous Materials*, 433, 128832. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128832>
- Luoma, S. N., & Rainbow, P. S. (2008). *Metal contamination in aquatic environments : Science and lateral management* (Vol. 126). Cambridge university press.
- Ma, X., ling Wu, L., & Fam, H. (2014). Heavy metal ions affecting the removal of polycyclic aromatic hydrocarbons by fungi with heavy-metal resistance. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(23), 9817-9827. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5905-2>
- Maritime Aboriginal Peoples Council, & IKANAWTIKET Environmental Inc. (2013). *National Aboriginal Council on Species at Risk Case Study on Consultation, Accommodation and Cooperation with Aboriginal Peoples Undertaken by Environment Canada in Regard to the Boreal Woodland Caribou, and by Fisheries and Oceans Canada in Regard to the Inner Bay of Fundy Atlantic Salmon and American Eel; and Identification of Gaps and Suggestions to Increase the Level of Aboriginal Participation in the Species at Risk Act*.
- McTaggart, G. D. (2019). *Assessment of Heavy Metals and Road Salt in Road Runoff and Strategies for Mitigation*. University of Guelph.
- MELCCFP. (s.d.). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Consulté 21 février 2026, à l'adresse https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- MELCCFP. (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec—Cours d'eau peu profonds à substrat grossier* (p. 88). Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MELCCFP. (2016). *Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026*. Ministère des Forêts, de la faune et des parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique.
- MELCCFP. (2025a). *Exploitation du saumon au Québec Bilan 2024*.
- MELCCFP. (2025b). *Exploitation du saumon au Québec—Bilan 2024*. Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique, Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche.
- MELCCFP. (2026). *Saumon atlantique*. Saumon atlantique. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/fiches-especes-fauniques/saumon-atlantique#c201824>
- MELCCFP & DMDP. (2025). *Bilan des ventes de pesticide au Québec—Bilan 2023*.
- MELCCFP, & ECCC. (2007). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : Prévention, dragage et restauration* (p. 39).
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (Vol. 3).
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic Relationships of Macroinvertebrates. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (p. 413-433). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>
- Messi, M., Giorgione, R., & Astolfi, M. L. (2025). Insects as Sentinels of Oxidative Stress Induced by Environmental Contaminants: Biomarkers and Analytical Approaches. *Toxics*, 13(8), 698. <https://doi.org/10.3390/toxics13080698>
- Meyer, N., Bigalke, A., Kaulfuß, A., & Pohnert, G. (2017). Strategies and ecological roles of algicidal bacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 41(6), 880-899. <https://doi.org/10.1093/femsre/fux029>
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. (2019). *Portrait agroalimentaire de la MRC de Rimouski-Neigette*.
- Mirčić, D., Stojanović, K., Živić, I., Todorović, D., Stojanović, D., Dolicanin, Z., & Perić-Mataruga, V. (2016). The trout farm effect on *Dinocras megacephala* (Plecoptera: Perlidae) larvae: Antioxidative defense. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1775-1782. <https://doi.org/10.1002/etc.3327>

- Moisan, J. (2010). *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010—Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds* (p. 82). Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.
- Moisan, J., & Pelletier, L. (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/surveillance/benthiques.pdf
- Moiseenko, T. I., & Gashkina, N. A. (2020). Distribution and bioaccumulation of heavy metals (Hg, Cd and Pb) in fish : Influence of the aquatic environment and climate. *Environmental Research Letters*, 15(11), 115013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf7c>
- Morin, S., Bottin, M., Mazzella, N., Macary, F., Delmas, F., Winterton, P., & Coste, M. (2009). Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytotopixal) : A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology*, 94(1), 28-39. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.05.012>
- Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T. T., Tornés, E., Bonet, B., Corcoll, N., Faggiano, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H., & Sabater, S. (2012). Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. In H. Guasch, A. Ginebreda, & A. Geiszinger (Éds.), *Emerging and Priority Pollutants in Rivers* (Vol. 19, p. 117-146). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5
- MPO. (2013). *Saumon de l'Atlantique Un cycle vital remarquable*.
- MPO. (2025). *Saumon Atlantique (Salmo Salar) du sud du Golfe du Saint-Laurent (ZPS 15 à 18)—Mise à jour des indicateurs de stocks jusqu'en 2024*. Secr.can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/019.
