

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

**URBANISATION ET FONCTIONNEMENT DES COURS D'EAU :
INTERACTIONS ABIOTIQUES ET BIOTIQUES LE LONG D'UN GRADIENT
D'URBANISATION**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA
MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
LOUIS-PHILIPPE BEAUCHAMP**

MARS 2026

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire, de cette thèse ou de cet essai a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire, de sa thèse ou de son essai.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire, cette thèse ou cet essai. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire, de cette thèse et de son essai requiert son autorisation.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT (3403)

Direction de recherche :

Eric Harvey

Prénom et nom

directeur de recherche

Jury d'évaluation

François Guillemette

Prénom et nom

Fonction du membre de jury

Olivier Morissette

Prénom et nom

Fonction du membre de jury

Eric Harvey

Prénom et nom

Fonction du membre de jury

REMERCIEMENTS

La recherche est avant tout un effort collectif, rendu possible grâce à la collaboration et au soutien d'une communauté. Je souhaite ici exprimer ma reconnaissance envers ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce projet de maîtrise.

Je tiens d'abord à exprimer ma gratitude envers Eric Harvey, pour sa confiance, sa patience et son accompagnement. Son encadrement bienveillant et son appui ont grandement enrichi mon parcours. Je souhaite également remercier Charles Gagnon avec qui j'ai partagé plusieurs étapes de ce projet. Sa collaboration et son soutien ont rendu cette aventure de recherche particulièrement stimulante.

Un clin d'œil à Pierre-André Bordeleau pour son enseignement et son aide dans mes travaux en géomatique. Je salue au passage les membres du Méta-Éco-Lab – Stéphanie, Camille, Charlie, Matteo et François-Xavier – pour leur aide et la qualité de l'environnement de travail qu'ils ont su créer.

Je pense à mes amies et amis, dont le soutien et la présence, même à distance, m'ont été précieux. Merci pour votre fidèle amitié et votre compréhension à travers mes absences prolongées. Enfin, un mot tout particulier pour mon amoureux, ainsi que pour ma famille, pour leur appui et leur affection qui m'ont accompagné tout au long de cette maîtrise.

RÉSUMÉ

Les cours d'eau sont étroitement liés aux écosystèmes terrestres, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux pressions urbaines. Si les effets de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique et leurs impacts sur le fonctionnement des écosystèmes lotiques sont bien documentés, les mécanismes qui les sous-tendent demeurent moins bien compris. Cette étude explore donc de manière intégrative comment la proportion de surfaces imperméables (IC), utilisée comme proxy de l'urbanisation, influence les relations directes et indirectes entre les composantes abiotiques, biotiques et fonctionnelles de deux rivières nord-américaines soumises à un gradient urbain.

Pour ce faire, la qualité de l'eau, la composition et la niche trophique des communautés de macroinvertébrés, ainsi que le potentiel de décomposition de la matière organique y ont été mesurés. Des analyses de pistes ont ensuite été utilisées pour distinguer les relations causales reliant ces différents paramètres.

Les résultats révèlent que l'IC affecte directement la qualité de l'eau, notamment en augmentant la conductivité et l'alcalinité, signatures typiques du « syndrome du cours d'eau urbain ». Elle influence également de manière indirecte la composition des macroinvertébrés, favorisant des taxons tolérants et entraînant une homogénéisation des communautés. Les niches trophiques montrent une contraction isotopique, indiquant une simplification de la diversité des ressources exploitées le long du gradient urbain.

Sur le plan fonctionnel, le potentiel de décomposition augmente malgré la diminution de la diversité taxonomique. Les analyses montrent que ce processus est davantage modulé par un effet direct de l'urbanisation que par la structure des communautés de macroinvertébrés, dont la contribution s'est révélée faible dans les rivières étudiées. Les microorganismes pourraient avoir compensé cette faible contribution, soutenant la nécessité d'intégrer leur rôle dans les études intégratrices du fonctionnement des écosystèmes lotiques comme celle-ci.

Enfin, l'ensemble des résultats met en lumière les mécanismes, à la fois abiotiques et biotiques, par lesquels l'urbanisation modifie les écosystèmes lotiques, et souligne l'importance d'approches holistiques intégrant simultanément les paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels pour mieux comprendre et gérer les cours d'eau urbains.

Mots-clés : Biodiversité, cours d'eau urbain, couvert imperméable, décomposition, fonctions écosystémiques, isotopes stables, macroinvertébrés, modèle d'équations structurelles, niche trophique.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	IV
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
CHAPITRE I.....	10
INTRODUCTION.....	10
1.1 Problématique	10
1.2 Connectivité et méta-écosystèmes	11
1.3 Cours d’eaux urbains	13
1.3.1 Perturbations physiques.....	13
1.3.2 Perturbations chimiques.....	14
1.3.3 Perturbations biologiques	14
1.3.4 Fonctions de l’écosystème.....	15
1.4 Le syndrome du cours d’eau urbain et ses limites	16
1.5 Objectif	17
1.6 Système d’étude	17
1.6.1 Macroinvertébrés benthiques.....	17
1.6.2 Structure des communautés benthiques.....	18
1.6.3 Taux de décomposition.....	20
1.7 Objectifs spécifiques.....	21
CHAPITRE II.....	23
TRACING THE PATHWAYS FROM URBANIZATION TO ECOSYSTEM FUNCTIONING IN STREAMS	23
2.1 Abstract.....	24
2.2 Introduction.....	26
2.3 Materials and Methods.....	27

2.4	Results.....	34
2.5	Discussion.....	43
2.6	Acknowledgments.....	46
2.7	References.....	47
CHAPITRE III.....		53
CONCLUSION GÉNÉRALE		53
3.1	Résultats généraux	53
3.1.1	Paramètres abiotiques – Qualité de l’eau.....	53
3.1.2	Paramètres biotiques – Composition des communautés.....	54
3.1.3	Paramètres biotiques – Structure trophique.....	55
3.1.4	Paramètres fonctionnels.....	56
3.2	Perspectives de recherche	57
3.3	Conclusion	59
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		61
ANNEXE A.....		71
SUPPLEMENTARY MATERIAL.....		71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
Tableau S1.	Physical characteristics of each site in the Aux Sables and Milette rivers.....	71
Tableau S2.	Physicochemical parameters range (min. – max.) in each site of Aux Sables and Milette rivers.....	72

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
Figure 1.1.	Schéma de certains principaux flux de subsides entre le milieu terrestre et aquatique ainsi que le long du réseau hydrique.....	12
Figure 1.2.	Schéma des objectifs spécifiques : analyse de piste de l'influence relative de l'urbanisation sur les paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels.....	17
Figure 1.3.	Représentation graphique d'une niche isotopique.....	20
Figure 1.4.	Schéma des objectifs spécifiques : analyse de piste de l'influence relative du couvert imperméable sur la qualité de l'eau, les communautés de macroinvertébrés et leurs niches trophiques ainsi que sur le taux de décomposition.....	22
Figure 2.1.	Study area overview: (A) Aux Sables and Milette rivers and their watersheds. (B) Sub-watersheds and sampling sites along the studied rivers.....	28
Figure 2.2.	Impervious surface proportion along the Aux Sables and Milette streams sub-watersheds.....	35
Figure 2.3.	Principal Component Analysis (PCA) of physicochemical variables across sites along an impervious cover (IC) gradient.....	36
Figure 2.4.	(A) Principal Coordinates Analysis (PCoA) of macroinvertebrates communities performed on a Euclidian distance matrix after Hellinger transformation of taxa data. (B) Relationship between impervious cover (IC) expressed as a percentage (%) and macroinvertebrate community homogenization.....	37
Figure 2.5.	(A) Relationship between Bayesian Standard Ellipse Area (SEAb) and impervious cover (IC). (B) Relationship between Standard Deviation (SD) of $\delta^{13}\text{C}$ and impervious cover (IC).....	39
Figure 2.6.	Relationship between impervious cover (IC) expressed as a percentage (%) and tensile strength loss of cotton strips (percentage of initial strength lost, N).....	41
Figure 2.7	Structural equation modeling (SEM) of direct and indirect effects between (A) urbanization, water quality, communities and trophic	

	niche and (B) urbanization, water quality, communities and decomposition potential.....	42
Figure S1.	Tension loss in function of mesh size treatment of cotton strips incubated in Rivière aux Sables and Rivière Milette water.....	73
Figure S2.	Relative abundance of shredder's taxa in function of impervious cover expressed as a percentage.....	74
Figure S3	Standard ellipse areas (SEA) representing macroinvertebrate trophic niche width across sites.	75
Figure S4	Relationship between Standard Deviation (SD) of $\delta^{15}\text{N}$ and impervious cover (IC).....	76

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

D'ici 2030, la superficie mondiale des milieux urbains devrait avoir triplé par rapport au début des années 2000. Cette croissance rapide, soutenue à la fois par l'augmentation de la population et par le développement économique, se traduit par un étalement spatial plus rapide que la croissance démographique urbaine elle-même (Seto et al., 2012). Cette expansion est un moteur majeur de la transformation du territoire, causant la perte ou la dégradation des habitats ainsi que la fragmentation du paysage (Foley et al., 2005; Liu et al., 2016; van Vliet, 2019). De ce fait, le développement urbain représente une menace majeure pour l'intégrité des écosystèmes, sa biodiversité et les services écosystémiques qu'ils rendent (Foley et al., 2005; Simkin et al., 2022). Par exemple, la transformation anthropique du territoire aurait déjà réduit en moyenne de 13,6% la richesse spécifique locale et de 10,7 % l'abondance totale des espèces terrestres au début des années 2000, mettant ainsi en évidence une diminution globale de la biodiversité liée à la perte d'habitat (Newbold et al., 2015). Il est d'autant plus frappant d'observer que le déclin de la biodiversité est supérieur dans les écosystèmes d'eau douce que dans les écosystèmes terrestres (Albert et al., 2021). La mégafaune d'eau douce (poissons, amphibiens, reptiles et mammifères adultes d'une masse supérieure ou égale à 30kg) en constitue un exemple marquant, leurs populations ayant diminué de 88% entre 1970 et 2012 (He et al., 2019). Un tel déclin témoigne de la sensibilité des écosystèmes d'eau douce aux activités humaines.

L'urbanisation, bien que principalement terrestre, exerce une pression considérable sur les milieux aquatiques, et ce, particulièrement sur les écosystèmes d'eau douce (Reid et al., 2019). Ceci s'explique notamment par l'étroite connectivité entre les

milieux terrestres et les eaux continentales, laquelle favorise la propagation des perturbations urbaines au-delà de l'écosystème originalement perturbé (Allan, 2004).

Si les effets négatifs de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique et certaines fonctions écosystémiques sont aujourd'hui bien documentés (Dudgeon et al., 2006; Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005), les mécanismes par lesquels ces perturbations se traduisent en modifications du fonctionnement des écosystèmes demeurent moins clairement établis. Il reste notamment difficile de départager les effets directs de l'urbanisation, comme les modifications physicochimiques de l'eau, des effets indirects médiés par les changements de structure des communautés biologiques. Or, comprendre ces voies causales est essentiel pour déterminer si les altérations fonctionnelles des écosystèmes d'eau douce résultent principalement de la perte de biodiversité, de modifications abiotiques, ou de leur interaction. Cette distinction est cruciale pour améliorer notre capacité à prédire les réponses des écosystèmes aquatiques à l'expansion urbaine et pour orienter les stratégies de gestion.

1.2 Connectivité et méta-écosystèmes

Les méta-écosystèmes offrent un cadre théorique permettant de comprendre la nature de la connectivité entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ce concept repose sur l'idée que les milieux ne fonctionnent pas de manière isolée, mais bien qu'ils sont interconnectés par des processus physiques ainsi que par des flux de matière, d'énergie et d'organismes franchissant les limites de leur écosystème initial (Hynes, 1975; Loreau et al., 2003). Ces ressources allochtones pour l'écosystème récepteur sont aussi appelées des subsides (Richardson et al., 2010; Yang et al., 2008). Que ce soit par l'entremise de la gravité (litière de feuilles et bois), du ruissèlement (matière organique dissoute), du transport aérien (semences, pollen et fruits), ou encore par la chute d'invertébrés terrestres (Figure 1.1), il est bien établi que ces subsides constituent un apport important aux écosystèmes aquatiques (Bartels et al., 2012; Likens & Bormann, 1974).

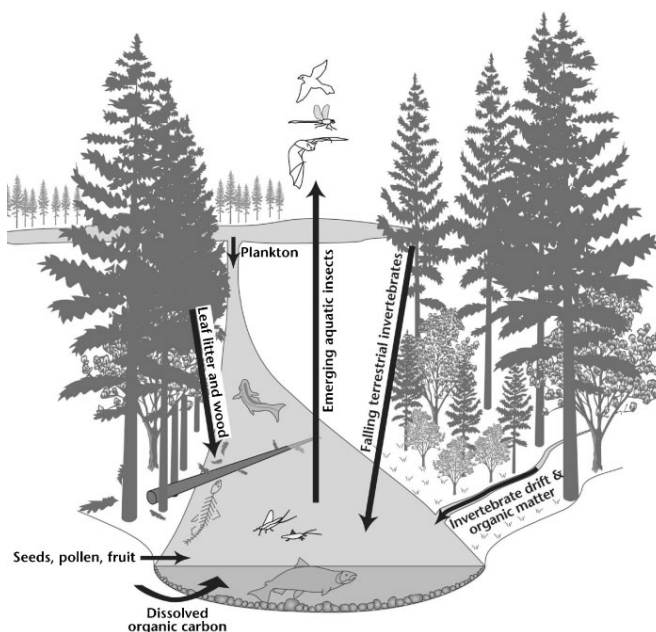


Figure 1.1. Schéma de certains principaux flux de subsides entre le milieu terrestre et aquatique ainsi que le long du réseau hydrique. Les dimensions des flèches ne représentent pas l'ampleur réelle des flux (Richardson et al., 2010).

À titre d'exemple, les orthoptères (*Orthoptera*), des insectes exclusivement terrestres, représentent environ 60 % de l'apport énergétique annuel des truites fréquentant certains cours d'eau de tête au Japon (Sato et al., 2011). Ce cas de figure démontre l'importance des organismes terrestres, comme les arthropodes pour l'alimentation des poissons, et, du même coup, comment les écosystèmes aquatiques peuvent dépendre de ces subsides pour compléter leur production primaire, soutenir leurs réseaux trophiques et maintenir la diversité de leurs communautés biologiques (Nakano et al., 1999; Nakano & Murakami, 2001; Tank et al., 2010).

Toutefois, cette dépendance implique également une vulnérabilité réciproque entre les écosystèmes formant le méta-écosystème. Une variation de la quantité ou de la qualité des subsides terrestres peut affecter l'écosystème qui les reçoit. Ainsi, des perturbations de l'habitat terrestre menant à la variation quantitative ou qualitative de ses subsides peuvent modifier la structure et le fonctionnement des communautés aquatiques, altérer

la dynamique des réseaux trophiques et, ultimement, réduire la productivité ainsi que la résilience des écosystèmes aquatiques (Polis et al., 1997; Wallace et al., 2015).

Les perturbations issues de l'urbanisation sont d'ailleurs une cause importante de ces variations de subsides qui engendrent des conséquences non négligeables aux écosystèmes d'eau douce (El-Sabaawi, 2018). Par exemple, la conversion des forêts riveraines en zones urbaines peut réduire significativement les apports de litière foliaire vers les cours d'eau, entraînant une baisse de la disponibilité en carbone organique et un appauvrissement des communautés de macroinvertébrés dépendantes de ces ressources (Iñiguez-Armijos et al., 2016). Ces modifications du couplage terrestre aquatique soulignent donc l'importance d'une approche méta-écosystémique pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en contexte urbain.

1.3 Cours d'eau urbains

Étant donné leur hydrologie, les cours d'eau sont d'importants témoins de la connectivité terrestre aquatique et des perturbations inter-écosystémiques. Ils peuvent traverser d'importants gradients d'utilisation du territoire et ainsi subir les pressions des différents écosystèmes qu'ils traversent (Hynes, 1975). De ce fait, les cours d'eau traversant une zone urbaine peuvent être affectés par les perturbations qui lui sont associées, et ce, autant sur ses paramètres abiotiques (physique et chimiques), biotiques et fonctionnels. Par exemple, le remplacement des milieux naturels par des surfaces imperméables (routes, bâtiments, stationnements, etc.) et l'instauration de réseaux d'égouts pluviaux sont d'importants responsables des modifications physiques et chimiques des cours d'eau (Chadwick et al., 2006).

1.3.1 Perturbations physiques

Les surfaces imperméables et les réseaux d'égouts pluviaux modifient profondément les caractéristiques physiques des cours d'eau, entraînant des conséquences écologiques majeures. La réduction de la capacité de rétention d'eau par le sol, combinée à la collecte et à la redirection rapide de cette eau vers les cours d'eau adjacents, entraîne une hydrologie instable (Fletcher et al., 2024). Cette instabilité se traduit notamment par

des crues irrégulières, caractéristiques des cours d'eau urbains, et par l'instabilité de la température de l'eau, laquelle peut se réchauffer ou varier de manière irrégulière en fonction de la quantité de surface imperméable à proximité du cours d'eau (Sabouri et al., 2013; Walsh et al., 2005). Le ruissèlement urbain transporte aussi des sédiments et des débris, comme des gravats, provoquant l'ensablement des lits, la formation de bancs de sable instables et l'érosion des berges (Paul & Meyer, 2001).

Parallèlement, la perte de milieux naturels et de leur couvert végétal près des cours d'eau réduit l'ombre fournie par la végétation et compromet la stabilité des zones ripagériennes (Groffman et al., 2003). Ceci est une des causes de l'élévation de la température de l'eau et de l'augmentation de la turbidité en raison de l'apport accru de sédiments dans la colonne d'eau (Leach et al., 2023; Miguel-Chinchilla et al., 2019). Ces modifications physiques, en altérant la stabilité des cours d'eau et de ses habitats, créent un cadre propice aux changements chimiques et biologiques de l'écosystème aquatique.

1.3.2 Perturbations chimiques

Le changement du profil chimique de l'eau peut être causé par le ruissèlement provenant des surfaces imperméables (Paul & Meyer, 2001). Celui-ci est chargé de matière en suspension, de nutriments et de contaminants accumulés sur les surfaces urbaines qu'il lessive lors des épisodes de pluie. Parmi les exemples les plus documentés, on observe l'augmentation des concentrations en minéraux dissouts, qui se traduit par une conductivité élevée de l'eau, ou encore la présence de contaminants, telle que la 6PPD-Quinone, un additif utilisé dans les pneus s'avérant nocifs pour les organismes aquatiques (Daniel et al., 2002; Hatt et al., 2004a; Wang et al., 2025). Ainsi, la couverture imperméable perturbe non seulement la structure physique, mais entraîne également un déséquilibre chimique qui peut se répercuter sur l'ensemble de l'écosystème, y compris les organismes qui y vivent.

1.3.3 Perturbations biologiques

La variation physique du cours d'eau ou la dégradation de la qualité de l'eau peuvent à leur tour affecter les communautés biotiques, dont les réponses aux variations

environnementales sont toutefois plus variables. Par exemple, une exposition accrue à la lumière du soleil peut favoriser la production primaire dépendante de cette énergie, tandis qu'une augmentation de la turbidité de l'eau réduit la pénétration de la lumière et désavantage cette même productivité (Ryan, 1991; Wiederkehr et al., 2020). Ainsi, les réponses biotiques à l'urbanisation dépendent souvent du contexte local (Booth et al., 2016).

Néanmoins, certaines tendances plus générales ont tout de même été observées. On constate notamment le déclin des taxons sensibles aux perturbations, comme les éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) au profit des taxons plus résistants qui tendent à dominer la communauté dans les environnements urbains (Robert et al., 2024). Ce processus conduit à une homogénéisation biologique, c'est-à-dire que les sites fortement urbanisés partagent davantage les mêmes espèces, perdant ainsi leur singularité écologique (Walsh et al., 2005).

1.3.4 Fonctions de l'écosystème

La dégradation de la qualité de l'eau et les modifications des communautés biotiques, telles que l'homogénéisation biologique, soulèvent des préoccupations quant au fonctionnement des écosystèmes. En effet, la disparition ou la diminution de certaines espèces peut affecter les manières dont les communautés capturent et utilisent les ressources, perturbant ainsi des processus écologiques essentiels. La recherche sur les relations entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (BEF) a démontré que la biodiversité est étroitement liée à l'efficacité avec laquelle les communautés exploitent les ressources limitantes et les convertissent en nouvelle biomasse (Cardinale et al., 2006; Loreau et al., 2001; Tilman et al., 2014).

Les fonctions de l'écosystème désignent l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui soutiennent l'écosystème en permettant le transfert d'énergie et la circulation de la matière entre ses composantes abiotiques et biotiques (Weiskopf et al., 2024). Ainsi, la biodiversité joue un rôle central dans le maintien de ces fonctions et, par extension, dans la résilience et la stabilité des écosystèmes aquatiques (Loreau & de Mazancourt, 2013; Tilman et al., 2014). Bien que cette relation a été largement démontrée

en milieux terrestres, des travaux en milieu aquatique confirment des tendances similaires (Lecerf & Richardson, 2010).

Cependant, cette relation biodiversité-fonctionnement peut être modulée par des changements environnementaux, comme ceux occasionnés par les milieux urbanisés, où elle tend à s'affaiblir. Dans ces conditions, la disparition d'espèces sensibles et la dominance d'organismes plus tolérants peuvent entraîner une réduction de l'efficacité fonctionnelle des communautés, compromettant la capacité du cours d'eau à supporter des processus écologiques essentiels, tels que la production primaire, la décomposition de la matière organique et la régulation des nutriments (McKie et al., 2009).

1.4 Le syndrome du cours d'eau urbain et ses limites

Comme démontré, une vaste littérature s'est construite autour des effets de l'urbanisation sur les cours d'eau, révélant certaines répétitions quant aux réponses de ceux-ci à ce type de perturbation. Ces observations récurrentes ont mené à l'élaboration d'un concept nommé le syndrome du cours d'eau urbain (« Urban stream syndrome »; Walsh et al., 2005). Ce concept fait état des réponses typiques des cours d'eau aux perturbations urbaines dans leur forme physique, chimique, biotique et fonctionnelle. Parmi ces « symptômes », l'érosion des berges, les crues fréquentes, la dégradation de la qualité de l'eau et le déclin de la biodiversité en sont les plus caractéristiques (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005).

Toutefois, les variations qu'engendrent les perturbations urbaines dans l'écosystème aquatique ne sont pas indépendantes les unes des autres. En effet, l'urbanisation peut simultanément altérer les paramètres abiotiques (physique et chimiques) et biotiques, pouvant potentiellement mener à des variations sur le fonctionnement de l'écosystème (Cardinale et al., 2000). Peu d'attention a été accordée aux mécanismes qui expliquent les effets de l'urbanisation sur cette dynamique. Ainsi, une approche holistique s'intéressant à ces paramètres en simultané est de mise pour atteindre une meilleure compréhension des chaînes de causalité entre l'urbanisation et l'intégrité des cours d'eau.

1.5 Objectif

En alignement avec les défis énumérés, cette étude a pour objectif d'examiner les mécanismes qui sous-tendent les conséquences des perturbations urbaines sur le fonctionnement des écosystèmes lotiques en analysant les relations de causalité entre les paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels des cours d'eau dans un contexte urbain. Dans le cadre d'analyses de pistes comme illustrées par la figure 1.2, chaque relation représentée par une flèche (effet direct) ou une combinaison de flèches (effet indirect) correspond à une hypothèse alternative des mécanismes en jeu.

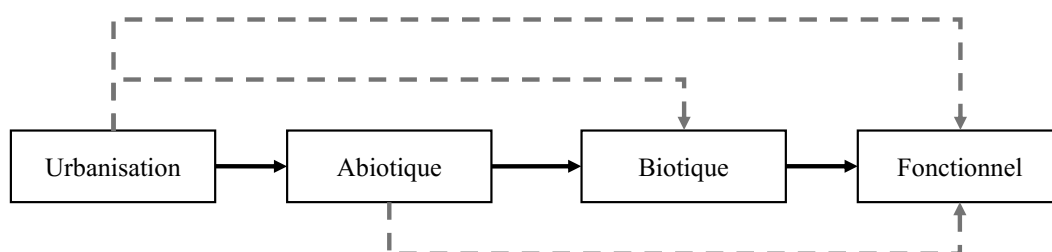


Figure 1.2. Schéma des objectifs : analyse de piste de l'influence relative de l'urbanisation sur les paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels. Les flèches pleines indiquent les relations théoriques directes entre les variables, tandis que les flèches pointillées indiquent leurs relations théoriques indirectes.

1.6 Système d'étude

1.6.1 Macroinvertébrés benthiques

Les communautés de macroinvertébrés benthiques (MIB) sont des modèles pertinents dans l'atteinte de l'objectif de cette étude. Leur réactivité aux perturbations et leur rôle central dans les processus des écosystèmes lotiques (Wallace & Webster, 1996) permettent de rassembler sous une même analyse des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels qui régulent les communautés de MIB ou qui sont régulés par celles-ci.

Par exemple, les déchiqueteurs (*shredders*) participent à la décomposition de la matière organique, une fonction clé de l'écosystème, qui, conjointement avec le lessivage microbien et l'abrasion physique, favorise la disponibilité du carbone pour les autres

consommateurs (Gessner et al., 1999). Par cette contribution à la mise à disposition de ressources énergétiques pour les niveaux trophiques supérieurs, les décomposeurs jouent un rôle déterminant dans les processus « bottom-up » qui soutiennent le fonctionnement trophique des cours d'eau (Wallace & Webster, 1996). Fait intéressant, beaucoup de déchetiseurs appartiennent aux ordres des EPT qui sont considérés comme sensibles aux perturbations environnementales (Chang et al., 2014). Leur déclin observé en réponse à l'urbanisation entraîne donc la perte de taxons clés qui contribuent à cette fonction écosystémique essentielle (Walsh et al., 2005).

Ces exemples démontrent comment l'analyse de la structure des communautés de macroinvertébrés, dans une approche holistique, permet de détecter la réponse de différents taxons, tels que les décomposeurs ou les prédateurs, aux changements abiotiques induits par l'urbanisation. Cette approche permet également de relier ces changements biologiques aux variations des fonctions écosystémiques. Elle offre ainsi un moyen de décerner les mécanismes sous-jacents aux effets de l'urbanisation sur les écosystèmes lotiques.

1.6.2 Structure des communautés benthiques

Afin d'évaluer la réponse des communautés de macroinvertébrés aux perturbations, les approches fondées sur la diversité et la composition taxonomique demeurent les plus courantes (Bohus et al., 2023). Bien qu'elles permettent de détecter les variations de richesse spécifique, de dominance ou de remplacement d'espèces le long des gradients d'urbanisation, ces approches ne permettent pas toujours de saisir les mécanismes écologiques sous-jacents ni d'en déceler pleinement les conséquences sur le fonctionnement de l'écosystème (Thompson et al., 2012).

L'analyse de la structure des communautés à travers les réseaux trophiques, quant à elle, représente une approche plus intégratrice qui permet de mieux comprendre l'organisation de la biodiversité et la circulation de l'énergie au sein des écosystèmes en décrivant les interactions trophiques entre les consommateurs et leurs ressources (Thompson et al., 2012). L'étude du réseau trophique des macroinvertébrés constitue ainsi un outil particulièrement pertinent afin d'établir un lien fonctionnel entre la réponse

biotique à l'urbanisation et les répercussions de celle-ci sur le fonctionnement écologique des cours d'eau.

Les analyses d'isotopes stables sont parmi les principaux outils empiriques utilisés pour étudier la structure et la dynamique des réseaux trophiques (Layman et al., 2007). Les isotopes sont des représentants d'un même élément possédant un ratio neutrons/protons différents (Cotrufo & Pressler, 2023). Les éléments les plus couramment utilisés pour décrire la structure trophique sont le carbone (C) et l'azote (N). Grâce à la différence de masse des isotopes, il est possible de quantifier l'abondance relative des isotopes lourds (^{15}N , ^{13}C), enrichis en neutrons, et des légers (^{14}N , ^{12}C), plus abondants dans les tissus d'un organisme (McKinney et al., 1950). Le rapport isotopique du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) reflète principalement la source de carbone assimilée par un organisme, et permet ainsi de retracer l'origine des ressources énergétiques au sein du réseau trophique pour distinguer, par exemple, les apports autochtones (algues, périphyton) des apports allochtones (débris végétaux, matière organique terrestre; Peterson & Fry, 1987). En revanche, le rapport isotopique de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) augmente généralement d'environ 3 à 4 ‰ à chaque transfert trophique, fournissant une estimation fiable de la position trophique relative des organismes dans le réseau trophique (Post, 2002).

À l'échelle de l'individu, les ratios d'isotopes stables mesurés à partir des tissus d'un organisme représentent sa niche trophique, reflétant ses interactions consommateur-ressource (Leibold, 1995). Ce concept peut être étendu à l'échelle de la communauté, permettant de décrire la diversité trophique et la complexité du réseau trophique (Layman et al., 2007). Dans ce cadre, une plus grande dispersion des signatures en $\delta^{13}\text{C}$ au sein d'une communauté indiquent une utilisation plus diversifiée des ressources basales. Une plus grande amplitude des valeurs en $\delta^{15}\text{N}$, quant à elle, traduit une augmentation du nombre de niveaux trophiques et donc une complexité trophique accrue (Newsome et al., 2007a).

La niche trophique peut ainsi être représentée comme un espace bidimensionnel, où chaque taxon est positionné selon sa signature isotopique : le $\delta^{13}\text{C}$ définit la coordonnée horizontale et $\delta^{15}\text{N}$ la coordonnée verticale. Les taxons créent donc un espace dont la largeur et la hauteur représentent la diversité et la complexité trophique de la communauté.

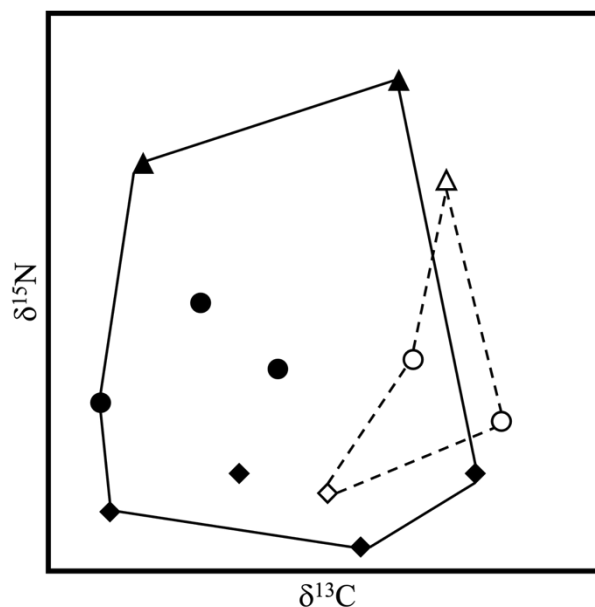


Figure 1.3. Représentation graphique des niches isotopiques de deux communautés distinctes. La forme des points représente les groupes trophiques des taxons et les couleurs distinguent les communautés.

Si la structure trophique renseigne sur l'organisation et le fonctionnement interne des réseaux trophiques des macroinvertébrés, son lien avec des processus fonctionnels, comme la décomposition de la matière organique, permet d'évaluer concrètement les conséquences de l'urbanisation sur le fonctionnement des écosystèmes lotiques.

1.6.3 Taux de décomposition

Le taux de décomposition de la matière organique constitue un indicateur central du fonctionnement des écosystèmes lotiques, puisqu'il intègre les facteurs abiotiques (abrasion) et biotiques (microbes et MIB) qui régulent le cycle du carbone (Gessner et al., 1999). Ce processus assure la conversion de la matière organique grossière qui intègre le système principalement en provenance de l'écosystème terrestre, en particules fines et en nutriments disponibles pour d'autres organismes du réseau trophique, soit les filtreurs et les prédateurs (Tank et al., 2010). De ce fait, le taux de décomposition est une fonction qui fait le lien entre le milieu terrestre et aquatique, qui est sensible aux perturbations

altérant la qualité de l'eau, la température ou la structure des communautés de décomposeurs (Imberger et al., 2008).

Dans un contexte d'urbanisation, où les surfaces imperméables ont tendance à modifier ces paramètres, le taux de décomposition de la matière organique offre un indicateur fonctionnel intégrateur de la santé écologique du cours d'eau, reflétant les effets des pressions abiotiques et des variations biotiques (Ferreira et al., 2020). Par ailleurs, le potentiel de décomposition (cellulose decomposition potential; CDP) est une méthode offrant un proxy standardisé pour cet indicateur de décomposition qui permet une évaluation quantitative du fonctionnement de l'écosystème à différentes échelles spatiales (Tiegs et al., 2013). Ainsi, l'analyse du potentiel de décomposition s'inscrit comme un choix pertinent pour appréhender les effets directs et indirects de l'urbanisation sur le fonctionnement des écosystèmes de cours d'eau, et ce, en lien avec la structure et la composition des communautés benthiques.

1.7 Objectifs spécifiques

Pour répondre à l'objectif principal, cette étude analyse donc simultanément la qualité de l'eau, la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques et leur niche trophique, ainsi que le potentiel de décomposition dans des rivières traversant un gradient de couvert imperméable agissant à titre de proxy de l'urbanisation. Enfin, elle utilise des analyses de pistes pour quantifier l'influence relative du couvert imperméable sur ces variables pour déceler les effets relatifs qu'elles exercent entre elles. C'est ainsi que cette recherche tente d'acquérir une compréhension plus holistique du fonctionnement des écosystèmes lotiques et de leurs réponses aux perturbations anthropiques.