- Mu, W., Chen, Y., Liu, Y., Pan, X., & Fan, Y. (2018). Toxicological effects of cadmium and lead on two freshwater diatoms. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 59, 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.03.013>
- Munn, M. D., Waite, I., & Konrad, C. P. (2018). Assessing the influence of multiple stressors on stream diatom metrics in the upper Midwest, USA. *Ecological Indicators*, 85, 1239-1248. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.005>
- Nagarajan, R., Thirumalaisamy, S., & Lakshumanan, E. (2012). Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 9(1), 35. <https://doi.org/10.1186/1735-2746-9-35>
- NASCO. (2019). *State of North Atlantic Salmon Report*.
- Nation, J. L. (2022). *Insect physiology and biochemistry*. CRC press.
- Nayak, S., Sahoo, G., Das, I. I., Mohanty, A. K., Kumar, R., Sahoo, L., & Sundaray, J. K. (2023). Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFAS): Do They Matter to Aquatic Ecosystems? *Toxics*, 11(6), 543. <https://doi.org/10.3390/toxics11060543>
- Neupane, S., Goyer, C., Zebarth, B. J., Li, S., Mills, A., & Whitney, S. (2025). Fungal community composition varies spatially in a commercial potato field in response to soil properties and topographic features. *Canadian Journal of Soil Science*, 105, 1-14. <https://doi.org/10.1139/cjss-2024-0082>
- Newton, R. J., Jones, S. E., Eiler, A., McMahon, K. D., & Bertilsson. (2011). A Guide to the Natural History of Freshwater Lake Bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 75(1), 14-49. <https://doi.org/10.1128/mnbr.00028-10>
- Nguyen, N. H., Song, Z., Bates, S. T., Branco, S., Tedersoo, L., Menke, J., Schilling, J. S., & Kennedy, P. G. (2016). FUNGuild : An open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. *Fungal Ecology*, 20, 241-248. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.06.006>

- Niemeijer, D., & de Groot, R. S. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8(1), 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Nombré, Y. A. (2025). *Effets des pesticides sur Elliptio complanata In vitro et In situ : Utilisation et adaptation de biomarqueurs*. Université du Québec à Montréal.
- Nombré, Y. A., Gauthier, M., Boily, M., & Parent, L. (2025). Health effects of a glyphosate-based herbicide on *Elliptio complanata* : Multi-biomarker approach. *Journal of Environmental Sciences*, 157, 263-278. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.11.030>
- OBVNEBSL. (2011). *PDE de la rivière Rimouski*. Organisme des bassins versant du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent - Conseil de bassin de la rivière Rimouski.
- OBVNEBSL. (2015). *Portrait-diagnostic des bassins-versants du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent* (p. 356). Organisme des bassins versant du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent.
- Oester, R., dos Reis Oliveira, P. C., Moretti, M. S., Altermatt, F., & Bruder, A. (2023). Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation. *Hydrobiologia*, 850(15), 3359-3374. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05049-7>
- Okraśńska, A., Decewicz, P., Majchrowska, M., Dziewit, L., Muszewska, A., Dolatabadi, S., Kruszewski, Ł., Błocka, Z., & Pawłowska, J. (2022). Marginal lands and fungi – linking the type of soil contamination with fungal community composition. *Environmental Microbiology*, 24(8), 3809-3825. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.16007>
- Öman, C. B., & Junestedt, C. (2008). Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28(10), 1876-1891. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.018>
- O'Sullivan, A. M., Corey, E. M., Collet, E. N., Helminen, J., Curry, R. A., MacIntyre, C., & Linnansaari, T. (2023). Timing and frequency of high temperature events bend the onset of behavioural thermoregulation in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Conservation Physiology*, 11(1), coac079. <https://doi.org/10.1093/conphys/coac079>
- Ozimek, E., & Hanaka, A. (2021). Mortierella Species as the Plant Growth-Promoting Fungi Present in the Agricultural Soils. *Agriculture*, 11(1), 7. <https://doi.org/10.3390/agriculture11010007>
- Parvin, F., & Tareq, S. M. (2021). Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh : A systematic review and possible public health risks assessment. *Applied Water Science*, 11(6), 100. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3>
- Patrick, M. L., & Bradley, T. J. (2000). The Physiology of Salinity Tolerance in Larvae of two Species of Culex Mosquitoes : The Role of Compatible Solutes. *Journal of Experimental Biology*, 203(4), 821-830. <https://doi.org/10.1242/jeb.203.4.821>
- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A. (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ministry of Environment and Energy.