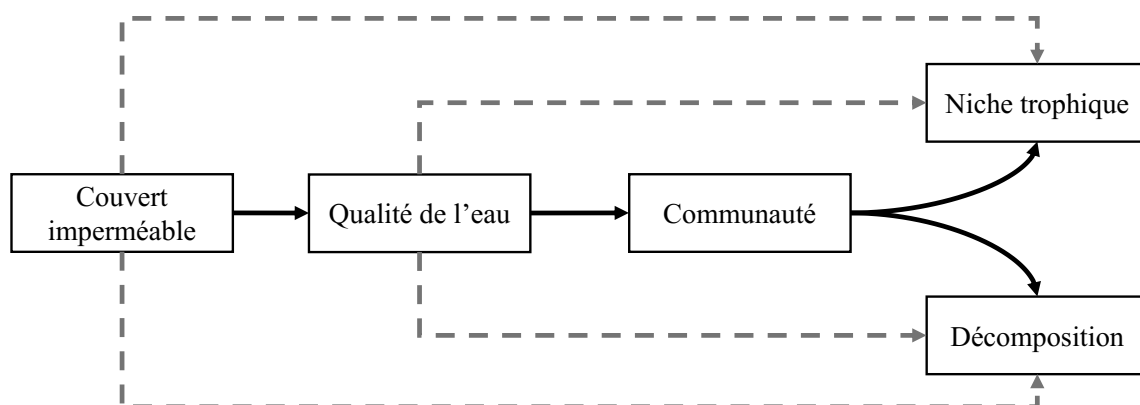


Figure 1.4. Schéma des objectifs spécifiques : analyse de piste de l'influence relative du couvert imperméable sur la qualité de l'eau, les communautés de macroinvertébrés et leurs niches trophiques ainsi que sur le potentiel de décomposition. Les flèches pleines indiquent les relations théoriques directes entre les variables, tandis que les flèches pointillées indiquent leurs relations théoriques indirectes.

CHAPITRE II

TRACKING THE MECHANISTIC PATHWAYS DRIVING ALTERED ECOSYSTEM FUNCTIONING IN URBAN STREAMS

Louis-Philippe Beauchamp*, Charles Gagnon et Eric Harvey

Centre de recherche sur les interactions bassins versants - écosystèmes aquatiques (RIVE),
Département des Sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières,
3351 boul. des Forges, Trois-Rivières, Québec, Canada, G9A 5H7

* Corresponding author; email address: louis-philippe.beauchamp@uqtr.ca

2.1 Abstract

1. Streams are closely connected to surrounding terrestrial ecosystems, making them particularly vulnerable to urban disturbances. While the negative effects of urbanization on aquatic biodiversity and ecosystem processes are well established, less is known about the pathways driving these effects.

2. This study investigated how impervious surface cover (IC), used as a proxy of urbanization, influences the direct and indirect pathways linking abiotic, biotic, structural and functional attributes of streams ecosystems. By adopting an integrative and holistic framework, it specifically aimed to uncover the mechanisms and causal pathways through which urbanization shapes ecosystem functioning.

3. Using two comparable North American river systems spanning a gradient of IC, we measured water quality, macroinvertebrate assemblages, macroinvertebrate trophic niche, and organic matter decomposition potential. Path analyses were used to disentangle direct and indirect effects of IC on ecosystem functioning.

4. Results revealed that urbanization directly impaired water quality and indirectly reshaped macroinvertebrate community structure and trophic width. Despite lower macroinvertebrate contributions to cellulose decomposition potential at higher IC, unmeasured pathways appeared to compensate.

5. Synthesis and applications: This study demonstrates that urbanization modifies stream ecosystem functioning through both direct abiotic alterations and indirect biotic pathways, highlighting the value of holistic analytical framework for uncovering the underlying mechanisms of ecosystem change. These findings support limiting impervious cover near streams and restoring riparian buffers to protect water quality and ecological processus. Finally, they also underscore the need to incorporate microbial alongside macrofaunal perspectives in monitoring and restoration efforts.

Keywords | Biodiversity, decomposition, ecosystem functioning, impervious cover, macroinvertebrates, stable isotopes, structural equation modeling, trophic niche, urban streams

2.2 Résumé

1. Les cours d'eau sont étroitement liés aux écosystèmes terrestres, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux perturbations urbaines. Bien que les effets négatifs de l'urbanisation sur la biodiversité aquatique et les fonctions écosystémiques soient bien établis, les mécanismes à l'origine de ces effets demeurent moins connus.
2. Cette étude a analysé comment la couverture en couvert imperméables (IC), utilisée comme indicateur de l'urbanisation, influence les voies directes et indirectes reliant les attributs abiotiques, biotiques, structurels et fonctionnels des écosystèmes de cours d'eau. En adoptant un cadre intégratif et holistique, elle visait plus précisément à mettre en évidence les mécanismes et les relations causales par lesquels l'urbanisation façonne le fonctionnement des écosystèmes.
3. En utilisant deux systèmes de rivières nord-américaines comparables couvrant un gradient d'IC, nous avons mesuré la qualité de l'eau, la composition des communautés de macroinvertébrés, la niche trophique des macroinvertébrés et le potentiel de décomposition de la matière organique. Des analyses de pistes ont été utilisées afin de démêler les effets directs et indirects de l'IC sur le fonctionnement des écosystèmes.
4. Les résultats ont révélé que l'urbanisation altérait directement la qualité de l'eau et modifiait indirectement la structure des communautés de macroinvertébrés ainsi que leurs niches trophiques. Malgré une contribution plus faible des macroinvertébrés au potentiel de décomposition de la cellulose à des niveaux élevés d'IC, des variables non mesurées semblaient compenser ces effets.
5. Synthèse et applications: Cette étude démontre que l'urbanisation modifie le fonctionnement des écosystèmes de cours d'eau à la fois par des altérations abiotiques directes et par des voies biotiques indirectes, soulignant l'intérêt d'un cadre analytique holistique pour révéler les mécanismes sous-jacents des changements écosystémiques. Enfin, ces résultats appuient la limitation des surfaces imperméables à proximité des cours d'eau et la restauration des bandes riveraines afin de protéger la qualité de l'eau et les processus écologiques.

2.3 Introduction

Urban expansion, driven by human population growth, is a leading driver of habitat loss and a major threat to freshwater ecosystems and their biodiversity (Reid et al., 2019; Seto et al., 2012). This vulnerability is especially pronounced in streams, which are intimately connected to terrestrial ecosystems through physical processes and flows of inorganic nutrients, organic matter, or living organisms – commonly referred as subsidies (Hynes, 1975; Loreau et al., 2003). As a result, disturbances in the terrestrial landscape can cascade into aquatic systems via both physical alterations and cross-ecosystem fluxes (Allan, 2004; Maloney & Weller, 2011). The cross-ecosystem ecological impacts of urbanization on streams have therefore become an important research focus, generating a vast body of literature (Paul & Meyer, 2001). Over time, physical, chemical, biological and functional responses of streams ecosystems to urbanization have been synthesized into a conceptual framework known as the “urban stream syndrome” (Walsh et al., 2005).

Although the syndrome highlights the negative effects of urban disturbances on biodiversity and ecosystem functions, the mechanisms linking biodiversity to ecosystem functioning in urban ecosystems remain poorly understood. The research on the biodiversity – ecosystem functioning (BEF) has produced hundreds of studies which, when synthesized through meta-analyses, indicate that biodiversity loss reduces the efficiency with which communities capture limiting resources and convert them into new biomass (Cardinale, Srivastava et al., 2006; Cardinale, Matulich et al., 2011; Loreau et al., 2001; Tilman et al., 2014). This pattern has also been documented in aquatic systems where similar BEF relationships have been observed (Lecerf & Richardson, 2010). Studies have shown that these relationships can be influenced by environmental changes and require further investigation in disturbed contexts (McKie et al., 2009). Given its substantial impacts on freshwater systems, urbanization represents a major disturbance that warrants attention in biodiversity – ecosystem functioning research.

Moreover, a holistic approach is needed to enhance our understanding on stream ecosystem functioning. Urbanization can simultaneously alter abiotic environmental parameters (e.g. water quality) and community structure (biodiversity), potentially leading to complex effects on ecosystem functioning (Cardinale, Nelson et al., 2000). These

intertwined impacts highlight the need to consider both structural and environmental changes when assessing stream ecosystem processes. Moreover, although biodiversity has been widely used to assess structural changes, other structural parameters, such as trophic structure, remain insufficiently documented (Lecerf & Richardson, 2010).

To address these gaps, this study investigates how urbanization shapes stream ecosystems by examining the relationships among abiotic, biotic, structural and functional attributes. Benthic macroinvertebrate communities, which are highly responsive to disturbances and central to stream ecosystem processes, provide valuable model systems in this context (Wallace & Webster, 1996). This diverse and ubiquitous group includes both sensitive taxa such as Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) and more tolerant taxa such as Oligochaeta and Chironomidae, enabling the assessment of urban disturbance through changes in community composition (Robert et al., 2024). Moreover, their high diversity allows benthic macroinvertebrates to occupy a wide range of trophic roles, including decomposers, grazers and predators (Merritt et al., 2017). Consequently, analyzing their community composition and trophic structure provides valuable insights into ecosystem processes such as productivity, energy flow, and nutrient cycling. Combined with directly mediated functions, such as organic matter decomposition, benthic macroinvertebrates are excellent indicators of the ecological consequences of urban disturbances (Wallace & Webster, 1996).

Therefore, we simultaneously analysed water quality, benthic macroinvertebrates communities, their trophic niche and organic matter decomposition along an urbanization gradient and used path analysis to disentangle the relative influence of urbanization on these abiotic, biotic, structural and functional attributes.

2.4 Materials and Methods

2.3.1. Study Area and Sampling Sites

Fieldwork was conducted between 9 April and 2 May 2024 in the city of Trois-Rivières, Québec, Canada. Watersheds of two streams flowing into the St. Lawrence River with contrasting degrees of urbanization were selected: Rivière Aux Sables (17,947 km²)

and Rivière Milette (14,644 km²; Figure 1A). Both watersheds belong to the Saint-Maurice River paleo delta, and thus share similar geomorphological features, including soft sediment substrate (Leblanc et al., 2013), as well as comparable instreams physical conditions (Table S1). The close resemblance between Rivière Milette (10.7 km) and Rivière aux Sables (13.8 km) supports their consideration as a single study system, thereby minimizing geomorphological biases. The Rivière Milette catchment is more heavily urbanized, flowing through the city center, with residential neighborhoods in the upstream section and an industrial district downstream. In contrast, the Rivière aux Sables catchment is comparatively well-preserved, with a largely natural upstream section, and low-intensity residential neighborhoods downstream (Fig. 1A). These two catchments were selected to encompass a broad range of urbanization intensity, and ten sites were systematically distributed along each river to span the entire upstream-downstream gradient, resulting in a total of 20 sites.

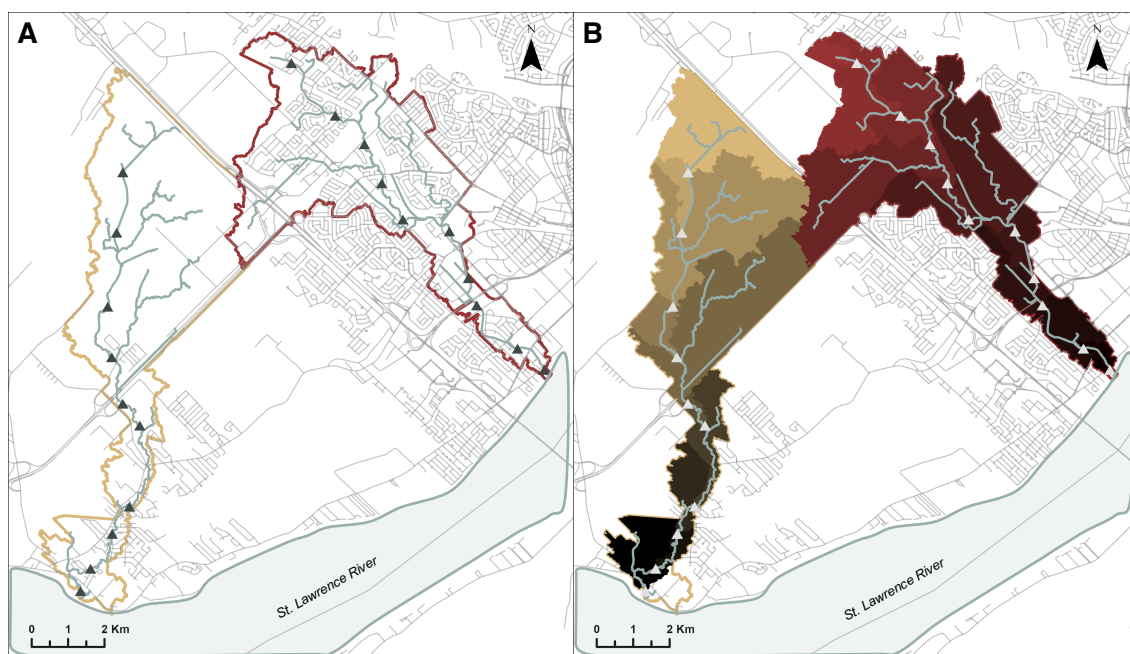


Figure 2.1 Study area overview: (A) Aux Sables and Milette streams and their catchments. (B) Sub-catchments and sampling sites along the studied rivers. The Rivière aux Sables and its catchment are shown in yellow, while the Rivière Milette and its catchment are shown in red. Sampling sites are represented by black (A) and white (B) triangles.

2.3.2. *Urbanization*

To quantify urbanization along the streams, each catchment was divided into 10 sub-catchments, with the sampling sites serving as pour points for delineation (Fig. 1B). This was accomplished using a Digital Elevation Model (DEM) of the study region derived from publicly accessible LiDAR data (Ministère des ressources naturelles et des forêts, 2024). The DEM of 1 m resolution was corrected to include culverts identified from satellite imagery (Campeau et al., 2023) before the watersheds were delineated with geoprocessing tools from the “watershed” package in ArcGIS pro version 3.4.

Urbanization was quantified using the proportion of impervious surface cover (IC) in each sub-catchment as a proxy. IC was estimated from satellite imagery using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), a widely used remote-sensing metric for distinguishing vegetated from non-vegetated surfaces. The NDVI was calculated from the near-infrared (NIR) and the red (R) spectral bands of 10 m-resolution multispectral imagery (MSI) acquired in June 2024 by the Copernicus Sentinel-2 satellite (European Space Agency [ESA]). Vegetation such as forests, grasslands or shrublands reflects more NIR and less R, resulting in higher NDVI values, whereas impervious surfaces and bare soils such as parking lots and bare agricultural fields yield values close to zero or negative. All non-vegetated cover was assumed to be impervious, which may have resulted in a slight overestimation given the minimal agricultural land cover in the catchments. Then, the proportion of IC was then quantified using ArcGIS pro.

Local IC proportion (sub-watershed scale) was measured rather than the cumulative upstream scale (which sums urban and total surfaces of all upstream sub-catchments). This approach better captures immediate disturbances affecting the local community and avoids the dilution effect, where significant local impacts can be masked when averaged over a large area (Nelson Mwaijengo et al., 2020; Schiff & Benoit, 2007). This local focus is further justified as upstream effects are often attenuated by natural retention processes and do not fully transmit downstream (Burns, 1998; Peterson et al., 2001).

2.3.3. *Aquatic macroinvertebrates community and water quality*

To analyze the macroinvertebrate communities along the two streams, kick-net sampling was conducted following a protocol adapted from Quebec's MFFP guide “Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrats meubles” (Moisan & Pelletier, 2011). Along a 50-meter transect, 20 kick net samples were collected in all habitat types available in the transect prioritizing the most biogenic habitats (macrophytes beds, submerged woody debris, bryophyte and algal mats). All 20 samples of the same site were pooled and preserved in ethanol for further laboratory analysis. Samples were then sorted counted under a binocular microscope; insects identified to the family level, whereas non-insect macroinvertebrates were identified to the class or subclass level.

To assess the water quality, four physicochemical parameters were measured in situ on two occasions between 9 April and 2 May 2024. Conductivity (Myron L Company, ULTRAPEN™ PT1), turbidity (AquaFluor), pH and temperature (Myron L Company, ULTRAPEN™ PT2) were measured before and the day of macroinvertebrate sampling (Table S2). To minimize short-term variability and obtain a more accurate representation of the water quality profile at each site, the two measurements were averaged prior to statistical analysis.

2.3.4. *Isotopic analysis*

To analyze the trophic niche of macroinvertebrate communities, stable carbon and nitrogen isotopes were used to identify the range of resources exploited in the system (^{13}C) and to estimate the length of the trophic chain (^{15}N ; Peterson & Fry, 1987). After identification, isotopic values of macroinvertebrate families with sufficient biomass (more than ten individuals for small taxa such as Chironomidae or Hydropsychidae, and one or two individuals for larger taxa such as Cordulegastridae) were measured. Samples were dried at 70°C for at least 48 hours and ground into a homogenous powder. Two replicates of 1.0 mg of each sample were encapsulated in tin capsules and analyzed for N and C stable isotopes composition using a continuous-flow isotope-ratio mass spectrometer

(IRMS). Samples were measured against calibrated reference gases (high purity N² and CO²) and laboratory standards which were referenced against international certified reference materials (USGS-40 and USGS-41). Isotope ratios were expressed in delta notation $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ relative to Vienna Pee Dee Belemnite and AIR.

2.3.5. *Decomposition potential*

Cellulose decomposition potential (CDP) was used as a proxy for instream decomposition. To do so, a standardized cotton strip method (Tiegs et al., 2013) was used, in which the loss of tensile strength of the strips serves as a proxy for organic matter degradation. At each site, four strips enclosed in coarse mesh bags and four in fine mesh bags were submerged in river water at the beginning of the field season. These treatments were used to distinguish the relative contributions of macroinvertebrates and of microbes and fungi to the decomposition process. The strips were removed after 35 days in the streams. This amount of time was intended to yield over 50% tensile-strength loss. Each strip was cleaned in 90% ethanol for approximately 30 seconds, then dried at 40°C for at least 24 hours and stored until tensile-strength measurements were performed.

A Mark-10 easyMeasur-LR (F105-EM, accuracy $\pm 0.1\%$) tensiometer was used to determine maximal tensile strength. Approximately 1-cm-long portions at each end of the strip was placed in the grips mounted on a motorized test stand. The strips were pulled at a fixed rate of 2 cm/min until breakage, which indicated the maximal tensile strength. Tensile loss was then calculated using equation 1.

$$\text{TL} = (\text{Tensile Strength}_{\text{treatment}} / \text{Tensile Strength}_{\text{reference}}) \times 100 / 35$$

Equation 1. Tensile loss equation. Where TL is Tensile Loss, Tensile Strength_{treatment} is the maximum tensile strength recorded for each of the strips incubated in the field, and Tensile Strength_{reference} is the mean tensile strength of 10 strips that were not incubated in the field, but were cleaned with ethanol, dried and stored. 35 corresponds to the number of in-stream deployment days.

Preliminary analysis of tensile loss revealed no significant differences between coarse and fine mesh treatments (same mean and variance; Fig. S1). Based on this result, tensile loss data of the two treatments were pooled to calculate a mean value per site for further analysis, thereby increasing the number of replicates and improving the robustness of the results.

2.3.6. *Statistical analysis*

Abiotic and biotic variables

To explore the multivariate structure of water quality conditions among sites, we performed a Principal Component Analysis (PCA) on the measured physicochemical variables (temperature, pH, conductivity, turbidity) to facilitate the visualization of patterns of covariation among variables and to compare site profiles in a reduced ordination space (Legendre & Legendre, 2012). Site scores from the first two principal components were examined, as these axes explained the largest proportion of variance in the data. To assess the potential influence of urbanization, site scores were visualized along a gradient of IC.

To assess patterns in macroinvertebrate community composition among sites, a Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on a Hellinger-transformed species abundance matrix was conducted using Euclidean distances. This transformation was selected because preliminary analyses suggested that most compositional changes reflected shifts in relative abundances rather than the presence or absence of species (Anderson et al., 2011). The PCoA enables visualization of community similarity among sites, with closer sites sharing more similar macroinvertebrate assemblages. Community patterns were further examined in relation to urbanization, with sites colored according to their IC.

To quantify biotic homogenization of macroinvertebrate communities, pairwise distance between sites were calculated in the PCoA ordination space and the mean distance to all other sites was computed for each site (Legendre & Legendre, 2012). This metric reflects the distinctiveness of each community, with lower values indicating more

homogeneous assemblages. The resulting homogenization index was then modeled with IC using simple linear regression.

Trophic niche

Trophic niche was quantified using stable isotope ratios of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) as a measure of trophic niche width across sites. To do so, Bayesian Standard Ellipse Areas (SEAb) were calculated using the SIBER package (Jackson et al., 2011) in R, providing an estimate of the core isotopic niche while being robust to small sample sizes.

In addition, isotopic standard deviations (SD) were calculated separately for $\delta^{13}\text{C}$ (SD^{13}C) and $\delta^{15}\text{N}$ (SD^{15}N) within each site (Layman et al., 2007). These metrics were used to capture the dispersion of taxa in isotope space and to interpret the main axes of variation contributing to differences in ellipse size. Simple linear regressions were then applied to evaluate relationships between IC and trophic structure indices (SD^{13}C , SD^{15}N).

Path analysis

Piecewise structural equation modeling (SEM) was used to disentangle direct and indirect effects of urbanization on stream ecosystems by linking abiotic (impervious cover and water quality), biotic (macroinvertebrate community composition), structural (trophic structure) and functional (CDP) variables. This approach was selected because SEM allows testing of hypothesized causal pathways among multiple interdependent variables within a single analytical framework. The piecewiseSEM package in R (Lefcheck, 2016) was used to fit models as a set of linear mixed-effects models, which is particularly suitable for small sample sizes and hierarchical ecological data.

Models were constructed based on a priori hypotheses derived from established ecological theory regarding hierarchical environmental filtering in stream ecosystems (Leibold et al., 2004). Impervious cover was treated as an exogenous landscape-level driver expected to alter stream physicochemical conditions, as widely documented in urban stream ecology (Walsh et al., 2005). These abiotic changes were hypothesized to act as environmental filters shaping macroinvertebrate community composition, consistent with species-sorting theory. Community composition was then expected to

influence trophic niche structure, which represents an emergent a property of resource use patterns at assemblage level (Newsome et al., 2007). Accordingly, we tested pathways whereby IC influences stream physicochemical characteristics (PCA axis 1), which in turn affect macroinvertebrate community composition (PCoA axis 1), and CDP, followed by effects on trophic niche widths. Two separate models, one for decomposition potential and one for trophic niche, were necessary due to the statistical limitations imposed by the small sample size (n=20). Directs effects of urbanization on structural and functional variables were also included to account for potential unmediated influences.

In addition, we tested for partial mediation by comparing saturated and reduced models, thereby assessing whether indirect effects alone could explain the relationships or whether direct pathways were still required. Model fit was assessed using chi-squared tests based on a d-separation approach (Shipley, 2016), where non-significant p-values ($p > 0.05$) indicate adequate model fit. Competing models, including alternative mediation structures, were compared using Akaike's Information Criterion (AIC), and standardized path coefficients were extracted to evaluate the relative strength of causal relationships.

2.5 Results

2.4.1. Impervious cover proportion

The proportion of impervious cover (IC) in the sub-catchments increased from upstream to downstream along each stream. The regression shown in Figure 2.2 illustrates a continuous increase from the upstream sites of Rivière aux Sables to the downstream sites of Rivière Milette. The lowest IC was measured in sub-catchment 2 (upstream Rivière aux Sables; 0.001), whereas the highest occurred in sub-catchment 18 (downstream Rivière Milette; 0.80). Overall, sites in Rivière Aux Sables exhibited lower IC values (mean \pm SD: 0.14 ± 0.12) compared with sites in Rivière Milette (mean \pm SD: 0.51 ± 0.17).

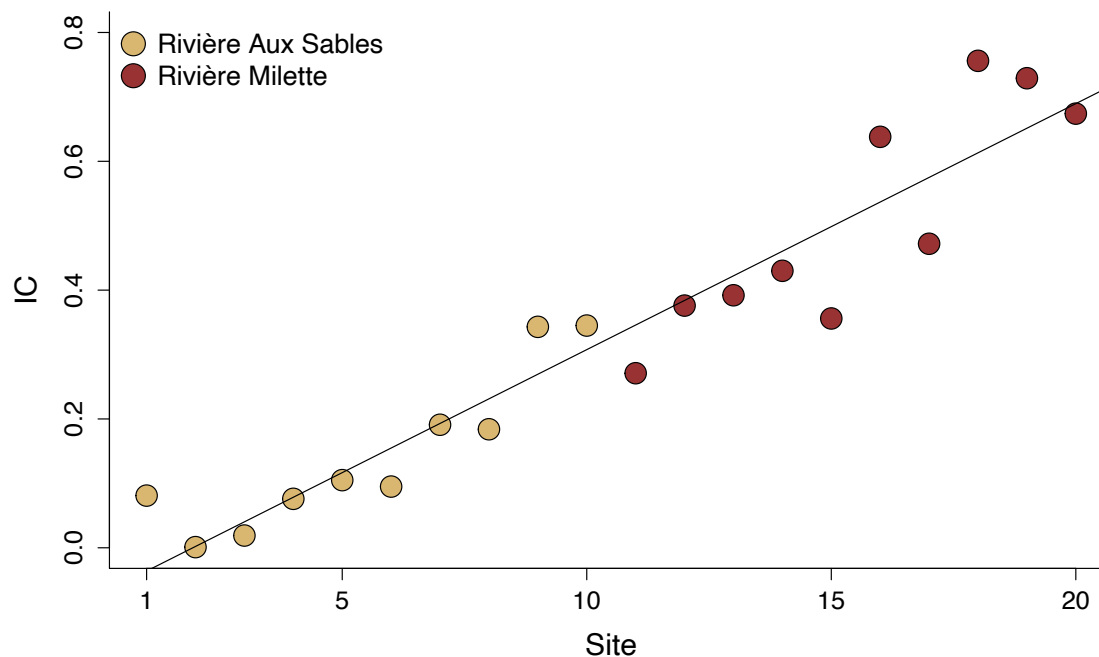


Figure 2.2. Impervious surface percentage along the Aux Sables and Milette streams sub-watersheds. Sites 1 to 10 correspond to the Aux Sables stream (yellow points, upstream to downstream), and sites 11 to 20 to the Milette River (red points, upstream to downstream).

2.4.2. Physico-chemistry

Physico-chemical variables measured in the Aux Sables and Milette streams showed clear differences among sites. Conductivity exhibited the strongest contrast, with Milette sites presenting a mean of $460.3 \pm 192.9 \mu\text{S cm}^{-1}$ and Aux Sables sites a mean of $145.4 \pm 43.2 \mu\text{S cm}^{-1}$. Temperature ranged from 5.5 to 9.9 °C (mean \pm SD: 7.9 ± 1.3), pH values varied between 6.5 and 7.7 (mean \pm SD: 7.1 ± 0.4), and turbidity ranged from 3.8 to 14.3 NTU (mean \pm SD: 7.4 ± 2.9) across the two rivers. Overall, Milette sites were characterized by higher conductivity and pH compared with Aux Sables, whereas temperature was relatively similar between rivers. The Principal Component Analysis (PCA) biplot summarizes water quality variation among sites and the contribution of each physico-chemical variable (Fig. 3) and further descriptions of physicochemical profiles descriptions are provided in supplementary material (Table S2).

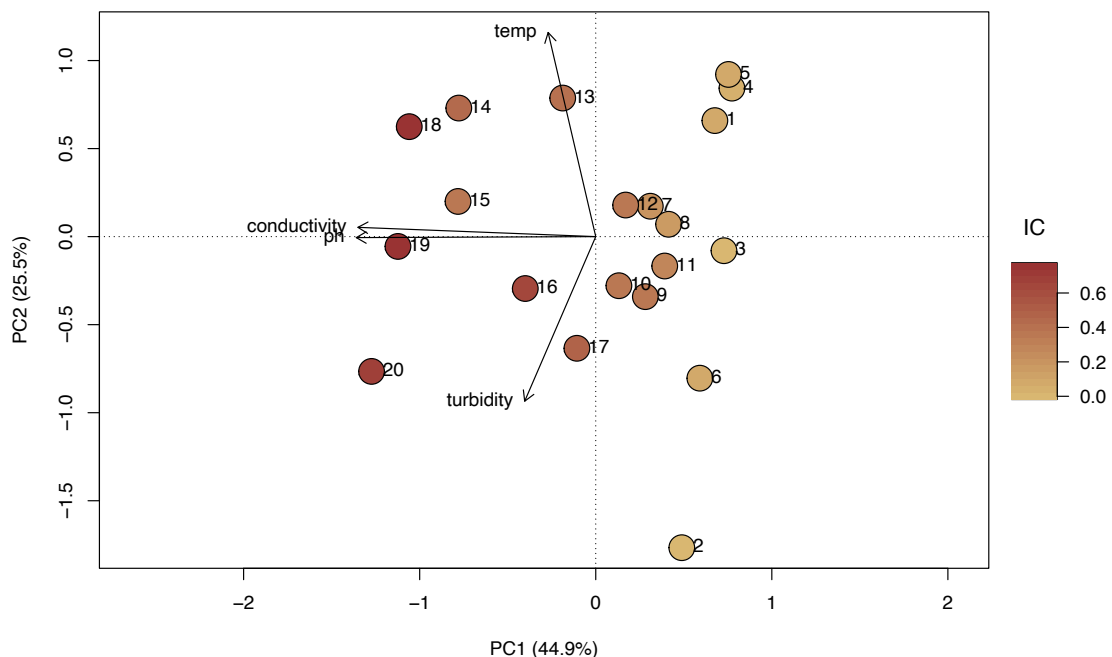


Figure 2.3. Principal Component Analysis (PCA) of physicochemical variables across sites along an impervious cover (IC) gradient. The IC gradient, expressed as a proportion, is represented through a color scale applied to the sites, illustrating changes in physicochemical conditions along the urbanization gradient. Sites are numbered according to their position: 1 mark the upstream and 10 the downstream of the Aux Sables River; 11 mark the upstream and 20 the downstream of the Milette River.

The first two principal components explained 70.4% of the total variance. Sites were separated along the first principal component (PC1) according to the intensity of urbanization, with higher impervious cover associated with higher conductivity and pH. Second principal component (PC2) mainly reflected turbidity and temperature gradient.

2.4.3. Macroinvertebrates communities

A total of 64 macroinvertebrate taxa were identified, including 57 insect families and 7 non-insect macroinvertebrate taxa. Community composition across sites was summarized using a Principal Coordinates Analysis (PCoA; Fig. 4A). The first two axes

explained 54.7% of the total variation. Sites clustered along the impervious cover gradient, suggesting similarity in community composition with urbanization

Mean pairwise distance in the PCoA space decreased with increasing IC (Fig. 4B; $R^2 = 0.23$, $p < 0.02$), indicating greater taxonomic similarity among communities at more urbanized sites.

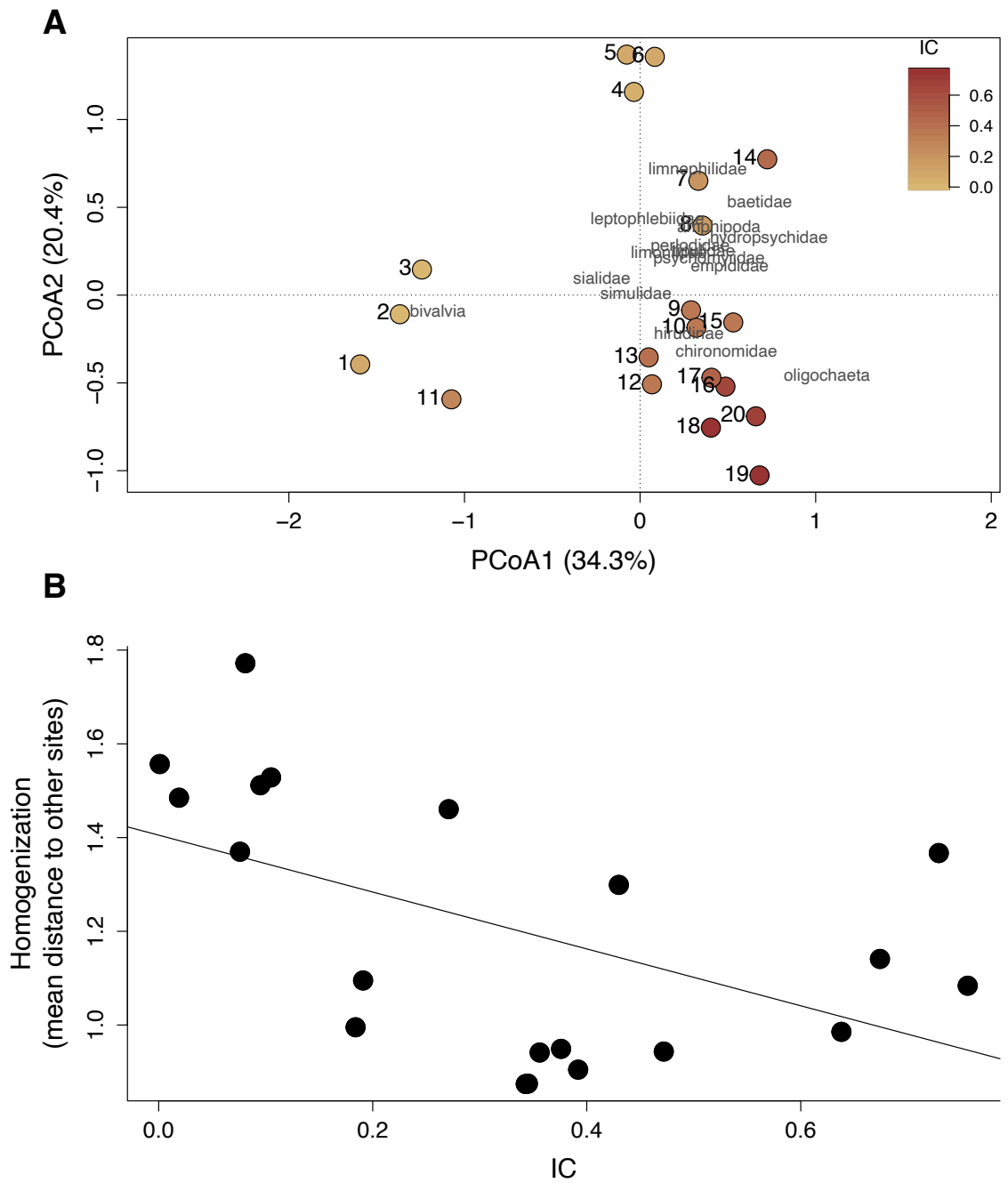


Figure 2.4. (A) Principal Coordinates Analysis (PCoA) of macroinvertebrates communities performed on a Euclidian distance matrix after Hellinger transformation of taxa data. Each point represents a community at a given site, with closer points indicating greater similarity in community composition. The IC gradient, expressed as a proportion, is represented through a color scale applied to the sites, illustrating changes in community composition along the urbanization gradient. Only the taxa located more than 0.2 units from the origin are displayed, representing those contributing the most to the variation. Sites are numbered according to their position: 1 mark the upstream and 10 the downstream of the Aux Sables River; 11 mark the upstream and 20 the downstream of the Milette River. **(B) Relationship between impervious cover (IC) expressed as a proportion and macroinvertebrate community homogenization.**

2.4.4. *Trophic structure*

Stable isotope analyses were conducted for 23 macroinvertebrate taxa and standard ellipse area are represented in supplementary material (fig. S3). Bayesian regression further revealed a consistent negative relationship between IC and Bayesian standard ellipse area (SEAb; Fig. 2.5A) with a posterior mean slope of -49.2 (95% credible interval ranging from -75.5 to -30.3). These results indicate that increasing IC consistently reduces the trophic niche width of macroinvertebrate communities.