- Peters, A., Crane, M., & Adams, W. (2011). Effects of Iron on Benthic Macroinvertebrate Communities in the Field. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(6), 591-595. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0283-2>
- Phaenark, C., Phankamolsil, Y., & Sawangproh, W. (2024). Ecological and health implications of heavy metal bioaccumulation in Thai Fauna : A systematic review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 285, 117086. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117086>
- Poesch, M. S., Chavarie, L., Chu, C., Pandit, S. N., & Tonn, W. (2016). Climate Change Impacts on Freshwater Fishes : A Canadian Perspective. *Fisheries*, 41(7), 385-391. <https://doi.org/10.1080/03632415.2016.1180285>
- Porter-Goff, E. R., Frost, P. C., & Xenopoulos, M. A. (2013). Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecological Indicators*, 32, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.017>

- Prat, N., Rieradevall, M., Barata, C., & Munné, A. (2013). The combined use of metrics of biological quality and biomarkers to detect the effects of reclaimed water on macroinvertebrate assemblages in the lower part of a polluted Mediterranean river (Llobregat River, NE Spain). *Ecological Indicators*, 24, 167-176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.010>
- Proaño-Cuenca, F., Millican, M. D., Buczkowski, E., Chou, M.-Y., & Koch, P. L. (2025). Fungal and bacterial community composition and assemblage in managed and unmanaged urban landscapes in Wisconsin. *Science of The Total Environment*, 969, 178873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178873>
- Purcell, M. K., McKibben, C. L., Pearman-Gillman, S., Elliott, D. G., & Winton, J. R. (2016). Effects of temperature on *Renibacterium salmoninarum* infection and transmission potential in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases*, 39(7), 787-798. <https://doi.org/10.1111/jfd.12409>
- Qiu, L., Sha, A., Li, N., Ran, Y., Xiang, P., Zhou, L., Zhang, T., Wu, Q., Zou, L., Chen, Z., Li, Q., & Zhao, C. (2024). The characteristics of fungal responses to uranium mining activities and analysis of their tolerance to uranium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 277, 116362. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116362>
- Québec (Province)., & Office de planification et de développement du Québec. (1991). *Étude sur la gestion des déchets solides municipaux sur le territoire des M.R.C. de La Mitis, de La Matapédia, de Matane et de Rimouski-Neigette* (ADS associés ltée).
- Quilbé, R., Ouellet, V., Frechette, D., Kurylyk, B. L., Sullivan, C. J., Halfyard, E. A., Smith, K. A., Wilbur, N., & Gillis, C.-A. (2025). Cold-Water Thermal Refuge Enhancement and Creation for Salmonids : Successes, Failures, and Lessons Learned. *River Research and Applications*, 41(8), 1673-1700. <https://doi.org/10.1002/rra.4462>
- Quintus, F. (2007). *Les enjeux de l'enfouissement des déchets : Quelle place aux perceptions des risques dans la procédure québécoise d'évaluation environnementale ? : Étude du cas de l'agrandissement du site d'enfouissement sanitaire Argenteuil Deux-Montagnes*. Université du Québec à Montréal.