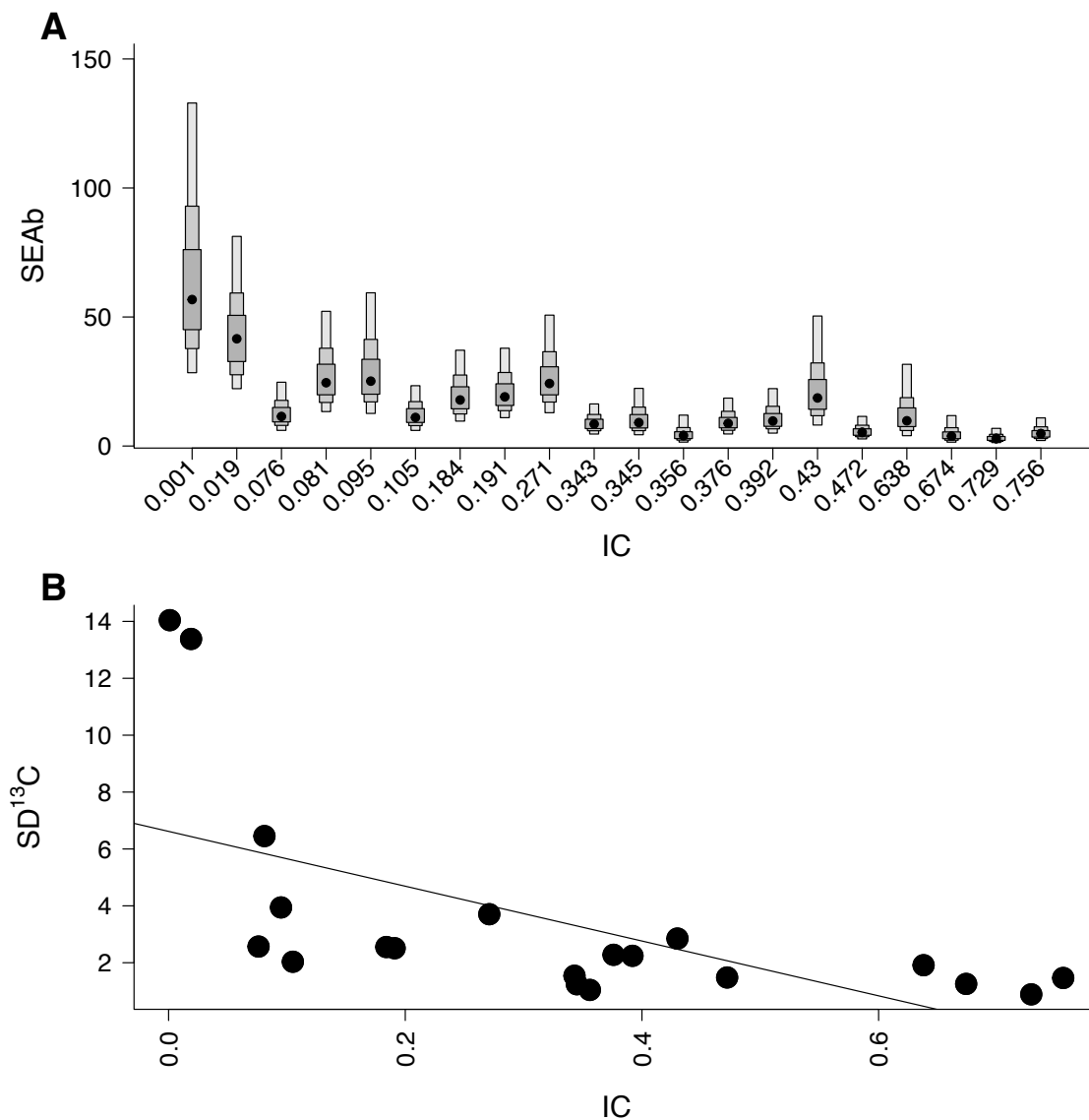


Figure 2.5. (A) Relationship between Bayesian Standard Ellipse Area (SEAb) and impervious cover (IC). (B) Relationship between Standard Deviation (SD) of $\delta^{13}\text{C}$ and impervious cover. Posterior distributions of SEAb are shown for each site. Sites are ordered along the x-axis by increasing IC proportion, and x-axis labels indicate the corresponding IC proportion for each site.

To better understand whether the observed reduction in SEAb was driven by changes in carbon or nitrogen axes, the standard deviation of $\delta^{13}\text{C}$ (SD^{13}C) and $\delta^{15}\text{N}$ (SD^{15}N) were calculated within each site. SD^{13}C reflects variation in basal resource use, whereas SD^{15}N captures differences in trophic position among taxa. Simple linear regressions were performed to assess the relationships between SD and IC. A significant negative relationship was observed between SD^{13}C and IC ($R^2 = 0.34$, $p = 0.004$; Fig. 2.5B), indicating that carbon source diversity decreased with increasing urbanization. No significant relationship was detected for SD^{15}N (Fig. S3). Note that despite the two outliers in SD^{13}C analysis, the relationship remained significant when they were excluded ($R^2 = 0.34$, $p = 0.007$), supporting its robustness.

2.4.5. *Decomposition potential*

Cellulose decomposition potentials were quantified as tensile strength loss, expressed as percentage per day (N, %/day) across the study sites. The relationship between tensile loss and impervious cover (IC) was further assessed using a linear regression model, showing a strong positive relationship ($R^2 = 0.82$, $p < 0.001$; Fig. 6). Sites with higher impervious cover exhibited greater tensile loss, suggesting that IC accelerates organic matter breakdown.

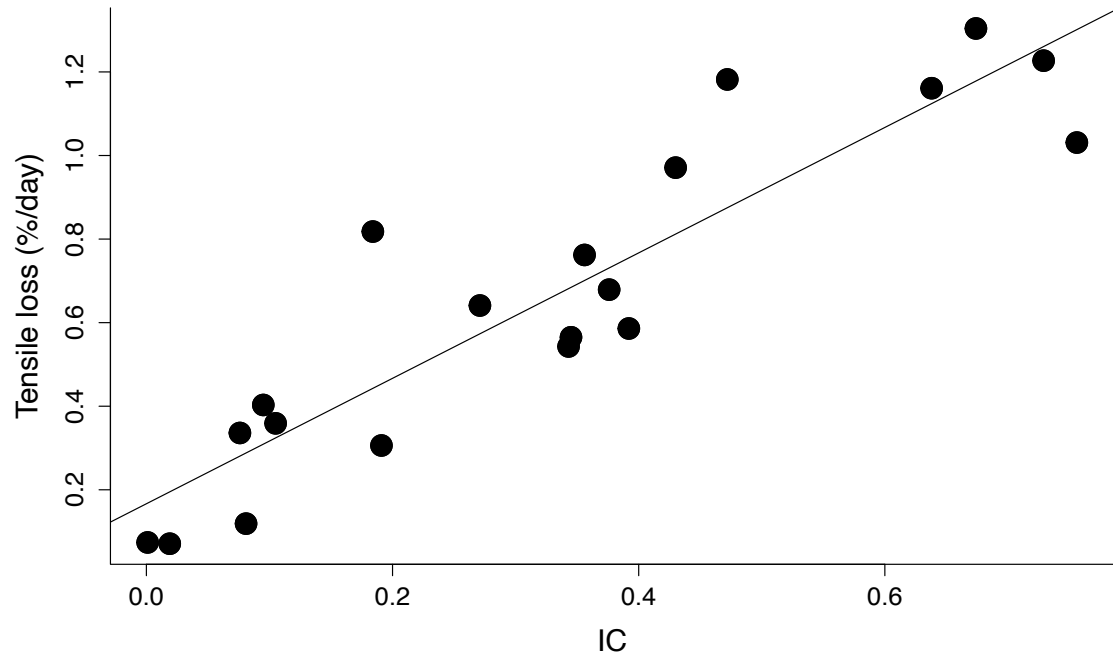


Figure 2.6. Relationship between impervious cover (IC) expressed as a percentage (%) and tensile strength loss of cotton strips (percentage of initial strength lost, N). Each point represents the mean tensile loss of the eight cotton strips per site.

2.4.6. Structural equation modeling

The relative influence of urbanization on these ecosystem attributes was analyzed using path analysis (Fig. 2).

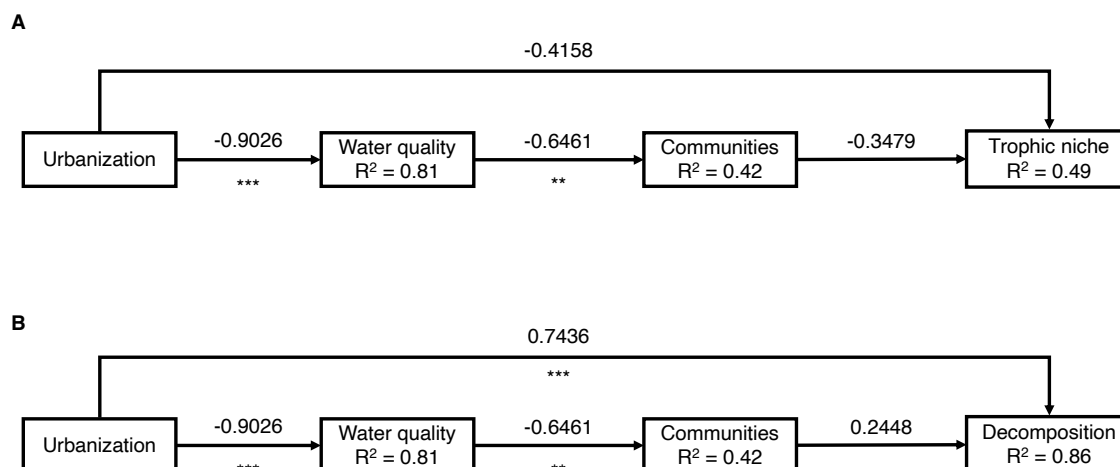


Figure 2.7. Structural equation modeling (SEM) of direct and indirect effects between (A) urbanization, water quality, communities and trophic niche and (B) urbanization, water quality, communities and CDP. Direction of the effects are represented by arrows accompanied by their standardized path coefficient quantifying the strength of the effect. Significant paths are marked by asterixis (0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05).

Tests of directed separation for both SEMs did not indicate any significant missing paths ($p > 0.05$), supporting the adequacy of the hypothesized model structure. The first model (Fig. 2A) exhibited a good global goodness-of-fit (chi-squared = 2.1, $p = 0.35$; Fisher's $C = 4.043$, $p = 0.4$), explaining 49% of the variance in trophic niche. These results suggest that IC influences stream trophic niche both directly and indirectly via changes in community composition and water quality. For the second model (Fig. 2B), 86% of the variation in decomposition potential was explained and it exhibited good overall fit (chi-squared = 1.571, $p = 0.456$; Fisher's $C = 2.941$, $p = 0.568$), suggesting that urbanization affects decomposition potential directly and, to a lesser extent, through water quality and community composition.

2.6 Discussion

This study investigated the pathways through which urbanization shapes stream ecosystem functioning by simultaneously assessing water quality, macroinvertebrate community composition, trophic niche dynamics and cellulose decomposition potential (CDP). Results indicate that impervious cover (IC) exerted direct effects on water quality, trophic niche width and CDP. Path analysis further showed that IC indirectly altered macroinvertebrate assemblages via its impact on water quality, leading to a contraction of trophic niche width, while also increasing CDP through additional, unmeasured mechanisms.

The pronounced effect of urbanization on water quality was evidenced by the strong association between IC, conductivity and pH. Although this relationship has been widely reported (Walsh et al., 2005), identifying the most responsive physicochemical parameters in this study system was relevant given the substantial local and regional variability in streams responses to urbanization (Booth et al., 2016). In this case, conductivity and pH emerged as the strongest indicators among the variables measured, though other urban-sensitive parameters (e.g., total phosphorus and ammonium and dissolved organic carbon) may also respond to urbanization but were beyond the scope of this study (Hatt et al., 2004). These patterns are likely driven by the influx of anthropogenic inputs from urban land-use, notably road salts and the weathering of impervious surfaces. Runoff mobilizes these salts and mineral residues, releasing ions such as calcium, magnesium, potassium and bicarbonate. This process enhances stream water alkalinity and conductivity (Kaushal et al., 2017) and has the potential to trigger cascading effect on aquatic communities (Johnson et al., 2013).

Indeed, the observed increase in water conductivity and pH was associated with changes in community composition, as suggested by the SEM path analysis results. While conductivity and pH emerged as the strongest indicators among the measured variables, it is important to note that macroinvertebrate responses may also reflect other urban-associated environmental factors not captured in this study, such as nutrient concentrations or contaminants. Aquatic invertebrates can be affected by water chemistry through multiple biological pathways, including physiological tolerances and contaminant

toxicity. Consequently, organisms with limited osmoregulatory capacity or contaminant tolerance may be disadvantaged by fluctuations in dissolved ions concentration and increased water alkalinity, ultimately leading to populations dynamics (Johnson et al., 2013). Ephemeroptera taxa provide a clear example, as they are highly sensitive to elevated conductivity, with reduction reported even at relatively low concentrations levels (200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Timpano et al., 2018). In the present study system, sites with greater IC frequently exceeded this threshold, which may partly account for the decrease in diversity observed. Overall, conductivity and pH appear to play a major role in driving the loss of diversity and the dominance of tolerant taxa such as Chironomidae and Oligochaeta, ultimately leading to community homogenization of urban sites.

The loss of sensitive taxa not only promotes community homogenization but also results in the reduction of ecosystem structure and functions to which these taxa contribute. According to the SEM results, the homogenization of community composition exerts an effect on the trophic niche of macroinvertebrates, whereas its influence on decomposition processes appears comparatively limited. This highlights the narrowing of the isotopic trophic niche as a consequence of urbanization impacts on macroinvertebrates communities. Consistently, the reduction of ellipse area observed with increasing urbanization, indicating a loss of trophic complexity, appears to result primarily from indirect effects mediated through water quality deterioration and community restructuring, rather than from direct urbanization effects.

As anticipated, shifts in community composition altered the trophic niche, particularly the variability in exploited carbon resources, as indicated by the standard deviation of $\delta^{13}\text{C}$ values. This suggests that urban sites may support fewer distinct carbon sources, while trophic positions remain relatively stable. Such patterns imply that urbanization may alter the variability of exploited resources more than the hierarchy of trophic interactions, consistent with previous studies showing that changes in community composition and water quality constrain the range of available food sources (García et al., 2017).

The observed horizontal contraction of the isotopic niche can be interpreted through several non-mutually exclusive mechanisms. First, a non-random loss of specialist consumers may lead to “niche elimination, reducing the breadth of exploited resources

(Woodward, 2009). Second, limited resource availability may drive “niche generalization”, where consumers converge toward similar, more omnivorous diets (Pyke et al., 1977). Third, increased environmental homogeneity may lead to “niche homogenization”, whereby consumers disproportionately rely on a narrower set of dominant resources (Schoener, 1974).

Although the direct relationship between water quality degradation and community composition observed in this study is most consistent with the niche elimination hypothesis, the other mechanisms cannot be ruled out. It is therefore likely that multiple processes operate simultaneously to shape trophic niche structure along the urban gradient.

In the other hand, cellulose decomposition potential seems to be predominantly influenced by the direct impacts of urbanization, rather than by indirect pathways mediated through changes in water quality or macroinvertebrate community composition. This indicates that the absence of certain unmeasured parameters constrains a full understanding of the mechanisms by which urbanization influences decomposition. Given the lack of differences in tension loss between the two mesh-size treatments, a negligible contribution of macroinvertebrates was expected. Supplementary community analyses revealed a low relative abundance of shredders in the present study system (Figure S2). Nonetheless, CDP increased with IC, in agreement with previous findings (Tiegs et al., 2024). Although this study did not assess the decomposer microbial community, previous research suggests that some microorganisms may actually thrive under urban conditions, potentially compensating for the reduced role of macroinvertebrates in decomposition potential (Tagliaferro et al., 2022). This highlights the need to consider both microbial and invertebrate pathways when evaluating ecosystem functioning in urban streams, as shifts in their relative contributions may alter the overall dynamics of organic matter processing under urban pressure.

Overall, this study demonstrates that urbanization exerts pronounced effects on stream ecosystems by altering water quality, restructuring macroinvertebrate communities, and reducing trophic niche width, while simultaneously increasing decomposition potential. These findings suggest that changes in community composition primarily affect trophic interactions, whereas decomposition potential is more directly

influenced by urban pressures, potentially mediated by microorganisms rather than macroinvertebrates. Nonetheless, the relatively small sample size ($n=20$) limited the complexity of the structural equation models that could be tested, constraining the integration of additional pathways and variables. Future studies with larger datasets would allow more comprehensive models, including microbial communities, to assess whether urbanization indeed shifts the relative contribution of microbes and macroinvertebrates to organic matter processing, thereby refining our understanding of the reorganization of ecosystem functions in urban streams.

2.7 Acknowledgments

We respectfully acknowledge that this research was conducted on the unceded ancestral lands of the Atikamekw Nation, in what is now known as the provincial administrative region of Mauricie, Québec, Canada. We are grateful to Pierre-André Bordeleau for his support with geomatics and to Stéphanie L'Italien-Simard, Camille Milot, and Félix-Antoine Aird for their assistance in the field.

2.8 References

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(Volume 35, 2004), 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412–420. <https://doi.org/10.1086/684940>
- Burns, D. A. (1998). Retention of NO₃ in an upland stream environment: A mass balance approach. *Biogeochemistry*, 40(1), 73–96. <https://doi.org/10.1023/A:1005916102026>
- Campeau, S., Ruiz, J., Bourgeois, B., Damar, H., Halde, C., Proulx, R., Rodriguez, M. A., Maire, V., Mazzei, R., Vaillancourt, M., Poulin, M., Vanasse, A., Seguin, P., Bertolo, A., Bordeleau, P.-A., Bregard, A., Cabana, G., Tamini, L. D., Decelles, A.-M., ... Watson, C. (2023). *Synthèse et recommandations des recherches du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre* (p. 143 p.+ annexes). Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval, Université McGill, rapport déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/portail/gscw031?owa_no_site=5765&owa_no_fiche=80&owa_bottin=
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., & Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572–592. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000364>

- Cardinale, B. J., Nelson, K., & Palmer, M. A. (2000). Linking species diversity to the functioning of ecosystems: On the importance of environmental context. *Oikos*, *91*(1), 175–183. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910117.x>
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Emmett Duffy, J., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, *443*(7114), 989–992. <https://doi.org/10.1038/nature05202>
- García, L., Cross, W. F., Pardo, I., & Richardson, J. S. (2017). Effects of landuse intensification on stream basal resources and invertebrate communities. *Freshwater Science*, *36*(3), 609–625. <https://doi.org/10.1086/693457>
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., & Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, *34*(1), 112–124. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0221-8>
- Hynes, H. B. N. (1975). The stream and its valley. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. (world). <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03680770.1974.11896033>
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., & Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, *80*(3), 595–602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01806.x>
- Johnson, R. C., Jin, H.-S., Carreiro, M. M., & Jack, J. D. (2013). Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, *58*(5), 843–857. <https://doi.org/10.1111/fwb.12090>
- Kaushal, S. S., Duan, S., Doody, T. R., Haq, S., Smith, R. M., Newcomer Johnson, T. A., Newcomb, K. D., Gorman, J., Bowman, N., Mayer, P. M., Wood, K. L., Belt, K. T., & Stack, W. P. (2017). Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use. *Applied Geochemistry, Urban Geochemistry*, *83*, 121–135. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.02.006>

- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., & Post, D. M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88(1), 42–48. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88%255B42:CSIRPF%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88%255B42:CSIRPF%255D2.0.CO;2)
- Leblanc, Y., Légaré, G., Lacasse, K., Parent, M., & Campeau, S. (2013). Caractérisation hydrogéologique du sud-ouest de la Mauricie. *Rapport Déposé Au Ministère Du Développement Durable, de l'Environnement, de La Faune et Des Parcs Dans Le Cadre Du Programme d'acquisition de Connaissances Sur Les Eaux Souterraines Du Québec Département Des Sciences de l'environnement, Université Du Québec à Trois-Rivières, 134*. https://rqes.ca/wp-content/uploads/2016/08/leblanc_yves_res_2010.pdf
- Lecerf, A., & Richardson, J. S. (2010). Biodiversity-ecosystem function research: Insights gained from streams. *River Research and Applications*, 26(1), 45–54. <https://doi.org/10.1002/rra.1286>
- Lefcheck, J. S. (2016). piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 573–579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Chapter 9, Ordination in reduced space. In *Developments in Environmental Modelling* (Vol. 24, pp. 425–520). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50009-5>
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7), 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Loreau, M., Mouquet, N., & Holt, R. D. (2003). Meta-ecosystems: A theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters*, 6(8), 673–679. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00483.x>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>

- Maloney, K. O., & Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: Land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611–626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02522.x>
- McKie, B. G., Schindler, M., Gessner, M. O., & Malmqvist, B. (2009). Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: Environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia*, 160(4), 757–770. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1336-7>
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Chapter 20, Trophic relationships of macroinvertebrates. In F. R. Hauer & G. A. Lamberti (Eds.), *Methods in Stream Ecology, Volume 1 (Third Edition)* (pp. 413–433). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>
- Ministère des ressources naturelles et des forêts. (2024). *Lidar—Modèles numériques (terrain, canopée, pente, courbe de niveau)—Données Québec*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/produits-derives-de-base-du-lidar>
- Moisan, J., & Pelletier, L. (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec—Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroiinvertebre/protocole/index.htm
- Nelson Mwaijengo, G., Msigwa, A., Njau, K. N., Brendonck, L., & Vanschoenwinkel, B. (2020). Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of The Total Environment*, 715, 134825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134825>
- Newsome, S. D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S., & Phillips, D. L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 429–436. <https://doi.org/10.1890/060150.1>
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32(Volume 32, 2001), 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 18(Volume 18, 1987), 293–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>

- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Martí, E., Bowden, W. B., Valett, H. M., Hershey, A. E., McDowell, W. H., Dodds, W. K., Hamilton, S. K., Gregory, S., & Morrall, D. D. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292(5514), 86–90. <https://doi.org/10.1126/science.1056874>
- Pyke, G. H., Pulliam, H. R., & Charnov, E. L. (1977). Optimal foraging: A selective review of theory and tests. *The Quarterly Review of Biology*, 52(2), 137–154. <https://doi.org/10.1086/409852>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Robert, A., Pinel-Alloul, B., Taranu, Z. E., & Harvey, E. (2024). Green landscape and macrophyte cover influence macroinvertebrate taxonomic and functional feeding groups in urban waterbodies at multiple spatial scales. *Aquatic Sciences*, 86(4), 104. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01119-1>
- Schiff, R., & Benoit, G. (2007). Effects of impervious cover at multiple spatial scales on coastal watershed streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(3), 712–730. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00057.x>
- Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185(4145), 27–39. <https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shipley, B. (2016). *Cause and correlation in biology: A user's guide to path analysis, structural equations and causal inference with R* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139979573>
- Tagliaferro, M., Buria, L., Giorgi, A., & Albariño, R. (2022). Nutrient enrichment and altered temperature regime explain litter decomposition in cold-temperate urban streams. *Hydrobiologia*, 849(7), 1559–1574. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04796-x>

- Tiegs, S. D., Capps, K. A., Costello, D. M., Schmidt, J. P., Patrick, C. J., Follstad Shah, J. J., LeRoy, C. J., & the CELLDEX Consortium. (2024). Human activities shape global patterns of decomposition rates in rivers. *Science*, *384*(6701), 1191–1195. <https://doi.org/10.1126/science.adn1262>
- Tiegs, S. D., Clapcott, J. E., Griffiths, N. A., & Boulton, A. J. (2013). A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological Indicators*, *32*, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.013>
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *45*(Volume 45, 2014), 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Timpano, A. J., Schoenholtz, S. H., Soucek, D. J., & Zipper, C. E. (2018). Benthic macroinvertebrate community response to salinization in headwater streams in Appalachia USA over multiple years. *Ecological Indicators*, *91*, 645–656. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.031>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, *41*(Volume 41, 1996), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, *24*(3), 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Woodward, G. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: Assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, *54*(10), 2171–2187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02081.x>

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Résultats généraux

Pour mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à l'influence de l'urbanisation sur le fonctionnement des écosystèmes de cours d'eau, cette étude a suivi simultanément des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels de deux rivières soumises à un gradient d'urbanisation. Plus précisément, des indicateurs de la qualité de l'eau (paramètres abiotiques; pH, conductivité, turbidité, température), la composition taxonomique et la niche trophique des communautés de macroinvertébrés (paramètres biotiques), ainsi que le potentiel de décomposition (paramètre fonctionnel), ont été mis en relation avec la proportion de couvert imperméables. Enfin, des analyses de pistes ont permis de quantifier l'influence relative de ce proxy de l'urbanisation sur les différents paramètres des cours d'eau et de mettre en lumière les interactions qui les relient, révélant ainsi les voies directes et indirectes par lesquelles l'urbanisation modifie le fonctionnement des écosystèmes lotiques. Cette approche a permis non seulement de brosser un portrait des conséquences de l'urbanisation sur le fonctionnement des rivières à l'étude, illustrant la manifestation du « syndrome du cours d'eau urbain », mais aussi de mieux comprendre les mécanismes directs et indirects par lesquels ces altérations se produisent.

3.1.1 Paramètres abiotiques – qualité de l'eau

Les deux modèles d'équations structurelles effectués ont respectivement révélé un effet direct de la proportion de surface imperméable sur les paramètres de qualité de l'eau. Parmi ceux-ci, la conductivité et le pH se sont révélés comme étant les meilleurs indicateurs des perturbations urbaines parmi celles qui ont été mesurées en raison de leur

forte corrélation positive avec la proportion de surface imperméable. L'augmentation de la conductivité et de l'alcalinité de l'eau est cohérente avec les observations décrites par le « syndrome du cours d'eau urbain » de Walsh et al., (2005). Elle s'explique notamment par le ruissèlement provenant des surfaces imperméables qui mobilise les sels et minéraux issus de l'altération des matériaux urbains et des sels de voirie. Ceux-ci enrichissent les eaux en ions, tels que le calcium, le magnésium, le potassium et le bicarbonate. Cette concentration accrue en ions se traduit ensuite par une augmentation de la conductivité et de l'alcalinité des cours d'eau (Johnson et al., 2013; Kaushal et al., 2017). Or, malgré la variabilité locale et régionale des réponses des cours d'eau aux perturbations urbaines (Booth et al., 2016), les résultats obtenus ont permis de confirmer que l'urbanisation exerce bel et bien une influence mesurable sur le système étudié.

3.1.2 Paramètres biotiques – composition des communautés

Une influence de la proportion du couvert imperméable sur la structure des communautés de macroinvertébrés a également été mise en évidence par les deux modèles d'équations structurelles. Ils ont cette fois révélé des effets indirects de la proportion de surface imperméable sur la composition taxonomique et sur les niches trophiques des communautés de macroinvertébrés.

Dans le système d'étude analysé, l'homogénéisation des communautés en réponse à l'augmentation de la proportion de surface imperméable a été davantage expliquée par l'entremise des variations de la qualité de l'eau. Les sites présentant les plus fortes proportions de surfaces imperméables dans leurs sous-bassins versants respectifs abritaient des communautés dominées par des taxons tolérants aux perturbations, notamment les chironomes (*chironomidae*), les sangsues (*hirudinae*) et les oligochètes (*Oligochaeta*). Ces mêmes sites ont également affiché une plus grande similarité taxonomique entre eux, traduisant ainsi le processus d'homogénéisation des communautés le long du gradient urbain évoqué. Ce résultat peut s'expliquer par la sensibilité de certains taxons de macroinvertébrés aux conditions de la qualité de l'eau. Certains d'entre eux, comme des familles d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères, ont des capacités osmotiques et des tolérances aux contaminants limitées (Johnson et al., 2013). Ainsi, dans

des conditions de haute conductivité et d'alcalinité, comme dans certains sites des rivières Millette et Aux Sables, il est probable que ces familles d'EPT aient été désavantagées, au profit de taxons plus tolérants, comme les chironomes et les oligochètes qui dominent les communautés de ces sites.

3.1.3 Paramètres biotiques – Structure trophique

En ce qui concerne les niches trophiques, le modèle qui leur était consacré a révélé une contraction de l'amplitude des niches isotopiques influencée indirectement par les surfaces imperméables à travers la composition des communautés. Cette contraction correspond à une réduction de la diversité trophique, se traduisant par une occupation plus restreinte de l'espace isotopique par les communautés, soit une probable diminution de la diversité de ressources utilisées ($\delta^{13}\text{C}$) ou une probable réduction de l'amplitude des niveaux trophiques ($\delta^{15}\text{N}$). Des analyses supplémentaires ont indiqué que cette simplification est davantage associée à une moindre diversité des ressources détectée dans le réseau, soit un rétrécissement horizontal ($\delta^{13}\text{C}$) de la niche. Une telle diminution de la diversité trophique peut avoir des implications écologiques importantes, notamment une vulnérabilité accrue des communautés face aux perturbations et une simplification des réseaux trophiques des cours d'eau urbains (Duffy et al., 2007).

Le rétrécissement horizontal de la niche isotopique peut s'expliquer selon trois hypothèses. La première est l'élimination de niche causée par la perte non aléatoire de consommateurs spécialistes (Woodward, 2009). La deuxième concerne la niche généraliste, dans laquelle la rareté des ressources alimentaires conduit à une convergence des régimes alimentaires, comme une augmentation de l'omnivorie (Pyke et al., 1977). La dernière consiste en l'homogénéisation de la niche, dans laquelle l'homogénéité de la ressource amène les consommateurs à exploiter un éventail de ressources plus restreint, puisque les ressources dominantes tendent à être fortement privilégiées (Schoener, 1974). À noter que ces processus qui régissent la taille de la niche sont non exclusives et peuvent agir simultanément. Or, malgré la relation directe de la qualité de l'eau sur la composition de la communauté, qui pointe davantage vers l'hypothèse de l'élimination de niche, il n'est pas exclu que les autres hypothèses soient plausibles.

3.1.4 Paramètres fonctionnels

Enfin, bien qu'une diminution de la biodiversité ait été observée avec l'augmentation de la proportion de surfaces imperméables, le potentiel de décomposition a paradoxalement augmenté le long du même gradient urbain. À première vue, cette tendance contredit les prédictions classiques de la relation biodiversité – fonctionnement de l'écosystème (BEF), selon lesquelles une perte de diversité est généralement associée à une réduction des fonctions écosystémiques (Tilman et al., 2014). Toutefois, l'analyse de piste a révélé que la proportion de surfaces imperméables exerçait un effet direct plus important sur le potentiel de décomposition que via la variation des communautés de macroinvertébrés. Ce résultat, corroboré par les analyses préliminaires n'ayant pas détecté de contribution significative des macroinvertébrés à la dégradation des bandes de coton, souligne l'intérêt de distinguer les effets directs et indirects de l'urbanisation afin de mieux comprendre le décalage observé par rapport aux prédictions de la théorie BEF. Il apparaît ainsi que le potentiel de décomposition est principalement conditionné par des effets directs de l'urbanisation, probablement par des variables non mesurées associées aux surfaces imperméables, tandis que l'influence de la composition des communautés de macroinvertébrés semble secondaire.

Une variable particulièrement pertinente à intégrer aurait été la composition des communautés de microorganismes, notamment les communautés bactériennes et fongiques. En effet, les bactéries et champignons décomposeurs jouent un rôle central dans la dégradation de la matière organique des cours d'eau (Hayer et al., 2022). Les résultats de cette présente étude suggèrent d'ailleurs que les microorganismes pourraient compenser la faible contribution des macroinvertébrés au potentiel de décomposition, laquelle augmente malgré tout avec l'intensification de l'urbanisation. Contrairement aux macroinvertébrés, certaines bactéries semblent être favorisées par les conditions urbaines, ce qui peut accroître le potentiel de décomposition dans le cours d'eau (Imberger et al., 2008; Tagliaferro et al., 2022). Cette observation met en évidence la nécessité de considérer conjointement les macroinvertébrés et les communautés de microorganismes pour comprendre pleinement cette fonction écosystémique et les mécanismes qui sous-tendent sa réponse aux perturbations urbaines.

3.2 Perspectives de recherche

Les résultats obtenus dans cette étude constituent une des rares analyses intégratives visant à comprendre les mécanismes par lesquels l'urbanisation affecte le fonctionnement des écosystèmes lotiques. En mobilisant simultanément des variables abiotiques, biotiques et fonctionnelles, cette approche holistique a permis de dévoiler de manière empirique des liens de causalité et des interactions qui demeurent sous-documentés dans la littérature. Ce cadre analytique représente ainsi une contribution importante, car il répond à un manque bien identifiée : la difficulté de relier, dans un même modèle conceptuel, les réponses chimiques, biologiques et fonctionnelles des cours d'eau soumis à des pressions anthropiques croissantes (McFadden et al., 2023; Thompson et al., 2012; Woodward, 2009).