- Rainbow, P. S. (2007). Trace metal bioaccumulation : Models, metabolic availability and toxicity. *Environmental contaminants and their effects: Links between environmental chemistry and toxicology*, 33(4), 576-582. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.007>
- Ramos, J., & Rodríguez-Navarro, A. (1986). Regulation and interconversion of the potassium transport systems of *Saccharomyces cerevisiae* as revealed by rubidium transport. *Eur J Biochem*, 154(2), 307-311. PubMed (3510870). <https://doi.org/10.1111/j.1432-1033.1986.tb09398.x>
- Raven, K. P., & Loeppert, R. H. (1997). Trace Element Composition of Fertilizers and Soil Amendments. *Journal of Environmental Quality*, 26(2), 551-557. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600020028x>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment : Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Rimet, F., & Bouchez, A. (2011). Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. *Ecological Indicators*, 11(2), 489-499. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.004>
- Rodriguez-Sanchez, A., Tomasek, A., McMillan, S., Yufra, S., Yupanqui, M., Rondon, R., & Hoagland, L. (2022). Composition and potential functional roles of soil fungal communities on arid farms in Arequipa (Southern Peru) characterized using SMRT sequencing. *Applied Soil Ecology*, 169, 104228. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104228>
- Rosenqvist, T., Chan, S., & Paul, C. J. (2025). Uncharacterized members of the phylum Rozellomycota dominate the fungal community of a full-scale slow sand filter for drinking water production. *Water Research*, 279, 123447. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123447>

- Rott, E., Duthie, H. C., & Pipp, E. (1998). Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(6), 1443-1453. <https://doi.org/10.1139/f98-038>
- Roussel, H., Tenhage, L., Joachim, S., Lecohu, R., Gauthier, L., & Bonzom, J. (2007). A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms : Primary producer community responses. *Aquatic Toxicology*, 81(2), 168-182. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.12.006>
- Rumschlag, S. L., Mahon, M. B., Jones, D. K., Battaglin, W., Behrens, J., Bernhardt, E. S., Bradley, P., Brown, E., De Laender, F., Hill, R., Kunz, S., Lee, S., Rosi, E., Schäfer, R., Schmidt, T. S., Simonin, M., Smalling, K., Voss, K., & Rohr, J. R. (2023). Density declines, richness increases, and composition shifts in stream macroinvertebrates. *Science Advances*, 9(18), eadf4896. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adf4896>
- Saidon, N. B., Szabó, R., Budai, P., & Lehel, J. (2024). Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 340, 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>
- Salem, Mansour. A., Bedade, D. K., Al-Ethawi, L., & Al-waleed, Samira. M. (2020). Assessment of physiochemical properties and concentration of heavy metals in agricultural soils fertilized with chemical fertilizers. *Heliyon*, 6(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05224>
- Sas, E., Hennequin, L. M., Frémont, A., Jerbi, A., Legault, N., Lamontagne, J., Fagoaga, N., Sarrazin, M., Hallett, J. P., Fennell, P. S., Barnabé, S., Labrecque, M., Brereton, N. J. B., & Pitre, F. E. (2021). Biorefinery potential of sustainable municipal wastewater treatment using fast-growing willow. *Science of The Total Environment*, 792, 148146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148146>
- Saumon Québec. (s. d.). *Rivière Rimouski*. Consulté 13 février 2026, à l'adresse <https://www.saumonquebec.com/bas-saint-laurent/riviere-rimouski>
- Schneider, A., Turner, B., & Valverde, M. (s. d.). *Responses of benthic macroinvertebrate community structure to anthropogenic environmental alterations*.
- Senesi, N., Polemio, M., & Lorusso, L. (1983). Evaluation of barium, rubidium and strontium contents in commercial fertilizers. *Fertilizer Research*, 4(2), 135-144. CABI Databases. <https://doi.org/10.1007/BF01053250>
- Senesil, G. S., Baldassarre, G., Senesi, N., & Radina, B. (1999). Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Matter and Energy Fluxes in the Anthropocentric Environment*, 39(2), 343-377. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00115-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00115-0)
- Seo, H., Kim, J. H., Lee, S.-M., & Lee, S.-W. (2024). The Plant-Associated Flavobacterium : A Hidden Helper for Improving Plant Health. *Plant Pathol J*, 40(3), 251-260. <https://doi.org/10.5423/PJ.RW.01.2024.0019>
- Serra, A., & Guasch, H. (2009). Effects of chronic copper exposure on fluvial systems : Linking structural and physiological changes of fluvial biofilms with the in-stream copper retention. *Science of The Total Environment*, 407(19), 5274-5282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.008>
- Signorini, M., Midolo, G., Cesco, S., Mimmo, T., & Borruso, L. (2023). A Matter of Metals : Copper but Not Cadmium Affects the Microbial Alpha-Diversity of Soils and Sediments—A Meta-analysis. *Microbial Ecology*, 86(2), 1071-1081. <https://doi.org/10.1007/s00248-022-02115-4>
- Silwani, T., Themba, N., Chokwe, T. B., & Semanya, K. (2025). Assessment of Groundwater Quality, Heavy Metal Contamination, and Human Health Risks in Roundhill Municipal Landfill, Eastern Cape, South Africa. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*. <https://doi.org/10.18502/jehsd.v10i2.19010>
- Smit, M. G. D., Bechmann, R. K., Hendriks, A. J., Skadsheim, A., Larsen, B. K., Baussant, T., Bamber, S., & Sanni, S. (2009). Relating biomarkers to whole-organism effects using species sensitivity distributions : A pilot study for marine species exposed to oil*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(5), 1104-1109. <https://doi.org/10.1897/08-464.1>

- Souto, RMG., Corbi, J. J., & Buzá Jacobucci, G. (2019). Aquatic insects as bioindicators of heavy metals in sediments in Cerrado streams. *Limnetica*, 38(2), 575-586. <https://doi.org/10.23818/limn.38.33>
- Sridhar, K., Krauss, G., Bärlocher*, F., Raviraja, N., Wennrich**, R., Baumbach***, R., & Krauss***, G. (2001). Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany. *Aquatic Microbial Ecology*, 26, 73-80.