Toutefois, la portée intégrative de l'analyse a été limitée par la taille de l'échantillon, contrainte par les réalités logistiques et la capacité d'échantillonnage dans le contexte propre à cette étude. Cette limite a empêché l'inclusion de l'ensemble des relations causales dans un unique modèle d'équations structurelles, menant à la construction de deux modèles plutôt qu'un totalement unifié. Or, cette contrainte méthodologique met en lumière la pertinence d'approfondir davantage l'approche adoptée en élargissant le nombre de sites étudiés et en ajoutant une couverture longitudinale exhaustive de plusieurs rivières partageant des traits géomorphologiques similaires mais soumises à des degrés d'urbanisation contrastés. Un tel modèle permettrait non seulement de raffiner les liens causaux identifiés, mais aussi d'intégrer des composantes pertinentes qui ont émergé grâce à la présente étude, notamment les communautés de microorganismes, dont le rôle est déterminant pour la fonction de la décomposition.

D'autres perspectives méthodologiques découlent également des limites rencontrées. Par exemple, l'étude n'a pas pu intégrer des variables hydrologiques, alors que l'hydrologie constitue l'un des marqueurs les plus distinctifs du « syndrome du cours d'eau urbain » (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2005). Les régimes hydrologiques instables, caractérisés par des crues fréquentes, imprévisibles et de grande amplitude, sont susceptibles d'influencer directement la structure des communautés lotiques, notamment en fonction des capacités de résistance ou de recolonisation propres aux différents taxons

(Bourassa et al., 2017). L'intégration de traits fonctionnels, tels que la motilité ou la capacité d'encrage en relation avec l'hydrologie offrirait donc une piste prometteuse pour relier plus finement l'urbanisation à la structure des communautés et aux mécanismes écologiques étudiés.

Par ailleurs, les épisodes de crues intenses contribuent également à l'augmentation de la sédimentation, un autre processus central au fonctionnement des systèmes lotiques urbanisés (Waters, 1995). La sédimentation affecte à la fois la structure physique de l'habitat, la disponibilité des ressources et la dynamique des réseaux trophiques (Burdon et al., 2013). En effet, des travaux récents montrent que la surcharge sédimentaire peut perturber profondément l'organisation trophique des communautés de macroinvertébrés (Burdon et al., 2020). L'intégration de ce paramètre dans un cadre analytique similaire à celui adopté dans la présente étude permettrait donc de compléter le portrait mécanistique amorcé ici, en reliant explicitement les changements physiques induits par l'urbanisation aux réponses biotiques et fonctionnelles.

Dans un autre ordre d'idées, l'intégration d'une mesure de la sédimentation le long d'un large gradient d'urbanisation pourrait également remettre en perspective l'interprétation des structures de communautés et de fonctions observées dans cette étude, particulièrement compte tenu les caractéristiques géomorphologiques des rivières étudiées. En effet, celles-ci se distinguent par un substrat naturellement fin (Leblanc et al., 2013), une condition qui façonne déjà la composition et la diversité des communautés de macroinvertébrés (Mathers et al., 2024). Dans de tels systèmes, l'urbanisation, notamment par l'augmentation des épisodes de crues induits par les surfaces imperméables et les décharges des gouttes pluviaux, pourrait accentuer la sédimentation déjà naturellement élevée ou accroître l'instabilité des habitats en favorisant le déplacement récurrent des bancs de sédiments fins lors des crues (Waters, 1995). Dans ce contexte, la sédimentation pourrait s'avérer soit plus dommageable, soit plus difficile à distinguer de la variabilité naturelle inhérente au type de substrat.

Par exemple, la contribution négligeable des macroinvertébrés à la fonction de décomposition dans la rivière Milette et Aux Sables, telle que révélée par cette étude, pourrait provenir d'un mécanisme relié à la sédimentation qui mérite d'être exploré plus en profondeur. D'une part, il est possible que la densité des taxons décomposeurs comme

les trichoptères et les plécoptères soit réduite étant donné leur sensibilité aux perturbations anthropiques, menant à une réduction de leur efficacité fonctionnelle. C'est ce que soulignent les résultats de cette étude. D'autre part, la faible contribution observée pourrait également s'expliquer par leur densité naturellement réduite dans les systèmes dominés par un substrat fin, comme les rivières étudiées (Angradi, 1999; Larsen et al., 2009). En effet, les habitats à substrat meuble offrent une moindre stabilité structurelle et une moindre capacité de rétention de la matière organique, ce qui peut limiter l'installation et l'activité des grands décomposeurs benthiques (Rabení et al., 2005). Ainsi, la combinaison d'un habitat peu favorable et d'une pression anthropique accrue pourrait créer un contexte dans lequel les décomposeurs sont soit marginalisés au profit des microorganismes plus résilients, soit présents en densités trop faibles pour assurer un rôle fonctionnel significatif. Cette hypothèse illustre bien la pertinence de l'approche proposée dans cette étude et renforce la nécessité de poursuivre ce type d'analyses holistiques et intégratrices afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents aux effets, déjà bien documentés, de l'urbanisation sur le fonctionnement des écosystèmes.

3.3 Conclusion

L'étude présentée dans ce mémoire a permis de mieux comprendre les mécanismes par lesquels l'urbanisation modifie le fonctionnement des écosystèmes lotiques, en mobilisant de manière intégrée des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels. Au-delà des résultats empiriques présentés, elle illustre surtout la pertinence des approches holistiques pour caractériser les multiples relations causales par lesquelles l'urbanisation transforme les cours d'eau. En ce sens, Elle constitue une contribution utile au développement d'analyses véritablement mécanistiques des écosystèmes urbains, tout en mettant en évidence les limites méthodologiques qui devront guider les travaux futurs.

Plus largement, les processus observés ici invitent à replacer l'étude des cours d'eau urbains dans un cadre théorique plus englobant : celui des méta-écosystèmes. L'urbanisation ne reconfigure pas seulement les écosystèmes lotiques, mais modifie également les flux réciproques de matière, d'énergie et d'organismes entre les milieux terrestres et aquatiques, conduisant notamment au découplage, à la simplification à

l'homogénéisation des réseaux trophiques (Perrelet et al., 2025; Twining et al., 2025). En perturbant ces échanges à grande échelle, les paysages urbanisés redéfinissent les conditions mêmes du fonctionnement écosystémique (Harvey et al., 2023; Marcarelli et al., 2011). Ainsi, l'approche intégratrice adoptée dans ce mémoire constitue une étape importante vers une compréhension méta-écosystémique de l'urbanisation, mais elle souligne aussi l'ampleur des efforts interdisciplinaires encore nécessaires pour appréhender pleinement les dynamiques écologiques émergentes dans les bassins versants anthropisés.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, *50*(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *35*(Volume 35, 2004), 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Angradi, T. R. (1999). Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in appalachian streams: A field experiment with biomonitoring applications. *Journal of the North American Benthological Society*, *18*(1), 49–66. <https://doi.org/10.2307/1468008>
- Bartels, P., Cucherousset, J., Steger, K., Eklöv, P., Tranvik, L. J., & Hillebrand, H. (2012). Reciprocal subsidies between freshwater and terrestrial ecosystems structure consumer resource dynamics. *Ecology*, *93*(5), 1173–1182. <https://doi.org/10.1890/11-1210.1>
- Bohus, A., Gál, B., Barta, B., Szivák, I., Karádi-Kovács, K., Boda, P., Padisák, J., & Schmera, D. (2023). Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia*, *850*(4), 881–899. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05130-1>
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, *35*(1), 412–420. <https://doi.org/10.1086/684940>
- Bourassa, A. L., Fraser, L., & Beisner, B. E. (2017). Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *Journal of Urban Ecology*, *3*(1), jux012. <https://doi.org/10.1093/jue/jux012>
- Burdon, F. J., McIntosh, A. R., & Harding, J. S. (2013). Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications*, *23*(5), 1036–1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
- Burdon, F. J., McIntosh, A. R., & Harding, J. S. (2020). Mechanisms of trophic niche compression: Evidence from landscape disturbance. *Journal of Animal Ecology*, *89*(3), 730–744. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13142>

- Cardinale, B. J., Nelson, K., & Palmer, M. A. (2000). Linking species diversity to the functioning of ecosystems: On the importance of environmental context. *Oikos*, *91*(1), 175–183. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910117.x>
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Emmett Duffy, J., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, *443*(7114), 989–992. <https://doi.org/10.1038/nature05202>
- Chadwick, M. A., Dobberfuhl, D. R., Benke, A. C., Hury, A. D., Suberkropp, K., & Thiele, J. E. (2006). Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications*, *16*(5), 1796–1807. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016%255B1796:UASEFB%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016%255B1796:UASEFB%255D2.0.CO;2)
- Chang, F.-H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., & Resh, V. H. (2014). Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, *186*(4), 2135–2149. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3523-6>
- Cotrufo, F., & Pressler, Y. (2023). *A primer on stable isotopes in ecology*. Oxford University Press.
- Daniel, M. H. B., Montebelo, A. A., Bernardes, M. C., Ometto, J. P. H. B., Camargo, P. B. de, Krusche, A. V., Ballester, M. V., Victoria, R. L., & Martinelli, L. A. (2002). Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the piracicaba river basin. *Water, Air, and Soil Pollution*, *136*(1), 189–206. <https://doi.org/10.1023/A:1015287708170>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duffy, J. E., Cardinale, B. J., France, K. E., McIntyre, P. B., Thébault, E., & Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: Incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*, *10*(6), 522–538. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01037.x>
- El-Sabaawi, R. (2018). Trophic structure in a rapidly urbanizing planet. *Functional Ecology*, *32*(7), 1718–1728. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13114>

- Ferreira, V., Elozegi, A., D. Tiegs, S., von Schiller, D., & Young, R. (2020). Organic matter decomposition and ecosystem metabolism as tools to assess the functional integrity of streams and rivers—A systematic review. *Water*, 12(12), 3523. <https://doi.org/10.3390/w12123523>
- Fletcher, T. D., Burns, M. J., Russell, K. L., Hamel, P., Duchesne, S., Cherqui, F., & Roy, A. H. (2024). Concepts and evolution of urban hydrology. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(11), 789–801. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00599-x>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Gessner, M. O., Chauvet, E., & Dobson, M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85(2), 377–384. <https://doi.org/10.2307/3546505>
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., & Zipperer, W. C. (2003). Down by the riverside: Urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 315–321. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001%255B0315:DBTRUR%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001%255B0315:DBTRUR%255D2.0.CO;2)
- Harvey, E., Marleau, J. N., Gounand, I., Leroux, S. J., Firkowski, C. R., Altermatt, F., Guillaume Blanchet, F., Cazelles, K., Chu, C., D'Aloia, C. C., Donelle, L., Gravel, D., Guichard, F., McCann, K., Ruppert, J. L. W., Ward, C., & Fortin, M.-J. (2023). A general meta-ecosystem model to predict ecosystem functions at landscape extents. *Ecography*, 2023(11), e06790. <https://doi.org/10.1111/ecog.06790>
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., & Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34(1), 112–124. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0221-8>
- Hayer, M., Wymore, A. S., Hungate, B. A., Schwartz, E., Koch, B. J., & Marks, J. C. (2022). Microbes on decomposing litter in streams: Entering on the leaf or colonizing in the water? *The ISME Journal*, 16(3), 717–725. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-01114-6>

- He, F., Zarfl, C., Bremerich, V., David, J. N. W., Hogan, Z., Kalinkat, G., Tockner, K., & Jähnig, S. C. (2019). The global decline of freshwater megafauna. *Global Change Biology*, 25(11), 3883–3892. <https://doi.org/10.1111/gcb.14753>
- Hynes, H. B. N. (1975). The stream and its valley. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. (world). <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03680770.1974.11896033>
- Imberger, S. J., Walsh, C. J., & Grace, M. R. (2008). More microbial activity, not abrasive flow or shredder abundance, accelerates breakdown of labile leaf litter in urban streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 549–561. <https://doi.org/10.1899/07-123.1>
- Iñiguez-Armijos, C., Rausche, S., Cueva, A., Sánchez-Rodríguez, A., Espinosa, C., & Breuer, L. (2016). Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4849–4865. <https://doi.org/10.1002/ece3.2257>
- Johnson, R. C., Jin, H.-S., Carreiro, M. M., & Jack, J. D. (2013). Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, 58(5), 843–857. <https://doi.org/10.1111/fwb.12090>
- Kaushal, S. S., Duan, S., Doody, T. R., Haq, S., Smith, R. M., Newcomer Johnson, T. A., Newcomb, K. D., Gorman, J., Bowman, N., Mayer, P. M., Wood, K. L., Belt, K. T., & Stack, W. P. (2017). Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use. *Applied Geochemistry, Urban Geochemistry*, 83, 121–135. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.02.006>
- Larsen, S., Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2009). Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshwater Biology*, 54(1), 203–219. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02093.x>
- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., & Post, D. M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88(1), 42–48. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88%255B42:CSIRPF%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88%255B42:CSIRPF%255D2.0.CO;2)
- Leach, J. A., Kelleher, C., Kurylyk, B. L., Moore, R. D., & Neilson, B. T. (2023). A primer on stream temperature processes. *WIREs Water*, 10(4), e1643. <https://doi.org/10.1002/wat2.1643>

- Leblanc, Y., Légaré, G., Lacasse, K., Parent, M., & Campeau, S. (2013). Caractérisation hydrogéologique du sud-ouest de la Mauricie. *Rapport Déposé Au Ministère Du Développement Durable, de l'Environnement, de La Faune et Des Parcs Dans Le Cadre Du Programme d'acquisition de Connaissances Sur Les Eaux Souterraines Du Québec Département Des Sciences de l'environnement, Université Du Québec à Trois-Rivières*, 134. https://rqes.ca/wp-content/uploads/2016/08/leblanc_yves_res_2010.pdf
- Lecerf, A., & Richardson, J. S. (2010). Biodiversity-ecosystem function research: Insights gained from streams. *River Research and Applications*, 26(1), 45–54. <https://doi.org/10.1002/rra.1286>
- Leibold, M. A. (1995). The niche concept revisited: Mechanistic models and community context. *Ecology*, 76(5), 1371–1382. <https://doi.org/10.2307/1938141>
- Likens, G. E., & Bormann, F. H. (1974). Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience*, 24(8), 447–456. <https://doi.org/10.2307/1296852>
- Liu, Z., He, C., & Wu, J. (2016). The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. *PLOS ONE*, 11(4), e0154613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>
- Loreau, M., & de Mazancourt, C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16(s1), 106–115. <https://doi.org/10.1111/ele.12073>
- Loreau, M., Mouquet, N., & Holt, R. D. (2003). Meta-ecosystems: A theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters*, 6(8), 673–679. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00483.x>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Marcarelli, A. M., Baxter, C. V., Mineau, M. M., & Hall Jr., R. O. (2011). Quantity and quality: Unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology*, 92(6), 1215–1225. <https://doi.org/10.1890/10-2240.1>
- Mathers, K. L., Armitage, P. D., Hill, M., Bickerton, M., Mckenzie, M., Pardo, I., Tickner, D., & Wood, P. J. (2024). Context specific effects of substrate composition on the taxonomic

- and functional diversity of macroinvertebrate communities in temperate lowland streams. *Ecology and Evolution*, 14(8), e70034. <https://doi.org/10.1002/ece3.70034>
- McFadden, I. R., Sendek, A., Brosse, M., Bach, P. M., Baity-Jesi, M., Bolliger, J., Bollmann, K., Brockerhoff, E. G., Donati, G., Gebert, F., Ghosh, S., Ho, H.-C., Khaliq, I., Lever, J. J., Logar, I., Moor, H., Odermatt, D., Pellissier, L., de Queiroz, L. J., ... Narwani, A. (2023). Linking human impacts to community processes in terrestrial and freshwater ecosystems. *Ecology Letters*, 26(2), 203–218. <https://doi.org/10.1111/ele.14153>
- McKie, B. G., Schindler, M., Gessner, M. O., & Malmqvist, B. (2009). Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: Environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia*, 160(4), 757–770. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1336-7>
- McKinney, C. R., McCREA, J. M., Epstein, S., Allen, H. A., & Urey, H. C. (1950). Improvements in mass spectrometers for the measurement of small differences in isotope abundance ratios. *The Review of Scientific Instruments*, 21(8), 724–730. <https://doi.org/10.1063/1.1745698>
- Miguel-Chinchilla, L., Heasley, E., Loiselle, S., & Thornhill, I. (2019). Local and landscape influences on turbidity in urban streams: A global approach using citizen scientists. *Freshwater Science*, 38(2), 303–320. <https://doi.org/10.1086/703460>
- Nakano, S., Miyasaka, H., & Kuhara, N. (1999). Terrestrial–aquatic linkages: Riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food Web. *Ecology*, 80(7), 2435–2441. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080%255B2435:TALRAI%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080%255B2435:TALRAI%255D2.0.CO;2)
- Nakano, S., & Murakami, M. (2001). Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(1), 166–170. <https://doi.org/10.1073/pnas.98.1.166>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverri-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