- Starliper, C. E., Smith, D. R., & Shatzer, T. (1997). Virulence of *Renibacterium salmoninarum* to Salmonids. *Journal of Aquatic Animal Health*, 9(1), 1-7. [https://doi.org/10.1577/1548-8667\(1997\)009%253C0001:VORSTS%253E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8667(1997)009%253C0001:VORSTS%253E2.3.CO;2)
- Sun, W., Xia, C., Xu, M., Guo, J., & Sun, G. (2017). Seasonality Affects the Diversity and Composition of Bacterioplankton Communities in Dongjiang River, a Drinking Water Source of Hong Kong. *Frontiers in Microbiology*, Volume 8-2017. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01644>
- Surosz, W., & Palinska, K. A. (2004). Effects of Heavy-Metal Stress on *Cyanobacterium Anabaena flos-aquae*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(1), 40-48. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0163-4>
- Suter, G. W., & Cormier, S. M. (2014). Why care about aquatic insects : Uses, benefits, and services. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11(2), 188-194. <https://doi.org/10.1002/ieam.1600>
- Svecevičius, G., Sauliutė, G., Idzelis, R. L., & Grigelevičiūtė, J. (2014). Accumulation of Heavy Metals in Different Body Tissues of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L., Exposed to a Model Mixture (Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Cd) and Singly to Nickel, Chromium, and Lead. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(4), 440-445. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1237-2>
- Szarek-Gwiazda, E., Michailova, P., Ilkova, J., Kownacki, A., Ciszewski, D., & Aleksander-Kwaterczak, U. (2013). The effect of long-term contamination by heavy metals on community and genome alterations of Chironomidae (Diptera) in a stream with mine drainage water (southern Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(4), 460-469. <https://doi.org/10.2478/s13545-013-0102-y>
- Taiwo, I., Henry, A., Imbufe, A., & Adetoro, O. (2014). Heavy metal bioaccumulation and biomarkers of oxidative stress in the wild African tiger frog, *Hoplobatrachus occipitalis*. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 8(1), 6-15. <https://doi.org/10.4314/ajest.v8i1>
- Tang, T., Tang, T., Tan, L., Gu, Y., Jiang, W., & Cai, Q. (2017). Identifying community thresholds for lotic benthic diatoms in response to human disturbance. *Scientific Reports*, 7(1), 4134. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04445-7>
- Tatović, A. Z., Živić, M. Ž., Mirčić, D., Stojanović, K. Z., Perić-Mataruga, V. D., Marković, Z. Z., Todorović, D. D., Stojanović, Z. M., Božanić, M. Lj., & Živić, I. M. (2024). Antioxidant defense of *Ephemera danica* larvae (Ephemeroptera : Ephemeridae) – seasonal and longitudinal impact of the trout farm. *Int. J. Lim.*, 60. <https://doi.org/10.1051/limn/2024024>
- Thomsen, P. F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Special Issue: Environmental DNA: A powerful new tool for biological conservation*, 183, 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.019>
- Tièche, E. P., Zieger, M., & Heckel, G. (2024). Agricultural land use shapes the soil mycobiome at microgeographic scales. *Applied Soil Ecology*, 203, 105659. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105659>
- Torres-Ruiz, M., Wehr, J. D., & Perrone, A. A. (2007). Trophic relations in a stream food web : Importance of fatty acids for macroinvertebrate consumers. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 509-522. <https://doi.org/10.1899/06-070.1>
- Tsai, Y., Zabronsky, H. M., Zia, A., & Beckage, B. (2022). Efficacy of Riparian Buffers in Phosphorus Removal : A Meta-Analysis. *Frontiers in Water*, Volume 4-2022. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.882560>

- Valenti, T. W., Chaffin, J. L., Cherry, D. S., Schreiber, M. E., Valett, H. M., & Charles, M. (2005). Bioassessment of an Appalachian Headwater Stream Influenced by an Abandoned Arsenic Mine. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49(4), 488-496. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0222-x>
- Verdier, H. (2022). *L'ADN environnemental pour la bioindication du futur : Aspects fondamentaux, méthodologiques et applicabilité en rivière intermittente* [Université Claude Bernard - Lyon I]. <https://theses.hal.science/tel-04341638>
- Wahli, T., Burr, S. E., Pugovkin, D., Mueller, O., & Frey, J. (2005). *Aeromonas sobria*, a causative agent of disease in farmed perch, *Perca fluviatilis* L. *Journal of Fish Diseases*, 28(3), 141-150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2005.00608.x>
- Walsh, G. W., & Wepener, V. (2009). The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA*, 35(5). <https://doi.org/10.4314/wsa.v35i5.49184>
- Wan, S., Xia, M., Tao, J., Pang, Y., Yu, F., Wu, J., & Chen, S. (2021). Metagenomics Analysis Reveals the Microbial Communities, Antimicrobial Resistance Gene Diversity and Potential Pathogen Transmission Risk of Two Different Landfills in China. *Diversity*, 13(6), 230. <https://doi.org/10.3390/d13060230>
- Wang, J., & Qiao, Z. (2024). A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies. *Frontiers in Environmental Science*, Volume 12-2024. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1439128>
- Wang, X., Du, C., Li, Y., Liu, S., Zeng, X., Li, Y., Wang, S., & Jia, Y. (2025). Metal pollution-induced alterations in soil fungal community structure and functional adaptations across regional scales. *Journal of Hazardous Materials*, 494, 138553. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138553>
- Wdowczyk, A., & Szymańska-Pulikowska, A. (2020). Differences in the Composition of Leachate from Active and Non-Operational Municipal Waste Landfills in Poland. *Water*, 12(11), 3129. <https://doi.org/10.3390/w12113129>
- Wedekind, C., von Siebenthal, B., & Gingold, R. (2007). The weaker points of fish acute toxicity tests and how tests on embryos can solve some issues. *Environmental Pollution*, 148(2), 385-389. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.022>
- Wellnitz, T. A., & Sheldon, S. P. (1995). The effects of iron and manganese on diatom colonization in a Vermont stream. *Freshwater Biology*, 34(3), 465-470. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00903.x>
- Wen, C., Li, Q., Zhu, D., Zhong, M., Zhu, S., Xu, H., Li, C., Zhu, S., Caiola, N., Chen, L., & Luo, X. (2024). Biofilm-mediated heavy metal bioaccumulation and trophic transfer in a mining-contaminated river. *Water Research*, 267, 122487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122487>
- Wright, I. A., & Ryan, M. M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates : Importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772(1), 103-115. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7>
- Xie, L., Flippin, J. L., Deighton, N., Funk, D. H., Dickey, D. A., & Buchwalter, D. B. (2009). Mercury(II) Bioaccumulation and Antioxidant Physiology in Four Aquatic Insects. *Environmental Science & Technology*, 43(3), 934-940. <https://doi.org/10.1021/es802323r>
- Zahran, E., Mamdouh, A.-Z., Elbahnaswy, S., El-Son, M. M. A., Risha, E., ElSayed, A., Barbary, M. I. E., & Sebaei, M. G. E. (2025). The impact of heavy metal pollution : Bioaccumulation, oxidative stress, and histopathological alterations in fish across diverse habitats. *Aquaculture International*, 33(5), 371. <https://doi.org/10.1007/s10499-025-02045-1>
- ZEC SAUMON RIMOUSKI. (s. d.). *ZEC SAUMON RIMOUSKI, Une rivière au coeur du centre-ville de Rimouski*. Consulté 13 février 2026, à l'adresse <https://www.saumonrimouski.com/>
- Zhan, M., Sun, Y., Lan, H., Zhou, T., Zhao, Y., & Yang, L. (2025). Spatio-temporal distribution of soil microbial communities and nutrient availability around a municipal solid waste landfill. *Frontiers in Microbiology*, Volume 16-2025. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1583149>

Zubrod, J. P., Bundschuh, M., Arts, G., Brühl, C. A., Imfeld, G., Knäbel, A., Payraudeau, S., Rasmussen, J. J., Rohr, J., Scharmüller, A., Smalling, K., Stehle, S., Schulz, R., & Schäfer, R. B. (2019). Fungicides : An Overlooked Pesticide Class? *Environmental Science & Technology*, 53(7), 3347-3365. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04392>