- Newsome, S. D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S., & Phillips, D. L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 429–436. <https://doi.org/10.1890/060150.1>
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Perrelet, K., Cook, L. M., Reji Chacko, M., Altermatt, F., & Moretti, M. (2025). Urbanisation drives the decoupling, simplification, and homogenization of aquatic and terrestrial food webs. *Ecology Letters*, 28(9), e70212. <https://doi.org/10.1111/ele.70212>
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 18(Volume 18, 1987), 293–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>
- Polis, G. A., Anderson, W. B., & Holt, R. D. (1997). Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 289–316. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.289>
- Post, D. M. (2002). The long and short of food-chain length. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(6), 269–277. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02455-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02455-2)
- Pyke, G. H., Pulliam, H. R., & Charnov, E. L. (1977). Optimal foraging: A selective review of theory and tests. *The Quarterly Review of Biology*, 52(2), 137–154. <https://doi.org/10.1086/409852>
- Rabeni, C. F., Doisy, K. E., & Zweig, L. D. (2005). Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences*, 67(4), 395–402. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0793-2>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

- Richardson, J. S., Zhang, Y., & Marczak, L. B. (2010). Resource subsidies across the land–freshwater interface and responses in recipient communities. *River Research and Applications*, 26(1), 55–66. <https://doi.org/10.1002/rra.1283>
- Robert, A., Pinel-Alloul, B., Taranu, Z. E., & Harvey, E. (2024). Green landscape and macrophyte cover influence macroinvertebrate taxonomic and functional feeding groups in urban waterbodies at multiple spatial scales. *Aquatic Sciences*, 86(4), 104. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01119-1>
- Ryan, P. A. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25(2), 207–221. <https://doi.org/10.1080/00288330.1991.9516472>
- Sabouri, F., Gharabaghi, B., Mahboubi, A. A., & McBean, E. A. (2013). Impervious surfaces and sewer pipe effects on stormwater runoff temperature. *Journal of Hydrology*, 502, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.08.016>
- Sato, T., Watanabe, K., Kanaiwa, M., Niizuma, Y., Harada, Y., & Lafferty, K. D. (2011). Nematomorph parasites drive energy flow through a riparian ecosystem. *Ecology*, 92(1), 201–207. <https://doi.org/10.1890/09-1565.1>
- Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185(4145), 27–39. <https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Tagliaferro, M., Buria, L., Giorgi, A., & Albariño, R. (2022). Nutrient enrichment and altered temperature regime explain litter decomposition in cold-temperate urban streams. *Hydrobiologia*, 849(7), 1559–1574. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04796-x>
- Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekin, S. A., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of*

- the North American Benthological Society*, 29(1), 118–146. <https://doi.org/10.1899/08-170.1>
- Thompson, R. M., Brose, U., Dunne, J. A., Hall, R. O., Hladyz, S., Kitching, R. L., Martinez, N. D., Rantala, H., Romanuk, T. N., Stouffer, D. B., & Tylianakis, J. M. (2012). Food webs: Reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(12), 689–697. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.005>
- Tiegs, S. D., Clapcott, J. E., Griffiths, N. A., & Boulton, A. J. (2013). A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological Indicators*, 32, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.013>
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Twining, C. W., Blanco, A., Dutton, C., Kainz, M. J., Harvey, E., Kowarik, C., Kraus, J. M., Martin-Creuzburg, D., Parmar, T. P., Razavi, N. R., Richoux, N., Saboret, G., Sarran, C., Schmidt, T. S., Shipley, J. R., & Subalusky, A. L. (2025). Integrating the bright and dark sides of aquatic resource subsidies—A synthesis. *Ecology Letters*, 28(4), e70109. <https://doi.org/10.1111/ele.70109>
- van Vliet, J. (2019). Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nature Sustainability*, 2(8), 755–763. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>
- Wallace, J. B., Eggert, S. L., Meyer, J. L., & Webster, J. R. (2015). Stream invertebrate productivity linked to forest subsidies: 37 stream-years of reference and experimental data. *Ecology*, 96(5), 1213–1228. <https://doi.org/10.1890/14-1589.1>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41(Volume 41, 1996), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>

- Wang, B., Sun, W., Ye, X., Liu, Z., & Zhang, H. (2025). Occurrence, analytical methods, and ecotoxicological effects of 6PPD-Quinone in aquatic environments: A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 193, 118449. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118449>
- Waters, T. F. (1995). *Sediment in streams: Sources, biological effects, and control*. American Fisheries Society.
- Weiskopf, S. R., Lerman, S. B., Isbell, F., & Lyn Morelli, T. (2024). Biodiversity promotes urban ecosystem functioning. *Ecography*, 2024(9), e07366. <https://doi.org/10.1111/ecog.07366>
- Wiederkehr, F., Wilkinson, C. L., Zeng, Y., Yeo, D. C. J., Ewers, R. M., & O’Gorman, E. J. (2020). Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. *Biological Conservation*, 249, 108634. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108634>
- Woodward, G. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: Assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, 54(10), 2171–2187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02081.x>
- Yang, L. H., Bastow, J. L., Spence, K. O., & Wright, A. N. (2008). What can we learn from resource pulses. *Ecology*, 89(3), 621–634. <https://doi.org/10.1890/07-0175.1>

ANNEXE A

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S1. Physical characteristics of each site in the Aux Sables and Milette rivers.

Sites are numbered according to their position: 1 mark the upstream and 10 the downstream of the Aux Sables River; 11 mark the upstream and 20 the downstream of the Milette River.

Sites	River	Impervious cover (%)	Wetted Width (m)	Depth (m)	Fine Sediment Substrate (%)
1	Sables	8.1	2.5	0.2	100
2	Sables	0.1	3	0.2	100
3	Sables	1.9	2	0.3	100
4	Sables	7.6	3	0.6	85
5	Sables	10.5	3	0.4	100
6	Sables	9.5	4	0.4	100
7	Sables	19.1	3	0.3	100
8	Sables	18.4	3	0.4	95
9	Sables	34.3	3	0.5	100
10	Sables	34.5	5	0.6	90
11	Milette	27.1	1	0.2	100
12	Milette	37.6	2	0.3	98
13	Milette	39.2	2.5	0.3	98
14	Milette	43.0	3	0.3	95
15	Milette	35.6	3.5	0.6	100
16	Milette	63.8	3.5	0.3	100
17	Milette	47.2	3	0.5	90
18	Milette	75.6	3	0.2	100
19	Milette	72.9	2.5	0.3	100
20	Milette	67.4	5	0.6	80

Table S2. Physico-chemical parameters mean and standard deviation (mean \pm SD) in Aux Sables and Milette streams.

River	Temperature ($^{\circ}$ C)	Conductivity (μ S/cm)	Turbidity (NTU)	Ph
Sables	7.99 \pm 1.39	145.43 \pm 43.19	7.85 \pm 2.33	6.77 \pm 0.19
Milette	7.89 \pm 1.30	460.30 \pm 192.90	6.96 \pm 3.36	7.33 \pm 0.23

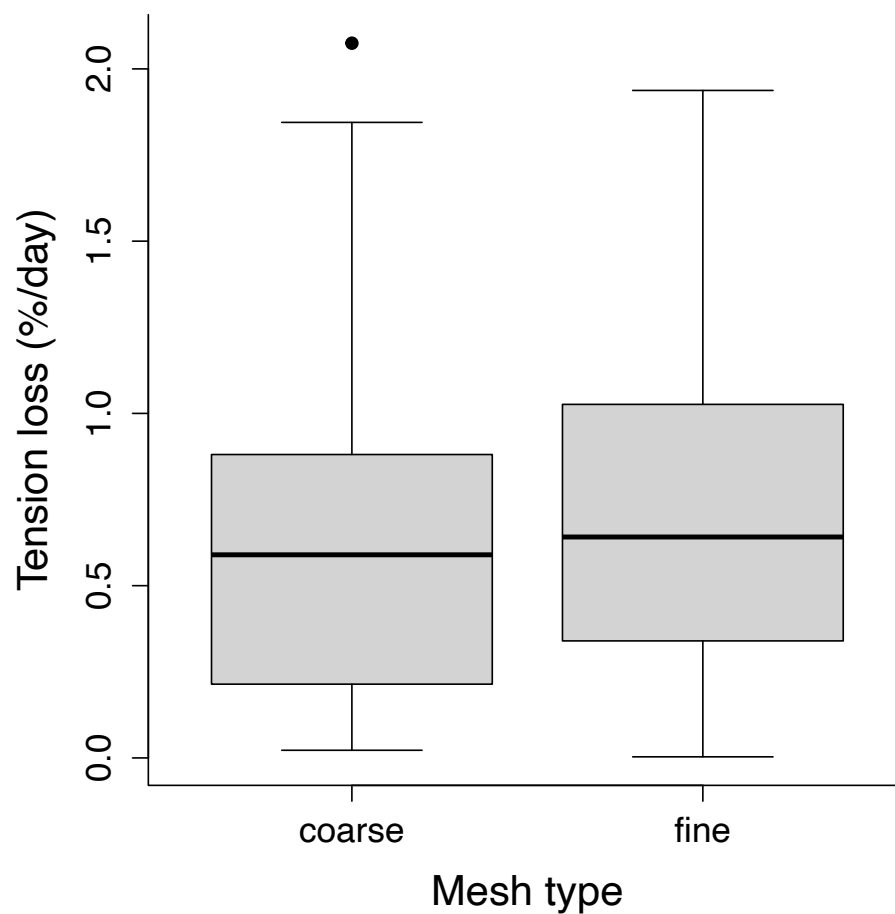


Figure S1. Tension loss in function of mesh size treatment of cotton strips incubated in Rivière aux Sables and Rivière Milette water. No significant differences in tension loss were detected between mesh types, according to the Wilcoxon test ($W = 2299$, p -value = 0.4514) for central tendency and Levene's test (F -value = 0.0001, p -value = 0.9903).

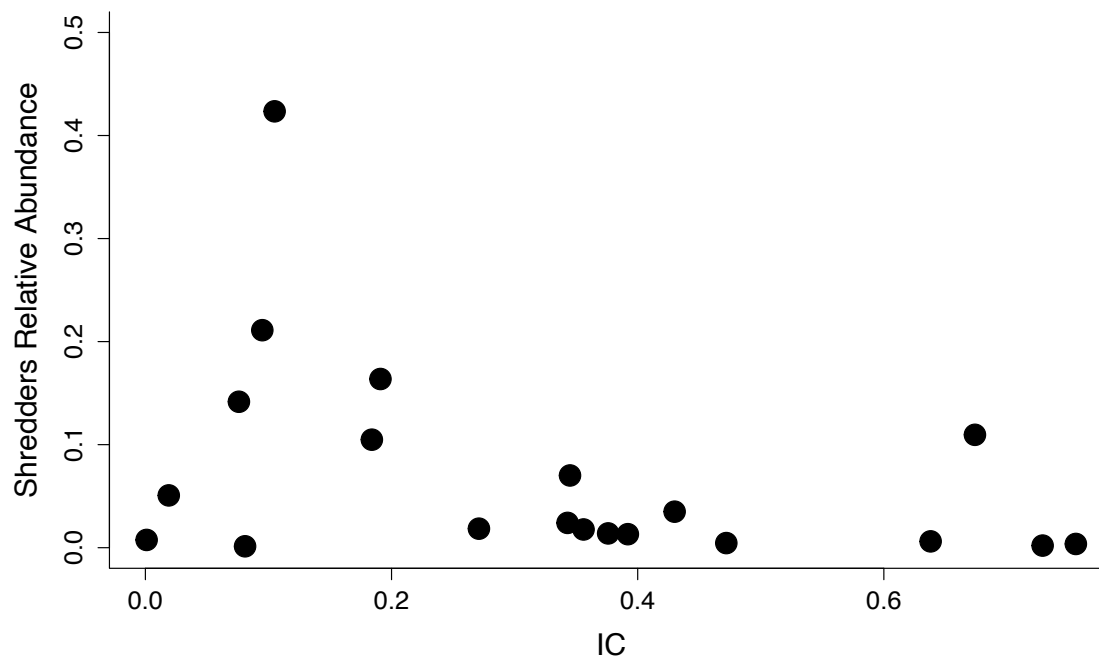


Figure S2. Relative abundance of shredder's taxa in function of impervious cover expressed as a percentage. Shredders sampled in this study included Amphipoda, Capniidae, Chrysomelidae, Crambidae, Curculionidae, Haliplidae, Isopoda, Lepidostomatidae, Leutricidae, Limnephilidae, Limoniidae, and Tipulidae.

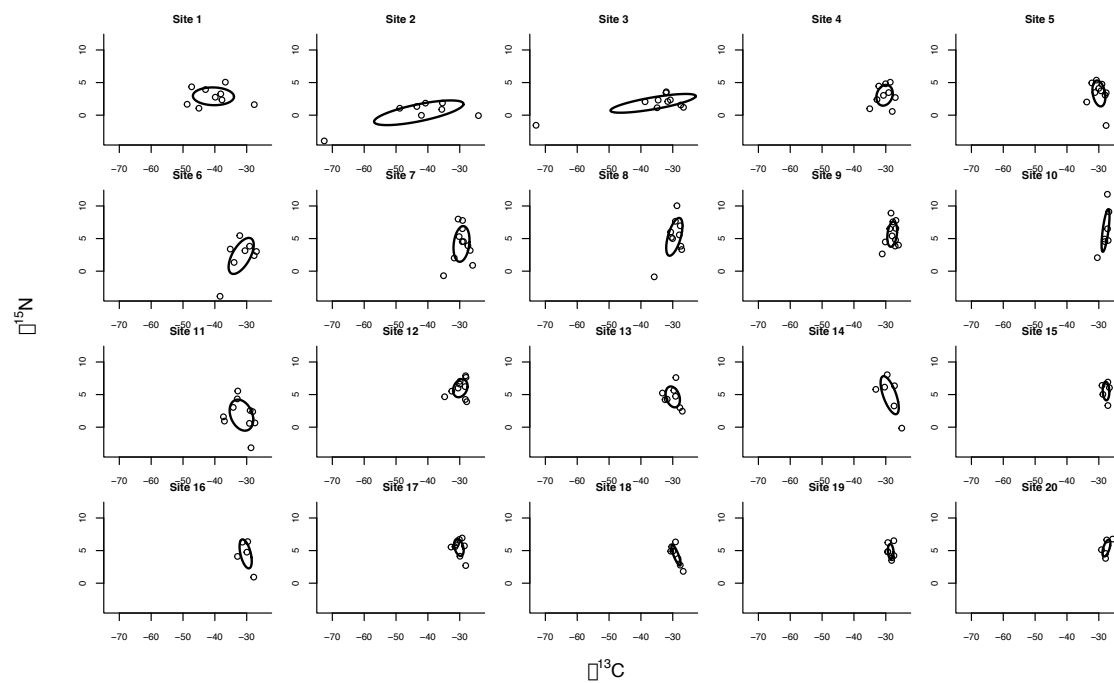


Figure S3. Standard ellipse areas (SEA) representing macroinvertebrate trophic niche width across sites. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values are expressed in per mil (‰).

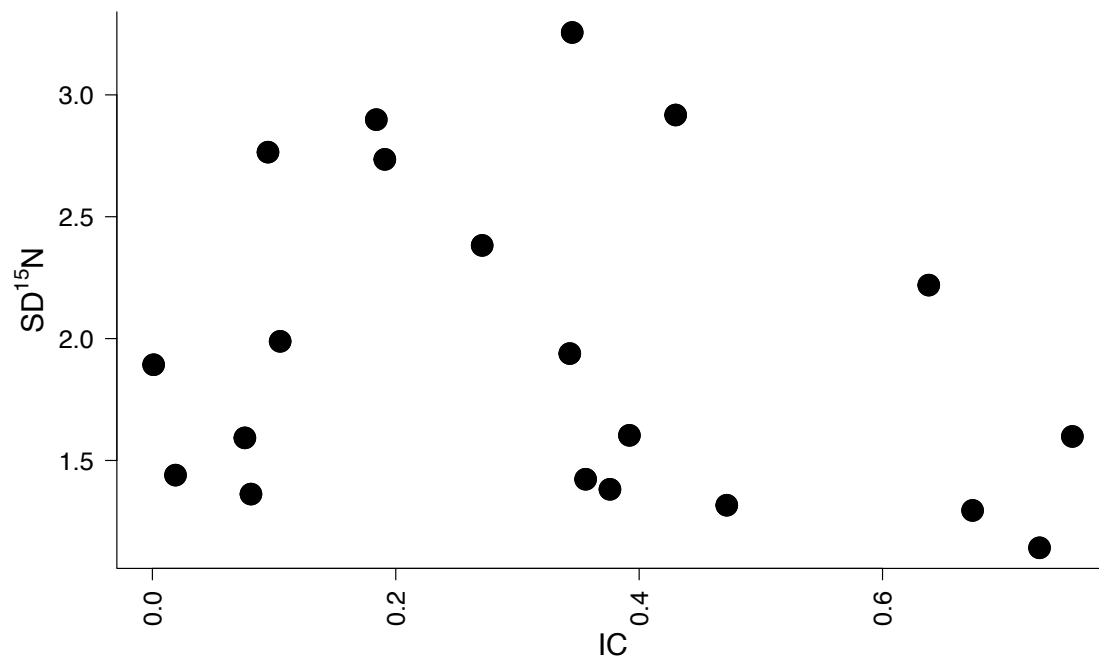


Figure S4. Relationship between Standard Deviation (SD) of $\delta^{15}\text{N}$ and impervious cover (IC).